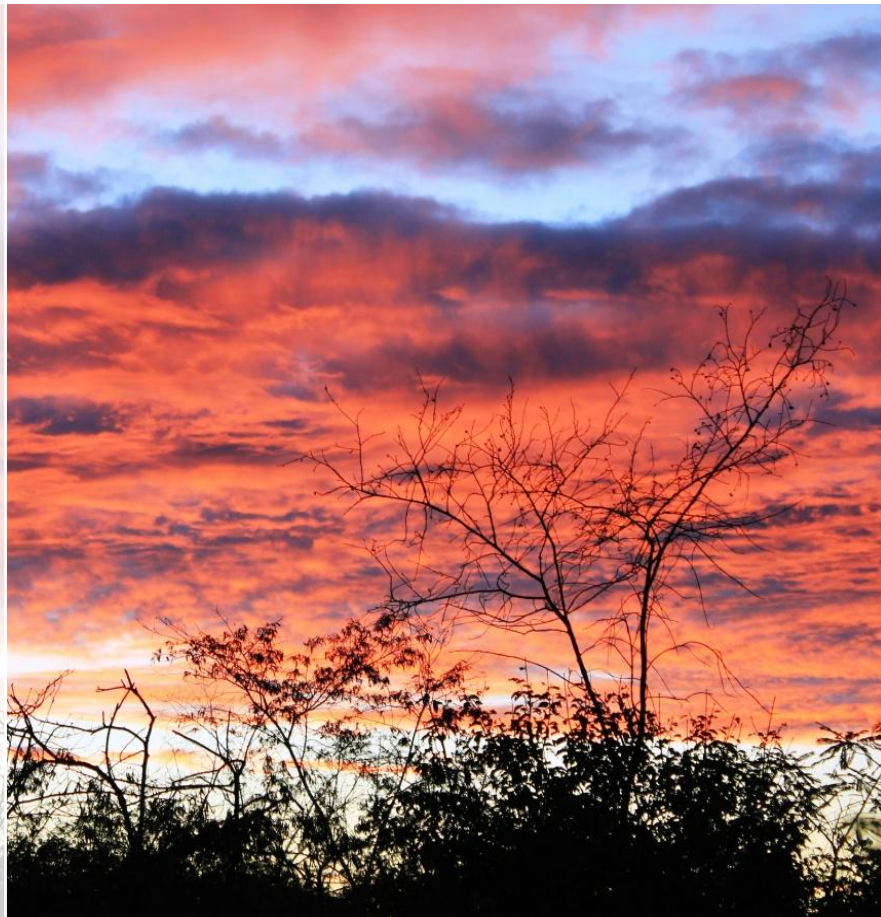


**Curso de Campo PPG Ecologia
UFRN**

**ESEC - Seridó
2011**



**Programa de Pós-Graduação em Ecologia
Universidade Federal do Rio Grande do Norte**

AGRADECIMENTOS

Ao professor André Megali, Coordenador do Programa de Pós-Graduação em Ecologia (PPGE) da Universidade Federal do Rio Grande do Norte, por todo apoio dispensado para a realização desta segunda versão da disciplina Ecologia de Campo; Ao Sr George S. Batista, Gestor da Estação Ecológica do Seridó-RN, por todo apoio e hospitalidade na Unidade; Ao Prof Adalberto Varela e ao Sr Carlos Varela Freire, pelo auxílio nas várias etapas da realização deste Curso; Ao SISBIO pela rapidez na liberação da autorização (número: 23310-1) para a realização da disciplina; À Sra Ana Rúbia da Silva pelas deliciosas refeições e compreensão.

PESQUISADORES



Alexandre Vasconcellos



Gindomar G. Santana



Márcio Zikán Cardoso



Mauro Pichorim

DOUTORANDOS



Adriana Pellegrini Manhães



David Lucas Rohr



Eliana Faria de Oliveira



Guilherme Gerhardt
Mazzochini



Ricardo Almeida Emidio



Silvana Masciadri Bálamo

MESTRANDOS



Ana Clezia Simplicio de Moraes



Bruno Gazola de Faria



Emerson de Medeiros Sousa



Gustavo Brant de C. Paterno



Honara Morgana da Silva



Laura Martina Fernandez



Leide Amara Pereira da Silva



Leonardo Emmanuel F Carvalho



Lucas Viegas Francisco



Nicholas S Aires de Araujo



Pedro de Farias C. Macedo



Phoeve Macario



Tanagara Irina de S. N. Falcao



Tonny Marques de O. Júnior

A CAATINGA DA ESEC SERIDÓ

O bioma da Caatinga é considerado o único bioma exclusivo do Brasil, cobrindo 734.478 km² na região Nordeste e ocorrendo em manchas no norte de Minas Gerais (Scardua, 2004). O bioma Caatinga é caracterizado por um clima quente e semi-árido, fortemente sazonal, com menos de 1000mm de chuva anuais, concentrados fortemente em um período de três a seis meses. Os totais de chuva variam muito de ano para ano e, em intervalos de dez a vinte anos, caem a menos de metade da média (podendo levar até cinco anos), fenômeno conhecido como “seca” (Velloso et al., 2002).

Os ambientes da caatinga são extremamente diversos, proporcionados por um mosaico de tipos de vegetação, em geral caducifólia, xerófila e espinhosa, dependendo do mosaico de solos e disponibilidade hídrica (Velloso et al., 2002). Os diversos tipos de Caatinga estendem-se também por regiões mais altas e de relevo variado, incluindo caatinga arbustivo arbórea, mata seca, mata úmida, carrasco e formações abertas com dominância de cactáceas e bromeliáceas.

A Estação Ecológica do Seridó encontra-se localizada na ecorregião caracterizada como Depressão Sertaneja Setrentional (Velloso et al., 2002), região essa que engloba a maior parte dos estados da Paraíba, Rio Grande do Norte e Ceará e prolonga-se até uma faixa no estado do Piauí. Dentre as áreas do bioma Caatinga, esta ecorregião é uma das mais impactadas pela ação antrópica, mas entretanto possui poucas áreas protegidas em termos de número e área total.

A região do Seridó apresenta relevo suave, com solos pedregosos e mais raros que o restante da região. A altitude varia de 100 a 400m, com elevações de 400 a 700m. A

principal característica desta região é a irregularidade pluviométrica, com pluviosidade altamente concentrada e podendo chegar a 10 meses secos ao ano. É uma área com longa história de perturbação, usada há longo tempo por pecuária, assim como mineração (Velloso, 2002).

A região do Seridó é considerada um dos centros críticos de desertificação no país. A região do Seridó tem longo histórico de degradação, com relatos de queimadas feitas por fazendeiros para defender suas terras e abrir caminho na caatinga fechada na década de 1920 (Scardua, 2004). Atualmente existe uma grande pressão de olarias na região que demandam uma grande quantidade de lenha.

A Estação Ecológica do Seridó possui 1,163 ha e encontra-se no município de Serra Negra do Norte, vizinho à Caicó, a terceira cidade em tamanho e número de habitantes do estado do Rio Grande do norte. A ESEC-Seridó foi criada em 1982 em uma área antes pertencente à fazenda Solidão. Em sua área eram desenvolvidas atividades de pecuária e cultivo de algodão. Dentre as perturbações anteriores à instalação da reserva encontram-se a construção de um açude, extração de madeira e introdução de espécies exóticas como algaroba e leucena (Simon, 2004).

Referências

- Scardua, F.P. (coord) 2004. Plano de manejo da ESEC Seridó. MMA.
- Simon, M.F. 2004. Avaliação ecológica rápida para o plano de manejo da Estação Ecológica do Seridó, RN. MMA.
- Velloso, A.L., Sampaio, E.V.S.B., Pareyn, F.G.C. 2002. Ecorregiões – Proposta para o bioma caatinga. Resultado do Seminário de Planejamento Ecorregional da Caatinga, Aldeia-PE. MMA. Nature Conservancy do Brasil e PNE.

Conteúdo

Conteúdo	Página
Parte I Projetos com orientação	
Projetos com orientação I	4
O EFEITO DO PARASITISMO POR <i>Phoradendron</i> sp. (Santalalaceae) NO MOFUMBU (<i>Combretum leprosum</i> , Combretaceae)	5
TRADE-OFF EM INVESTIMENTO REPRODUTIVO E COMPETIÇÃO INTRA-ESPECÍFICA EM UMA HERBÁCEA DO SEMI-ÁRIDO BRASILEIRO	11
ABUNDÂNCIA E DIVERSIDADE DE RECURSOS OU IDENTIDADE DE ESPÉCIES: O QUE É MAIS IMPORTANTE PARA A HERBIVORIA DE DUAS ESPÉCIES DA CAATINGA?	16
AVES COMO ILHAS: QUANTO MAIORES MAIS RIQUEZA E ABUNDÂNCIA DE ECTOPARASITAS?	23
COMPORTAMENTO DE FUGA EM <i>Lepitodactylus macrosternum</i> E <i>Rhinella jimi</i> (AMPHIBIA, ANURA) SOB CONDIÇÕES EXPERIMENTAIS	30
Projetos com orientação II	35
CANHOTO OU DESTRO? ANÁLISE DA LATERALIZAÇÃO MOTORA EM <i>Rhinella jimi</i> (Amphibia, Anura: Bufonidae)	36
EFEITO DE <i>Poinceianella pyramidalis</i> NO RECRUTAMENTO DE ESPÉCIES LENHOSAS E HERBÁCEAS	40
ORIENTAÇÃO DE BORBOLETAS MIGRATÓRIAS NO SEMIÁRIDO BRASILEIRO	45
ESTRATÉGIAS DE VIDA EM DIFERENTES HABITATS E GUILDAS TRÓFICAS DA COMUNIDADE DE AVES NA CAATINGA, SERRA NEGRA DO NORTE, RN	50
ARTRÓPODES SOB ROCHAS AO LONGO DE UM RIO TEMPORÁRIO NO SEMI-ÁRIDO NORDESTE: CO-OCORRÊNCIA EXPLICA A ESTRUTURAÇÃO DESSAS COMUNIDADES?	58
Projetos com orientação III	63
DIVERSIDADE DA EPIFAUNA DE ARTRÓPODES DO SOLO SOB DUAS ESPÉCIES DE ÁRVORES DA CAATINGA	64
AVALIAÇÃO DO GRAU DE ASSIMETRIA EM TRÊS ESPÉCIES DE AVES DA FAMÍLIA COLUMBIDAE NA ESEC-SERIDÓ, NORDESTE DO BRASIL	68
INFLUÊNCIA DO HEMIPARASITO <i>Phorodendrum</i> sp. (ERVA DE PASSARINHO) NA DISPERSÃO DE SEMENTES DE <i>Combretum leprosum</i> (MUFUMBO)	73

EFEITO DA FLORIVORIA SOBRE A TAXA DE VISITAÇÃO DOS POLINIZADORES EM *Ipomoea nil* (Convolvulaceae) 78

Nasutitermes corniger (Isoptera, Termitidae) CONSTROI NINHOS POLICÁLICOS NO SEMI-ÁRIDO NORDESTINO? 83

Parte II - Projetos livres

Projetos sem orientação I 87

A RIQUEZA DE FORMIGAS É MENOR NA COPA DE ÁRVORES DA CAATINGA QUE NO SOLO? 88

RIQUEZA E ABUNDÂNCIA DE ARANHAS RELACIONADAS À COMPLEXIDADE ESTRUTURAL DE *Croton sonderianus* Muell. Arg. 92

EFEITO DA FLORIVORIA SOBRE AS TAXAS DE VISITAÇÃO DE TRÊS ESPÉCIES DE HYMENOPTERA EM *Ipomoea nil* (CONVOLVULACEA) 97

RELAÇÃO ENTRE A ESTRUTURA E RIQUEZA DA VEGETAÇÃO LENHOSA E RIQUEZA DE AVES NA SERRA VERDE DA ESTAÇÃO ECOLÓGICA DO SERIDÓ, RN 103

EFEITO DE TRILHA SOBRE A COMUNIDADE DE FORMIGAS EM UM FRAGMENTO DE CAATINGA NO SERIDÓ 108

Projetos sem orientação II 113

RIQUEZA E ABUNDÂNCIA DE HERBÁCEAS SOB O DOSSEL DE LENHOSA EXÓTICA (*Prosopis juliflora*) E LENHOSA NATIVA (*Mimosa hostilis*) NA CAATINGA, ESEC-SERIDÓ 114

EVIDÊNCIA DE DIRECIONALIDADE DO VÔO EM BORBOLETAS LIBERADAS EM MATRIZ AQUÁTICA NA ESEC-SERIDÓ 120

NA BORDA OU NA MATA DA CAATINGA, ONDE HÁ MAIS HERVIBORIA? ESTUDO DE CASO PARA *Croton sonderianus* Müll. Arg. (EUPHORBIACEAE) 125

RIQUEZA DE ARANHAS AO LONGO DE UM GRADIENTE ALTITUDINAL NA SERRA VERDE, ESEC-SERIDÓ, RN 130

HERBIVORIA DE ESPÉCIES LENHOSAS E ÁREA ESPECÍFICA FOLIAR (SLA): UM TESTE PILOTO EM CAATINGA DO RIO GRANDE DO NORTE 136

PADRÃO DE PREDACÃO DE OVOS DEPENDENTE DA DENSIDADE DE ÁRVORES LENHOSAS: ASPECTOS DE ESTRATÉGIAS ANTI-PREDATÓRIAS DE AVES NIDIFICANTES EM SOLO 143

REDE DE INTERAÇÕES ENTRE PLANTAS NA CAATINGA DA ESTAÇÃO ECOLÓGICA DO SERIDÓ 147

INFLUÊNCIA DE UM GRADIENTE DE UMIDADE NA CO-OCORRÊNCIA DE ARANHAS E FORMIGAS EM ÁREA DE CAATINGA DO RN 155



Projetos com orientação I



O EFEITO DO PARASITISMO POR *Phoradendron* sp. (Santalaceae) NO MOFUMBU
(*Combretum leprosum*, Combretaceae)

EMERSON DE MEDEIROS SOUSA, LEIDE AMARA SILVA, RICARDO ALMEIDA EMIDIO, TONNY MARQUES
DE OLIVEIRA JUNIOR, GUILHERME GERHARDT MAZZOCHINI

Introdução

Plantas parasitas dependem de seus hospedeiros para adquirir carbono, nutrientes ou água para sua sobrevivência. Essas plantas fazem isso utilizando estruturas especializadas que penetram o xilema de sua hospedeira e/ou formam conexões com o floema (Press & Phoenix 2005). A produtividade primária da comunidade vegetal pode ser negativamente afetada por parasitas. Isso ocorre devido a baixa eficiência na utilização dos recursos por esses indivíduos, uma vez que seu acúmulo de biomassa é bem menor se comparado a produção realizada pelo hospedeiro (com a mesma quantidade de recurso) se este não fosse parasitado, o aumento da biomassa do seu hospedeiro é maior que o ganho de biomassa do parasita (Hollinger 1983). Dessa forma, as plantas parasitas podem exercer um forte efeito negativo em seus hospedeiros, reduzindo sua produtividade ou sucesso reprodutivo

(Silva & del Rio 1996). Na maioria dos casos, a redução na performance de seus hospedeiros é significativa e, em casos de alta infestação, podem levar à morte (Press & Phoenix 2005). Por causa disso, plantas parasitas têm efeitos consideráveis na estrutura das comunidades, modificando o balanço das interações entre as plantas e também na dinâmica do ecossistema (Callaway & Pennings 1998).

Plantas parasitas são classificadas como hemiparasitas, quando possuem órgãos fotossintetizantes, ou holoparasitas quando todo o recurso necessário para seu crescimento é obtido de seu hospedeiro. *Phoradendron* (família Santalaceae) é um gênero de plantas hemiparasitas encontrado desde a América do Norte até a América do Sul. Na Caatinga, plantas desse gênero ocorrem em diversas espécies de hospedeiros, mas, com maior frequência em indivíduos da espécie *Combretum leprosum* (Família

Combretaceae), uma árvore muito representativa da flora da Caatinga na região do Seridó (Amorim et al. 2005). Por isso, é importante identificar o efeito negativo que indivíduos de *Phoradendron* têm nos indivíduos de *Combretum leprosum* para prever o seu possível efeito na estrutura da comunidade e na dinâmica do ecossistema.

O objetivo deste estudo foi caracterizar o efeito do *Phoradendron* sp. no investimento fotossintético e reprodutivo da espécie *Combretum leprosum*. Foi previsto que indivíduos parasitados da hemiparasita terão área foliar menor, frutos menores e menos frutos por inflorescência que indivíduos não parasitados.

Material e Métodos

O estudo foi realizado na Estação Ecológica do Seridó-ESEC (6°35'S e 37°15'W) que possui 1.128ha, situado, no estado do Rio Grande do Norte, no município de Serra Negra do Norte pertencente à mesorregião Seridó. A área de caatinga, apresentando vegetação secundária, caracterizada por predominância de

espécies arbustivas e arbóreas de pequeno porte. (Bencke et al. 2006).

Para a coleta de dados foi realizada uma busca por doze indivíduos da espécie Mofumbo (*Combretum leprosum*), sendo seis parasitadas pela erva-de-passarinho (*Phoradendron* sp.) e seis não apresentando o hemiparasita. O universo amostral foi delimitado pela distribuição do mofumbo na região da ESEC. Como unidades amostrais para coleta de dados foram utilizadas os galhos de cada indivíduo parasitado e não parasitado. Para os indivíduos parasitados, foram coletados entre quatro e doze ramos de dois galhos, sendo um contendo o parasita e outro sem a presença deste. Nos indivíduos sem o hemiparasita, foram amostrados os ramos terminais de apenas um galho.

Foi medido o comprimento e largura de 10 folhas aleatorizadas de cada galho. Para calcular a área foliar de cada amostra foi utilizada a fórmula da elipse. Foi contado o número de frutos presentes nas inflorescência de cada ramo. Em seguida foi mensurada a massa (em gramas) de 30 a 118 frutos por galho (dependendo da

disponibilidade) para obter a massa média dos frutos por galho.

Foram realizadas análises utilizando modelos lineares de efeitos mistos, sendo as variáveis dependentes a área foliar média por galho, o número de frutos por inflorescência/galho e a massa média dos frutos por galho. A variável independente possuía três níveis: C) Galho de indivíduo não parasitado (controle), CP) galho não parasitado de indivíduo parasitado (controle parasitado) e P) galho parasitado de indivíduo parasitado. Os indivíduos foram incluídos como efeito randômico nos modelos para levar em conta a dependência dos níveis CP e P. A significância do parasitismo foi testado com um teste de razão de verossimilhança.

Resultados

De acordo com o esperado, a área foliar média por galho foi menor nos galhos dos indivíduos parasitados, não havendo diferença entre os níveis CP e P ($\chi^2 = 14.05$; g.l. = 2; $p < 0.001$; Figura 1).

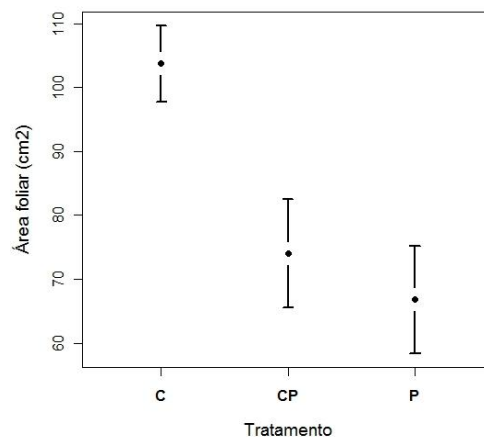


Figura 1: Áreas foliares médias dos galhos de indivíduos não parasitados de mofumbu (Controle = C), galhos não parasitados de indivíduos parasitados (CP) e os galhos parasitados (P) desses indivíduos. As barras representam os intervalos de confiança de 95%.

A massa média dos frutos foi mais alta em C, intermediário em CP e menor em P ($\chi^2 = 6,7$; g.l. = 2; $p = 0.035$; Figura 2).

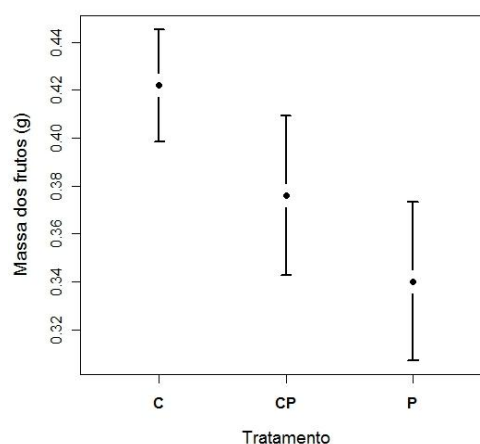


Figura 2: Massas médias dos frutos nos galhos dos indivíduos não parasitados (C), os galhos não parasitados de indivíduos parasitados (CP) e os galhos

parasitados (P) desses indivíduos. As barras representam os intervalos de confiança de 95%.

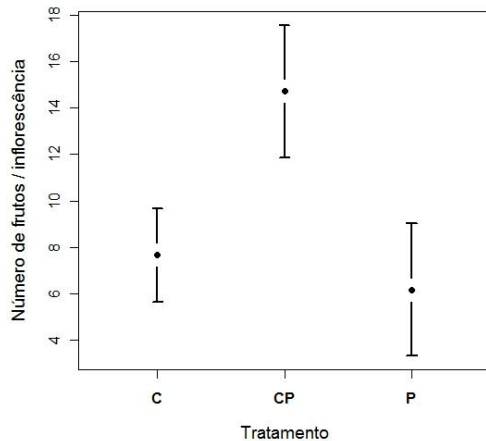


Figura 3: Número médio de frutos/inflorescência dos galhos dos indivíduos não parasitados (C), os galhos não parasitados de indivíduos parasitados (CP) e os parasitados (P) desses indivíduos. As barras representam os intervalos de confiança de 95%.

Os galhos não parasitados de indivíduos infectados com o hemiparasita produziam um número maior de frutos que os outros níveis, não havendo diferença entre os níveis C e P ($\chi^2 = 12.7$; g.l. = 2; $p = 0.002$; Figura 3).

Discussão

A infecção pelo hemiparasita levou a uma redução tanto da área das folhas quanto do peso dos frutos. Esses resultados sugerem que o nível de parasitismo pode influenciar negativamente o crescimento e reprodução, diminuindo expressivamente o desempenho das hospedeiras (Press et al. 1988 e Howell et al. 2004).

A diminuição da área foliar com a infecção por *Phoradendron* pode implicar na redução da taxa fotossintética das plantas parasitadas. Isso pode estar relacionado com a massa reduzida dos frutos nos galhos parasitados. Dessa forma, pode haver uma diminuição da capacidade reprodutiva das plantas hospedeiras, já que a massa reduzida dos frutos pode influenciar negativamente no estabelecimento de seus propágulos por diminuir o tamanho da semente e suas chances de sobrevivência (Kidson & Westoby, 2000). De fato, foi observado que, em alguns indivíduos, os galhos parasitados não apresentavam frutos. No entanto, foi encontrado que plantas parasitadas investem em uma maior quantidade de

frutos nos galhos não parasitados. Isto é uma evidência de que ocorre realocação dos recursos para produção de frutos em galhos não parasitados na tentativa de compensar o deficit imposto ao galho parasitado. Porém, no presente trabalho foi mensurado a produção de frutos em apenas dois galhos de indivíduos parasitados. Trabalhos futuros devem avaliar se a quantidade total de frutos produzidos é realmente compensada por essa estratégia de realocação dos recursos.

Esses efeitos negativos da *Phoradendron* sobre seus hospedeiros podem ter importantes consequências na estrutura da comunidade vegetal da Caatinga, alterando o balanço das interações entre as espécies já que indivíduos parasitados podem ter suas capacidades competitivas diminuídas (Reid et al. 1994). Adicionalmente, considerando que a eficiência na produção de biomassa do hemiparasita é menor do que seu hospedeiro, essa espécie pode resultar na perda da produtividade primária regional na ESEC-Seridó.

Agradecimentos

Aos Professores orientadores pelo comprometimento em ajudar-nos com este trabalho a qualquer hora da noite e a todos o que fazem parte da ESEC – Seridó.

Referências

- Amorim, I. L. De; Sampaio, E. V. S. B. & Araújo, E. De Lima. 2005. Flora e estrutura da vegetação arbustivo-arbórea de uma área de Caatinga do seridó, RN, Brasil. *Acta botanica brasílica*, N 19: 615-623.
- Bencke, G. A., G. N. Maurício, P. F. Develey & J. M. Goerck (orgs.). 2006. Áreas Importantes para a Conservação das Aves no Brasil. Parte I – Estados do Domínio da Mata Atlântica. São Paulo: SAVE Brasil, p. 139.
- Callaway RM, Pennings SC. 1998. Impact of a parasitic plant on the zonation of two salt marsh perennials. *Oecologia* 114: 100–105.
- Hollinger, D.Y. (1982) Photosynthesis and water relations of the mistletoe, *Phoradendron villosum*, and its host, the California valley oak, *Quercus lobata*. *Oecologia*. 396-400.

Press, M.C. & Phoenix, G.K. 2005
Impacts of parasitic plants on
natural communities. *The New
phytologist*, 166, 737-51.

Reid N; Yan Z., Fittler J. 1994. impact of
mistletoes (*Amyema miquelii*) on
host (*Eucalyptus blakelyi* and
Eucalyptus melliodora) survival and
growth in temperate Australia. *Forest
ecology management* 70: 55-65.

Silva, A. & del Rio, C. M. 2008. Effects of
the Mistletoe *Tristerix aphyllus*
(Loranthaceae) on the Reproduction
of Its Cactus Host *Echinopsis
chilensis*. *Oikos*, 75, 437-442.

Press M. C., Graves J. D. Stewart G. R.
1988. Transpiration and carbon
acquisition in root hemiparasites.
Jornal of experimental botany. 39:
1009-1014.

Howell B, E. Mathiasen R.L. 2004.
Growth impacts of *Psitacanthus
angustifolius* Kuijt on *Pinnus oocarpa*
Schiede in Honduras. *Forest ecology
and management* 198: 75-88.

Westoby, M. (2000) Seed mass and
seedling dimensions in relation to
seedling establishment. *Oecologia*,
11-17.



TRADE-OFF EM INVESTIMENTO REPRODUTIVO E COMPETIÇÃO INTRA-ESPECÍFICA EM
UMA HERBÁCEA DO SEMI-ÁRIDO BRASILEIRO

LEONARDO EMMANUEL FERNANDES DE CARVALHO; BRUNO GAZOLA DE FARIA & ELIANA FARIA DE
OLIVEIRA

Introdução

A competição intra-específica tem um profundo efeito no número de indivíduos de uma população. Algumas plantas são afetadas negativamente por seus vizinhos devido à sobreposição na utilização de recursos (Tilman, 1987). Em situações em que a competição é menos intensa, medidas de biomassa, como o peso dos indivíduos, tende a ser bem distribuídos ao redor da média. Porém, quando o efeito competitivo é maior, há um desvio dos valores dos pesos dos indivíduos para a esquerda, configurando um quadro de muitos indivíduos pequenos e poucos indivíduos grandes (Begon, 2006).

Em geral, a competição é difícil de ser definido entre plantas. Isso porque não se tem muita certeza sobre alguns aspectos ecológicos desses seres, como a obtenção de recursos alocados no crescimento, o investimento reprodutivo e a influência de vizinhos (Baueri *et al.*, 2004).

Além disso, os organismos apresentam, em geral, um *trade-off* entre o investimento reprodutivo e o crescimento vegetativo. Em época de floração as plantas alocam mais recursos para o componente reprodutivo (órgãos florais), deixando

uma menor parcela destinada ao crescimento vegetativo. Em contrapartida, quando a competição é intensa uma maior parcela de recursos subsidia o crescimento, em detrimento do investimento reprodutivo (Belcher *et al.*, 1995).

Levando em consideração as abordagens levantadas acima, este estudo teve como objetivo avaliar o investimento reprodutivo relativo de *Stachytarpheta sanguinea* em relação à densidade intra-específica e verificar se há um *trade-off* entre o investimento reprodutivo e o crescimento vegetativo.

Material e Métodos

O estudo foi desenvolvido na Estação Ecológica do Seridó – ESEC (UTM 0692935, 9273445), localizada no município de Serra Negra do Norte, RN. A Unidade de Conservação encontra-se no domínio da caatinga (Silva *et al.*, 2003).

Foi realizado um transecto contínuo de 300 metros ao longo de uma trilha, no qual a cada 5 metros foi marcado um indivíduo de *S. sanguinea* pós-reprodutivo, totalizando uma população alvo de 60 indivíduos. Dos

60 indivíduos marcados, foram aleatorizados 30 para as análises estatísticas.

Para cada indivíduo de *S. sanguinea* foi calculada a densidade intra-específica em um raio de 50 centímetros pelo método de vizinhança por raio fixo (Berger *et al.*, 2008). Na ausência de vizinhos na área delimitada, a densidade foi considerada igual a zero. O indivíduo marcado foi coletado e levado ao laboratório para posterior medições. Cada indivíduo foi dividido em três partes, inflorescência, talo e raiz, e seus pesos aferidos em uma balança pesola de 5 gramas com precisão de 0,05.

Foi analisado o (1) peso da raiz, (2) peso do talo e (3) peso da inflorescência, bem como a (4) biomassa total, em relação à densidade intra-específica. Foram também criadas novas variáveis – (5) investimento reprodutivo (peso da inflorescência/peso do talo + peso da raiz) e (6) crescimento vegetativo (peso do talo + peso da raiz) – as quais foram analisadas em relação à densidade. Além disso, foi avaliada a influência (7) do crescimento vegetativo no peso da inflorescência. Todas as análises acima utilizaram o módulo GLM (General Linear Model) e foram realizadas no programa SYSTAT 12.0.

Resultados

O peso médio da raiz foi $0,25 \pm 0,18$ (média \pm desvio padrão) gramas, enquanto o peso do talo e da inflorescência foi $1,08 \pm 0,76$ gramas e $0,52 \pm 0,3$ gramas, respectivamente. A biomassa individual variou de 0,6 a 5,6 gramas (Figura 1).

A densidade intra-específica de *S. sanguinea* variou de zero a 38 indivíduos, sendo a densidade média igual a $8,37 \pm 10,1$ indivíduos.

O peso da raiz ($F_{1,28}=0,597$; $p=0,446$), do talo ($F_{1,28}=0,155$; $p=0,696$), da inflorescência ($F_{1,28}=0,153$; $p=0,699$) e a biomassa total ($F_{1,28}=0,79$; $p=0,79$) não foram influenciados pela densidade de coespecíficos. Todas estas relações não significativas seguiram um padrão similar ao ilustrado no gráfico da Figura 2. O investimento reprodutivo ($F_{1,28}=2,617$; $p=0,117$) e o crescimento vegetativo ($F_{1,28}=0,229$; $p=0,636$) também não foram relacionados à densidade. O peso da inflorescência foi significativamente relacionado ao crescimento vegetativo ($F_{1,28}=81,215$; $p<0,001$; $r^2=0,744$; Figura 3).

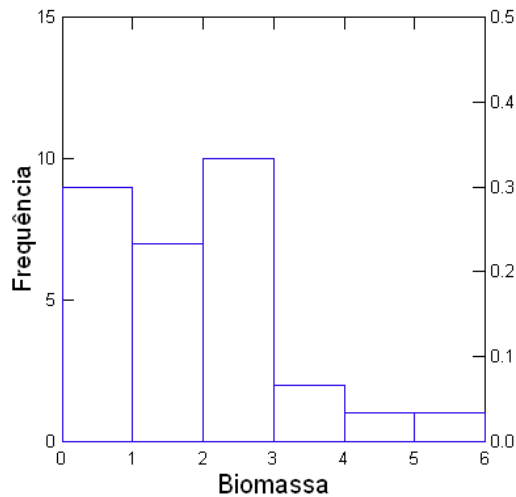


Figura 1. Frequência da biomassa individual em *Stachytarpheta sanguinea*.

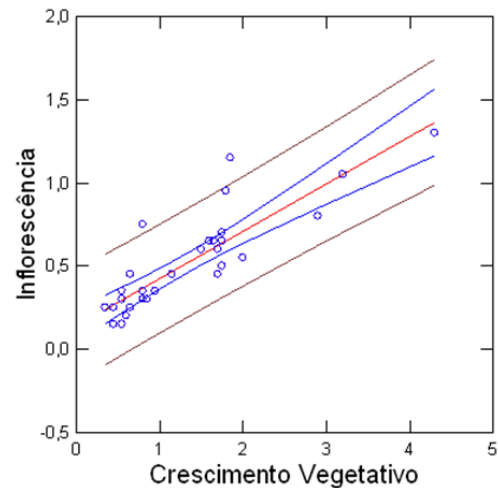


Figura 3. Relação entre crescimento vegetativo e peso da inflorescência de *Stachytarpheta sanguinea*.

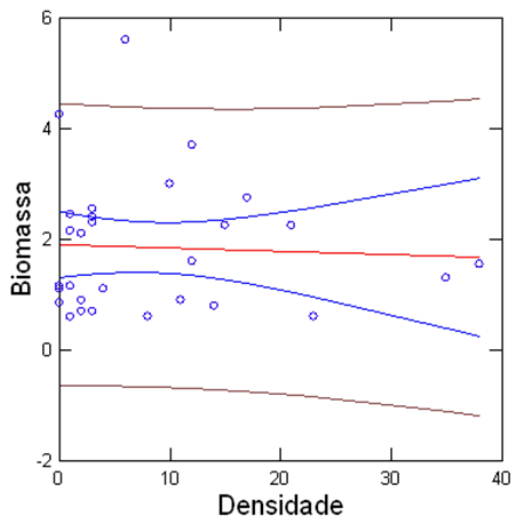


Figura 2. Relação entre a densidade e biomassa em *Stachytarpheta sanguinea*.

Discussão

Os resultados das medidas de biomassa em relação à densidade intra-específica mostraram que não houve uma influência da densidade no crescimento de partes vegetativas ou reprodutivas da *S. sanguinea*.

A utilização do método de vizinhança por raio fixo pode não ter sido ideal para detectar o efeito real da densidade dos vizinhos coespecíficos. Berger *et al.* (2008), numa revisão sobre competição entre plantas, mostrou que a metodologia de vizinhança por raio fixo não considera a heterogeneidade das amostras, uma vez que a influência dos vizinhos diminui com a distância do centro.

Além disso, o fato do cálculo da densidade dos vizinhos ter incluído tanto indivíduos reprodutivos como pós-reprodutivos, pode ter interferido

Curso de Campo Ecologia da Caatinga, PPG Ecologia, UFRN, 2011

na análise da competição entre coespecíficos. Isso porque interações recentes foram somadas a interações pretéritas.

Outro aspecto a ser considerado é a competição inter-específica, que não foi avaliada no estudo, mas que pode ter um efeito maior na população estudada. O papel da competição inter-específica pode ser determinante na estruturação de uma determinada população (Tilman, 1987).

O esperado *trade-off* entre o investimento reprodutivo e o crescimento das partes vegetativas não foi observado. Para a *S. sanguinea*, uma planta anual de característica reprodutiva sazonal, a morfologia de sua inflorescência em espiga cresce proporcionalmente com a parte vegetativa, com a possível finalidade de atrair mais polinizadores.

Além disso, o peso da inflorescência pode não ser uma medida eficiente para estimar o *trade-off* entre investimento reprodutivo e crescimento vegetativo. A utilização de outras medidas, como a massa de sementes, pode refletir uma melhor estimativa da contribuição do investimento reprodutivo (Kidson & Westoby, 2000).

Agradecimentos

Agradecemos aos professores e colegas do PPG em Ecologia da UFRN, em especial ao professor Márcio Zikan pela orientação. Ao nosso colega Guilherme

Mazzochini pela ajuda com o fornecimento de material bibliográfico e auxílio estatístico, e aos funcionários da ESEC-Seridó pelo apoio durante todo o curso de campo.

Referências

- Bauer, S., Wyszomirski, T., Berger, U., Hilderbrandt, H., Grimm, V. 2004. Asymmetric competition as a natural outcome of neighbour interactions among plants: results from the field-of-neighbourhood modelling approach. *Plant Ecology*. 170: 135–145.
- Begon, M., Townsend, C. R., Harper, J. L. 2006. *Ecology: from Individuals to Ecosystems*. 746p.
- Belcher, J.W., Keddy, P.A, Twolan-Strutt, L. 1995. Root and shoot competition intensity along a soil depth gradient. *Journal of Ecology*, 83: 673-682.
- Berger, U., Piou, C., Schiffers, K., Grimm, V. 2008. Competition among plants: Concepts, individual-based modeling approaches, and a proposal for a future research strategy. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 9: 121-135.
- Silva, J. M. C. 2003. Introdução. Pp 9-10. In: J. M. C. Silva, M. Tabarelli, M. T. Fonseca & L. V. Lins (eds.), *Biodiversidade da Caatinga: áreas e ações prioritárias para a*

Curso de Campo Ecologia da Caatinga, PPG Ecologia, UFRN, 2011

conservação. Ministério do Meio Ambiente. Universidade Federal de Pernambuco, Fundação de Apoio ao Desenvolvimento da UFPE, Conservation International do Brasil, Fundação Biodiversitas, EMBRAPA Semi-Árido.

Tilman, D. 1987. The importance of the mechanisms of interspecific competition. *American Naturalist*, 129: 769-774.

Kidson, R. & Westoby, M. 2000. Seed mass and seedling dimensions in relation to seedling establishment. *Oecologia*, 125: 11-17.



ABUNDÂNCIA E DIVERSIDADE DE RECURSOS OU IDENTIDADE DE ESPÉCIES: O QUE É MAIS IMPORTANTE PARA A HERBIVORIA DE DUAS ESPÉCIES DA CAATINGA?

GUSTAVO BRANT, NICHOLAS SEBASTIAN, ADRIANA PELLEGRINI E TANÁGARA FALCÃO

Introdução

A Caatinga pode ser classificada como uma vegetação arbórea ou arbustivo-arbórea, contendo um dossel baixo e deciduidade marcante durante a seca (Queiroz, 2009). Ela é dividida por unidades de paisagem que são influenciadas por interações ecológicas e pelo histórico de perturbação local (Silva *et al.*, 2003). O estágio de sucessão ecológica que a unidade da paisagem se encontra pode definir a riqueza e abundância dos indivíduos em uma escala local. A distribuição das espécies lenhosas pode definir a presença de herbívoros específicos, principalmente se uma espécie é dominante em uma paisagem em estágio inicial de sucessão. Isto ocorre devido a coevolução herbívoro-planta, que pode explicar uma relação positiva entre a densidade dos indivíduos de cada espécie (Begon, 2007).

A herbivoria é o consumo de toda planta viva ou parte dela. Os herbívoros mostram suas preferências e exibem seu comportamento em relação ao que comem, como e quando comem (Gurevitch *et al.* 2006). Estudos sobre herbivoria nos trópicos focam em ambientes úmidos, enquanto ambientes secos são menos conhecidos (Janzen, 1981).

A biomassa aérea da vegetação é uma medida biológica importante e está intimamente relacionada com a produtividade primária (Sampaio & Silva, 2005), podendo, assim, afetar positivamente a taxa de herbivoria sobre as espécies vegetais. A riqueza de espécies, por outro lado, pode influenciar negativamente a herbivoria de espécies lenhosas, uma vez que a diversidade de recursos alimentares pode diluir a chance de uma espécie ser herbivorada. Entretanto, outros fatores podem influenciar a intensidade de herbivoria nas espécies vegetais. Por exemplo, algumas espécies de herbívoros podem se especializar em consumir plantas específicas, enquanto as plantas podem desenvolver mecanismos de defesa ou tolerância contra seus herbívoros dando origem a um processo co-evolutivo (Strauss & Agrawal, 1999).

O presente estudo teve como objetivos: (i) investigar os efeitos da biomassa, abundância, riqueza e distância do leito de um córrego temporário sobre as taxas de herbivoria de duas espécies típicas da Caatinga: *Poncianella pyramidalis* (catingueira) e *Croton sonderianus* marmeleiro ; (ii) comparar a intensidade de herbivoria entre essas duas espécies.

Material e Métodos

As coletas foram realizadas na Estação Ecológica do Seridó (ESEC - Seridó), no córrego da “trilha da caveira”. Posicionamos um transecto de 200 m ao longo do leito do córrego. Foram sorteados 4 pontos aleatórios (10 m, 40 m, 60 m, 110 m) para amostragem de dados. Perpendicularmente, a cada um dos pontos, foram definidas 3 parcelas de 5x5 m, sendo a primeira distante 3 m do leito do rio, a segunda 23 m e a terceira 43 m, formando assim, um gradiente de distâncias do leito em relação ao rio (Fig.1).

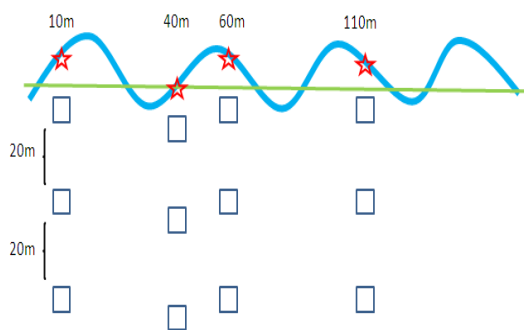


Figura 1. Esquema da amostragem realizada ao longo do córrego da trilha da caveira.

Em cada uma das parcelas amostrou-se a riqueza e a abundância total de plantas lenhosas. Além disso, mediu-se o DAS (diâmetro a altura do solo) de cada indivíduo encontrado. Apenas indivíduos com DAS maiores do que três cm foram considerados. Para estimar a biomassa das espécies foram utilizadas equações alométricas específicas, a partir do DAS, desenvolvidas por Sampaio & Silva (2005).

Para avaliar o grau de herbivoria sobre a catingueira e o marmeleiro, foram coletadas as folhas de três indivíduos nos diferentes estratos da copa (baixo, médio e alto). Quando mais de três indivíduos de catingueira ou marmeleiro foram encontrados em uma parcela, sortearam-se quais seriam utilizados para a amostragem das folhas. Do total de folhas, foram sorteadas 30 folhas de cada espécie por parcela e classificadas segundo as seguintes categorias: (1)-0%; (2)-1-6%; (3)-6-12%; (4)- 12-25%; (5)-25-50%; (6)-50-100%, para o cálculo do índice de dano foliar (Benítez-Malvido *et al.* 2005).

$$ID = \sum ni * Ci / N$$

ni = quantas vezes na categoria i ;

Ci = categoria i de dano foliar

N = número de amostras totais

Para testar qual variável afeta de maneira mais significativa a intensidade de herbivoria nas duas espécies (catingueira e marmeleiro), realizou-se uma regressão múltipla. No modelo, utilizou-se a riqueza, abundância, biomassa e distância do leito como variáveis independentes. O índice de dano foliar por herbívoros foi utilizado como variável dependente.

Para testar a existência de um gradiente ambiental, no qual a abundância, a riqueza e biomassa das espécies lenhosas aumenta com a proximidade do córrego (mais umidade), foi realizada uma MANOVA. No modelo, as variáveis citadas a cima foram utilizadas como dependentes e a

distância do leito como variável independente.

Para testar se a herbivoria é diferente entre as duas espécies, realizou-se um teste t, utilizando a espécie como variável independente e índice de dano foliar como variável dependente.

Resultados

Foram encontrados 198 indivíduos pertencentes a nove espécies lenhosas. A biomassa média estimada foi de 44,75 kg/m² e o número de indivíduos por metro quadrado foi 7,92. O marmeleiro foi a espécie dominante na área analisada, representando 75% dos indivíduos amostrados e 39% da biomassa total (Figura 2).

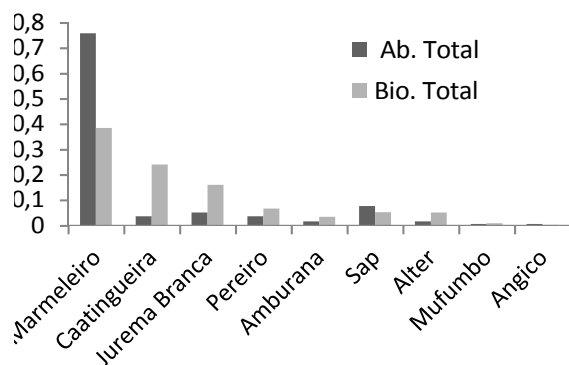


Figura 2. Abundância e biomassa total das espécies encontradas no estudo

O resultado da regressão múltipla para herbivoria da catingueira e marmeleiro mostrou que nenhuma das variáveis analisadas (riqueza, abundância, distância do leito e biomassa) influenciou a taxa de herbivoria nas espécies estudadas

(catingueira: $R^2 = 0,078$; $F_{4,1} = 0,021$; $p = 0,98$; marmeleiro: $R^2 = 0,399$; $F_{4,1} = 0,083$; $p = 0,54$).

O resultado da MANOVA para o gradiente ambiental demonstrou que a riqueza, a abundância e a biomassa total não dependem da proximidade com o córrego temporário ($F_{2,9} = 0,261$; $p = 0,81$).

Ao comparar a taxa de herbivoria entre a catingueira e o marmeleiro, encontrou-se que o marmeleiro teve mais herbivoria que a catingueira (Figura 3, $t = -0,8834$, $p = 0,001$).

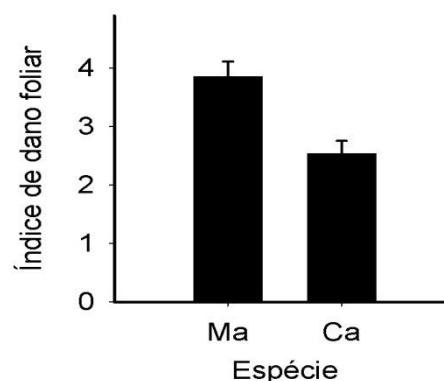


Figura 3. Índice de dano foliar para Catingueira (Ca) e Marmeleiro (Ma).

Discussão

A vegetação de Caatinga da ESEC encontra-se em estado de regeneração, contendo muitas áreas com domínio de espécies pioneiras (Santana, 2009). Isso se deve ao fato da ESEC ter sido criada em uma área com histórico de cultivo de algodão e forte pressão antrópica.

A partir da biomassa total das espécies encontradas no presente estudo, podemos dizer que a vegetação da área estudada encontra-se em processo de sucessão secundária, uma vez que 80% da biomassa total é representada apenas por duas espécies de estratégia pioneira (catingueira e marmeleiro). Essas duas espécies são típicas da Caatinga e ambas são boas colonizadoras de áreas degradadas (Queiroz, 2009; Santana, 2009). Em especial, o marmeleiro é considerada uma espécie invasora de áreas antropizadas, apresentando alta capacidade de dispersão e densidades que chegam a mais de 1000 indivíduos por hectare dentro da ESEC (Santana 2009). A catingueira, por sua vez, é uma espécie endêmica da Caatinga e possui ampla distribuição neste domínio.

Apesar da elevada densidade de marmeleiro encontrada em nosso estudo (6 indivíduos/m²), a biomassa média desta espécie foi de apenas de 2,8 kg/planta. Esses resultados estão de acordo com Santana (2009), que encontrou mais de 80% dos indivíduos de marmeleiro com DAS menor que 8,5 cm, ou seja, de pequeno porte. Por outro lado, a catingueira apresentou uma densidade média de apenas 0,28 plantas/m² mas uma biomassa média extremamente alta (38,2 kg/planta).

Devido às características de semi-aridez da Caatinga, a biomassa foliar é um recurso limitante e está disponível apenas na época das chuvas. Em épocas nas quais o recurso foliar não é limitante, os herbívoros

apresentam preferências alimentares (Allcock & Hik, 2004) o que dificilmente ocorreria em escassez de recursos. Apesar de esperarmos encontrar uma maior intensidade de herbivoria com o aumento da biomassa e abundância, devido à maior disponibilidade de recursos para os herbívoros, em nosso estudo este padrão não foi encontrado para nenhuma das duas espécies analisadas.

Entretanto, encontrou-se uma forte relação da intensidade de herbivoria com a identidade das espécies. Esse padrão está de acordo com as teorias relacionadas aos processos evolutivos envolvendo interações do tipo herbívoro-planta, nas quais os herbívoros podem se especializar em consumir certas espécies, enquanto as plantas se especializam em se defender (quimicamente/mecanicamente) ou compensar a herbivoria (Strauss & Agrawal, 1999). Para as espécies estudadas, os autores acreditam que os fatores históricos são mais importantes que a abundância de recursos para explicar a intensidade de herbivoria.

No caso, o marmeleiro teve maior taxa de herbivoria que a catingueira e praticamente todas as suas folhas apresentaram algum nível de dano foliar. Silva *et al.* (2009) encontraram o mesmo padrão em um estudo de herbivoria com o marmeleiro, no qual todos os indivíduos adultos amostrados apresentaram algum tipo de herbivoria. Esses resultados demonstram que o

marmeleiro é uma espécie tipicamente atacada por herbívoros e que provavelmente a abundância de indivíduos não afeta a intensidade desses ataques. Essa espécie pode estar sendo mais atacada porque não possui defesas específicas contra herbívoros ou porque é uma espécie tolerante à herbivoria, podendo apresentar compensação (Strauss & Agrawal, 1999).

Esta compensação está relacionada ao aumento na produção de folhas novas e a capacidade fotossintética do indivíduo com a indução da herbivoria. A associação herbívoro-espécie pode ser a causa da herbivoria não ter afetado drasticamente a espécie, pois ela coevoluiu com o herbívoro específico (Strauss & Agrawal, 1999). Além disso, a elevada taxa de herbivoria sobre esta espécie pode estar relacionadas com o fato de suas folhas serem extremamente finas e por isso mais palatáveis, o que facilita o ataque dos herbívoros.

Por outro lado, encontrou-se uma taxa de herbivoria menor para a catingueira, a qual apresentou a maioria das folhas pouco danificadas. Segundo Dantas *et al.* (2009), a catingueira é uma espécie que inicia a produção de folhas logo nos primórdios da estação chuvosa, sendo umas das primeiras espécies a responder ao aumento da pluviosidade. Enquanto suas folhas estão jovens, elas são extremamente palatáveis para o gado, entretanto, após maturação, as folhas

liberam um cheiro pungente que inibe a herbivoria destes animais (Dantas *et al.* 2009). Como o presente estudo foi realizado no final da estação chuvosa, a maioria das folhas amostradas não era jovens, o que pode explicar a baixa herbivoria sobre as mesmas. Além disso, suas folhas são mais grossas que as folhas do marmeleiro, podendo ser menos palatáveis para os herbívoros em geral.

No presente estudo, a riqueza de espécies lenhosas não afetou o dano foliar por herbívoros. No caso, a hipótese levantada pelos autores postulava que a intensidade de herbivoria diminuiria com o aumento da diversidade de recursos. Entretanto, como ilustrado anteriormente, a comunidade vegetal em questão encontra-se em estágio sucessional inicial, com dominância de espécies pioneiras e pobre em riqueza (apenas nove espécies). Nas parcelas amostradas, cinco das sete espécies eram raras, diminuindo assim o efeito da riqueza (diversidade de recursos) sobre a intensidade da herbivoria.

Em síntese, nossos resultados demonstram que as estratégias de vida e os processos históricos, envolvendo as interações herbívoro-planta, podem explicar a intensidade de herbivoria encontrada nas espécies estudadas. Não houve nenhuma evidência de que a quantidade ou a diversidades de recursos da comunidade vegetal pudesse influenciar a taxa de herbivoria das espécies avaliadas. Pelo contrário, as características individuais de cada

Curso de Campo Ecologia da Caatinga, PPG Ecologia, UFRN, 2011

espécie foram o que definiram a intensidade de herbivoria sobre as mesmas, sendo a caatingueira pouco predada provavelmente por um mecanismo de inibição e o marmeleiro altamente predado por sua habilidade de tolerar e compensar o efeito negativo dos herbívoros.

Agradecimentos

Os autores agradecem Alexandre Vasconcellos pela dedicação em campo e contribuições teóricas, Márcio Zikán e Guilherme Mazzochini pelo constante apoio nas análises estatísticas. Agradecemos também aos funcionários e dirigentes da ESEC pelo carinho e acolhimento durante todos os dias deste estudo.

Referências

- Allcock, K.G., Hik, D.S. 2004. Survival, growth, and escape from herbivory are determined by habitat and herbivore species for three Australian woodland. *Oecologia*, 138: 231–241.
- Begon, M., Townsend, C.R., Harper, J.L. 2007. *Ecologia, de indivíduos a ecossistemas*. Porto Alegre: Artmed. 752p.
- Benítez-Malvido, J., Martínez-Ramos, M., Camargo, J. L. C. & Ferraz, I. D. K. 2005. Responses of seedling transplants to environmental variations in contrasting habitats of Central Amazonia. *Journal of Tropical Ecology* 21:397–406.
- Dantas, B. F., Lopes, A P., Silva, F. F. S., Lúcio, A A, Batista, P. F., Pires, M. M. L., Aragão, C. A, 2009. Taxas de crescimento de mudas de Catingueira submetidas a diferentes estratos e sombreamentos. *Revista Árvore* 33:413-423
- Gurevitch, J., Scheiner, S.M., Fox, G.A. 2006. *Ecologia Vegetal*. Porto Alegre: Artmed, pp. 262-263.
- Janzen, D.H. 1981. Patterns of herbivory in a tropical deciduous forest. *Biotropica* 13:271–282.
- Queiroz, L. P. 2009. *Leguminosas da Caatinga*. Universidade Estadual de Feira de Santana. 913p.
- Sampaio, E.V.S.B. & Silva, G.C. 2005. Biomass equations for Brazilian semiarid caatinga plants. *Acta bot. Bras.* 19(4): 935-943.
- Santana, J. A. S. 2009. Padrão de distribuição e estrutura diamétrica de *Croton sonderianus* na Caatinga da Estação Ecológica do Seridó. *Revista Verde* 4:85-90
- Silva, R.A., Santos, A.M.M., Tabarelli, M. Riqueza e diversidade de plantas lenhosas em cinco unidades de paisagem da caatinga 2003. In: I.R. Leal, M. Tabarelli & J.M.C. Silva (eds.). *Ecologia e conservação da Caatinga*. Editora Universitária, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, Brasil. pp. 237-273.

Curso de Campo Ecologia da Caatinga, PPG Ecologia, UFRN, 2011

Strauss, S. Y., Agrawaw, A. A., 1999. The ecology and evolution of plant tolerance to herbivory. *TREE* 14:179-185



AVES COMO ILHAS: QUANTO MAIORES MAIS RIQUEZA E ABUNDÂNCIA DE ECTOPARASITAS?

HONARA MORGANA, SILVANA MASCIADRI, PEDRO DE F. CAPISTRANO E LUCAS VIEGAS

Introdução

O parasitismo é um tipo de predação na qual o predador, conhecido como parasita normalmente provoca pouco dano ao outro indivíduo, o hospedeiro, geralmente não matando-o e alimentando-se apenas de um ou poucos indivíduos em toda sua vida (Begon et al., 2007). Por causa dessa especificidade em relação ao hospedeiro, os parasitos (ecto ou endo) têm uma característica de vida bem inusitada, pois seu alimento também é seu habitat. Muitos estudos são realizados sobre as comunidades de parasitos em vertebrados, como mamíferos (Morand & Poulin, 1998), peixes (Takemoto et al., 2005) e aves (Hughes & Page, 2007; Clayton et al., 2010).

Existem duas abordagens principais que tentam explicar os padrões ecológicos que influenciam na riqueza de parasitos nos seus hospedeiros, a teoria biogeografia de ilhas (TBI) (MacArthur & Wilson, 1963), e a teoria epidemiológica. Porém nesse trabalho focaremos na visão da TBI, a qual postula que quanto maior a área do habitat maior o número de espécies nela presente. Se considerarmos os hospedeiros (as aves) como habitats, espera-se que exista uma relação entre o tamanho deste com a riqueza (Stanko

et al., 2002) e abundância de parasitos (Clayton & Walther, 2001). Aliás, existem estudos que corroboram essa correlação (Morand & Poulin, 1998; Nunn et al., 2003). Postula-se que o tamanho do bico pode influenciar a riqueza e abundância de ectoparasitos, já que bicos maiores seriam mais efetivos na limpeza destes (Hughes & Page, 2007).

Uma grande diversidade de ectoparasitos utiliza as aves como hospedeiros. Entre os mais comuns das aves brasileiras destacam-se insetos (malófagos e hiposboscídeos) e aracnídeos (ácaros plumícolas e carrapatos moles e duros) (Arzua & Valim, 2010). Embora os parasitos possam afetar a vida e reprodução das aves, ainda são pouco estudados.

Este estudo foca-se em 1- Descrever a fauna de ectoparasitos das aves da Estação de Seridó; 2-Relacionar o tamanho da ave com a abundância de ectoparasitos registrados nelas; e 3- Testar se o tamanho do bico se relaciona com a riqueza e abundância de ectoparasitas.

A hipótese deste trabalho é que aves maiores apresentam maiores abundância e riqueza de ectoparasitos.

Materiais e Metodologia

A área de estudo localiza-se no Município de Serra Negra, na Estação Ecológica de Seridó (6°15'S e 37°16'O). O clima apresentou-se com céu claro e sol. Para coletar as aves, colocaram-se nove redes de neblina ao longo da trilha da Caveira (floresta) e uma (mata aberta de trepadeiras) na Sede da Estação Ecológica de Seridó, com horário de abertura das 6:00 às 7:20, totalizando 1h20 de esforço amostral. As aves foram postas em sacolas de tecido, e em seguida, serem processadas em laboratório.

Registrou-se a riqueza e abundância das aves coletadas e se utilizou câmera para o registro fotográfico. No processamento foram mensuradas as variáveis peso, e comprimento do bico (cúlmen exposto). Em seguida as aves foram colocadas em sacola plástica com algodão embebido em 10 ml de acetato de etila, afim de que os parasitos morressem, mantendo a cabeça das aves fora das sacolas. Esta metodologia é conhecida como câmara de fumigação (Arzua & Valim, 2010). Após 20 minutos, realizou-se a remoção mecânica dos parasitos passando algodão pelo corpo da ave, antes de liberá-la. Uma ave morreu no procedimento. Para as análises dos dados foram realizadas regressões lineares afim de relacionar riqueza e abundância total de parasitos com o peso e as variáveis do bico. Utilizou-se o software Systat 12.

Resultados

Registraram-se 14 espécies de aves e 20 indivíduos, sendo as espécies mais abundantes *Crotophaga ani* (3), *Columbina squammata* (2), *C. talpacoti* (2), *Hemitriccus margaritaceiventer* (2), e *Nystalus maculatus* (2) (Figura 1). A Famílias Tyrannidae (3 ind.) e Columbidae (2 ind.) foram as mais representadas (Tabela 1).

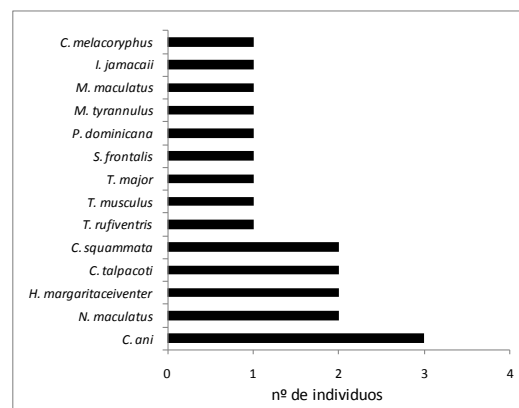


Figura 1. Distribuição de abundâncias de espécies de aves coletadas na ESEC (Seridó, Serra Negra, RN).

Tabela 1. Lista taxonômica das aves registradas na ESEC (Seridó, Serra Negra, RN).

Familia	Nome científico	Nome popular
Cuculidae	<i>Crotophaga ani</i>	anu preto
Columbidae	<i>Columbina squammata</i>	fogo apagou
Columbidae	<i>Columbina talpacoti</i>	rolinia caldo de feijão
Tyrannidae	<i>Hemitriccus margaritaceiventer</i>	maria de olho de ouro
Bucconidae	<i>Nystalus maculatus</i>	joão bobo
Cuculidae	<i>Coccyzus melacoryphus</i>	papa lagarta
Icteridae	<i>Icterus jamacaii</i>	Concriz
Tyrannidae	<i>Myiarchus tyrannulus</i>	maria cavaleira
Tyrannidae	<i>Myiodynastes maculatus</i>	ben-te-vi rajado
Emberizidae	<i>Paroaria dominicana</i>	galo de campina
Furnadidae	<i>Synallaxis frontalis</i>	Petrin
Thamnophilidae	<i>Taraba major</i>	choró-boi
Turdidae	<i>Turdus rufiventris</i>	sabiá laranjeira
Troglodytidae	<i>Troglodytes musculus</i>	rouxinol

Cinco morfoespécies (MfSP) de ectoparasitos foram encontradas em 18 indivíduos analisados (Fig. 2). Registraram-se maiores riqueza e abundância em alguns indivíduos (1,3, 4, 5, 15, 16) enquanto outros menores ou nenhuma riqueza e abundância (2, 6, 7, 8, 9, 10, 11, 14, 15, 17, 18).

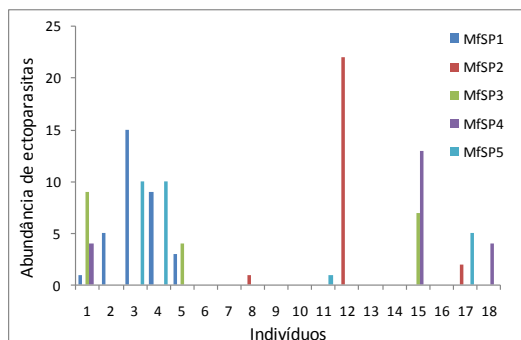


Figura 2. Distribuição de abundâncias de ectoparasitos (MfSP) nos indivíduos amostrados.

A relação entre a riqueza de ectoparasitos e o peso das aves foi significativa e positiva ($R^2=0,573$; $F_{1,16}=21,457$, $p<0.001$) (Fig.3).

Mas a abundância não mostrou significância no análise de regressão em relação ao peso ($R^2=0,218$; $F_{1,16}=4,48$, $p=0.051$) (Fig.4).

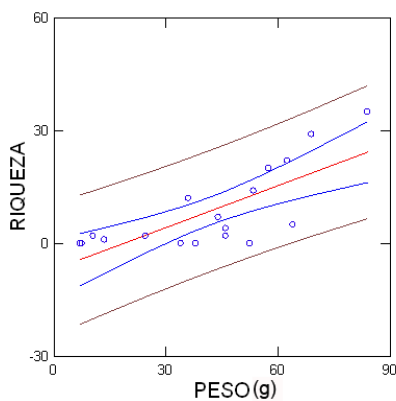


Figura 3. Intervalo de confiança (azul) e da predição (marrom) do modelo estimado (vermelho) da regressão linear para riqueza de ectoparasitos por o peso dos indivíduos.

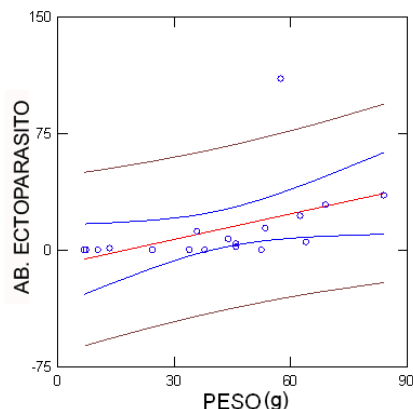


Figura 4. Intervalo de confiança (azul) e da predição (marrom) do modelo estimado (vermelho) da regressão linear da abundância de ectoparasitos por peso dos indivíduos.

Por outro lado, o comprimento do bico (cúlmex exposto) não mostrou significância nem com a riqueza ($R^2=0,044$; $F_{1,16}=0.741$, $p=0.402$) tampouco com a abundância de ectoparasitos ($R^2=0,006$; $F_{1,16}=0.09$, $p=0,768$) (Fig. 5).

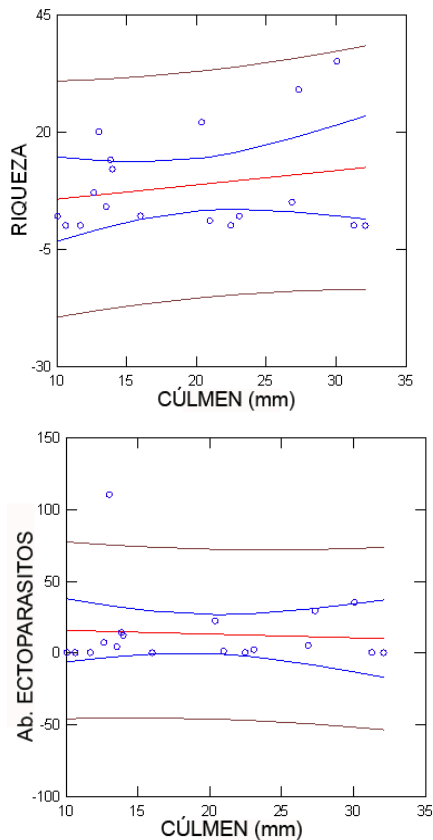


Figura 5. Intervalo de confiança (azul) e da predição (marrom) do modelo estimado (vermelho) da regressão linear de riqueza (acima) e abundância (embaixo) de ectoparasitos por cúlmen exposto.

Discussão

Diferentemente do esperado, não foi possível afirmar a existência de uma relação significativa entre a abundância de ectoparasitos e o peso do hospedeiro, apesar do valor de P encontrado estar bastante próximo do ponto de corte ($p=0,051$), provavelmente um maior esforço amostral diminuiria o valor de P, possibilitando a corroboração da hipótese teórica. Esse resultado contrastou com resultados de outros

trabalhos, tais como o de Clayton & Walther (2001), no qual a abundância de ectoparasitos variou positivamente com o tamanho do hospedeiro. Essa divergência de resultados pode ser devida principalmente a diversidade de métodos utilizados pelos diferentes investigadores e pelo esforço amostral, como acima citado (Hughes e Page, 2007). É importante salientar que entre as amostras foram considerados indivíduos da mesma espécie, isso também pode ser considerado um fator influente na análise, partindo do princípio de que indivíduos da mesma espécie possuem peso similar; no entanto, caso exista algum tipo de efeito ambiental sobre a diversidade parasitos das aves da região, a fauna abrigada por indivíduos da mesma espécie pode diferir, pois esse efeito ambiental seria mais atuante que o efeito filogenético sobre a riqueza de espécies parasitas. Para afirmar essas hipóteses teóricas são necessários estudos que avaliem tais efeitos ambientais e filogenéticos, a fim de entender quais fatores são determinantes mais fortes da diversidade de parasitos em uma dada área (Poulin, 2004).

Em contrapartida, a relação significativa entre o peso, um substituto para o tamanho corporal do hospedeiro, e a riqueza ectoparasítica confirma a relação encontrada em outros trabalhos, havendo um aumento da riqueza de parasitos, quanto maior o peso do hospedeiro (Poulin 2004; Hughes e Page, 2007). Apesar do valor de R^2 obtido ($R^2=0,573$) ser

relativamente baixo quando comparado a outros estudos, este pode ser considerado um bom valor, visto que apenas uma variável (peso de hospedeiro) explicou cerca de 57% da variação na riqueza de ectoparasitos. Além disso, a variável testada está entre as características do hospedeiro avaliadas como fatores influentes na riqueza do parasito e, segundo Poulin (2004), a soma dessas características morfológicas, explicam geralmente pouco a variação na diversidade de parasitos.

A insignificância das relações tamanho do bico versus riqueza e tamanho do bico versus abundância se deu principalmente, porque a fauna Acariforme não foi amostrada. O comportamento de limpeza anti-parasita é bastante eficiente em algumas partes do corpo, como rêmiges, onde se concentra grande parte da fauna acarina. A metodologia utilizada também pode ser apontada como influente sobre esse resultado. Amostrar áreas mais próximas ao pescoço (regiões não contempladas pela metodologia) poderia surtir melhores resultados, partindo do princípio que apenas aves com bicos maiores seriam mais eficientes na retirada de ectoparasitos (Clayton, et al. 2010).

Assim, com os resultados obtidos é possível inferir que existem relações entre as variáveis morfológicas do hospedeiro e a riqueza de ectoparasitos, entretanto, essas variáveis não explicam muito dessa

variação, sendo necessário testar fatores ambientais, filogenéticos e comportamentais, para poder afirmar os padrões encontrados.

Agradecimentos

Agradecemos especialmente ao Professor Mauro Pichorim por sua ótima disposição, apoio e ensino na execução do trabalho, ao Tony pela assistência com as redes de coleta, ao pessoal da ESEC por sua amabilidade para conosco, e aos Professores em geral pelo total apoio e dedicação para que aproveitemos ao máximo esta instância de aprendizagem.

Referências

- Arzua, M., Valim, M.P., 2010. *Bases para o estudo qualitativo e quantitativo de ectoparasitos em aves*. In: Matter et al. (Orgs.), *Ornitologia e conservação: ciência aplicada, técnicas de pesquisa e levantamento*. Technical Books, Rio de Janeiro, pp. 347-366.
- Begon M., Townsend C.R., Harper J.L., 2007. *Ecologia: de indivíduos a ecossistemas-Parasitismo e Doença*, 4 ed., Armed, Porto Alegre, pp. 347-380.
- Clayton, D.H., Walther, B.A., 2001. Influence of host ecology and morphology on the diversity of

Curso de Campo Ecologia da Caatinga, PPG Ecologia, UFRN, 2011

- Neotropical bird lice. *Oikos*, 94(3), 455-467.
- Clayton, D.H., Koop, J.A.H., Harbison, C.W., Moyer, B.R., Bush, S.E., 2010. How Birds Combat Ectoparasites. *The Open Ornithology Journal*, 3, 41-71.
- Hughes, J., Page, R.D.M., 2007. Comparative tests of ectoparasite species richness in seabirds. *BMC Evolutionary Biology*, 7: 227.
- MacArthur R.H., Wilson O.W. 1963. An Equilibrium theory of insular zoogeography. *Evolution* 17: 373-387.
- Morand, S., Poulin R., 1998. Density, body mass, and parasite species richness of terrestrial mammals. *Evolutionary Ecology*, 12, 717-727.
- Nunn, C.L., Altizer, S., Jones, K.E., Sechrest, W., 2003. Comparative Tests of Parasite Species Richness in Primates. *The American Naturalist*, 162 (5), 597-614.
- Poulin, R., 2004. Macroecological patterns of species richness in parasite assemblages. *Basic and Applied Ecology* 5, 423-434.
- Stanko, M., Miklisová, D., Göyü de Bellocq, J., Morand, S., 2002. Mammal density and patterns of ectoparasite species richness and abundance. *Oecologia* 131:289-295.
- Takemoto, R.M., Pavanelli, G.C., Lizama, M.A.P, Luque, J.L., Poulin R., 2005. Host population density as the major determinant of endoparasite species richness in floodplain fishes of the upper Paraná River, Brazil. *Journal of Helminthology* 79, 75-84.



COMPORTAMENTO DE FUGA EM *Lepitodactylus macrosternum* E *Rhinella jimi*
(AMPHIBIA, ANURA) SOB CONDIÇÕES EXPERIMENTAIS

DAVID LUCAS ROHR, LAURA MARTINA FERNANDEZ, ANA CLÉZIA S. DE MORAIS, PHOEVIE MACARIO

Introdução

Os anuros apresentam uma gama de adaptações e estratégias de defesa para evitar a predação (Patto & Pie, 2006), sendo o mecanismo de fuga uma das principais. O comportamento de fuga pode ser influenciado por diversas variáveis, tais como microhabitat, densidade de agrupamentos e tamanho corpóreo (Martín *et al.* 2005, Cooper & Sherbrooke 2010, Toledo *et al.* 2011). Para tentar explicar o comportamento de fuga as variáveis comumente medidas são: a distância mínima de aproximação do predador tolerada pela presa antes que esta se desloque e escape (tolerância de aproximação); e a distância de deslocamento (fuga) percorrida pelos indivíduos (Patto & Pie 2006, Toledo *et al.* 2011).

Estudos empíricos e teóricos indicam que a presa pode apresentar comportamentos anti-predação diferenciados, sempre objetivando minimizar os custos de fuga (Martín *et al.* 2005). Dessa forma, os objetivos deste estudo foram: verificar a frequência de comportamento de fuga nas espécies *Lepitodactylus macrosternum* e *Rhinella jimi*; analisar se existe relação entre a tolerância de aproximação e tamanho corpóreo nas espécies analisadas; comparar a

distância do salto entre as espécies; e entender a relação entre a distância de fuga e de salto com as medidas morfométricas das espécies.

Material e Métodos

O estudo foi realizado na Estação Ecológica do Seridó (ESEC), localizada no município de Serra Negra do Norte-RN, possuindo uma área total de 1.166 hectares (Amorim, 2005).

As espécies estudadas foram a *L. macrosternum*, conhecida popularmente como caçote, ocorre na região nordeste do Brasil do Maranhão até a Bahia e Piauí em elevações de 400 a 500 m. A outra espécie é a *R. jimi*, cujo nome popular é cururu, ocorre na Amazônia, Colombia, maior parte da Venezuela, no sul da Guiana, e do Brasil até a Bolívia (Frost 2011).

Para realização do experimento, foram coletados, na noite de 20 de junho de 2011, 30 indivíduos de cada espécie de anuros (*L. macrosternum* e *R. jimi*) e acondicionados em baldes de plástico. O experimento foi conduzido na manhã seguinte em condições de laboratório, onde foram construídas duas pistas para avaliar o deslocamento referente ao comportamento de fuga para cada indivíduo das espécies

estudadas. Para tanto, cada indivíduo foi colocado na pista distante 6m de um “observador-predador”, que se aproximava a uma velocidade constante até que o indivíduo apresentasse um comportamento de fuga ou fosse alcançado. Assim, foram observadas medidas da *tolerância de aproximação* - distância mínima de aproximação do observador tolerada pelo sapo/rã antes do deslocamento; *distância da fuga* - deslocamento total até o último pulo; o *número de saltos* - saltos dados logo após aproximação; *distância do salto* – média dos saltos (distância de fuga/número de saltos). Além disso, foram realizadas as seguintes medições morfométricas: comprimento rostro-cloacal (CRC); circunferência da coxa; e comprimento da pata posterior direita, objetivando relacioná-las à distância de fuga e do salto.

Foi realizado um teste de Qui-quadrado para avaliar se havia diferença significativa entre o número de indivíduos de cada espécie que apresentaram comportamento de fuga. Para verificar se o CRC influencia a tolerância de aproximação, foi utilizada uma regressão linear simples. Um teste *t* foi aplicado objetivando detectar diferença significativa na distância do salto entre as espécies. Foi feita uma Análise de Componentes Principais (ACP) para reduzir o número de variáveis morfométricas, onde os “scores” do primeiro eixo mais explicativo foram utilizados posteriormente numa regressão com a distância do salto e da fuga para ambas

espécies. Para estas análises foi utilizado o software PAST versão 2.08.

Resultados

Comportamento de fuga

A espécie *L. macrosternum* apresentou comportamento de fuga significativamente mais freqüente do que *R. jimi* ($\chi^2 = 11,43$; g.l. = 1; $p < 0,001$) (Fig. 1).

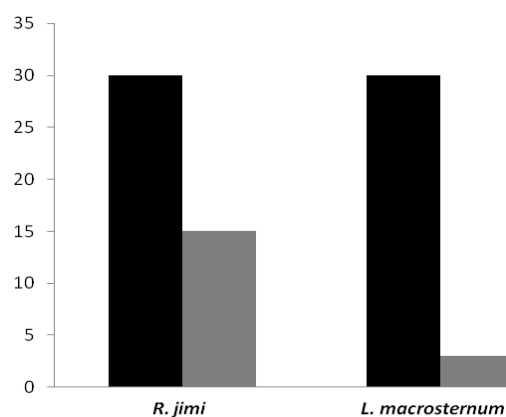


Figura 1. Frequência de comportamento de fuga, sendo barras pretas o número total de indivíduos testados e barras cinzas o número de indivíduos que não fugiram.

Influência do CRC na tolerância de aproximação

A tolerância de aproximação de ambas as espécies não foi influenciada de forma significativa pelo tamanho corpóreo dos indivíduos (*L. macrosternum* - $R^2=0,0112$; g.l.= 25; $F=0,2832$; $p=0,6053$. *R. Jimi* - $R^2= 0,039$; g.l.= 13; $F= 0,2832$; $p=0,6053$).

Distância do salto entre as espécies

Não houve diferença significativa entre a distância do salto

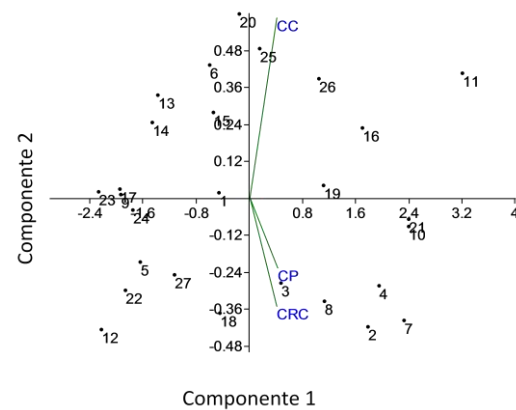
Curso de Campo Ecologia da Caatinga, PPG Ecologia, UFRN, 2011

entre *L. macrosternum* e *R. jimi* ($t = -1,96$; g.l. = 33,619 ; $p = 0,056847$).

Dados morfométricos

A ACP dos dados morfométricos (CRC, comprimento da pata, circunferência da coxa) mostrou que o eixo um explica mais de 93% da variação detectada para as duas espécies estudadas (Fig. 2). A análise de regressão indicou que o resultado foi significativo para a distância do salto em *L. macrosternum* ($R^2 = 0,142$ g.l. = 25, $F = 5,30$, $p = 0,028$) mas não em *R. jimi* ($R^2 = 0,0207$ g.l. = 13, $F = 0,02751$, $p = 0,6130$). Houve significância no teste de regressão para distância de fuga em *R. jimi* ($R^2 = 0,4298$, g.l. 13, $F = 9,8007$, $p = 0,0079$), mas não em *L. macrosternum* ($R^2 = 0,0142$, g.l. 25, $F = 0,3613$, $p = 0,5598$).

A



B

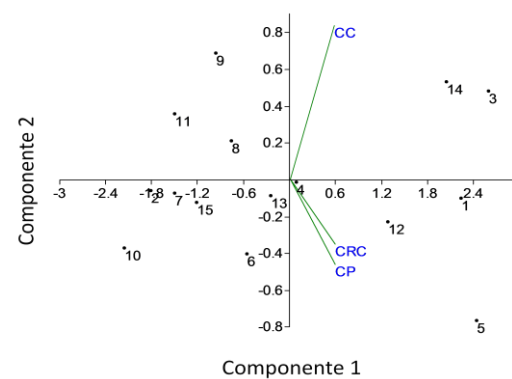


Figura 2. A - Análise de componente principal para *Lepitodactylus macrosternum*. O eixo 1 explica 94,89% da variação total e os eixos 2 e 3 explicam, respectivamente, 3,2% e 1,8%. B - Análise de componente principal para *R. jimi*. O eixo 1 explica 93,36% da variação total e os eixos 2 e 3 explicam, respectivamente, 5,08% e 1,54%. Retas verdes são as medidas morfométricas e os pontos representam os indivíduos.

Discussão

Comportamento de fuga

A diferença na frequência do comportamento de fuga detectada entre as duas espécies estudadas já era um resultado esperado, uma vez que muitas espécies da família Bufonidae, inclusive a do presente estudo (*R. jimi*), apresentam um mecanismo de defesa bastante característico contra predadores além da fuga. Em muitas ocasiões onde estes anuros sentem-se sob ameaça, inflam os pulmões para causar a impressão de um maior tamanho corpóreo e assim intimidar o predador (Dornelles *et al.* 2010, Toledo *et al.* 2011). Em alguns casos este comportamento pode desencorajar a investida devido ao limite de tamanho de presa que os predadores (e.g. serpentes) podem engolir (Duellman & Trueb, 1986). O comportamento de inflar pode também destacar suas glândulas paratóides, intimidando ainda mais o predador, uma vez que as mesmas possuem toxinas que podem ser letais para algumas espécies (Dornelles *et al.* 2010). Este comportamento não é observado em *L. macrosternum* e em nenhuma espécie de sua família (Leptodactylidae).

Influência do CRC na fuga

Diversos estudos têm demonstrado que existe uma influência do tamanho corpóreo na tolerância de aproximação de predadores em anuros (Martín *et al.* 2005, Cooper & Sherbrooke, 2010). Estes pesquisadores sugerem que indivíduos de tamanhos

menores confiam mais na sua capacidade críptica, e desta forma aguardam uma aproximação maior do predador antes de apresentar o comportamento de fuga (Cooper & Sherbrooke, 2010). No presente estudo, a distância do predador na qual o indivíduo apresentou comportamento de escape não foi relacionada ao tamanho do corpo para as duas espécies. Além da confiança na cripticidade possivelmente não variar com o tamanho do corpo para estes anuros, outra explicação para este resultado pode estar relacionado ao fato do experimento ter sido realizado em substrato de azulejo branco, onde a cripticidade perde a sua função.

Distância de salto entre as espécies

O fato de não ter sido detectada uma diferença significativa na distância de salto entre as espécies é um resultado intrigante, uma vez que os leptodactilídeos apresentam uma morfologia mais adaptada para saltar em relação aos bufonídeos, nos quais predomina uma locomoção cursorial. Este resultado pode ter sido influenciado pelo tipo de substrato liso onde o experimento foi realizado, uma vez que ele reduziu a força de atrito, no momento do salto, diminuindo a força de propulsão das patas posteriores dos indivíduos testados de ambas as espécies. Isto deve ter afetado muito mais o desempenho dos saltos dos indivíduos de *L. macrosternum*.

Dados morfométricos

Os resultados mostram que os dados morfométricos avaliados influenciam a distância do salto de *L. macrosternum* e a distância de fuga do *R. jimi*. Este padrão pode estar relacionado a diferentes caminhos evolutivos na locomoção destas famílias de anuros, onde os Leptodactylidae foram selecionados para serem saltadores eficientes, enquanto a locomoção cursorial predomina nos Bufonidae. Desta forma, os indivíduos de *L. macrosternum* com a morfologia melhor adaptada apresentam um salto maior, enquanto os indivíduos de *R. jimi* com a morfologia melhor adaptada conseguem fugir distâncias maiores através de locomoção cursorial.

Agradecimentos

Ao professor Gindomar Santana pela orientação no projeto. Agradecemos ao professor Alexandre Vasconcellos pela ajuda nas análises estatísticas deste estudo e aos funcionários da ESEC que colaboraram com a realização do experimento.

Referências

Amorim, I.L., Sampaio, E.V.S.B., Araujo, E.L.; 2005. Flora e estrutura da vegetação arbustivo-arbórea de uma área de caatinga do Seridó, RN,

Brasil. *Acta Botânica Brasílica*, 19 (3): 615 – 623.

Cooper, W.E. & Sherbrooke, W. C.; 2010. Crypsis influences escape decisions in the Round-tailed Horned Lizard (*Phrynosomamodestum*). *Canadian Journal of Zoology*, 88:1003-1010.

Dornelles, M.F., Marques, Boucinha M. da G., Renner, M.F.; 2010. *Ciência em movimento* 24: 103-117.

Duellman, W.E. & Trueb, L. 1986, *Biology of amphibians*. The Johns Hopkins University Press, Maryland.

Frost, Darrel R. 2011. *Amphibian Species of The World: an online reference*. Version 5.5 (31 January, 2011). Electronic Database accessible at <http://research.amnh.org/vz/herpetology/amphibia/> American Museum of Natural History, New York, USA.

Patto, C.E.G., Pie, M.R.; 2006. Escape behaviour in the Neotropical frog *Hylodesasper* (Anura: Leptodactylidae). *Acta Herpetologica*, 1: 141-146.

Toledo, L.F., Sazima I., Haddad C.F.B.; 2011. Behavioural defences of anurans: an overview. *Ethology Ecology & Evolution*, 23: 1–25.

Projetos com orientação II



CANHOTO OU DESTRO? ANÁLISE DA LATERALIZAÇÃO MOTORA EM *Rhinella jimi*
(Amphibia, Anura: Bufonidae)

ELIANA FARIA DE OLIVEIRA; BRUNO GAZOLA DE FARIA; LEONARDO EMMANUEL FERNANDES DE
CARVALHO

Introdução

O padrão de lateralização tem sido verificado em diversos grupos de vertebrados, como peixes, anfíbios, répteis e, sobretudo, em aves e mamíferos (Bisazza *et al.*, 1998). Tal padrão está associado à assimetria cerebral presente nesses grupos, que por sua vez se reflete em estruturas e comportamentos também assimétricos (Malashichev & Wassersug, 2004).

A lateralização pode ocorrer tanto a nível individual quanto populacional. Uma população é dita lateralizada quando mais de 50% dos indivíduos apresentam uma resposta unidirecionada (Bisazza *et al.*, 1998). Neste caso, pressões seletivas devem estar atuando em direção a um lado particular e tornando-o especializado. Além de processos evolutivos, eventos aleatórios do ambiente podem também agir em direção a um dos lados, afetando o potencial do organismo para a lateralização (Bisazza *et al.*, 1998).

Com base em evidências de lateralização para algumas espécies de anfíbios (Bisazza *et al.*, 1998; Robbins *et al.*, 1998; Malashichev & Wassersug, 2004; Malashichev, 2006), este estudo objetivou verificar se *Rhinella jimi*

apresenta lateralização a nível populacional e individual.

Material e Métodos

O estudo foi desenvolvido na Estação Ecológica do Seridó – ESEC (UTM 0692935, 9273445), localizada no município de Serra Negra do Norte, RN. A ESEC-Seridó possui clima semi-árido com temperatura média anual variando entre 22 e 33°C. As precipitações são irregulares, com chuvas no período de janeiro a maio e variações pluviométricas entre 127 a 916 mm (IBAMA, 2004).

Em 21 de junho de 2011, foi realizada uma coleta noturna de indivíduos de *Rhinella jimi* no entorno da sede da ESEC-Seridó. Os 30 indivíduos coletados foram alocados em recipientes plásticos com volumes entre 50 e 100L, para posterior marcação numérica e aleatorização de 15 indivíduos a serem submetidos a dois tratamentos (T1 e T2), com apenas um nível cada. Aplicou-se uma medida única de massa viscosa (farinha de trigo e água) na região interocular de cada indivíduo (T1), para registro da resposta motora do membro anterior (direito-D ou esquerdo-E) ao estímulo. Um tempo limite de sete minutos de observação

foi estabelecido, por vez e para cada indivíduo, para obtenção de alguma das respostas (incluindo a ausência-O). Em seguida, procedeu-se pela postura em decúbito dorsal do indivíduo (T2), a fim de observar o lado para o qual o espécime analisado girava o corpo (D ou E), retornando à postura de decúbito ventral. Para este tratamento o tempo não foi contabilizado, pois o indivíduo reagia de forma imediata. Ambos os tratamentos foram aplicados em uma arena construída com substrato arenoso em um recipiente de plástico (raio= 31 cm e altura=38 cm), no qual as direções (D e E) foram fixadas para um único eixo de observação. Tais procedimentos foram executados em três rodadas (três repetições) nos mesmos 15 indivíduos sorteados anteriormente.

Para testar se em ambos os tratamentos, separadamente, a população amostrada apresentava lateralização unidirecional, os dados de respostas positivas (D e E) foram aplicados como frequência em uma análise GLM binomial, para estimar o intercepto e testar se seu valor difere de zero, o qual representa 50% do valor esperado. Para testar se a lateralização ocorria em nível individual, foi ajustado um modelo de efeito misto com a identidade do indivíduo como uma variável randômica. Posteriormente, foi testada a significância da variação entre indivíduos através de um teste de Razão de Verossimilhança. A diferença do *log* da verossimilhança entre os modelos com e sem a identidade dos indivíduos foi testado com uma

distribuição de Chi-quadrado. Todas as análises estatísticas foram realizadas no programa R.

Resultados

A Tabela 01 apresenta os registros de respostas de lateralização de *Rhinella jimi* aos tratamentos T1 e T2. Na análise da resposta populacional ao T1, aproximadamente 58% dos indivíduos responderam com lateralização unidirecionada para a esquerda. No entanto, essa tendência não foi significativa ($z=0,924$; $p=0,356$). Para a mesma análise em T2, aproximadamente 60% da população respondeu com lateralização unidirecionada também para a esquerda, porém, não significativamente ($z=1,333$; $p=0,183$). Portanto, as respostas motoras lateralizadas na população amostrada não ocorreram significativamente diferentes do esperado pela proporção dos 50% (esquerda e direita).

As análises para ambos os tratamentos em nível individual também não foram significativas (T1: $X^2 < 0,01$, $p=0,99$, g.l.=1; T2: $X^2=1,07$, $p=0,30$, g.l.=1). Ou seja, não foi constatado um comportamento individual relevantemente unidirecionado de resposta motora, seja para direita ou para esquerda.

Tabela 01. Registros de respostas de lateralização de *Rhinella jimi* aos tratamentos T1 e T2.

Indivíduo	T1			T2		
	1	2	3	1	2	3
2	E	E	E	E	E	E
3	D	E	O	D	D	E
10	E	O	D	D	E	E
11	E	D	E	E	D	D
12	D	D	D	D	D	D
14	E	E	O	E	E	E
15	O	O	O	E	E	D
16	O	O	O	D	D	E
17	O	E	O	E	D	E
18	D	O	O	D	E	D
20	E	D	D	D	D	D
23	E	O	O	E	E	E
24	D	E	E	E	E	E
25	E	D	O	E	D	E
30	E	D	E	E	E	E

Legenda: T1 e T2 (massa viscosa na região interocular e postura em decúbito dorsal, respectivamente); 1, 2 e 3 (repetições); E, D e O (esquerdo, direito e ausência, respectivamente).

Discussão

O resultado não significativo para a lateralização em *Rhinella jimi* pode estar atrelado ao baixo número de repetições realizadas, bem como ao número de indivíduos amostrados. Malashichev (2006), ao estudar *Ceratophrys ornata*, encontrou uma resposta unidirecionada utilizando entre sete a 10 repetições e um número de 40 indivíduos.

Apesar do presente estudo não ter constatado de forma significativa a lateralização em *Rhinella jimi* aos níveis populacional e individual, houve uma

tendência para uma resposta unidirecionada para a esquerda. Alguns estudos têm evidenciado esse padrão para outras espécies deste mesmo gênero ou para a família Bufonidae. Malashichev & Wassersug (2004) apresentam uma revisão de lateralização em anfíbios em que apontam lateralização motora e visual em *Rhinella marina*. Robbins et al. (1998) também encontrou uma resposta motora direcionada para essa mesma espécie. Além de *Rhinella marina*, os bufonídeos *Bufo viridis* e *B. bufo* também apresentam resposta motora unidirecionada (Malashichev & Wassersug, 2004).

A assimetria comportamental pode ser variável tanto na população como na espécie (Malashichev & Wassersug, 2004). Uma revisão realizada sobre o tema com peixes, anfíbios e répteis considerou que mecanismos lateralizados podem estar relacionados com padrões comportamentais de predação, fuga do predador e seleção sexual (Bisazza et al., 1998). Deste modo, comportamentos lateralizados podem ser dependentes do tipo de estímulo ambiental oferecido que determina a preferência unidirecionada do uso de determinadas partes do corpo.

Agradecimentos

Agradecemos aos professores e colegas do PPG em Ecologia da UFRN, em especial ao professor Gindomar Santana pela orientação. Ao professor

Curso de Campo Ecologia da Caatinga, PPG Ecologia, UFRN, 2011

Alexandre Vasconcellos e ao colega Guilherme Mazzochini pelo auxílio nas análises estatísticas. Aos funcionários da ESEC-Seridó pelo apoio durante todo o curso de campo.

Referências

Bisazza, A., Rogers, L. J. & Vallortigara, G. 1998. The Origins of Cerebral Asymmetry: A Review of Evidence of Behavioural and Brain Lateralization in Fishes, Reptiles and Amphibians. *Neuroscience and Biobehavioral Reviews*. 22(3): 411–426.

IBAMA. 2004. Plano de Manejo da ESEC do Seridó.

Malashichev, Y. B. & Wassersug, R. J. 2004. Left and right in the amphibian world: which way to develop and where to turn? *BioEssays*. 26: 512–522.

Malashichev, Y. B. 2006. One-Sided Limb Preference Is Linked to Alternating-Limb Locomotion in Anuran Amphibians. *Journal of Comparative Psychology*. 120(4): 401–410.

Robins, A., Lippolis, G., Bisazza, A., Vallortigara, G. & Rogers, L. J. 1998. Lateralized agonistic responses and hindlimb use in toads. *Animal Behaviour*. 56: 875–881.



EFEITO DE *Poincianella pyramidalis* NO RECRUTAMENTO DE ESPÉCIES LENHOSAS E HERBÁCEAS

PHOEVE MACARIO, ANA CLÉZIA S. DE MORAIS, LAURA MARTINA FERNANDEZ E GUILHERME GERHARDT MAZZOCHINI

Introdução

As interações entre plantas são consideradas como importantes determinantes da distribuição de indivíduos na escala local, podendo influenciar também a ocorrência de espécies na escala regional (Huston, 1999). Essas interações podem ser distinguidas em negativas (competição), quando a presença de um indivíduo inibe o estabelecimento de outros, e em positivas (facilitação), quando a presença de um indivíduo promove o estabelecimento de outros (Brooker et al., 2008).

A competição em plantas geralmente está associada à redução de um recurso limitante por alguma espécie com alta habilidade competitiva. Já a facilitação pode estar associada ao aumento de um recurso limitante para alguma espécie por outra ou pela amenização de algum outro estresse ambiental. Esses dois processos não atuam separadamente na estruturação das comunidades vegetais e o balanço entre interações positivas e negativas pode depender de diversos fatores (Callaway & Walker, 1997). Desses fatores, os diferentes requerimentos de recursos das espécies podem determinar a influência que uma espécie pode

exercer sobre a outra (Maestre et al., 2009). Desvendar como diferentes espécies colonizadoras respondem à presença de espécies pioneiras é importante para entender como as interações entre plantas podem estruturar comunidades em sucessão.

Em ambientes áridos e semi-áridos do mundo, o sombreamento por adultos é o principal mecanismo responsável por interações positivas em plantas (Brooker et al., 2007). Esse sombreamento diminui a evapotranspiração do solo e das plantas abaixo dos adultos, aumentando a chance de sobrevivência das plântulas (Miriti, 2007). O clima na caatinga é semi-árido e durante seis meses a pluviosidade é muito baixa com médias anuais inferior a 700 mm, portanto, o principal recurso limitante é a água (Ibama, 2004). No entanto, trabalhos que investigam interações positivas entre plantas nesse ecossistema são escassos e o entendimento desse tipo de interação pode revelar mecanismos importantes para a estrutura das comunidades vegetais da Caatinga.

A *Poincianella pyramidalis* (Fabaceae), também conhecida por “catingueira”, é uma espécie pioneira presente também nos estágios tardios

de sucessão. Essa espécie possui fenologia particular, perdendo as folhas mais tardiamente quando começa o período seco em relação às outras espécies, sendo que alguns indivíduos por vezes não perdem as folhas. Nesse mesmo sentido, quando começa o período de chuvas, essa espécie é uma das primeiras a produzir folhas. Portanto, o tempo de sombreamento abaixo da copa da catingueira é maior do que nas outras espécies. Adicionalmente, essa espécie também é uma fixadora de nitrogênio, recurso limitante na maioria das comunidades vegetais terrestres (Vitousek & Howarth, 1991). Isso torna essa espécie uma potencial facilitadora do recrutamento de outras.

O objetivo desse trabalho foi avaliar o efeito da *Poincianella pyramidalis* sobre a regeneração abaixo de sua copa. Foi previsto que a densidade de indivíduos e a riqueza de espécies será maior abaixo da copa da *P. pyramidalis* que no seu entorno.

Material e Métodos

O estudo foi realizado na Estação Ecológica do Seridó (ESEC-Seridó), município de Serra Negra do Norte, Rio Grande do Norte, Brasil. A unidade tem uma área de 1.166,38 ha e está inserida no domínio da Caatinga. O clima dominante é semi-árido com temperaturas médias anuais variando entre 22 e 33 graus e índices pluviométricos médios de 497 mm por ano (Ibama, 2004).

A área escolhida para o estudo se encontra em estágio avançado de sucessão. Nesta área foram escolhidos oito indivíduos de catingueira a esmo, sendo que quando havia um agrupamento de indivíduos apenas um foi escolhido e o próximo foi procurado distante do agrupamento. Para cada indivíduo de catingueira, quatro parcelas de 1 m² foram dispostas sob a copa distantes 50 cm do tronco em direções opostas. Outras quatro parcelas com a mesma área distantes 1 m da copa foram amostradas seguindo as direções das parcelas estabelecidas sob a copa da árvore. Dentro de cada parcela foram morfotipados e contados todos os indivíduos de plantas menores que 1,30 m de altura. Todos os morfotipos também foram categorizados de acordo com sua forma de crescimento (herbáceas, lenhosas e trepadeiras). Para cada indivíduo de *P. pyramidalis* foi calculada a riqueza e densidade sob e fora da copa agrupando os resultados das quatro parcelas respectivas.

Para avaliar o potencial facilitador da catingueira, foi calculada a diferença média da densidade de indivíduos e número de espécies das parcelas sob e fora da copa para herbáceas, lenhosas e trepadeiras separadamente. Para testar a significância dos resultados, foi realizado um modelo nulo com 10.000 simulações, onde em cada simulação os dados originais foram embaralhados e as diferenças médias calculadas e comparadas com a diferença

observada. As simulações foram realizadas no software estatístico R.

Resultados

Foram encontrados 837 indivíduos e 46 morfotipos de plantas, sendo 25 herbáceas, 16 lenhosas e cinco trepadeiras.

De acordo com o esperado, a densidade de indivíduos e o número de morfotipos de lenhosas foram maiores

abaixo da copa da *P. pyramidalis* do que fora dela ($p = 0,0316$ e $p = 0,0034$, respectivamente; Figura 1 A e B; Tabela 1). Porém, para as herbáceas foi encontrado um resultado oposto, onde a densidade de indivíduos e de morfotipos foi maior fora da copa da *P. pyramidalis* ($p=0,0237$ e $p=0,0105$, respectivamente; Figura 1 C e D). Para as trepadeiras a densidade de indivíduos e morfotipos foi similar sob e fora da copa da *P. pyramidalis*.

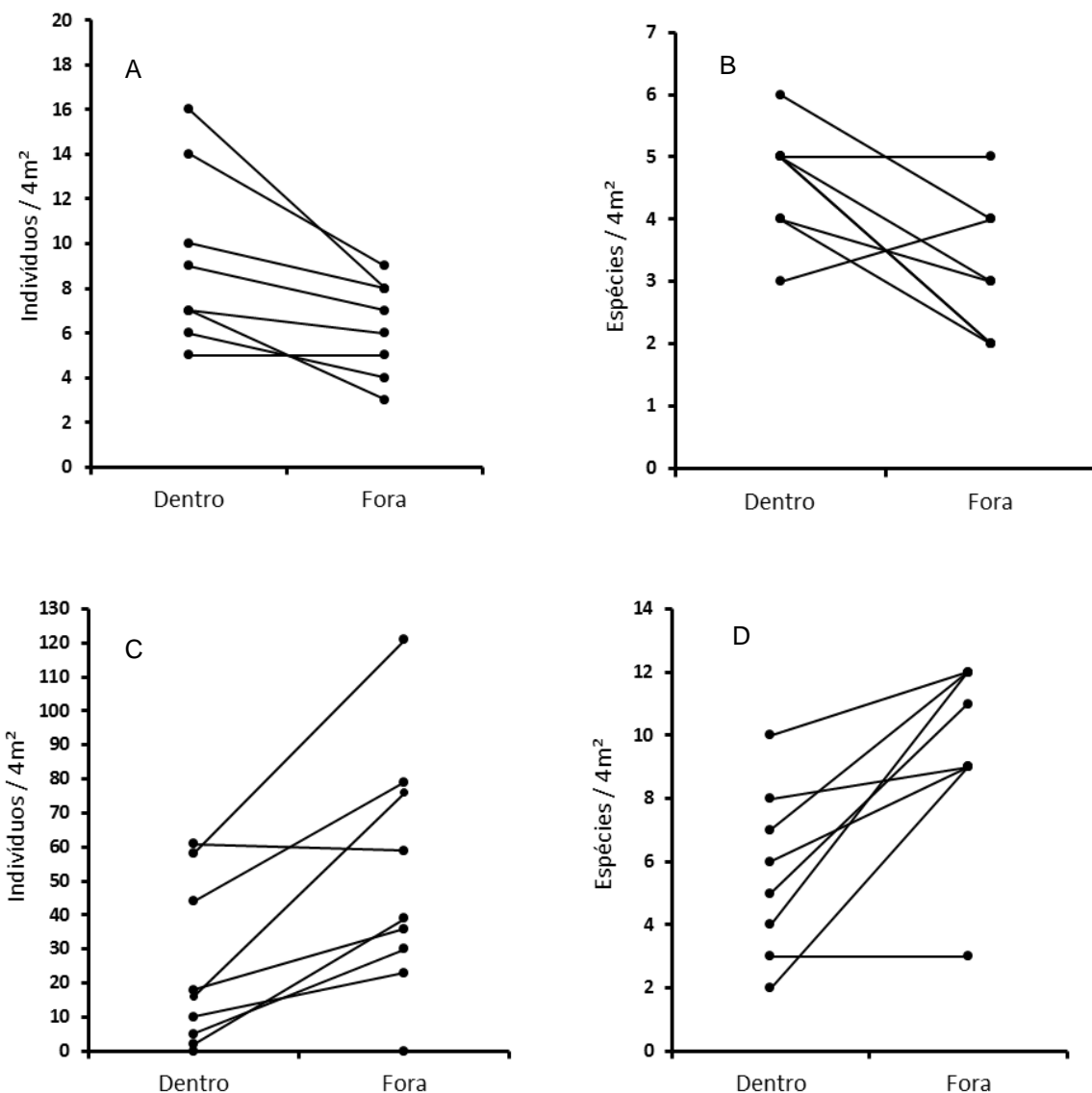


Figura 1. Valores observados sob e fora da copa de *P. pyramidalis*. A) Densidade de indivíduos de lenhosas. B) Número de morfotipos de lenhosas. C) Densidade de indivíduos de herbáceas. D) Número de morfotipos de herbáceas. As ligações entre os pontos representam os pares de tratamentos.

Tabela 1 – Diferença média e intervalo de confiança da densidade de indivíduos e morfotipos abaixo da copa de *P. pyramidalis* e fora da copa.

Grupos	Densidade de indivíduos	Número de espécies
Lenhosas	3,0 ± 2,1	1,5 ± 1,2
Herbáceas	-31,1 ± 18,8	-4,1 ± 2,5
Trepadeiras	-1,0 ± 2,9	0 ± 1,1

Discussão

Os resultados demonstram que a regeneração abaixo da copa da *Poincianella pyramidalis* é diferente do encontrado fora de sua copa. No caso das lenhosas, essa influência foi positiva, em concordância com o previsto, indicando um possível efeito de facilitação da catingueira para esse grupo de plantas. O sombreamento prolongado abaixo das copas da catingueira pode melhorar o microclima local, aumentando a sobrevivência das lenhosas durante o período de escassez de chuva. A maioria dos estudos que demonstraram um efeito de facilitação foi realizada em regiões com baixa pluviosidade, sendo o principal mecanismo o sombreamento proporcionado pelos adultos, beneficiando indivíduos mais jovens (Callaway, 2007). A redução da temperatura do solo e taxas de evapotranspiração podem compensar os efeitos negativos da redução dos níveis de luz, aumentando a

sobrevivência das plântulas (Hastwell & Facelli, 2003). Adicionalmente, a habilidade da catingueira de fixar nitrogênio no solo pode estar beneficiando o recrutamento das lenhosas sob sua copa.

Por outro lado, as herbáceas são influenciadas negativamente pela presença da *P. pyramidalis*. Esse resultado foi o oposto ao esperado, pois esse grupo de plantas necessita de grande quantidade de nitrogênio por possuir acelerada taxa de crescimento (Grime et al., 1997). Isso pode estar acontecendo devido à maioria das plantas desse grupo também exigir um ambiente com alta intensidade de luz para sobreviver, e por isso possuem adaptações para suportar condições com baixa disponibilidade de água (Valladares & Niinemets, 2008). Possivelmente o efeito positivo da fixação de nitrogênio não compensa o efeito negativo do sombreamento proporcionado pela catingueira.

De acordo com esses resultados, fica evidenciado que *P. pyramidalis* pode ser uma espécie importante na estruturação espacial da comunidade de plantas da Caatinga. As condições proporcionadas pela catingueira filtram a composição de espécies capazes de regenerar sob sua copa. Isso indica que a *P. pyramidalis* pode acelerar o processo de regeneração da Caatinga, sendo uma espécie importante para a recuperação de áreas degradadas desse domínio.

Agradecimentos

Agradecemos ao professor Alexandre Vasconcellos pela sugestão do tema escolhido e orientação no trabalho. Ao professor Mauro pelas sugestões que melhoraram o conteúdo do manuscrito. Ao amigo Gustavo Brant por ceder material e a todos que fazem parte da ESEC Seridó.

Referências

- Brooker, R. W.; Maestre, F. T.; Callaway, R. M.; Lortie, C. L. et al. 2008. Facilitation in plant communities: the past, the present, and the future. *Journal of Ecology* 96: 18 – 34.
- Callaway, R.M. & Walker, L.R. 1997. Competition and facilitation: a synthetic approach to interactions in plant communities. *Ecology* 78: 1958-1965.
- Grime, J.P., Thompson, K., Hunt, R., Hodgson, J.G. et al. 1997. Integrated screening validates primary axes of specialization in plants. *Oikos* 79: 259-281.
- Hastwell, G.T. & Facelli, J.M.. 2003. Differing effects of shade-induced facilitation on growth and survival during the establishment of a chenopod shrub. *Journal of Ecology* 91: 941–950.
- Huston, M.A. 1999. Local process and regional patterns: appropriate scales for understanding variation in the diversity of plants and animals. *Oikos*, 86: 393-401
- Ibama. 2004. Plano de Manejo da ESEC do Seridó.
- Maestre, F.T; Callaway, R.M.; Valladares, F.; Lortie, C.J. 2009. Refining the stress-gradient hypothesis for competition and facilitation in plant communities. *Journal of Ecology*, 97: 199-205
- Miriti, M. 2007. Twenty years of changes in spatial associations of community structure among desert perennials. *Ecology* 88: 1177-1190.
- Valladares, F. & Niinemets, U. 2008. Shade tolerance, a key plant feature of complex nature and consequences. *Annual reviews in ecology, evolution and systematics*. 39, 237-257.
- Vitousek, P. M., & Howarth, R. W. 1991. Nitrogen limitation on land and in the sea. How can it occur? *Biogeochemistry*, 13:87–116.

ORIENTAÇÃO DE BORBOLETAS MIGRATÓRIAS NO SEMIÁRIDO BRASILEIRO

LUCAS VIEGAS, PEDRO DE F. CAPISTRANO, SILVANA MASCIADRI E HONARA MORGANA

Introdução

Navegação denota a forma de orientação a longa distância pelos animais (Oliveira et al. 1998). A capacidade de navegação dos organismos migratórios é de extrema importância para o alcance de um determinado destino. Sabe-se que o campo magnético da Terra afeta a orientação de diversos organismos, como a borboleta monarca *Danaus plexippus*. Apesar de muitas espécies de borboletas serem migrantes conhecidos, até hoje o mecanismo de orientação diária ou durante períodos migratórios ainda é pouco conhecida (Oliveira et al., 1998).

A família Pieridae, cosmopolita, compreende mais de 1000 espécies, sendo predominantemente tropical. Os pierídeos voam em áreas abertas e visitam flores para a obtenção de néctar. (DeVries, 1987) Os gêneros migratórios mais bem conhecidos das áreas tropicais são *Ascia* e *Phoebis* (Oliveira 1990). Borboletas migratórias aparecem justamente depois do início da estação chuvosa e, no hemisfério norte, apresentam direção predominantemente Sul - Sudoeste (Oliveira et al., 1998).

O presente trabalho tem como objetivos investigar a

existência de padrões na orientação de movimento das borboletas *Aphrissa statira* e *Ascia monuste* e estimar o padrão de atividade ao longo do tempo. Apontamos também uma relação entre as condições climáticas (nublado ou aberto) com a abundância de borboletas, assim como a direção do vento com o deslocamento dos indivíduos.

Metodologia

O estudo foi realizado na Estação Ecológica do Seridó (ESEC-Seridó), localizada no município de Serra Negra do Norte/RN (6° 35' S e 37° e 15' W). Sua vegetação é um mosaico de arbustos espinhosos e florestas sazonalmente secas (Leal et al. 2005), típicas da região semi-árida onde o estudo foi conduzido.

Foi observado o ângulo, em relação aos pontos cardeais, do vôo das duas espécies de borboletas. As observações foram realizadas em uma trilha ao longo do açude próximo a sede da ESEC. A trilha apresenta eixo NE-SW, com açude a NW, vegetação arbórea nas extremidades NE/SW e campo aberto a SE (Fig. 1). Dois pontos amostrais foram escolhidos para obtenção dos ângulos de vôo dos lepidoptera, um a NE e outro a SO. Cada ponto amostral foi composto por duas

duplas de observadores. Avaliou-se o ângulo da direção de vôo observado para cada indivíduo em quatro períodos amostrais de 40 minutos de uma manhã (7:45, 8:45, 9:45 e 10:45). Ao longo de cada período foi avaliado a direção do vento e as condições de tempo (nublado ou aberto). Após cada período de amostragem de ângulo foi realizado um censo visual das duas espécies de borboletas durante 20 minutos. Todos os indivíduos dentro do campo de visão dos observadores foram contados.

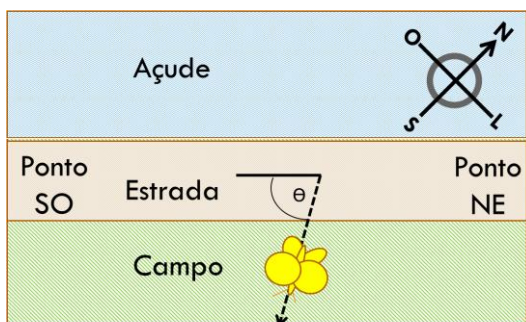


Figura 1. Ângulo de desaparecimento visual por indivíduo em relação aos pontos cardeais (note os pontos NE e SO pela rosa dos ventos).

Para análise dos dados de direcionalidade dos vôos foi utilizado o programa Oriana v.3 (Kovach, 2009). As espécies foram analisadas separadamente. Foi realizado o Teste de Rayleigh para determinar se o vetor médio angular de deslocamento é significativo (Fisher, 1993; Zar, 1998; Mardia & Jupp, 2000) e o Teste de Rao para avaliar a homogeneidade da distribuição angular dos dados, ou seja, se os ângulos de vôo das borboletas são igualmente distribuídos dentro dos

360 graus ou se a distribuição destes é tendenciada para um ou mais pontos do círculo (Mardia & Jupp, 200; Batschelet, 1981).

Resultados

Foram feitas 122 observações de ângulo de vôo de *A. monuste* (88 ponto no SO e 34 ponto no NE) e 89 observações de *A. statira* (31 ponto no SO e 58 ponto no NE). A direção do vento permaneceu NO durante todo experimento. O céu permaneceu nublado no meio da manhã (8:45-10:25).

Tabela 1- Resultado dos testes de Rayleigh e Rao para os dois pontos de coleta. Valores significativos em negrito.

	Teste estatístico	<i>Ascia monuste</i>	<i>Aphrissa statira</i>
Ponto SO	Rayleigh (Z)	1,95	6,75
	Rayleigh (p)	0,14	8,75x10⁻⁴
	Rao (U)	241	191,93
	Rao (p)	< 0.01	< 0.01
Ponto NE	Rayleigh (Z)	1,89	20,30
	Rayleigh (p)	0,15	1,52x10⁻⁹
	Rao (U)	155,88	207,93
	Rao (p)	< 0.05	< 0.01

Como os dois pontos de coleta apresentaram resultados similares para os dois testes

estatísticos em ambas as espécies, (Tabela 1) os dados das duplas foram analisadas em conjunto. Não houve um vetor médio dominante para *A. monuste* no teste de Rayleigh ($Z=0,904$, $p=0,405$), o qual explica apenas 0,08% dos deslocamentos angulares ($\mu= 161,77^\circ$; $r= 0,086$). Já em *A. statira* o vetor médio foi significativo ($Z=23,145$; $p=8,9 \times 10^{-11}$) e explicou 51% da variação dos dados ($\mu= 174,161^\circ$; $r=0,51$). O teste de Rao mostrou que os ângulos de vôo de ambas as espécies são diferentes de um padrão homogêneo (*A. monuste*, $U=238,72$, $p<0,01$; *A. statira*, $U=205,79$; $p<0,01$), mostrando uma unidirecionalidade para *A. monuste* (fig. 2A) e uma bidirecionalidade para *A. statira* (fig.2B).

A abundância total das duas espécies foi de 226 ($N_{A. monuste}=153$; $N_{A. statira}= 73$) plotadas em relação aos períodos de contagem dessas espécies mostra sua variação durante o período matinal e em relação às condições do tempo (nublado ou de sol aberto).

Observa-se no gráfico que a abundância das duas espécies variou ao longo do intervalo de amostragem, sendo que a *A.monuste* apareceu mais vezes no início e fim da manhã, com uma diminuição no meio da manhã. Enquanto *A.statira* diminuiu ao longo da manhã. (Fig 3).

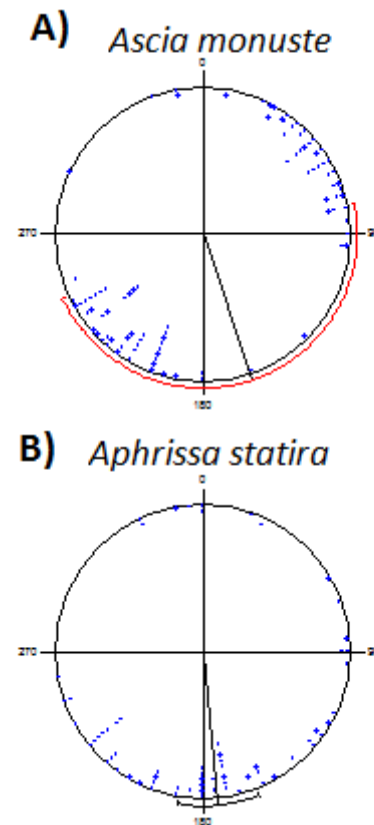


Figura 2 –Distribuição dos ângulos de vôo das duas espécies estudadas. As linhas perpendiculares identificam os pontos cardeais. A linha restante mostra o ângulo do vetor médio e o erro padrão. A) *Ascia monuste*. B) *Aphrissa statira*.

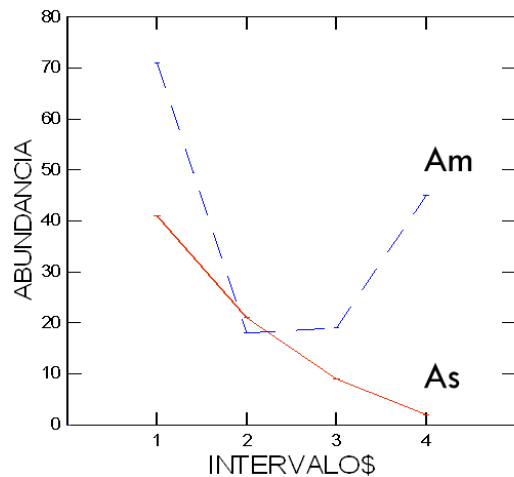


Figura 3. Contagem de indivíduos de borboleta migratória (As= *Aphrissa statira* e Am= *Ascia monuste*) ao longo de 4 intervalos de tempo (Os horários para os intervalos [INTERVALO\$] são 8:45, 9:45, 10:45 e 11:45, respectivamente).

Discussão

Não se evidenciou um padrão direcional em *A. monuste* como em *A. statira*, sendo a primeira com um padrão de deslocamento bidirecional e a última unidirecional. O comportamento bidirecional de *A. monuste* provavelmente está relacionado com a forma da passagem onde os estudos foram feitos. Como o elemento era claramente linear, os dados mostram que as borboletas basicamente usavam esta passagem com uma espécie de corredor. Por outro lado, *A. statira* claramente apresentou um deslocamento S-SE, evidenciando um possível comportamento migratório, similar àquele descrito por Oliveira et al. (1998) no Panamá. Vale destacar que o vento apresentou uma direção (NW) contrária à direção de vôo de *A.*

statira (S-SE), o que sugere que o vento não interferiu no seu padrão de deslocamento. Não parece que o vento interferiu no padrão bidirecional de *A. monuste*.

O padrão de atividade das borboletas foi diferente dos resultados obtidos por Oliveira et al. (1998) com outras *Aphrissa* no Panamá. No nosso caso, a maior atividade ocorreu nas primeiras horas da manhã, enquanto Oliveira et al. (1998) relataram o maior pico de atividade ao meio dia. Considerando a ectotermia das borboletas, isto pode estar relacionado às condições climáticas do Semi-Árido, diferentes da floresta tropical. Talvez corroborando com a afirmação de Oliveira (1990), onde o calor excessivo pode limitar a atividade de vôo de alguns pierídeos, e explicando a relação negativa de *A. statira* ao longo da manhã. A baixa abundância de *A. monuste* no meio da manhã (8:45-10:25) relacionou-se ao céu nublado. Mais uma vez a ectotermia desses organismos deve explicar o padrão encontrado para *A. monuste*.

Ao padrão encontrado nesses Pierídeos, em um estudo inédito em área de semi-árido, seria importante implementar outras abordagens para melhorar o entendimento do comportamento migratório e de orientação destas espécies, tais como a utilização de isótopos estáveis (δD e $\delta^{13}C$) para verificar migração (Hobson et al., 1999) ou

Curso de Campo Ecologia da Caatinga, PPG Ecologia, UFRN, 2011

experimentos testando orientação solar e magnética destes no Hemisfério Sul.

Agradecimentos

Ao Prof. Márcio Zikán pela orientação, por sua disponibilidade para ajudar e, principalmente, pela paciência. À Tanagra pelo valioso auxílio com os testes estatísticos. E à toda equipe da ESEC-Seridó pela acomodação.

Referências

Batschelet, E., 1981. Circular statistics in biology. Academic Press, London.

Fisher, N.I., 1993. Statistical analysis of circular data. Cambridge University Press, Cambridge.

Hobson, K. A., Wassenaar, L. I., Taylor, O. R., 1999. Stable isotopes (δD and $\delta^{13}C$) are geographic indicators of natal origins of monarch butterflies in eastern North America. *Oecologia* 120:397- 404

Jones, D. S., Macffaden, B. J. 1982. Induced magnetization in the monarch butterfly, *Danaus plexippus* (Insecta, Lepidoptera) *The Journal of Experimental Biology* 96: 1-9.

Leal, I. R., Silva, J.M.C., Tabarelli, M., Lacher jr., T. E. 2005. Mudando o curso da conservação da biodiversidade na Caatinga do Nordeste do Brasil. *Megadiversidade* 1:1

Kovach, W.L., 2009. Oriana – Circular Statistics for Windows, v3. Kovach Computing Services, Pentraeth, Wales, U.K.

Mardia, K.V., Jupp, P.E., 2000. Statistics of directional data. 2nd Edition. John Wiley & Sons, Chicester.

Oliveira, E. G., 1990. “Orientação de vôo de lepdópteros migratórios na região de Carajás, Pará”. Dissertação de Mestrado. Universidade Estadual de Campinas, São Paulo.

Oliveira, E.G., Srygley, R. B., Dudley, R., 1998. Do Neotropical Migrant Butterflies Navigate Using A Solar Compass? *The Journal of Experimental Biology*. 201, 3317–3331.

DeVries, P.J. 1987. The utterflies of Costa Rica and their natural history. Princenton university press, , Oxford.

Zar, J.H., 1998. Biostatistical Analysis. 4th Edition. Prentice Hall, New Jersey.

ESTRATÉGIAS DE VIDA EM DIFERENTES HABITATS E GILDAS TRÓFICAS DA
COMUNIDADE DE AVES NA CAATINGA, SERRA NEGRA DO NORTE, RN

ADRIANA PELLEGRINI, TANÁGARA FALCÃO, NICHOLAS SEBASTIAN E GUSTAVO BRANT

Introdução

O processo de sucessão secundária em áreas fragmentadas pode criar novos habitats devido à mudança das condições ambientais e bióticas, como maior entrada de luz e a introdução de espécies vegetais de sucessão iniciais mais adaptadas a estes ambientes. A mudança na composição das espécies de fauna pode estar associada a estes novos habitats criados após o desmatamento (Paine, 1966). Atualmente, a Caatinga possui em torno de 50% de sua vegetação desmatada e as áreas de sucessão secundária podem manter alta riqueza de espécies, de acordo com a hipótese do distúrbio intermediário, que postula que a diversidade de espécies será maior em níveis intermediários de distúrbio (Osman, 2008).

Ao contrário do que se pensava na década de 70, a Caatinga possui fauna própria e conta com aproximadamente 510 espécies, das quais 3% são endêmicas (Silva *et al.* 2003). As espécies de aves da Caatinga podem ser classificadas segundo seu status, como residentes ou migratórias e, também, segundo sua dependência da floresta, como independentes (associadas à vegetações abertas), dependentes ou

semi-dependentes, sendo que na Caatinga, muitas espécies são residentes (Silva *et al.* 2003). Assim, as intervenções humanas afetam significativamente as espécies de aves nos diferentes habitats, pois transformam florestas primárias em matas secundárias (Marine e Garcia, 2005).

As guildas tróficas são formadas por espécies que utilizam recursos alimentares similares e podem apresentar competição ou não (Begon, 2006). Dependendo dos caracteres morfológicos e da similaridade filogenática entre as espécies, as forças ecológicas que atuam nas guildas podem ser de filtro ambiental ou de competição inter-específica (Cooper *et al.*, 2008).

O presente trabalho teve como objetivos: (i) comparar a riqueza e abundância de aves em dois ambientes de Caatinga: mata fechada e capoeira aberta; (ii) caracterizar as espécies de acordo com seu *status* migratório e de habitat; (iii) associar características morfométricas com as guildas desse grupo.

Material e Métodos

Locais de coleta

A amostragem da comunidade de aves foi feita em dois habitats localizados na Estação Ecológica do Seridó (ESEC) durante a estação chuvosa.

- Capoeira: habitat de sucessão secundária com presença de plantas herbáceas e pequenos arbustos com características de estágios sucessionais iniciais;
- Mata: características de estágios sucessionais intermediários ou tardios e dominância de plantas lenhosas e arbustos de médio porte.

Captura

As capturas foram feitas com quatro redes de neblina em cada habitat (capoeira e mata). Cada rede media 12 x 3m, cinco bolsas, malha 19 mm.

As redes permaneceram abertas das 5:45 h às 12:45h, com revisões a cada hora, totalizando sete revisões em cada ambiente. Após cada revisão, os indivíduos capturados foram identificados por guias de campo (Perlo, 2009). Em seguida foram medidas três características morfométricas com pesolas (peso), paquímetro digital (tamanho do cúlmen exposto) e régua (asa) para analisar se há relação com as guildas.

Análises estatísticas

Para a comparação da riqueza e abundância nos diferentes locais foi realizado um modelo linear generalizado com distribuição de Poisson para corrigir o viés proveniente do baixo número de indivíduos coletados na área de mata. As medidas morfométricas dos indivíduos (peso, bico e asa) foram relacionadas com suas guildas utilizando MANOVA. As espécies foram categorizadas, de acordo com os critérios de Silva *et al.* (2003), mas com adaptações em: (a) migratórias, (b) residentes anuais e (c) residentes temporárias, e também em (d) independentes, (e) dependentes ou (f) semi-dependentes de áreas de floresta. A análise e os gráficos foram feitos utilizando-se o programa R 2.10.1 (R core development team 2009)

Resultados

Foram capturados 67 indivíduos, pertencentes a 24 espécies (Tabela 1) e distribuídos em 12 famílias (Figura 1).

O resultado do GLM com distribuição de Poisson mostrou que há maior riqueza ($z = -4,33$; gl. 7,1; $p < 0,001$) e abundância ($z = -5,187$; gl.=7,1; $p < 0,001$) na área aberta (Figuras 2 e 3). Apesar da diferença entre estas duas áreas, muitas espécies encontradas na mata possuem semi-dependência florestal (57,1%), ou seja, ela também utilizam habitats mais abertos. Enquanto a

maior parte das espécies encontradas na capoeira (66,7%) independentes da floresta (Tabela 2).

Tabela 1. Frequência das espécies identificadas na comunidade de aves na ESEC do Seridó.

Espécie	Freq.
<i>Agelaioides fringillarius</i>	7
<i>Aratinga cactorum</i>	3
<i>Certhiaxis cinnamomeus</i>	3
<i>Chlorostilbon lucidus</i>	2
<i>Coccyzus mellocoryphus</i>	3
<i>Columbina picui</i>	3
<i>Columbina squammata</i>	7
<i>Columbina talpacoti</i>	12
<i>Coryphospingus pileatus</i>	2
<i>Cyclarhis gujanensis</i>	4
<i>Furnarius leucopus</i>	1
<i>Leptotilla vereaux</i>	1
<i>Myiarchus tyrannulus</i>	2
<i>Myiodinastis maculatus</i>	1
<i>Paruaria dominicana</i>	1
<i>Pitangus sulphuratus</i>	1
<i>Sinallaxis frontalis</i>	3
<i>Tapera naevia</i>	1
<i>Taraba major</i>	1
<i>Todirostrum cinereum</i>	2
<i>Troglodytes musculus</i>	3
<i>Turdus amaurochalinus</i>	1
<i>Turdus rufiventris</i>	2
<i>Volatinia jacarina</i>	1

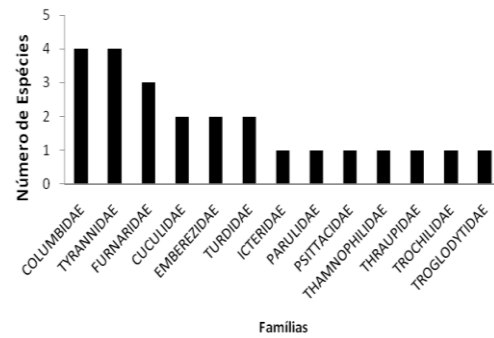


Figura 1 Riqueza de espécies por família na comunidade de aves em dois habitats (capoeira e mata) ESEC-Seridó.

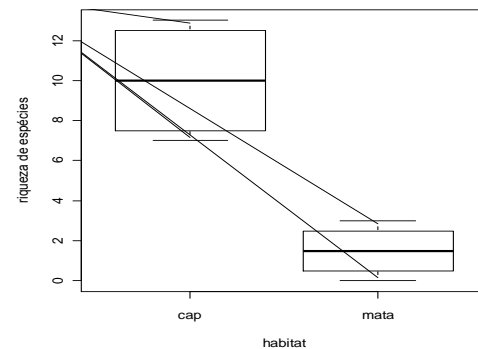


Figura 2. Boxplot da riqueza de espécies entre os habitats de capoeira e mata.

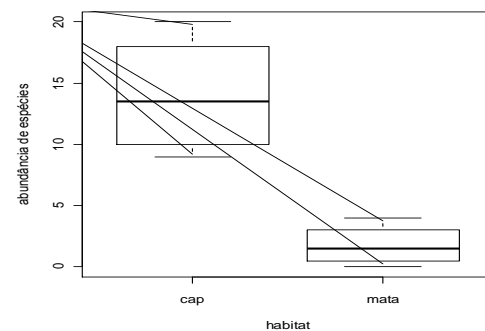


Figura 3. Boxplot da abundância das espécies entre os habitats de capoeira e mata

Tabela 2. Distribuição dos tipos de migração (%) e dependência da floresta (%) das espécies de aves entre os habitat de capoeira e de mata.

Habit at	Migração			Dependência floresta		
	RA	RT	MI	IN	SE	DEP
			G	D	MI	
Cap	95.	3.3	1.7	66.	30.	3.3
	0			7	0	
Mata	42.	57.	0.0	14.	57.	28.6
	9	1		3	1	

RA=Residente anual; RT= residente temporário; MIG= migração; IND=independente; SEMI=semi-dependente; DEP=dependente.

As variáveis morfométricas de peso, cúlmen exposto e asa foram relacionadas por meio da MANOVA com as guildas mais representativas (onívoros, insetívoros e granívoros) e teve uma diferença significativa ($F=3,12$; g.l.= 4; $p=0,0167$). A Figura 4 ilustra o gráfico de dispersão dos caracteres de peso e cúlmen exposto (bico) com todas as guildas tróficas de aves encontradas na amostra.

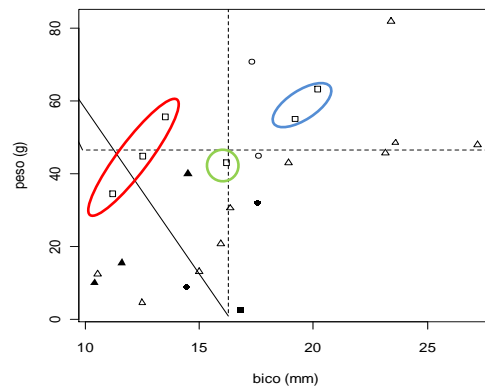


Figura 4 Distribuição das guildas alimentares da comunidade de aves em relação as medidas morfométricas de peso e bico. O cruzamento das linhas tracejadas indica as medianas do intervalo de valores de bico e peso. As guildas tróficas no mesmo quadrante indicam estrutura fenotípica agrupada. Legenda: ● artrópode; ○ frugívoro; ▲ granívoro; △ insetívoro; ■ nectarívoro; □ onívoro. Azul: Turridade; Vermelho: *Columbina* sp. (Columbidae); Verde: *Leptotilla vereaux* (Columbidae).

Discussão

A amostragem de um dia da comunidade de aves na ESEC apresentou 24 espécies, sendo que destas, apenas uma ocorreu exclusivamente na área de mata. A maior riqueza e abundância de aves em áreas de capoeira podem ser explicadas pela hipótese do distúrbio intermediário (Osman, 2008). Porém, para confirmar esta hipótese é necessário incluir nos tratamentos um habitat mais degradado que a

capoeira para testar o gradiente de distúrbio. Uma possível explicação para a diferença na riqueza pode estar associada com a baixa percentagem de espécies dependentes de floresta capturadas, com 31,6% (Tabela 2) e, assim, um maior esforço amostral poderia aumentar a riqueza do habitat de mata.

Percebe-se que os indivíduos encontrados na capoeira possuem maior percentagem (95%) de residentes anuais, indicando que a riqueza encontrada na capoeira está associada com as espécies regionais, que continuam na área de caatinga mesmo durante a seca. Os enclaves úmidos encontrados na caatinga são importantes para manutenção da riqueza regional (Silva et al. 2003), mas no caso aqui estudado as espécies encontradas na capoeira são adaptadas aos períodos da seca prolongada.

Os pulsos de chuva que ocorrem na Caatinga podem explicar a alta ocorrência de espécies residentes temporárias na área de mata (57,1%), que utilizam este habitat para reprodução na época da chuva. As residentes temporárias encontradas na mata estão relacionadas com as migrações intra-regionais, onde espécies da Caatinga retornam para enclaves de matas úmidas e semi-úmidas da região durante o período da seca (Silva et al., 2003). O levantamento de Silva e colaboradores (2003) encontrou que

para as espécies residentes da Caatinga, 60,5% eram dependentes e semi-dependentes de florestas.

A diferença das medidas morfométricas entre as guildas analisadas (onívoro, granívoro e insetívoro) ilustra que a morfologia das aves está relacionada com seu hábito alimentar. A distribuição dos caracteres morfométricos corresponde a estrutura fenotípica da comunidade e pode ser de dois tipos: agrupado ou disperso, e estão relacionados com as respectivas forças ecológicas, de filtro ambiental e competição (Pausas & Verdu 2010). As guildas que apresentaram divergência dos caracteres morfométricos foram as insetívora e onívora. Esta divergência pode estar associada à repulsão fenotípica devido à competição por recurso dentro das guildas, por famílias ou espécie.

Por exemplo, a guilda trófica dos onívoros apresentou caracteres dispersos, onde as espécies da família Turdidae estavam mais agrupadas (maior bico e tamanho). No entanto, as espécies da família Columbidae apresentaram variação por gênero, com o gênero *Columbina* mais agregado que o gênero *Leptolila* (Figura 4). Quando os caracteres morfofuncionais são dispersos em espécies mais próximas dentro da linhagem filogenética, maior será a força ecológica da competição (Webb et al. 2002), como foi o caso entre as espécies do gênero Columbidae. Os

granívoros apresentaram distribuição agrupada e pode ser que a principal força seja o filtro ambiental. As outras guildas alimentares tiveram poucas espécies e não pode ser verificado um padrão.

Concluindo, a riqueza e abundância de aves na ESEC do Seridó apresentaram diferença entre os habitats de capoeira e de mata, no entanto, mais capturas devem complementar estes resultados. Outros estudos devem investigar a variação de aves em relação a migração e habitat nas estações de seca e chuva. Por fim, um maior esforço amostral é necessário para determinar qual a principal força ecológica que estrutura a comunidade de aves da ESEC.

Agradecimentos

Agradecemos ao Mauro Pichorim pela orientação e por nos mostrar o mundo ecológico das aves. Ao Tonny, pela ajuda com o *Cyclarhis gujanensis* (vulgo bicada que dói) e ao Guiga pela valiosa consultoria estatística (sempre necessária). E Agradecemos à equipe da ESEC-Seridó pela logística.

Referências

Begon, M., Townsend, C.R., Harper, J.L. 2007. *Ecologia, de indivíduos a ecossistemas*. Porto Alegre: Artmed. 752p.

Cooper, N., Rodríguez, J. & Purvis, A. 2008. A common tendency for phylogenetic overdispersion in mammalian assemblages. *Proceedings in Biological Sciences*, 275: 2031-2037.

Marini, M.A, Garcia, F.I. 2005. Conservação de aves no Brasil. *Megadiversidade*, 1: 95-102.

Osman, R.W. 2005. Intermediate disturbance hypothesis. *Encyclopedia of ecology* in: Jorgensen, S.E., Fath, B.D. Oxford Elsevier.

Paine, R. T. 1966. Food web complexity and species diversity. *The American Naturalist*, 100: 65-75.

Pausas, J.G.; Verdu, M. 2010. The jungle of methods for evaluating phenotypic and phylogenetic structure communities. *Bioscience*, 60:614-625.

Perlo, B.V. 2009. *A field guide to the birds of Brazil*. Oxford University Press. 465 p.

Silva, J.M.C., M.A. Souza, A.G.D. Bieber & C.J. Carlos. 2003. Aves da Caatinga: status, uso do habitat e sensibilidade. In: I.R. Leal, M. Tabarelli & J.M.C. Silva (eds.). *Ecologia e conservação da Caatinga*. Editora Universitária, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, Brasil. pp. 237-273.

Curso de Campo Ecologia da Caatinga, PPG Ecologia, UFRN, 2011

Webb, C.O., Ackerly, D.D., McPeck,
M.A., Donoghue, M.J. 2002.
Phylogenies and community ecology.
Annual Reviews Ecology S



ARTRÓPODES SOB ROCHAS AO LONGO DE UM RIO TEMPORÁRIO NO SEMI-ÁRIDO NORDESTINO: CO-OCORRÊNCIA EXPLICA A ESTRUTURAÇÃO DESSAS COMUNIDADES?

LEIDE AMARA P. SILVA; RICARDO ALMEIDA EMÍDIO; EMERSON DE MEDEIROS SOUSA; TONNY MARQUES DE OLIVEIRA JÚNIOR E DAVID LUCAS ROHR

Introdução

Compreender os fatores que determinam como as comunidades são estruturadas é uma das mais importantes questões na ecologia de comunidades. As regras de estruturação atentam para capturar processos que podem determinar o conjunto de comunidades locais a partir de um pool regional de espécies (Carranza *et al.*, 2010). Dessa forma, a estruturação envolve processos ecológicos e históricos que conduzem à construção de comunidades ecológicas ao longo do tempo (Lavergne *et al.*, 2010). Assim sendo, Cavender-Bares *et al.* (2009) destacam processos baseados no nicho, processos históricos (filogenia e biogeografia) e processos neutros.

Uma das formas pela qual a estrutura de comunidades pode ser detectada é através da co-ocorrência. Comunidades que apresentam uma co-ocorrência não aleatória podem indicar que processos ecológicos, relacionados à teoria do nicho são importantes na determinação de quais espécies ocorrem em uma determinada área. Isto pode estar relacionado com processos como competição, facilitação e filtro ambiental (Ellwood *et al.*, 2009).

O presente trabalho teve como objetivo investigar se as comunidades de macroartrópodes encontradas sob rochas na calha de um rio temporário na ESEC – Seridó são estruturadas por co-ocorrência. Ainda, verificou se a riqueza na comunidade de artrópodes varia de acordo com o perímetro das rochas.

Metodologia

Área de estudo

O estudo foi realizado na Estação Ecológica do Seridó - ESEC (6°35'S e 37°15'W), que possui 1.128 ha, situada no sudeste do Rio Grande do Norte, município de Serra Negra do Norte e pertencente à mesorregião Seridó. A área está presente no domínio da caatinga, apresentando vegetação secundária, caracterizada por grande abundância de espécies arbustivas e arbóreas de pequeno porte, caracterizando um processo de regeneração (Bencke *et al.*, 2006).

Delineamento amostral

Delimitou-se um transecto de 600 metros onde foram amostradas 28 rochas escolhidas randomicamente a partir de uma tabela de números aleatórios, com

pontos de amostragem com intervalos mínimos de 10 metros. Como critério para escolha das rochas considerou-se uma medida mínima de perímetro (mínimo de 100 cm). O perímetro foi obtido por meio da medição do contorno da marca formada no solo, antes ocupada pela rocha.

Registro da riqueza

Após remover a rocha, o solo exposto foi observado por três pesquisadores simultaneamente, por um período de três a cinco minutos para o registro da riqueza dos macroartrópodes (morfotipos) sob as rochas. A riqueza foi determinada pelos morfotipos encontrados tanto no solo abaixo da rocha quanto na região da rocha que estava em contato com o solo. Os morfotipos foram coletados nas primeiras vezes que ocorreram e foram levados ao laboratório da ESEC – Seridó para confirmar a identificação.

Análise de dados

Para testar a relação entre o perímetro da área ocupada pelas rochas e a riqueza de morfotipos dos macroinvertebrados fez-se uma regressão linear simples, no programa Systat 12. Para investigar se a co-ocorrência entre os morfotipos de artrópodes difere do acaso, dessa forma indicando estruturação de comunidades utilizou-se um modelo nulo, através da comparação do C-score observado e do esperado ao acaso, com linhas

fixas e colunas equiprováveis (Gotelli, 2000), no programa EcoSim.

Resultados

Em 28 unidades amostrais observou-se uma riqueza média de $4,85 \pm 1,69$ morfotipos, onde foi encontrado um montante de 47 morfotipos de artrópodes distribuídos em 10 grupos (Tabela 1), onde os mais representativas foram Formicidae (48 registros de 8 morfotipos), Arachnidae (31 registros de 17 morfotipos) e Coleoptera (21 registros de 7 morfotipos).

As rochas utilizadas no estudo apresentaram um perímetro médio de 152,25 cm ($\pm 34,5$; Mín=103 e Máx=250 cm), onde observou-se que a riqueza de macroartrópodes não foi influenciada pelo perímetro da área ocupada pela rocha ($R^2=0,003$; $F_{(1,26)}=0,1$; $p=0,75$; Figura 1).

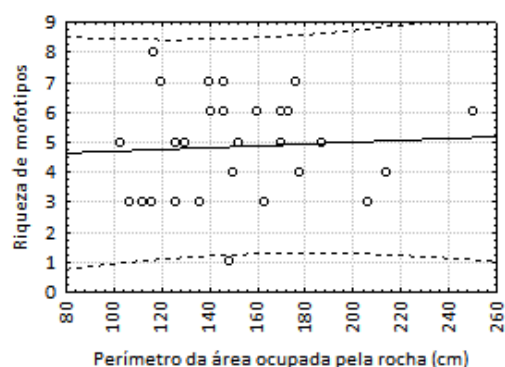


Figura 1. Regressão entre riqueza de morfotipos com o perímetro da área ocupada pela rocha.

Também foi constatado que a comunidade de macroartrópodes não é estruturada por processos de

co-ocorrência (C-score observado=4,16; $p=0,54$; Figura 2).

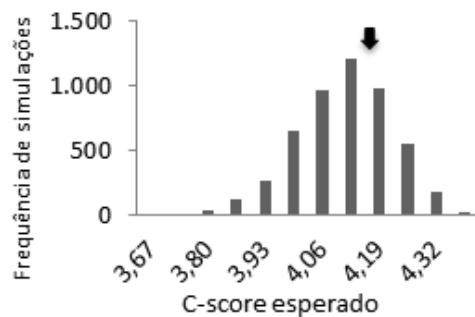


Figura 2. Distribuição de frequência de C-scores obtidos através de 5000 aleatorizações. A seta representa o valor do C-score observado (4,16) a partir dos dados de co-ocorrência, indicando que esse não é diferente do esperado ao acaso.

Tabela 1. Riqueza dos morfotipos de macroartrópodes agrupados em ordens encontrados na área de estudo.

Ordem	Morfotipos	Riqueza
Formicidae	Formicidae2	20
	Formicidae1	14
	Formicidae6	6
	Formicidae8	3
	Formicidae3	2
	Formicidae7	1
	Formicidae5	1
	Formicidae4	1
	Arachinidae	Aranha 10
Aranha1		5
Aranha12		2
Aranha17		2
Aranha6		2
Aranha9		2
Aranha15		1
Aranha13		1

	Aranha7	1
	Aranha16	1
	Aranha14	1
	Aranha4	1
	Aranha8	1
	Aranha3	1
	Aranha18	1
	Aranha2	1
	Aranha11	1
	Coleoptera6	7
	Coleoptera2	7
	Coleoptera5	2
Coleoptera	Coleoptera3	2
	Coleoptera1	1
	Coleoptera7	1
	Coleoptera4	1
Tysanoptera	Tisanura2	7
	Tisanura1	4
Isoptera	Isoptera1	3
	Isoptera2	2
Ortoptera	Ortoptera1	2
	Ortoptera 3	1
	Ortoptera4	1
	Ortoptera2	1
Hemiptera	Hemiptera3	2
	Hemiptera1	1
	Hemiptera2	1
Blattodea	Blattodea2	1
	Blattodea1	1
Dermaptera	Dermaptera1	1
Diplopoda	Diplopoda1	1

Discussão

A ausência de relação entre perímetro da rocha com a riqueza de morfotipos é um resultado inesperado, uma vez que a Teoria da Biogeografia de Ilhas afirma que áreas maiores comportam maior

número de espécies (MacArthur & Wilson, 1967). Isso pode ter ocorrido, pois diversos fatores não avaliados possivelmente influenciam a riqueza, tais como temperatura, umidade e granulometria do solo. No entanto, este não foi o objetivo principal deste estudo e por isso o desenho amostral não foi propriamente elaborado para responder esta questão.

Os resultados obtidos demonstraram que as comunidades de macroartrópodes não são estruturadas por co-ocorrência, porém duas hipóteses podem explicar os padrões observados: alta disponibilidade de potenciais locais para ocupação por esses organismos e tempo para estruturação dessas comunidades.

A disponibilidade de habitats para os diversos organismos encontrados na área de estudo pode explicar a ausência de competição entre eles, baseado nos mecanismos propostos pela teoria da distribuição livre ideal, uma vez que uma maior disponibilidade de recursos promove a distribuição homogênea de organismos co-específicos dentro de uma determinada área (Alcock, 2001). Esse argumento adotado ao nível de ecologia de indivíduos pode ser extrapolado para níveis superiores, tal como ecologia de comunidades. Nessa abordagem, diversas espécies podem convergir para o mesmo tipo de nicho, nesse caso a ocupação de substrato abaixo de rochas. Portanto, uma grande

disponibilidade desse recurso facilitaria co-ocorrência aleatória baseada na diluição de competição.

Outra possibilidade para explicar a co-ocorrência aleatória seria que o habitat onde os organismos foram encontrados foi recentemente disponibilizado para sua ocupação, pois, apesar das coletas terem sido realizadas no final do período chuvoso, o córrego onde foram encontrados havia secado há pouco tempo. Dessa forma não houve tempo suficiente para a estruturação, sendo a ocorrência de uma espécie determinada apenas pela colonização estocástica do habitat.

A partir da publicação de Hubbell (2001) processos neutros têm ganhado força na estruturação de comunidades. Nessa teoria neutra a presença ou ausência de espécies em uma determinada área é determinada unicamente por dispersão, extinção e especiação, considerando a equivalência ecológica entre indivíduos e, conseqüentemente, entre espécies. Em alguns casos, como no presente estudo, que avaliam estruturação em menores escalas, esses fatores podem ser adaptados para dispersão, mortalidade e natalidade estocásticas. Esse cenário possibilita que as comunidades de macroartrópodes em escala local, como sob rochas, sejam explicadas por modelos neutros.

Agradecimentos

Ao professor Alexandre Vasconcellos pelo auxílio na identificação dos morfotipos e pelas sugestões. A Gustavo Brant pela consultoria no uso do EcoSim. Aos que fazem parte da ESEC – Seridó.

Referências

- Alcock, J., 2001. *Animal behavior: an evolutionary approach*. Sinauer Associates, Inc, 7 ed, 488.
- Bencke, G.A., Maurício, G.N., Develey, P.F., Goerck, J. M. 2006. *Áreas importantes para conservação de aves no Brasil. Parte I – Estados do domínio da mata atlântica*. SAVE Brasil, São Paulo.
- Carranza, A., Arim, M., Scarabino, F., Defeo, O. 2010. Coexistence patterns of benthic gastropods on the Uruguayan shelf. *Oikos* 119, 1312–1318.
- Cavender-Bares, J., Kozak, K.H., Fine, P.V.A., Kembel, S.W., 2009. The merging of community ecology and phylogenetic biology. *Ecology Letters* 12, 693–715.
- Ellwood, M.D., Manica, A., Foster, W. A., 2009. Stochastic and deterministic processes jointly structure tropical arthropod communities. *Ecology Letters* 12, 277-284.
- Gotelli, N.J., 2000. Null model analysis of species co-occurrence patterns. *Ecology* 81, 2606-2621.
- Hubbell, S.P., 2001. *The unified neutral theory of biodiversity and biogeography*. Princeton university press, Princeton.
- Lavergne, S., Mouquet, N., Thuiller, W., Ronce, O., 2010. Biodiversity and Climate Change: Integrating Evolutionary and Ecological Responses of Species and Communities. *Annual Review of Ecology Evolution and Systematics* 41, 321-350.
- MacArthur, R.H., Wilson, E.O., 1967. *The theory of island biogeography*. Princeton university press, Pr





DIVERSIDADE DA EPIFAUNA DE ARTRÓPODES DO SOLO SOB DUAS ESPÉCIES DE
ÁRVORES DA CAATINGA

NICHOLAS SEBASTIAN, SILVANA MASCIADRI, LAURA MARTINA FERNANDÉZ, BRUNO GAZOLA

Introdução

A macrofauna de solo é composta em grande parte por artrópodes que habitam o solo da floresta e cumprem um papel ecológico fundamental na decomposição (Gonzalez & Seastedt, 2001). Quando a serrapilheira depositada no solo é estruturalmente mais complexa, a abundância de artrópodes tende a ser maior (Bultman & Uetz, 1984). Contudo, quando disponível em maiores quantidades, a qualidade da serrapilheira (composição de nutrientes) pode influenciar mais fortemente a macrofauna do solo (Coûteaux *et al.*, 1995). Tanto a complexidade quanto a qualidade da serrapilheira são influenciadas pela riqueza de espécies vegetais do ambiente.

Na Caatinga, a disponibilidade da serrapilheira é geralmente escassa e está relacionada à sazonalidade do ambiente, fator que determina diferenças marcantes nas condições de temperatura e umidade ao longo do tempo (Leal, 2003).

A Caatinga possui uma fisionomia vegetal diversificada composta de espécies herbáceas, arbustivas e arbóreas. A *Poncianella pyramidalis* (Catingueira) é uma

espécie característica e endêmica da Caatinga, ocorrendo em boa parte do nordeste Brasileiro (Leite *et al.* 2009), bem como a *Croton sonderianus* (Marmeleiro), uma das espécies vegetais mais bem distribuídas nos levantamentos já realizados na Caatinga (Santana 2009).

O presente trabalho teve como objetivo investigar se existem diferenças na diversidade da epifauna da serrapilheira sob as copas de *P. pyramidalis* e de *C. sonderianus*.

Material e Métodos

O trabalho foi desenvolvido na Estação Ecológica do Seridó (ESEC-Seridó), no córrego da “Trilha da Caveira”. A ESEC se localiza no município de Serra negra do Norte, Rio Grande do Norte, Brasil. Essa Unidade de Conservação está inserida na Caatinga e possui uma área de 1.166,38 ha. O clima do local é semi-árido com temperaturas médias anuais variando entre 22 e 33 graus e índices pluviométricos médios de 497 mm por ano (Santana *et al.* 2009).

A área escolhida para o estudo é dominada por indivíduos de

C. sonderianus com a presença de indivíduos de *P. pyramidalis* associados. Foram amostrados dez indivíduos de cada espécie ao longo de um transecto de 100 metros. A cada dez metros um indivíduo de cada espécie era escolhido. A escolha teve como critério a não influência de outras espécies vegetais apresentando as copas sobrepostas. Para cada indivíduo, quatro parcelas de 25x25 cm foram dispostas sob a sua copa dentro de um raio de um metro a partir do caule da planta. A serrapilheira dentro dessas parcelas foi coletada e reunida em uma amostra. Também foram medidas a temperatura superficial do solo e o peso da serrapilheira. No laboratório cada amostra foi triada em busca de artrópodes por cinco minutos. Todos os organismos coletados foram morfotipados.

Para testar o efeito do tipo de planta, temperatura e peso da liteira sobre a riqueza e abundância da epifauna do solo, foi utilizado um Modelo Linear Geral (GLM). A riqueza e abundância de artrópodes de solo foram incluídas como variáveis dependentes. Temperatura e peso da biomassa coletada foram incluídos como as variáveis independentes. A espécie de árvore foi incluídas no modelo como um tratamento. A análise foi rodada no programa Systat.

Resultados

A espécie *C. sonderianus* apresentou uma riqueza da epifauna significativamente maior do que *P. pyramidalis* ($F = 5,89$; $p = 0,029$; $R^2 = 0,49$) (Fig. 1). Porém, a necromassa da serrapilheira nas duas espécies não explicou significativamente a riqueza da epifauna ($F = 0,41$; $p = 0,53$). Foi encontrada uma interação significativa entre as espécies de árvores e a temperatura influenciando a riqueza de epifauna ($F = 5,89$; $p = 0,029$) (Fig. 2). Em *C. sonderianus* a riqueza foi positivamente relacionada com a temperatura ($F = 5,89$; $p = 0,029$) enquanto que em *P. pyramidalis* esta relação foi negativa ($F = 3,488$; $p = 0,029$)

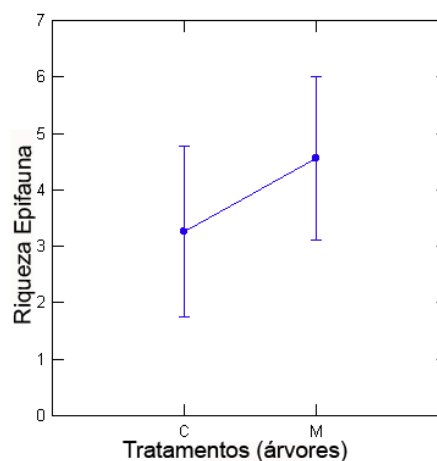


Figura 1. Quadrados mínimos das médias e variâncias de riqueza da epifauna entre os tratamentos, Catingueira -C e Marmeleiro -M.

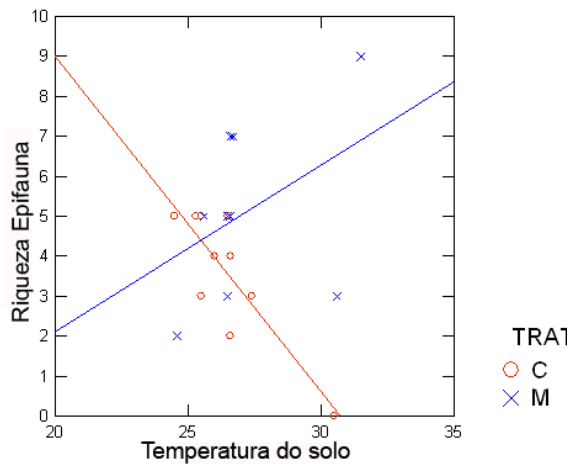


Figura 2. Interação entre a riqueza da epifauna dos tratamentos, Catingueira -C e Marmeleiro -M com a temperatura do solo.

A análise de variância mostrou que a abundância da epifauna não foi influenciada pelas árvores ($F = 0,107$; $p = 0,748$) e nem por nenhuma das variáveis mensuradas. As interações também não foram significativas com o peso de serrapilheira ($F = 0,01$; $p = 0,92$) ou com a temperatura do solo ($F = 3,468$; $p = 0,084$).

Discussão

A maior riqueza de epifauna em *C. sonderianus* pode ser explicada por outros fatores não mensurados neste trabalho. Os indivíduos dessa espécie possuem um baixo conteúdo de compostos secundários e estruturais na folha que as tornam mais facilmente utilizáveis pelos decompositores (Santana, 2005). Por outro lado, os indivíduos de *P. pyramidalis* produzem taninos que podem desencorajar a ação

destrutiva da macrofauna (Monteiro et al. 2005).

Além disso, a fisionomia vegetal predominante na área estudada é composta por *C. sonderianus*. As folhas desta espécie, quando descartadas, secam e se retorcem de tal forma que apresentam reentrâncias e dobramentos. Essa conformação tem o potencial de oferecer microhabitats e produzir condições microclimas favoráveis para a epifauna do solo. Dessa forma, diante de condições ambientais adversas, a epifauna pode procurar por lugares favoráveis para se proteger, possivelmente contribuindo para aumentar a riqueza da epifauna local. Por sua vez, as folhas da *P. pyramidalis*, são menores e permanecem planas quando secas no solo, oferecendo um tipo de serrapilheira menos complexa estruturalmente.

O fato do peso da serrapilheira não influenciar na diversidade da epifauna do solo corrobora com o que foi sugerido por Leal (2003), que afirma que a liteira é escassa na Caatinga e sustenta uma fauna de solo pouco representativa. Essa tendência se deve ao fato de que na área estudada a riqueza de espécies vegetais é baixa e dominada por *C. sonderianus*. Por isso, não há uma grande diversidade de estruturas presentes na liteira que possa favorecer a alta diversidade de grupos de artrópodes.

Agradecimentos

Agradecemos a Guilherme Mazzochio pelo apoio nas análises estatísticas e a Gindomar Santana pela ajuda em campo. Agradecemos também a toda equipe da ESEC – Seridó por todo suporte dado ao curso.

Referências

- Bultman, T. L. & Uetz, G.W. 1984. Effect of Structure and Nutritional Quality of Litter on Abundances of Litter-dwelling Arthropods. *American Midland Naturalist*, Vol.111, Issue 1, pp. 165-172.
- Coûteaux, M. M., Bottner, P., Berg, B. 1995. Litter Decomposition, Climate and Litter Quality. *Tree*, vol.10, nº2, 63-66.
- González, G., Seastedt, T. R. 2001. Soil fauna and plant litter decomposition in tropical and subalpine forests. *Ecology*, 82(4), pp. 955-964.
- Leal, I. R. 2003. Diversidade de formigas em diferentes unidades de paisagem da caatinga. In: Leal, I. R., Tabarelli, M., Silva, J. M. C. 2003. *Ecologia e Conservação da Caatinga*. Recife : Editora Universitária da UFPE. pp. 452-453.
- Leite A. V., Machado, I. C. 2009. Biologia reprodutiva da “catingueira” (*Caesalpinia pyramidalis* Tul., Leguminosae-caesalpinioideae), uma espécie endêmica da Caatinga. *Rev. Brasil. Bot.*, V.32, n.1, p.79-88
- Monteiro, J. M., Neto, E. M. F. L., Amorim, E. L. C., Strattmann, R. R., Araújo, E. L. & Albuquerque, U. P. 2005. Teor de Taninos em Três Espécies Medicinais Arbóreas Simpátricas da Caatinga. *R. Árvore*, Viçosa-MG, v.29, n.6, p.999-1005.
- Santana, J. A. 2005. Estrutura fitossociológica, produção de serapilheira e ciclagem de nutrientes em uma área de Caatinga no Seridó do Rio Grande do Norte. Tese (Doutorado em Agronomia) – UFPB/CCA-Areia. 184 p.
- Santana, J. A. 2009. Padrão de Distribuição e Estrutura diamétrica de *Croton sonderianus* Muell. Arg. (Marmeleiro) na Caatinga da Estação Ecológica do Seridó. *Revista Verde*, v.4, n.3, p. 85 – 90.



AVALIAÇÃO DO GRAU DE ASSIMETRIA EM TRÊS ESPÉCIES DE AVES DA FAMÍLIA
COLUMBIDAE NA ESEC-SERIDÓ, NORDESTE DO BRASIL

**TONNY MARQUES; ELIANA FARIA DE OLIVEIRA; ANA CLÉZIA SIMPLÍCIO DE MORAIS; LEONARDO
EMMANUEL FERNANDES DE CARVALHO**

Introdução

A simetria dos organismos é um padrão determinado geneticamente durante as mudanças ocorrentes no desenvolvimento ontogenético e evolutivo, sendo este padrão dominante na natureza (Ribeiro, 2009).

O fenômeno populacional da assimetria flutuante (AF) pode ser definido como um desvio aleatório da simetria bilateral perfeita de uma característica morfológica (Goddard & Lawes, 2000). Neste caso, diferenças médias entre os lados esquerdo e direito tem uma média zero e os dados são distribuídos normalmente.

Situações de estresse, causadas por nutrição inadequada devido à falta de cuidado parental, por exemplo, pode levar a um aumento no nível de assimetria (Björklund, 1996). Dessa forma, um alto nível de assimetria pode ser um indicador de pobres condições de alimentação durante o crescimento (Björklund, 1996). Assim, espera-se que o peso possa ser uma medida indireta do sucesso do indivíduo.

A assimetria flutuante em asas de aves exerce um papel importante sobre o desempenho aerodinâmico do voo (Jurd, 2004) e a diversos aspectos do *fitness* do indivíduo, tais como: a

capacidade de fuga, o sucesso na busca do alimento que está relacionada mais fortemente com aves insetívoras e com o sucesso reprodutivo (Moller, 1995; Hovorka & Robertson, 2000). Neste último caso, a simetria está associada a ornamentos sexuais, onde os níveis de AF de tais características morfológicas são geralmente maiores do que outras características do corpo (Goddard & Lawes, 2000). Estes altos níveis de AF em ornamentos sexuais refletem na preferência da fêmea por machos mais simétricos.

Tendo em vista as influências da AF sobre diversos aspectos do *fitness* em aves, o objetivo deste estudo foi avaliar se a variação entre medidas das asas (direita e esquerda) de três espécies de aves da família Columbidae (*Columbina squammata* (Lesson, 1831), *Columbina talpacoti* (Temminck, 1811), *Columbina minuta* (Linnaeus, 1766)) está relacionada a uma variável de medida do *fitness* (peso).

Material e Métodos

O estudo foi desenvolvido na Estação Ecológica do Seridó ESEC (UTM 0692935, 9273445), localizada no município de Serra Negra do Norte, RN. A Unidade de Conservação encontra-se

no domínio da caatinga (Silva *et al.*, 2003).

As espécies estudadas foram: (i) *C. squamata*, conhecida popularmente como fogo-apagou, mede cerca de 19 cm e possui como característica mais marcante o padrão escamoso de suas penas que ajuda na sua camuflagem; (ii) *C. talpacoti*, conhecida como rolinha-roxa, é uma ave que disputa alimentos e defende territórios usando uma das asas para dar forte pancadas no oponente; e (iii) *C. minuta*, conhecida popularmente como rolinha-de-asa-canela, que vivem em casais a maior parte do tempo (Sigrist, 2009).

Para captura das aves, redes de neblina foram instaladas em áreas de capoeira no dia 24 de junho às 4h15min. Foram realizadas visitas periódicas às redes num intervalo de uma hora entre as amostragens, com término às 17h15 min. Durante a coleta, apenas indivíduos adultos foram retirados da rede e colocados em sacos de pano para transporte até o laboratório.

Uma vez identificadas às espécies, medidas de peso (pesola de 50 e 100 gramas) e comprimento das asas (régua de 30 cm) flat, foram aferidas a asa esquerda e direita de cada indivíduo. Além disso, foram retiradas fotografias das asas dos espécimes para calcular a área da asa através do programa Adobe Acrobat Professional. Para tanto, foi utilizada a ferramenta de medição de área e feita uma estimativa em centímetros

quadrado. A partir da relação da área fotografada com a área do quadrado do papel milimetrado, foi calculado a área real de cada asa.

Para definir a assimetria flutuante do comprimento da asa flat e da área das asas de cada indivíduo, foi utilizada a equação: $AF_i = (D-E)/[(D+E)/2]$ (Anciães & Marini, 2000). Após definida a AF de cada indivíduo, foi realizada uma regressão simples para verificar a relação entre AF de cada medida (área da asa e comprimento da asa flat) com o peso da ave. Foi utilizada uma Power Analysis para os resultados que apresentaram uma tendência a assimetria, com a finalidade de definir o número de indivíduos necessários para evidenciar essa variação. Todas as análises estatísticas foram feitas com o programa STATISTICA V7.

Resultados

O grau de assimetria da área da asa de *C. squamata* não foi significativamente relacionado ao peso ($F_{1,8}=0,0213$; $p=0,8875$; $R^2=0,0026$ Figura 1). Essa mesma relação não significativa também foi encontrada para AF do comprimento da asa flat ($F_{1,8}=0,1832$; $p=0,6799$; $R^2=0,0223$ Figura 2).

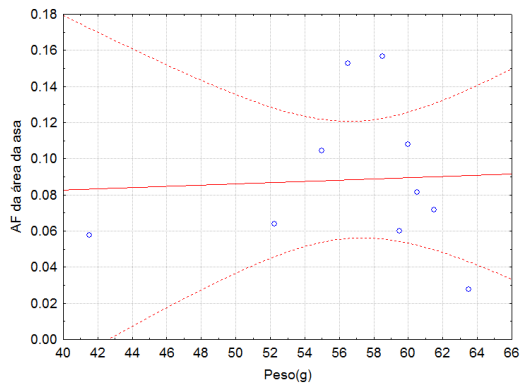


Figura 1. Relação da AF da área da asa de *C. squamata* com o peso.

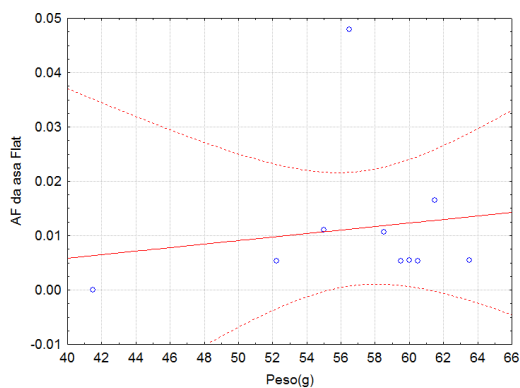


Figura 2. Relação da AF do comprimento da asa flat de *C. squamata* com o peso.

O grau de assimetria da área da asa e do comprimento da asa flat de *C. minuta* não foram significativamente relacionados ao peso ($F_{1,8}=0,0605$; $p=0,2849$; $R^2=0,0071$ $F_{1,8}=0,6418$; $p=0,2849$, $R^2=0,0742$ respectivamente). Essas relações não significativas seguiram um padrão similar aos gráficos das Figuras 1 e 2.

Para *C. talpacoti*, o grau de assimetria da área da asa e do comprimento da asa flat não foram significativamente relacionados ao peso ($F_{1,8}= 0,9013$; $p=0,6799$; $R^2=0,1012$ $F_{1,8}=1,3136$; $p=0,2849$, $R^2=0,1410$ respectivamente; Figura 3 e 4). No

entanto, houve uma tendência de que quanto maior a assimetria do comprimento das asas flat, menor o peso dos indivíduos. A Power Analysis indicou que para obter uma relação significativa seria necessário amostrar no mínimo 99 indivíduos.

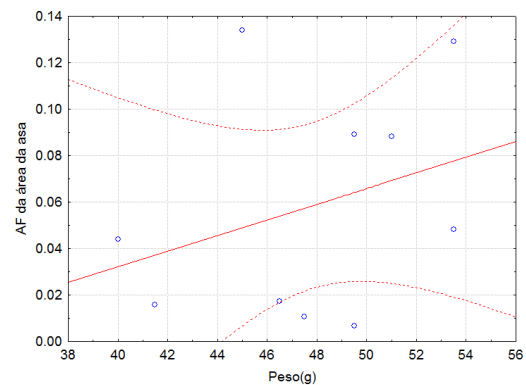


Figura 3. Relação da AF da área da asa de *C. talpacoti* com o peso.

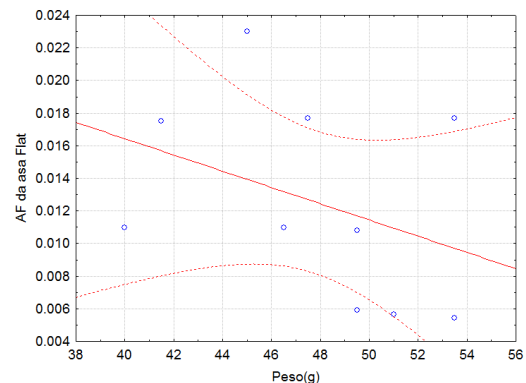


Figura 4. Relação da AF do comprimento da asa flat de *C. talpacoti* com o peso.

Discussão

A assimetria flutuante das medidas avaliadas (área da asa e comprimento da asa flat) entre as espécies da família Columbidae, no geral, não está relacionada ao peso. No

entanto, *C. talpacoti* apresentou uma tendência da AF do comprimento da asa flat responder positivamente ao peso, ou seja, quanto maior a assimetria do comprimento da asa, menor o peso dos indivíduos, corroborando com os estudos de Moller (1995). Isso pode indicar ainda que o comprimento da asa flat é uma medida que detecta melhor as variações de assimetria do que a área da asa.

Situações de estresse são frequentes no ambiente de caatinga, principalmente devido à baixa disponibilidade de recursos (Lorenzon & Matrangolo, 2005). Algumas espécies respondem melhor a tais condições adversas, podendo adquirir uma maior estabilidade no seu desenvolvimento (Nijhout & Davidowitz, 2003). Dessa forma, nossos resultados sugerem que a *C. talpacoti* apresentou uma tendência de maior sensibilidade aos estressores ambientais afetando a sua simetria. Além disso, questões comportamentais, tais como o frequente uso de uma das asas por disputa de alimento e defesa de território (Sigrist, 2009), podem refletir na lateralização do uso da asa e, conseqüentemente, na sua simetria morfológica.

O fato das medidas de AF para as espécies estudadas não estarem relacionadas ao peso podem refletir em falhas da metodologia utilizada, considerando os seguintes aspectos: baixo número de indivíduos amostrados por espécie, utilização de

poucos caracteres métricos, ausência de uma amostragem temporal e da diferenciação sexual. Tais lacunas podem aumentar o erro dessa medida (Almeida, 2003).

Agradecimentos

Agradecemos aos professores e colegas do PPG em Ecologia da UFRN, em especial ao professor Mauro Pichorin pela orientação. Ao Guilherme Mazzochini pela consultoria estatística concedida ao grupo, e aos funcionários da ESEC-Seridó pelo apoio durante todo o curso de campo.

Referências

- Almeida, R. C. V. 2003. Assimetria flutuante em esqueleto de aves Passeriformes do estado de Minas Gerais: aspectos metodológicos e implicações sobre a utilização de coleções osteológicas como objeto de estudos de variação temporal de comunidades. Dissertação do Programa de Zoologia de Vertebrados da PUC-MG. 59p.
- Anciães, M. & Marini, M. Â. 2000. The effects of fragmentation on fluctuating asymmetry in passerine birds of Brazilian tropical forests. *Journal of Applied Ecology*, 37: 1013-1028.
- Björklund, M. 1996. The effect of male presence on the nestling growth and

Curso de Campo Ecologia da Caatinga, PPG Ecologia, UFRN, 2011

- fluctuating asymmetry in the blu tit. *The Condor*, 98: 172-175.
- Goddard, K. W. & Lawes, M. J. 2000. Ornament size and symmetry: is the tail a reliable signal of male quality in the red-collared widowbird? *The Auk*, 117: 366-372.
- Hovorka, M. D. & Robertson, R. J. 2000. Food stress, netling growth, and fluctuating asymmetry. *Can. Jour.Zoology*, 78: 453-459.
- Jurd, R. D. 2004. *Animal Biology*. University of Essex, Colchester, UK.
- Lorenzon, M. C. A. & Matrangolo, C. A. R. 2005. Foraging o some nonfloral resources by stingless bees (Hymenoptera, Meliponini) in a caating region. *Brazilian Journal Biology*, 65: 291-298.
- Moller, A. P. 1995. Patterns of fluctuating asymmetry in sexual ornaments of birds from marginal and central populations. *American Naturalist*, 145: 316-327.
- Nijhout, H. .F. & Davidowitz, G. 2003. Developmental perspectives on phenotypic instability, canalization and fluctuating asymmetry. *In: Developmental Instability Causes and Consequences.*(M. Polak,ed). New York: Oxford.
- Ribeiro, E. M. S. 2009. Mudança de simetria, diminuição na área e assimetria floral alteram a visitação em *Oxalis psoraleoides* (Oxalidaceae). Pp 198-208. *In: Leal, I.R.; Almeida, W. R.; Aguiar, A. V. Ecologia da caatinga: curso de campo 2009.*
- Sigrist, T. 2009. *Avifauna Brasileira: The avis brasilis field guide to the birds of Brazil*. 1ª edição, São Paulo: Editora Avis Brasilis, 2009.
- Silva, J. M. C. 2003. Introdução. Pp 9-10. *In: J. M. C. Silva, M. Tabarelli, M. T. Fonseca & L. V. Lins (eds.), Biodiversidade da Caatinga: áreas e ações prioritárias para a conservação*. Ministério do Meio Ambiente. Universidade Federal de Pernambuco, Fundação de Apoio ao Desenvolvimento da UFPE, Conservation International do Brasil, Fundação Biodiversitas, EMBRAPA Semi-Árido.



INFLUÊNCIA DO HEMIPARASITO *Phorodendrum* sp. (ERVA DE PASSARINHO) NA DISPERSÃO DE SEMENTES DE *Combretum leprosum* (MUFUMBO)

ADRIANA PELLEGRINI, PHOEVE MACARIO, LUCAS VIEGAS E GUILHERME MAZZOCHINI

Introdução

A dispersão de sementes é um fator determinante para o crescimento das populações vegetais e a distribuição dos indivíduos adultos (Nathan *et al.*, 2000). A distância que a semente é capaz de atingir, independente do mecanismo de dispersão, irá influenciar na sobrevivência dos propágulos (Janzen, 1970). De acordo com hipótese de escape (modelo Janzen-Connell), a sobrevivência dos propágulos aumenta com distância da dispersão da semente, devido à maior competição intra-específica e predação próximas à planta-mãe (Harms *et al.*, 2000). Sendo assim, a dispersão das sementes está diretamente relacionada ao sucesso reprodutivo da planta-mãe.

A *Combretum leprosum* é uma espécie lenhosa endêmica do domínio Caatinga, conhecida popularmente como “mufumbo”, sendo uma árvore comum na região do Seridó (Amorim *et al.* 2005). Seus frutos apresentam estruturas especializadas para se deslocarem no ar (frutos alados e leves). São dispersas pelo vento (anemocoria) que determinam a distância onde a semente irá cair. Portanto, alterações nestas estruturas podem afetar negativamente a dispersão dos frutos e, assim,

prejudicar o sucesso reprodutivo da planta-mãe.

Plantas parasitas podem exercer efeitos negativos em seus hospedeiros, reduzindo sua produtividade e sucesso reprodutivo, alterando as taxas fotossintéticas e qualidade dos frutos ou sementes (Silva & del Rio 1996). *Phoradendron* é um gênero de plantas hemiparasitas (que realizam fotossíntese) com ampla distribuição, ocorrendo nas Américas do Norte e Sul. Na Caatinga, plantas desse gênero parasitam diversas espécies e, na área na Estação Ecológica do Seridó, está freqüentemente associada com *C. leprosum*.

O objetivo deste trabalho foi avaliar a influência do hemiparasito *Phorodendrum* sp. (erva de passarinho) na dispersão de sementes de *C. leprosum* (mufumbo). Foi previsto que frutos provenientes de galhos parasitados teriam alas e sementes morfológicamente alteradas, prejudicando sua dispersão pelo vento.

Métodos*Local e coleta*

Os indivíduos encontrados ao longo da trilha para a lagoa do Junco (ESEC-Seridó) foram selecionados para a coleta dos frutos do *C. leprosum*.

Foram escolhidos quatro indivíduos parasitados e cinco não parasitados por *Phoradendron* sp. Nos indivíduos não-parasitados, controle (C), cinco frutos maduros foram coletados. Nos indivíduos parasitados foram coletados cinco frutos de galhos parasitados (P) e cinco de galhos não parasitados (CP) do mesmo indivíduo. Ao todo 90 frutos foram utilizados no experimento.

Experimento

Cada fruto foi solto cinco vezes de um mesmo ponto a 1,45m do solo. Abaixo desse ponto projetou-se uma corrente de vento unidirecional e horizontal ao solo (dois ventiladores a 0,8m do solo) (Figura 1). Obteve-se o deslocamento linear de cada lançamento a partir do ponto de soltura e realizou-se uma média para o deslocamento de cada fruto. As variáveis independentes ao deslocamento (variável dependente) foram: largura e comprimento dos frutos e massa da semente.

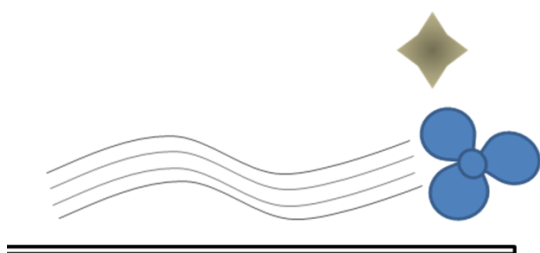


Figura 1. Experimento do deslocamento dos frutos do *C. leprosum* com o vento.

Análises estatísticas

Para testar deslocamento, largura, comprimento e massa dos frutos entre os tratamentos (C, CP, P) foi utilizado o modelo de efeito misto ajustando modelos com os tratamentos e modelos somente com interceptos (modelo nulo). Para testar a significância dos tratamentos foram realizados testes de razão de verossimilhança, sendo a diferença do log da verossimilhança comparada em uma tabela de χ^2 . Para analisar a influência das medidas morfométricas no deslocamento dos frutos foi realizada uma regressão múltipla. As análises foram feitas no programa R 2.10.1 (R core development team 2009).

Resultados

Muitos frutos não desenvolveram semente, com insucesso de 58% para o controle (C), 28% para os galhos sem parasito (CP), e 50% para os galhos com parasito (P). Assim, foram utilizados nas análises apenas os frutos com sementes.

O deslocamento foi diferente entre os tratamentos, com menor deslocamento médio para os galhos parasitados ($\chi^2=19,6$; g.l.=2; $p < 0,001$) (Figura 2).

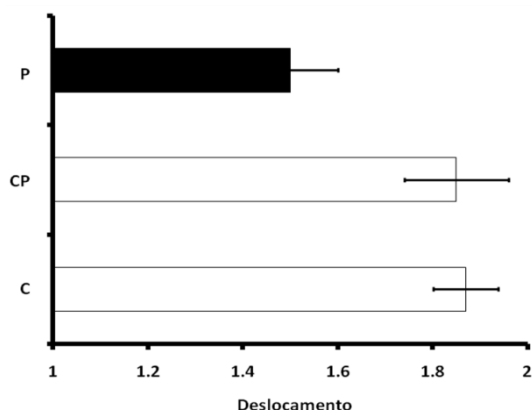


Figura 2. Diferença do deslocamento (m) entre os tratamentos de galhos parasitados (P), galhos não parasitados (CP) e controle (C).

A variável morfométrica de comprimento do fruto foi retirada da análise, pois estava correlacionada com a largura do fruto ($r = 0,66$). O resultado demonstrou que somente a largura do fruto diferenciou entre os tratamentos ($\chi^2 = 20,6$; g.l. = 2 ; $p < 0,001$), enquanto o massa das sementes não diferiu ($\chi^2 = 4,64$; g.l. = 2; $p = 0,098$) (Figura 3).

O resultado do modelo da regressão múltipla demonstrou que somente a variável largura do fruto estava relacionada com o seu deslocamento ($F = 4,71$; g.l. = 1,30; $p = 0,038$) e que a variável massa da semente não teve influência ($F = 1,56$; g.l. = 1,30; $p = 0,22$) (Figura 4). A proporção explicada pelo modelo (R^2) foi igual a 0,17. Quando a massa da semente foi retirada do modelo, a largura da semente deixou de explicar o deslocamento dos frutos. Provavelmente a massa da semente proporciona maior estabilidade do vôo dos frutos.

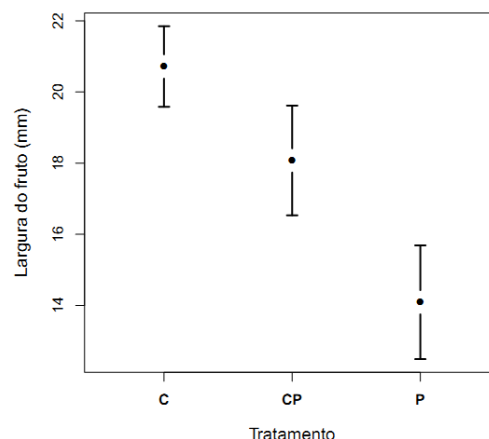


Figura 3. Diferença da largura dos frutos (mm) entre os tratamentos de galhos parasitados (P), galhos não parasitados (CP) e controle (C).

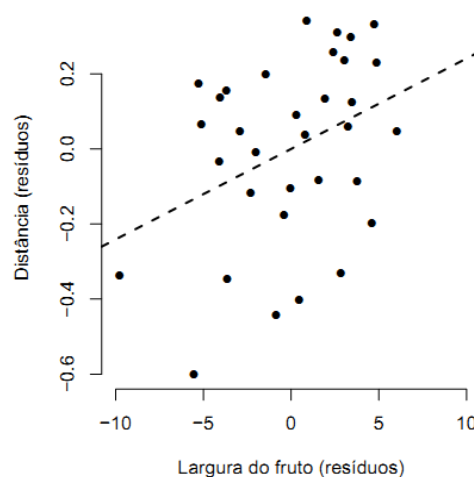


Figura 4. Relação da largura do fruto (mm) de *C. leprosum* com a distância percorrida (m) pelo fruto (deslocamento).

Discussão

O parasitismo por *Phoradendrum* sp. pode estar influenciando negativamente o sucesso reprodutivo dos indivíduos de *C. leprosum*. Apesar do parasitismo não

ter influenciado a qualidade da semente (massa), ele afetou negativamente a largura dos frutos que, com alas menores, tiveram menor deslocamento. Assim, as sementes de *C. leprosum* nos galhos parasitados atingiram menores distâncias nos testes experimentais. Dessa forma, eventos de dispersão de longas distâncias podem não ocorrer nos frutos dos galhos parasitados, prejudicando a manutenção das populações por diminuição do fluxo gênico entre populações distantes (Cain *et al.*, 2000).

Os padrões de sobrevivência das sementes/plântulas estão diretamente relacionados com diversos fatores, como a qualidade do microhabitat, a competição intra e interespecífica e a herbivoria na plântula (Nathan *et al.*, 2004). Por outro lado, o parasitismo pode afetar indiretamente a sobrevivência dos propágulos, por diminuir a largura dos frutos alados que, por sua vez, reduz a distância de deslocamento dos frutos. Isto pode causar menor probabilidade de sobrevivência das plântulas por se estabelecerem mais próximas à planta-mãe.

Os parasitas de plantas afetam o comportamento e a diversidade de herbívoros, polinizadores e dispersores, principalmente quando há uma seleção e preferência da planta hospedeira (Press & Phoenix, 2005). Esses efeitos negativos da *Phoradendron* sp. sobre seus hospedeiros podem ter importantes consequências na

estrutura da comunidade vegetal da Caatinga, alterando o balanço das interações entre as espécies onde indivíduos parasitados podem ter suas capacidades competitivas diminuídas (Reid *et al.* 1994). Os resultados deste estudo demonstraram que o *Phoradendron* sp. também pode afetar a capacidade de dispersão de *C. leprosum* e, assim, afetar os padrões de recrutamento e manutenção de sua população.

Agradecimentos

Agradecemos ao Irmão e Núbia pela disponibilização do ventilador e ao restante da equipe da ESEC- Seridó pelo apoio logístico.

Referências

- Amorim, I. L. De; Sampaio, E. V. S. B & Araújo, E. De Lima. 2005. Flora e estrutura da vegetação arbustivo-arbórea de uma área de Caatinga do seridó, RN, Brasil. *Acta botanica brasílica*, 19: 615-623.
- Cain, M.L., Milligan, B.G. & Strand, A.E. 2000. Long-distance seed dispersal in plant populations. *American Journal of Botany*, 87: 1217–1227.
- Harms, K.E., Wright, S.J., Calderón, O., Hernández, A., Herre, E.A. 2000. Pervasive density-dependent recruitment enhances seedling diversity in a tropical forest. *Nature*, 404: 493–495.

Curso de Campo Ecologia da Caatinga, PPG Ecologia, UFRN, 2011

Janzen, D.H. 1970. Herbivores and the number of tree species in tropical forests. *American Naturalist*, 104: 501–528.

Nathan, R., Safriel, U.N., Noy-Meir, I., Schiller, G. 2000. Spatiotemporal variation in seed dispersal and recruitment near and far from *Pinus halepensis* trees. *Ecology*, 81: 2156–2169.

Nathan, R., Casagrandi, R. 2004. A simple mechanistic model of seed dispersal, predation and plant establishment: Janzen-Connell and beyond. *Journal of Ecology*, 92: 733–746

Press, M.C. & Phoenix, G.K. 2005 Impacts of parasitic plants on natural communities. *The New phytologist*, 166: 737-51.

Reid N; Yan Z., Fittler J. 1994. impact of mistletoes (*Amyema miquelii*) on host (*Eucalyptus blakelyi* and *Eucalyptus melliodora*) survival and growth in temperate Australia. *Forest ecology management* 70: 55-65.

Silva, A. & del Rio, C. M. 2008. Effects of the Mistletoe *Tristerix aphyllus* (Loranthaceae) on the Reproduction of Its Cactus Host *Echinopsis chilensis*. *Oikos*, 75, 437-442.



EFEITO DA FLORIVORIA SOBRE A TAXA DE VISITAÇÃO DOS POLINIZADORES EM
Ipomoea nil (Convolvulaceae)

TANÁGARA FALCÃO, GUSTAVO BRANT, RICARDO EMÍDIO E HONARA MORGANA

Introdução

As plantas estão sujeitas às pressões seletivas exercidas por herbívoros e polinizadores, e ambos afetam seu fitness. Os herbívoros reconhecidamente o reduzem, enquanto que os polinizadores o aumentam (Strauss *et al.*, 1996; Agrawal, 1999). E, conseqüentemente, a evolução de caracteres florais deve relacionar a planta, o polinizador e o herbívoro (Strauss, 1997). No entanto, a maioria dos estudos sobre o tema frequentemente relacionam a evolução dos caracteres florais nas angiospermas aos polinizadores (Stebbin, 1970; Herrera, 1995; Johnson & Steiner, 2000; Sargent, 2004).

A maioria das flores apresenta características morfológicas radiais ou bilaterais. Nas angiospermas, as flores de simetria radial são denominadas de actinomorfas, enquanto que as de simetria bilateral são chamadas de zigomorfas. Desvios da simetria vêm sendo usados de forma crescente como uma ferramenta útil para inferir a saúde ou a qualidade de um organismo ou população, avaliando e dando indícios da interferência de fatores ambientais ou genéticos na estabilidade do desenvolvimento do organismo (Palmer 1996).

Existem evidências que variações naturais no tamanho e quantidade de flores, produção de néctar e de pólen afetam a atratividade destas em relação aos polinizadores (Galen, 1989). Danos causados por herbivoria na corola também reduzem essa atratividade (Karban & Strauss, 1993). No entanto, muitos estudos tem evidenciado que, para alguns grupos de polinizadores, o tamanho da pétala é uma pista mais importante do que a quantidade de flores, sendo considerada um dos principais fatores de atratividade (Conner & Rush, 1999; Lehtila & Strauss, 1996).

O presente estudo teve como objetivo avaliar se a herbivoria floral diminui as taxas de visitação dos polinizadores em *Ipomoea nil* (*falta autor*) (Convolvulaceae) em uma área de Caatinga do Rio Grande do Norte.

Material e Métodos

Área de estudo

O estudo foi desenvolvido em área aberta com vasta cobertura de gramíneas e alta abundância de *Ipomoea nil*, próximo às dependências da Sede da Estação Ecológica do Seridó (ESEC-Seridó), localizada no Município

de Serra Negra do Norte (6°15'S e 37°16'O) no Rio Grande do Norte.

Coleta de dados

Quatro blocos, cada um contendo seis flores sem dano aparente, foram selecionados. Para simular o efeito da herbivoria, dentro de cada bloco foram selecionados aleatoriamente três flores para o corte parcial de uma das pétalas, e outras três flores permaneceram intactas para serem utilizadas como tratamento controle.

Quatro observadores utilizaram simultaneamente o método “janela de observação”. Cada janela de observação teve duração de 10 minutos, e 3 de intervalo, com um total de 10 séries e um esforço amostral de 6,6 horas.

Análise dos dados

Para testar se indícios de herbivoria diminuem a frequência de visitação de polinizadores, realizou-se um teste-t pareado e 10.000 simulações de Monte Carlo, utilizando a média das diferenças esperada ao acaso comparada com a média das diferenças observada. Por fim, para analisar o poder do teste-t e obter estimativas quanto ao número de amostras necessários para que se possa demonstrar a ocorrência do padrão esperado, realizamos uma análise de poder do teste T-pareado.

Todas as análises foram feitas utilizando-se o programa R 2.10.1 (R core development team 2009). Gráfico

da figura 1 foi desenvolvido no Microsoft Excel 2007.

Resultados

Foram registradas 2.498 visitações, sendo 1.384 nas flores controle e 1.114 nas flores com tratamento de herbivoria simulada. As frequências observadas em cada série temporal se encontram na figura 1.

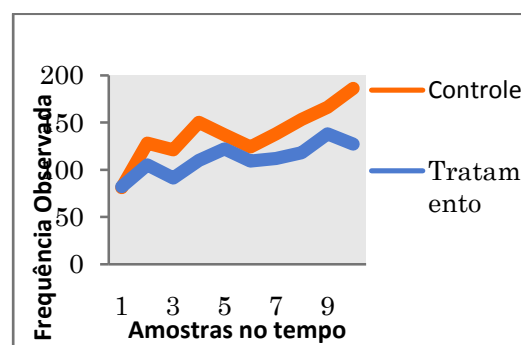


Fig. 1 Frequência observada de visitações por série temporal.

O teste-t pareado mostrou que o efeito simulado de herbivoria não afetou a frequência de visitas dos polinizadores entre os tratamentos ($t = 1.82$, $gl = 3$, $p = 0,08$, Fig. 2). Da mesma forma, as 10.000 simulações de Monte Carlo reforçam que o padrão encontrado não é diferente do esperado ao acaso ($p = 0,073$). A partir da análise de poder do teste T-pareado, obtivemos o número estimado de amostras igual a nove (nove amostras = 0,807, para $\alpha = 0.005$).

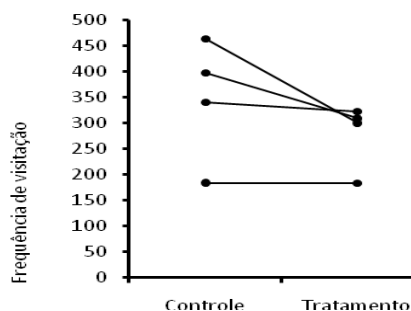


Fig. 2 Comparação das frequências de visitação de polinizadores entre as flores controle e as com o tratamento de herbivoria simulada ($t= 1.8252$, $gl= 3$, $p= 0,08273338$)

Discussão

Resultados estatísticos não significativos podem sugerir que, de fato, o padrão analisado não existe ou o estudo não foi capaz de detectá-lo. Sob o ponto de vista biológico, sinais e tendências observadas, apesar de não significativos estatisticamente, podem ser indicativos da ocorrência de padrões na natureza. Esses padrões, em sua maioria são difíceis de mensurar e demonstrar, devido ao caráter altamente variável e imprevisível dos organismos biológicos.

Logo, a não significância dos resultados obtidos a partir das análises realizadas neste trabalho pode realmente representar a ausência do efeito negativo da herbivoria nas flores sobre as taxas de visitação dos polinizadores. No entanto, algumas considerações precisam ser levadas em conta: (i) teste estatístico mais adequado para a análise dos dados

coletados seria a ANOVA de medidas repetidas, pois o método de coleta consistiu na observação das mesmas amostras ao longo do tempo. No entanto este fator não foi incluído no modelo experimental. Além disso, a realização do teste se mostrou inviável devido às limitações impostas pela quantidade de graus de liberdade requeridos por ele. (ii) Durante a realização do experimento, alguns tratamentos foram comprometidos. Em alguns casos, flores exoerimentais foram ocupadas por polinizadores, que ficaram nas flores por até três séries consecutivas. Com o crescente aumento da temperatura, algumas flores murcharam e ficaram indisponíveis aos polinizadores. Esses dois fatos causaram um desbalanceamento no experimento, podendo ter enviesado os resultados. Por último e mais importante, o número de réplicas foi muito baixo (quatro), impedindo um entendimento conclusivo sobre a preferência ou não dos polinizadores.

Não obstante, a não detecção da diminuição das taxas de visitação dos polinizadores nas flores com herbivoria simulada pode realmente representar o fato de que tal padrão não existe. Alguns estudos demonstram que a herbivoria nas flores pode diminuir as taxas de visitação dos polinizadores devido aos desvios na simetria floral, que podem ser utilizados para inferir a saúde ou a qualidade do recurso. Por exemplo, plantas que possuem flores mais simétricas produzem maiores

quantidades de néctar (Krupnick et al., 1999). Ou ainda, de acordo com a hipótese da informação ótima, flores simétricas têm maior poder informativo, e os polinizadores podem utilizar caracteres florais como pistas para o reconhecimento do recurso (Neal et al., 1998).

No entanto, polinizadores com maior poder discriminativo tendem a ocorrer em comunidades onde a diversidade de recursos é alta e a disponibilidade é previsível, o que favorece a ocorrência de sistemas de polinização especializados, enquanto sistemas de polinização generalizados são favorecidos quando a presença do polinizador mais efetivo é imprevisível (Stebbin, 1970).

Ipomoea nil é uma espécie ruderal, autogâmica facultativa, polinizada principalmente por polinizadores não-específicos, pertencente à família Convolvulacea. Suas flores são efêmeras, com duração de apenas um dia, e possuem grande diversidade de polinizadores dependendo do lugar em que ocorram (Maimoni-Rodella & Yanp 2004).

Como a Caatinga é um ambiente marcado pela sazonalidade e disponibilidade de recursos florais em pulsos, a grande diversidade de polinizadores fica restrita apenas à estação chuvosa. De forma complementar, a biologia e as características da flor dessa espécie podem ser indicativos de uma possível tendência ao generalismo em seu

sistema de polinização, sobretudo por apresentar flores diárias e de fácil acesso a diversos tipos de polinizadores.

Em síntese, nossos resultados não permitem concluir se a florivoria realmente afeta a taxa de visitação de *Ipomoea nil*. Por esse motivo, os autores recomendam que novos experimentos com essa espécie sejam realizados, incluindo um número mínimo de réplicas igual ao sugerida pelo resultado da análise de poder.

Agradecimentos

Ao professor Dr. Márcio Zikán (Boss), pela orientação, e pela água e biscoitos cedidos; Ao Guiga, pelos estimados (e imprescindíveis) conselhos estatísticos e à toda Equipe técnica da ESEC-Seridó, especialmente Núbia, cuja comida lembra a casa da Vovó.

Referências

- Agrawal, A. A. 1999. Induced responses to herbivory in wild radish: effects on several herbivores and plant fitness. *Ecology* 80:1713-1723.
- Conner, J. K. & Rush, S. 1996. Effects of flower size and number on pollinator visitation to wild radish, *Raphanus raphanistrum*. *Oecologia* 105:509–516.
- Galen, C., T. E. Dawson, & Stanton, M. L. 1989. Carpels as leaves meeting

Curso de Campo Ecologia da Caatinga, PPG Ecologia, UFRN, 2011

- the carbon cost of reproduction in an alpine buttercup. *Oecologia* 95:187–193.
- Herrera, C.M. 1995. Floral traits and plant adaptation and plant adaptation to insect pollinators: a devil's advocate approach. Pp. 65-87 in: D.G. Lloyd e S. C. H. Barrett (eds.) *Floral Biology*. Chapman e Hall, New York.
- Johnson, S.D. & Steiner, K.E. 2000. Generalization versus specialization in plant pollination systems. *TREE* 15:140-143, no. 4.
- Karban, R., and S. Y. Strauss. 1993. Effects of herbivores on the growth and reproduction of their perennial host plant, *Erigeron glaucus*. *Ecology* 74:39–46.
- Krupnick, G. A; Weiss, A. E. & Campbell, D. R. 1999. The consequences of floreal herbivory for pollinator service to *Isomeris arborea*. *Ecology* 80:125-134.
- Lehtila, K. & Strauss, Y. 1996. Leaf damage by herbivores affects attractiveness to pollinators in wild radish, *Raphanus raphanistrum*. *Oecologia* 111:396–403.
- Lehtila, k. & Strauss, S. Y. 1999. Effects of foliar herbivory on male and female reproductive traits in wild radish *Raphanus raphanistrum*. *Ecology* 80:116-124.
- Maimoni-Rodella, R. C. S. & Yanp, Yanagizawa. 2007. Floral biology and breeding system of three *Ipomoea* weeds. *Planta Daninha*, Viçosa-MG 25:35-42.
- Neal, P. R; Dafni, A. & Giurfa, M. 1998. Floral symmetry and its role in plant-pollinator systems: terminology, distribution and hypothesis. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 29:345-373.
- Palmer, A.R. 1996. From symmetry to asymmetry: Phylogenetic patterns of asymmetry variation in animals and their evolutionary significance. *Proceedings of the National Academy of Sciences (USA)* 93:14279-14286.
- Sargent, R. D. 2004. Floral symmetry affects speciation rates in angiosperms. *Proc. R. Soc. Lond.* 271:603-608.
- Stebbins G. L. 1970. Adaptive radiation of reproductive characteristics in angiosperms. I. Pollination mechanisms. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 1:307–26
- Strauss, S. Y., J. K. Conner, and S. Rush. 1996. Foliar herbivory affects floral characters and plant attractiveness to pollinators: implications for male and female plant fitness. *American Naturalist* 147:1098–1107.
- Strauss, S. Y. 1997. Floral characters link herbivores, pollinators and plant fitness. *Ecology* 78:1640-1645.

Nasutitermes corniger (Isoptera, Termitidae) CONSTROI NINHOS POLICÁLICOS NO SEMI-ÁRIDO NORDESTINO?

PEDRO DE F. CAPISTRANO; EMERSON DE MEDEIROS SOUSA; LEIDE AMARA P. SILVA E DAVID LUCAS ROHR

Introdução

Os térmitas são invertebrados dominantes nos solos tropicais e apresentam grande importância ecológica, principalmente devido às modificações que podem causar no ambiente, desde alterações na paisagem até modificações nas propriedades físicas e químicas do solo, além de apresentarem significativos efeitos no processo de decomposição e ciclagem de nutrientes (Holt *et al.*, 2000).

Os térmitas constroem ninhos para abrigar a colônia, podendo causar alterações na estrutura dos ecossistemas (Vasconcellos *et al.*, 2008). Esses ninhos, quando pertencentes a uma mesma colônia e interligados entre si, indicam a ocorrência de policalismo. Essa ligação pode ocorrer por vias aéreas ou subterrâneas, as quais permitem o fluxo contínuo ou temporário dos indivíduos dentro da colônia (Noirot *et al.*, 2000).

Alguns fatores podem estar relacionados à formação de ninhos policálicos, como por exemplo, a manutenção dos níveis ótimos de temperatura e do dióxido de carbono dentro dos ninhos, a manutenção e expansão do território de forrageio da

colônia, implicando em um menor gasto de energia para a captura de recursos e ainda como mecanismo de reprodução, com a formação de “brotos” derivados no ninho principal (Vasconcellos *et al.*, 2005)

Conhecer como o policalismo ocorre em áreas urbanas é de fundamental importância para a elaboração de planos de prevenção e controle de infestações de térmitas (Vasconcellos *et al.*, 2005).

Há ocorrência de construção de ninhos policálicos em Floresta Atlântica, porém ainda não há registro de estudos em áreas de Caatinga. Nesse ecossistema é possível registrar a ocorrência de uma espécie de distribuição bastante representativa, *Nasutitermes corniger*, que ocorre desde o México até a Argentina (Vasconcellos *et al.*, 2005).

Sendo assim, o presente estudo tem como objetivo investigar a existência de ninhos policálicos de *N. corniger* em uma área de caatinga do Seridó (ESEC - Seridó).

Metodologia

Área de estudo

O estudo foi realizado na Estação Ecológica do Seridó - ESEC (6°35'S e 37°15'W), que possui 1.128 ha, situada no estado do Rio Grande do Norte, município de Serra Negra do Norte e pertencente à mesorregião Seridó. A precipitação anual média é de 497 mm. A área de caatinga, apresenta vegetação secundária, caracterizada por grande abundância de espécies arbustivas e arbóreas de pequeno porte, caracterizando um processo de regeneração (Bencke *et al.*, 2006).

Delineamento experimental

Inicialmente foi realizado um levantamento de todos os ninhos de *N. corniger* que se encontravam próximos à sede da ESEC – Seridó. Em seguida, foi escolhido, dentre esses ninhos, aquele de maior volume que foi considerado como ninho principal (N1). A partir deste, foram amostrados outros seis ninhos localizados a diferentes distâncias do N1 (N2 = 6,7m; N3 = 19,9m; N4 = 16,5m; N5 = 76,0m; N6 = 89,5m e dois, N7 e N8 distante 567m aproximadamente). Após isso, foram coletados indivíduos de cada um dos ninhos mais distantes. Os ninhos 4 e 6 não tiveram indivíduos coletados pois localizavam-se próximos aos ninhos 3 e 7 respectivamente, sendo considerados a mesma distância em relação a N1.

Para testar se os ninhos coletados eram policíclicos, foram realizados ensaios agonísticos,

avaliando a agressão e o nível de injúria como descrito por Vasconcellos *et al.*, (2005). Nesses métodos foram utilizados apenas a casta dos operários, pois estes se agriem utilizando suas mandíbulas o que facilita a análise das injúrias.

Bioensaios agonísticos

Os bioensaios de agressividade foram realizados utilizando-se 10 indivíduos acondicionados em placas de Petri (arenas). Foram realizadas duas categorias de bioensaios, um Controle, na qual os 10 indivíduos em cada placa pertenciam ao mesmo ninho (N1 x N1, N2 x N2, N3 x N3, N5x N5 e N7 x N7) e uma categoria Tratamento, onde cada arena continha cinco indivíduos do ninho N1 e os outros cinco dos demais ninhos testados (N2, N3, N5 e N7). Para cada categoria foram realizadas cinco repetições. As placas foram deixadas por 30min em ambiente escuro e após esse intervalo, todos os indivíduos sobreviventes eram mortos com álcool 70% e levados ao estereomicroscópio para análise da presença ou ausência de injúrias nas antenas, cabeça, abdômen e pernas. Para cada arena foi gerado um “score” que seria a razão entre o número de injúrias sofridas por cada indivíduo em relação ao total de indivíduos na arena, o valor obtido foi representado em porcentagem de injúrias por placa.

Análise de dados

Para normalização dos dados oriundos da análise das injúrias,

utilizamos a fórmula abaixo (Gotelli, 2004): $Y = \text{Arcoseno } \sqrt{Y}$

Em seguida foi realizado um teste ANOVA one-way e um teste Tukey *post-hoc*. O programa utilizado foi o Systat 12.

Resultados

A ANOVA mostrou que houve diferença significativa na taxa de agressividade entre os tratamentos testados ($F=83,84$; g.l.=8, $p<0,001$), mostrando a presença de comportamento agonístico entre os indivíduos de *N. corniger* dos diferentes ninhos. Porém, o teste de Tukey pareado mostrou significância entre o tratamento 7 x 1 e os demais (Fig. 1). Estes resultados indicam que os ninhos N1, N2, N3 e N5 pertencem a mesma colônia enquanto o ninho N7 faz parte de outra.

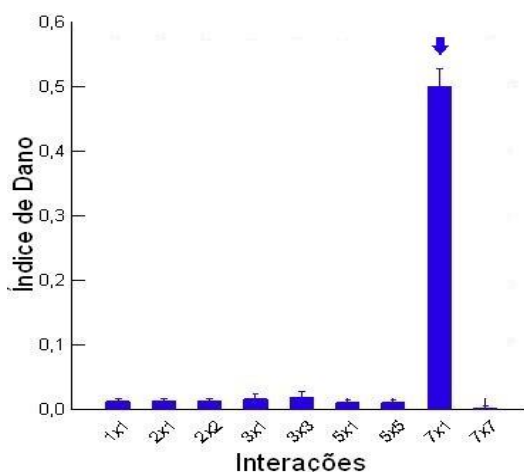


Figura 1 - Média de Índices de Dano por interação agonística entre ninhos de *N. corniger*. A seta representa o tratamento significativo para a presença de agonismo entre os operários.

Discussão

Os resultados indicam a existência de ninhos policíclicos de *N. corniger* em um fragmento de caatinga, o que nunca havia sido registrado para esta espécie neste ambiente.

Uma provável consequência desse tipo de construção seria a diminuição da diversidade genética dentro da população local, resultante do processo de endogamia nos ninhos adjacentes. Tais ninhos podem conter reprodutores secundários que, na verdade, são filhos e filhas dos reis e rainhas existentes no ninho principal (Atkinson *et al.*, 1997).

Outra consequência da presença de ninhos policíclicos seria a queda da diversidade de térmitas em escala local, atribuída ao fato de que uma maior distribuição espacial dos ninhos de uma mesma colônia, permitiria uma maior ocupação e defesa dos recursos disponíveis na área, dificulta o estabelecimento de novas colônias da mesma, ou de outras espécies xilófagas de térmitas.

É importante salientar que a compreensão do policalismo em *N. corniger* permite elaborar um plano de manejo eficiente no controle desse tipo de praga em áreas urbanas (Vasconcellos, 2005).

Em suma, o conhecimento de tal característica para uma espécie tão comum quanto esta, indica que estudos futuros devem ter o cuidado de mensurar a abundância de colônias

Curso de Campo Ecologia da Caatinga, PPG Ecologia, UFRN, 2011

policálicas a fim de não superestimar o resultado. Cuidado esse que se estende a outras espécies construtoras de ninhos policálicos (Roisin *et al.*, 1986).

Agradecimentos

Os mais sinceros agradecimentos ao professor Alexandre Vasconcellos pela orientação neste trabalho e aos que fazem parte da ESEC – Seridó.

Referências

- Atkinson, L. & Adams, E. S. 1997. The origins and relatedness of multiple reproductives in colonies of the termite *Nasutitermes corniger*. *Proc. R. Soc. Lond. B* 264, 1131-1136
- Bencke, G. A., Maurício, G. N., Develey, P. F. & Goerck, J. M. (orgs.). 2006. Áreas Importantes para a Conservação das Aves no Brasil. Parte I – Estados do Domínio da Mata Atlântica. São Paulo: SAVE Brasil, p. 139.
- Gotelli, J. N. & Ellison, A. M. 2011. *Princípios de estatística em ecologia*. Artmed. pp. 248-249.
- Holt, J. A. & Lepage, M. 2000. Termites and soil properties. In: Abe, T., Bignell, D. E., Higashi, M., eds. *Termites, evolution, sociality, symbiosis, ecology*. Dordrecht, Kluwer Academic. p.389-407.
- Noirot, C. & Darlington, J. P. E. C. 2000. Termite nests: architecture, regulation and defence. pp. 121-139, In: Abe, T., Bignell, D. E. & Higashi, M. eds. *Termites: evolution, sociality, symbioses, ecology*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- Roisin, Y & Pasteels, J. M., 1986. Reproductive mechanisms in termites: Polycalism and polygyny in *Nasutitermes polygynus* and *N. Costalis*. [Insectes Sociaux](#) **33**, 149-167.
- Vasconcellos, A. & Bandeira, A.G. 2005. Populational and Reproductive Status of a Polycalic Colony of. *Sociobiology*. 47, 2005.
- Vasconcellos, A., Bandeira, A. G., Almeida, W. O. & Moura, F. M. S. 2008. Térmitas construtores de ninhos conspícuos em duas áreas de Mata Atlântica com diferentes níveis de perturbação antrópica. *Neotropical Entomology* 37, 15-19.

Projetos sem orientação I



A RIQUEZA DE FORMIGAS É MENOR NA COPA DE ÁRVORES DA CAATINGA QUE NO SOLO?

**LAURA MARTINA FERNÁNDEZ, GUILHERME MAZZOCHINI, LEIDE AMARA P. SILVA E PEDRO DE FARIAS
CAPISTRANO**

Introdução

O crescimento populacional de muitas espécies é limitado pela capacidade dos indivíduos em captarem os recursos essenciais disponíveis no ambiente, um processo chamado de controle base-topo (Power 1992). De forma geral, a qualidade de um recurso está ligada à quantidade relativa de carbono e nitrogênio (razão C:N) (Begon et al., 2006). Quanto menor essa razão, melhor a qualidade do recurso, pois a maioria dos organismos terrestres é limitada por nitrogênio (White, 1978). Portanto, locais com a razão C:N alta possivelmente terão uma densidade de espécies baixa por causa de fatores como competição por recursos.

As formigas (Hymenoptera: Formicidae) são um grupo muito diverso, ocorrendo em uma diversidade muito grande de ambientes (Hölldobler & Wilson, 1990). Nas florestas tropicais, as formigas podem ser divididas entre aquelas que ocorrem mais frequentemente no solo e ali nidificam, e aquelas que habitam predominantemente as copas das árvores (Davidson, 1997). Um estudo demonstrou que as formigas que habitam a copa das árvores são mais limitadas em nitrogênio que as formigas

do solo (Kaspari & Yanoviak, 2001). Isso se deve porque as formigas da copa alimentam-se mais frequentemente de alimentos ricos em carboidratos e pobres em proteínas, como exudatos de homóptero ou néctar de nectários extra-florais (Davidson 1997). Por isso, pode se esperar que a densidade de espécies que habitam a copa seja menor que as que habitam o solo.

Na Caatinga, ainda se conhece pouco sobre a diversidade de formigas que habitam a copa das árvores, sendo a maioria focada na comunidade de formigas de solo (Leal, 2003). Em florestas tropicais, estima-se que a razão C:N esteja em torno de 40:1, um valor nutricional de baixa qualidade (Begon et al., 2006). Na Caatinga, essa razão na vegetação pode ser ainda maior que em florestas tropicais, pois muitos estudos indicam que em locais com a pluviosidade baixa, o conteúdo de carbono nas folhas é maior (Fonseca et al., 2001). Este aumento da razão C:N resultaria ainda em uma maior limitação de nitrogênio na copa das árvores.

Esse estudo teve como objetivo, testar a hipótese de que a limitação de recursos pode controlar o crescimento de populações e, conseqüentemente, o número de espécies de formigas na

copa das árvores. Nossa previsão é que o número de espécies de formigas que ocorrem no solo é maior que o número de espécies de formigas que ocorrem na copa das árvores.

Material e Métodos

Área de estudo

O estudo foi realizado na Estação Ecológica do Seridó - ESEC (6°35'S e 37°15'W), que possui 1.128 ha, situada no sudeste do Rio Grande do Norte, município de Serra Negra do Norte e pertencente à mesorregião Seridó. A área está presente no domínio do bioma Caatinga, apresentando vegetação secundária, caracterizada por grande abundância de espécies arbustivas e arbóreas de pequeno porte, característica de uma caatinga em processo de regeneração (Bencke et al., 2006). O clima dominante é semi-árido com temperaturas médias anuais variando entre 22 e 33 graus e índices pluviométricos médios de 497 mm por ano (Ibama 2004).

Delineamento amostral

Foram escolhidas 12 árvores de três espécies, *Poincianella pyramidalis* (Caatingueira), *Mimosa tenuiflora* (Jurema preta) e *Commiphora leptophloeos* (Amburana). O tamanho mínimo foi estabelecido em 30 cm de circunferência à altura do solo. Em cada árvore, foram depositadas quatro

iscas contendo sardinha (proteína) e cuscuz (carboidrato) distantes um metro do tronco e quatro iscas nas bifurcações dos galhos secundários. As iscas foram deixadas nos pontos de amostragem por 20 minutos. Após esse período as quatro amostragens das formigas encontradas no solo, para cada local, foram integradas em uma bandeja e as formigas encontradas foram acondicionadas em recipientes plásticos contendo álcool 70%. No laboratório, as formigas foram identificadas ao nível de gênero. O mesmo foi feito para as amostragens das formigas encontradas na copa das árvores.

Análise de dados

Para testar a hipótese de que a riqueza seria menor na copa em comparação com o solo, foi realizado um teste-t pareado.

Resultados

Foram encontrados seis morfotipos de formigas pertencentes a cinco gêneros (Figura 1). Os gêneros mais frequentes neste estudo foram *Camponotus*, *Solenopsis* e *Pheidole*.

Os resultados indicam que houve uma diferença significativa na riqueza de formigas encontradas no solo e na copa de árvores ($t=9$, g.l.=11, $p<0,001$; Figura 2). No solo houve em média 2,25 espécies a mais que na copa das árvores (Figura 2).

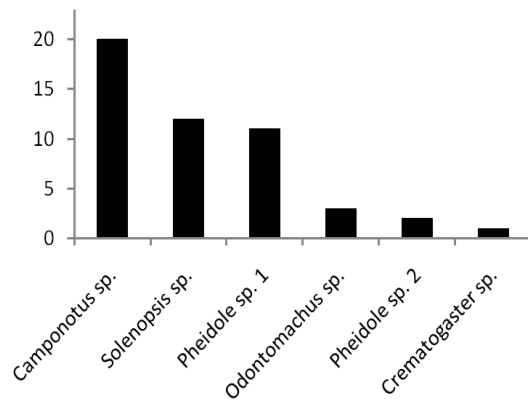


Figura 3. Frequência total dos morfotipos de formigas no solo e na copa de árvores nos 12 locais amostrados.

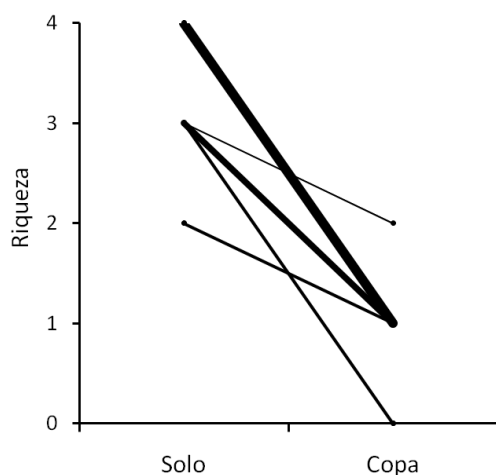


Figura 4. Número de espécies de formigas encontrado no solo e na copa das árvores. A ligação entre os pontos representam os pares de amostras na copa e no solo e a espessura das linhas indica a frequência do resultado observado.

Dos cinco gêneros encontrados, somente dois ocorreram na copa (*Camponotus* e *Solenopsis*), sendo que nenhum gênero foi exclusivo desse estrato.

Discussão

A baixa riqueza de formigas encontrada na copa de árvores da área de Caatinga amostrada pode ser explicada por múltiplos fatores. Entre eles, uma alta limitação de proteínas (fonte de nitrogênio) na copa das árvores pode limitar a riqueza desses organismos nesse estrato (Kaspari & Yanoviak, 2001). Essa limitação pode estar impedindo a ocorrência de diversas espécies nesse estrato. Além disso, as folhas das árvores da Caatinga estão presentes somente em um período específico, resultando em uma taxa fotossintética muito baixa, gerando também uma limitação da fonte de carbono na copa das árvores. Estas condições criam um ambiente pouco atrativo para organismos herbívoros e consumidores de seiva.

Adicionalmente, pode haver uma limitação de locais para as formigas nidificarem na copa das árvores. O solo provavelmente possui uma maior complexidade estrutural, como a presença de rochas, troncos caídos, serapilheira, entre outros micro-habitats. Isso proporciona uma maior quantidade de locais para as formigas nidificarem e habitarem o solo.

Interessantemente, a mudança de espécies entre as copas foi praticamente nula. Esse resultado contrasta com outro estudo que encontrou uma alta diversidade beta na copa das árvores em uma floresta tropical no Borneo (Brühl et al., 1998).

Curso de Campo Ecologia da Caatinga, PPG Ecologia, UFRN, 2011

Isso pode estar ocorrendo devido às condições climáticas desfavoráveis da Caatinga, ainda mais críticas na copa das árvores, como altas temperaturas e umidade escassa. Isso pode explicar a ocorrência quase que exclusiva de *Camponotus* na copa, pois é um gênero com a maioria das espécies generalistas (Leal, 2003), que habita preferencialmente o solo mas, possivelmente, sobe nas copas para forragear.

Em conclusão, a limitação por nutrientes, o estresse ambiental e a pouca disponibilidade de locais para nidificar proporcionam pouca vantagem para as formigas da Caatinga se especializarem para habitar a copa das árvores.

Agradecimentos

Ao professor Alexandre Vasconcellos pelo auxílio na identificação das formigas e à toda a equipe da ESEC – Seridó.

Referências

- Begon, M., J.L. Harper & C.R. Townsend. 2006. *Ecology: from individuals to ecosystems*. Oxford: Blackwell Publishing.
- Bencke, G.A., Mauricio, G.N., Develey, P.F. & Goerck, J.M. (orgs.). 2006. *Áreas importantes para a Conservação de aves no Brasil. Parte 1 – Estados do Domínio da Mata Atlântica*. São Paulo: SAVE Brasil, p. 139.
- Brühl, C.A., Gunsalam, G. & Linsenmair, K.E. 1998. Stratification of ants (Hymenoptera, Formicidae) in primary rain forest in Sabah, Borneo. *Journal of Tropical Ecology*, 14: 285-297.
- Davidson, D.W. 1997. The role of resource imbalances in the evolutionary ecology of tropical arboreal ants. *Biological Journal of the Linnean Society*, 61:153-181.
- Fonseca, C.R., Overton, J.B., Collins, B., & Westoby, M. 2000. Shifts in trait-combinations along rainfall and phosphorous gradients. *Journal of Ecology*, 88: 964-977.
- Hölldobler, B. & Wilson, E.O. 1990. *The ants*. Cambridge: Belknap Press.
- Ibama. 2004. *Plano de Manejo da ESEC do Seridó*.
- Kaspari M. & Yanoviak S.P. 2001. Bait use in tropical litter and canopy ants—Evidence of differences in nutrient limitation. *Biotropica*, 33: 207–211.
- Leal, I.R. 2003. Diversidade de formigas. In: Leal, I.R., Tabarelli, M. e Silva J.M.C. 2003. *Ecologia e conservação da Caatinga*. Editora Universitária, Universidade Federal de Pernambuco, Recife. p. 3-73.
- Power, M.E. 1992. Top-down and bottom-up forces in food webs: do plants have primacy? *Ecology*, 73:733-746.
- White, T. 1978. The importance of a relative shortage of food in animal ecology. *Oecologia*, 33: 71–86.

RIQUEZA E ABUNDÂNCIA DE ARANHAS RELACIONADAS À COMPLEXIDADE ESTRUTURAL
DE *Croton sonderianus* Muell. Arg.

NÍCHOLAS SEBASTIAN, ELIANA FARIA, LUCAS VIEGAS, BRUNO GAZOLA

Introdução

A complexidade estrutural dos habitats pode exercer uma influência determinante na dinâmica, distribuição e organização das comunidades animais em sistemas naturais (Souza *et al.*, 2010). Grupos que habitam copas de árvores são influenciados pela arquitetura desses ambientes (Robinson, 1981). Em habitats onde o grau de complexidade está relacionado com o seu estágio de desenvolvimento, existe uma influência maior sobre a estruturação das comunidades de animais que os habitam (Ferreira *et al.*, 2007).

Como habitantes das copas, as aranhas são bons organismos para estudos ecológicos, pois representam um grupo cosmopolita, megadiverso e de tamanho reduzido, o que facilita sua coleta (Foelix, 2011). Consequentemente a estrutura do habitat pode ser utilizada para prever a organização da comunidade de aranhas (Halaj *et al.*, 1998).

Croton sonderianus Muell. Arg. (marmeleiro), arbusto colonizador, indicativo de áreas antropizadas na Caatinga, apresenta elevada densidade (1.112 ind.ha⁻¹) na Estação Ecológica do Seridó (Santana, 2009). Em *C. sonderianus*, a sua fase ontogenética

está associada a altura da planta (Santana, 2009).

O presente estudo teve como objetivos: (i) Testar se a riqueza e a abundância de aranhas estão relacionadas com a complexidade estrutural de *C. sonderianus* e; (ii) Testar se a composição de aranhas está relacionada com o desenvolvimento ontogenético de *C. sonderianus*.

Material e Métodos

O estudo foi desenvolvido na Estação Ecológica do Seridó – ESEC (UTM 0692935, 9273445), localizada no município de Serra Negra do Norte, RN. A Unidade de Conservação encontra-se inserido no domínio da caatinga (Silva *et al.*, 2003).

Para a escolha dos indivíduos de *Croton sonderianus*, nos quais foram amostradas espécimes de Araneae, procedeu-se pela escolha de 18 pontos aleatorizados dentre 40. Tais pontos estavam distribuídos a cada 10 metros ao longo de um curso d'água temporário. Em cada um dos 18 pontos foi traçado um transecto de 10 m perpendicular ao percurso do corpo d'água, em direção a sua margem esquerda e direita. Uma parcela de 3 x 3 m foi estabelecida em cada ponto, na qual foram contados os indivíduos de *C.*

sonderianus, sorteando-se um para amostragem de aranhas. Para o indivíduo sorteado de *C. sonderianus* mensurou-se o diâmetro ao nível do solo-(DAS) e altura.

Foi utilizado o método do guarda-chuva entomológico para coleta de Araneae, com esforço de 1 minuto para captura dos espécimes presentes na superfície do guarda chuva entomológico. A triagem e identificação das aranhas foi realizada com auxílio do microscópio estereoscópico em laboratório.

Foi testada a correlação entre DAS e altura, através do teste de correlação de Pearson. A relação entre a complexidade estrutural (DAS e altura) e a riqueza e abundância de Araneae foi realizada através da regressão múltipla. Para analisar se a composição de aranhas está relacionada com o desenvolvimento ontogenético de *C. sonderianus*, utilizou-se uma análise de Escalonamento Multidimensional Não-Métrico (NMDS) e regressão linear. Os dados foram trabalhados no SYSTAT 12 e PAST.

Resultados

Foram encontrados 172 de aranhas no total das amostras, pertencentes a 27 morfotipos. A abundância de aranhas variou de 2 a 17 indivíduos e a riqueza de 2 a 8 espécies por amostra.

O teste de correlação de Pearson indicou que o número de ramos na planta e o DAS são medidas que apresentam colinearidade ($R^2 = 0,76$; $p = 0,001$). Por isso, na regressão múltipla, excluimos as medidas de ramificação da planta do modelo.

O modelo explicou bem a variação da riqueza ($R^2 = 0,38$; $F = 4,6$; $p = 0,03$; Fig. 1) e abundância de aranhas ($R^2 = 0,66$; $F = 15$; $p = 0,0001$; Fig. 2).

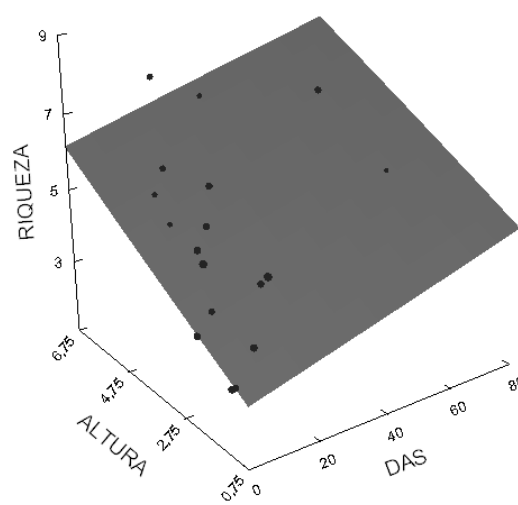


Figura 1. Variação da riqueza de aranhas em relação à altura e DAS (Diâmetro a Altura do Solo) da planta.

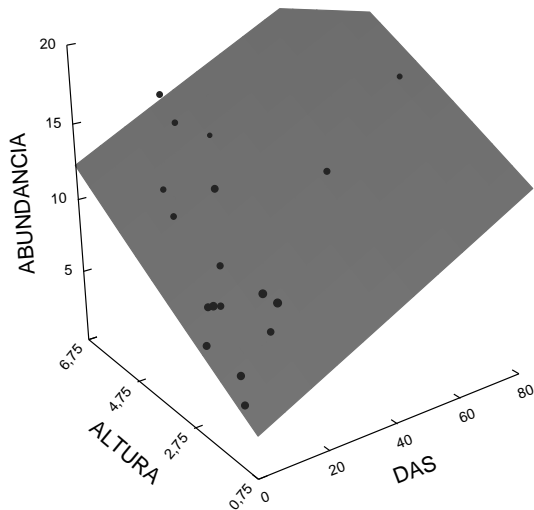


Figura 2. Variação da abundância de aranhas em relação à altura e DAS (Diâmetro a Altura do Solo) da planta.

A análise de Escalonamento Multidimensional Não-Métrico não separou os grupos de aranhas de acordo com o desenvolvimento ontogenético da planta ($R^2 = 0,11$; $F = 2$; $p = 0,18$; Fig. 3).

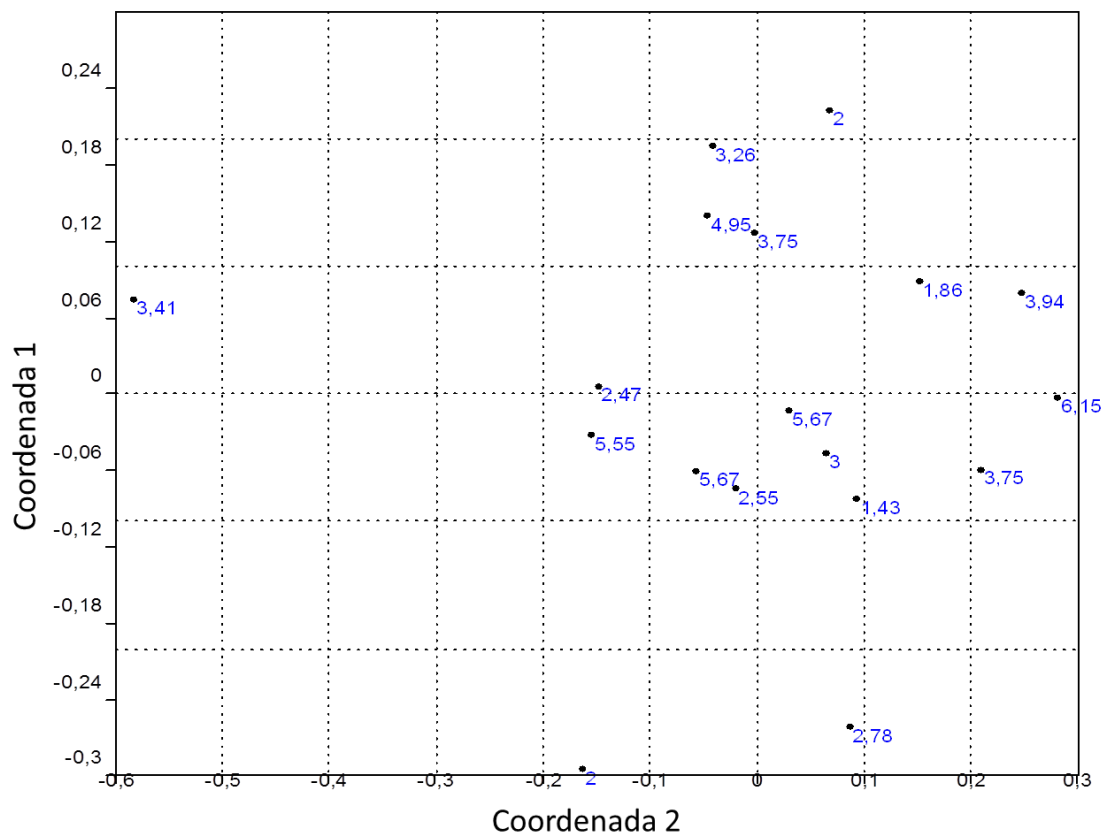


Figura 3. Gráfico da Análise de Escalonamento Não-métrico relacionando o desenvolvimento ontogenético da planta e os grupos de aranhas. Os valores associados corresponde a altura da planta em metros.

Discussão

O padrão de colinearidade entre as ramificações na planta e o DAS se mostrou significativo devido ao fato de que plantas menores brotam do solo em feixes. Dessa forma, indivíduos pequenos que apresentavam muitos feixes acabam por apresentar um mesmo número de feixes que indivíduos adultos.

A altura e o DAS de *C. sonderianus* determinam a fase de desenvolvimento da planta (Santana, 2009). Plantas maiores são estruturalmente mais complexas. Por isso, podem oferecer uma maior disponibilidade de habitats, abrigos contra intempéries do sistema e recursos alimentares para as aranhas que as habitam.

Esse padrão corrobora Halaj *et al.* (1998), que afirmam que a variação da riqueza e abundância de aranhas varia positivamente em função da complexidade estrutural do habitat.

Contudo, a fase ontogenética da planta não foi determinante para o agrupamento das aranhas que ocupam sua copa. Apesar de se esperar que a complexidade estrutural relacionada com a fase ontogenética da planta possa favorecer a uma maior riqueza, essa relação não foi encontrada nesse estudo. Robinson (1981) demonstrou que as aranhas usam o habitat de acordo com a diversidade da arquitetura do ambiente. Esse padrão de segregação, relacionado a complexidade estrutural, favorece uma

maior riqueza de espécies de aranhas, mas não necessariamente pode segregar grupos distintos que ocupam plantas em diferentes estágios de vida.

Nossos resultados sugerem que a complexidade estrutural do habitat pode representar um papel importante no processo de estruturação das comunidades de aranhas, ampliando a riqueza e abundância desse grupo. Novos estudos precisam ser desenvolvidos para investigar quais outras variáveis podem estar explicando melhor a diversidade desse grupo em ambientes de Caatinga.

Agradecimentos

Os autores agradecem a Alexandre Vasconcellos pelas valiosas contribuições nas análises e no amadurecimento da idéia. Agradecemos também a Guilherme Mazzochio pelo constante apoio nas análises estatísticas. Agradecemos também aos funcionários e dirigentes da ESEC pelo carinho e acolhimento durante todos os dias deste estudo.

Referências

Ferreira, R. S., Pereira, S. R., Faria, R. R., Pacheco, M. L. A. F., Silva, N. S. S., Voltolini, J. C. 2007. Colonização de Macro e Micro-habitats por Aranhas Construtoras de Teias, na Região do Pantanal Miranda, Miranda/MS. *Ensaio e ci.*, Campo Grande, v.11, n. 2, p.7-11.

Curso de Campo Ecologia da Caatinga, PPG Ecologia, UFRN, 2011

- Foelix, R.F. 2011. *Biology of Spiders*. New York, Oxford University Press, 3rd edition, 428p.
- Halaj, J., Ross, D.W., Moldenke, A.R. 1998. Habitat Structure and Prey Availability as Predictors of the Abundance and Community Organization of Spiders in Western Oregon Forest. *The Journal of Arachnology* 26:203-220.
- Langellotto, G.A. & R.F. Denno. 2004. Responses of invertebrate natural enemies to complex-structured habitats: a meta-analytical synthesis. *Oecologia* 139:1–10.
- Robinson, J. V. 1981. The Effect of Architectural Variation in Habitat on a Spider Community: An Experimental Field Study. *Ecology*, 62(1), pp. 73-80.
- Santana, J. A. S. 2009. Padrão de distribuição e estrutura diamétrica de *Croton sonderianus* na Caatinga da Estação Ecológica do Seridó. *Revista Verde* 4:85-90.
- Silva, R.A., Santos, A.M.M., Tabarelli, M. Riqueza e diversidade de plantas lenhosas em cinco unidades de paisagem da caatinga 2003. In: I.R. Leal, M. Tabarelli & J.M.C. Silva (eds.). *Ecologia e conservação da Caatinga*. Editora Universitária, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, Brasil. pp. 237-273.
- Souza, T. G., Brescovit, A. D., Feres, D. C. R., G. Q. Romero. 2010. Bromeliads as biodiversity amplifiers and habitat segregation of spider communities in a Neotropical rainforest. *Journal of Arachnology*, 38(2):270-279.



EFEITO DA FLORIVORIA SOBRE AS TAXAS DE VISITAÇÃO DE TRÊS ESPÉCIES DE
HYMENOPTERA EM *Ipomoea nil* (CONVOLVULACEA)

ANA CLÉZIA SIMPLÍCIO DE MORAIS, PHOEVÉ MACARIO, TANÁGARA FALCÃO, DAVID LUCAS ROHR,

Introdução

As plantas dependem de vetores polínicos para garantir seu sucesso reprodutivo. O processo de coevolução das angiospermas e seus polinizadores se traduz em atributos para atratividade de polinizadores e fecundação (Soares *et al.*, 2009). Diversos fatores afetam a atratividade das plantas aos polinizadores: tamanho e quantidade das flores, quantidade de néctar e pólen e o odor (Galen, 1989).

Por outro lado, a pressão seletiva exercida por herbívoros pode afetar o fitness da planta de forma que consomem as flores e seus gametas, ou indireta, através da alteração das características florais que influenciam as taxas de visitação de polinizadores (Strauss *et al.*, 1996; Agrawal, 1999; Souza, 2009). Dessa forma, a evolução de caracteres florais deve relacionar a planta, o polinizador e o herbívoro (Strauss, 1997).

Existem evidências, para alguns grupos de polinizadores, que o tamanho da pétala e a simetria são, muitas vezes, uma pista mais importante do que a quantidade de flores. Logo, essa característica é um dos principais fatores de atratividade (Conner & Rush, 1994; Lehtila & Strauss, 1996).

No domínio Caatinga existe uma predominância de espécies de plantas com flores entomófilas (visitadas por insetos) (Leal *et al.*, 2006). *Ipomoea* é um gênero de planta da família Convolvulaceae, que apresenta em sua maioria, espécies que utilizam polinização pelo vento ou por polinizadores não-específicos. A espécie *Ipomoea nil* é relativamente abundante em áreas abertas da ESEC-Seridó e é uma espécie ruderal que apresenta grande diversidade de polinizadores dependendo do lugar em que ocorre (Maimoni-Rodella & Yanp, 2004).

Assim sendo, o presente estudo teve como objetivo avaliar se a herbivoria na flor diminui as taxas de visitação de três espécies de Hymenoptera em *Ipomoea nil* (Convolvulaceae) numa área de Caatinga do Rio Grande do Norte.

Material e Métodos

Área de Estudo

O estudo foi desenvolvido na Estação Ecológica do Seridó (ESEC-Seridó), Serra Negra do Norte, Rio Grande do Norte, Brasil. Apresenta área de 1.166,38 ha e está situada no domínio da Caatinga (Benck *et al.*, 2006).

Coleta de Dados

A área amostral escolhida para a coleta de dados foi uma parcela onde as flores de *Ipomoea nil* ocorriam em grande abundância, numa área próxima à sede da ESEC. Três espécies de Hymenoptera foram escolhidos previamente para acompanhar suas taxas de visitação nas flores de *Ipomoea nil*.

Na área, quatro observadores seguiram transectos paralelos onde realizavam suas observações. Para simular o efeito da herbivoria, cada observador sorteou duas flores aleatoriamente para serem danificadas e outras duas permaneciam intactas. O corte nas danificadas removiu uma porção da área foliar, como ilustra a figura 1 abaixo.



Figura 1. Ilustração do corte realizado nas flores danificadas para simulação de herbivoria.

Para verificar as taxas de visitação, foram feitas 18 janelas de observação com cinco minutos de duração por observador. Neste intervalo foi anotado o número de visitas feitas por cada uma das três espécies (hymenoptera 1, 2 e 3). Só foi

considerada visitada a flor na qual os polinizadores efetivamente entrassem na sua corola.

Análise dos Dados

Para cada espécie de Hymenoptera, foi calculada a frequência de visitação somando-se o número de visitas para os dois tratamentos (controle, herbivorada) nas 18 janelas de observação. Para verificar se existe preferência por flores sadias ou herbivoradas, foi calculada a diferença média de visitação entre as flores herbivoradas (tratamento) e as sadias (controle). Os dados foram testados através de um teste - t pareado por meio do software estatístico R versão 2.11.1.

Resultados

A frequência de visitas, ou seja, o número total de visitas registradas somando todas as réplicas do controle e do tratamento para as três espécies de Hymenoptera podem ser observadas na tabela 1 abaixo.

Tabela1. Frequência da visita de polinizadores em *Ipomoea nil* encontrada durante o estudo.

Espécies	Número de visitas		Total
	Controle	Tratamento	
Hymenoptera 1 (<i>A. mellifera</i>)	76	58	134
Hymenoptera 2 (Vespidae)	35	18	53
Hymenoptera 3 (Apidae)	438	390	828

O teste-t pareado para as espécies de Hymenoptera 1 e Hymenoptera 2 mostrou que o efeito simulado de herbivoria afetou a frequência de visitas dos polinizadores entre os tratamentos ($t=2,4005$, $gl=26$, $p=0,0238$; $t=2,081$, $gl=34$, $p=0,0451$ Fig. 1 A e B, respectivamente). Já para a espécie de Hymenoptera 3, o teste t pareado não demonstrou diferença significativa na frequência de visitação entre os tratamentos ($t=1,7255$, $gl=68$, $p=0,0889$; Fig.1 C)

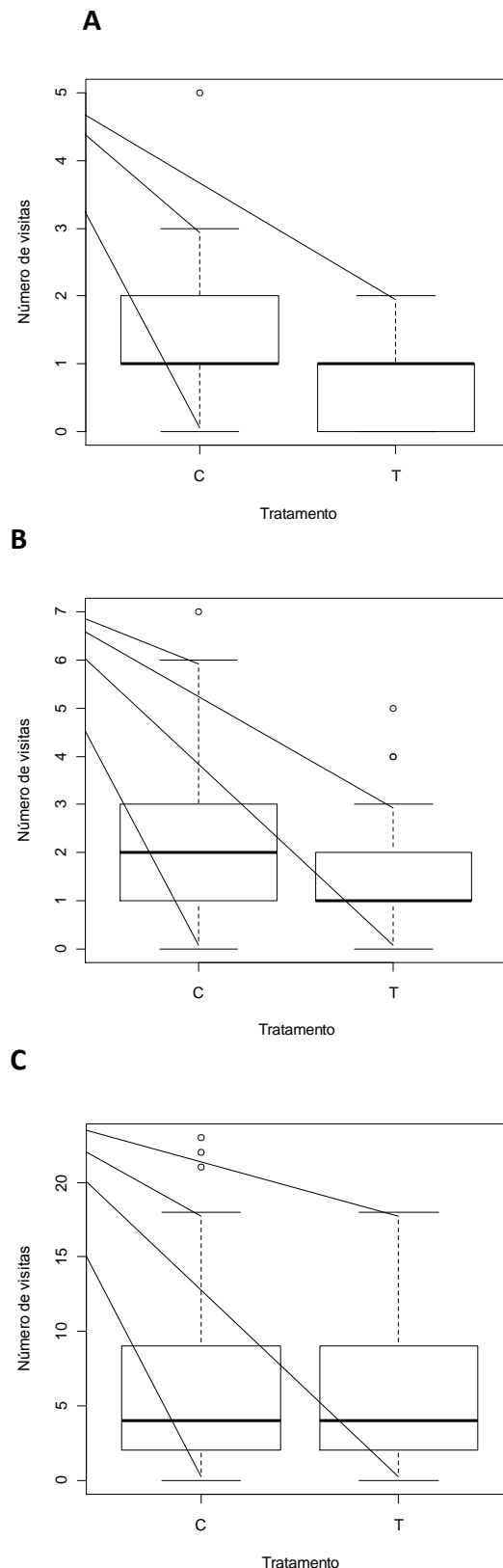


Figura 1. Box plot da frequência de visita floral das espécies de Hymenoptera 1 (A), Hymenoptera 2 (B) e Hymenoptera 3 (C) nos tratamentos.

Discussão

Avaliando o resultado da frequência de visitas florais entre os tratamentos das três espécies de Hymenoptera, observamos que houve uma preferência por flores não herbivoradas nas espécies de Hymenoptera 1 (*Apis mellifera*) e Hymenoptera 2 (Vespidade). Já Hymenoptera 3 (Apidae), conhecido popularmente como arapuá, apresentou um comportamento generalista, não demonstrando preferência entre flores herbivoradas e não herbivoradas.

Existem evidências de que abelhas respondem a vários estímulos visuais, sendo relatada a sua preferência por flores simétricas e maiores (Ribeiro, 2009), podendo ser sensíveis a pequenos desvios na simetria floral (Soares *et al.* 2009). Dessa forma, a maior frequência de visitas realizadas em plantas não herbivoradas pela *Apis mellifera* (Hymenoptero 1), pode ser devido à sensibilidade em perceber a assimetria floral como um indicativo de má qualidade do recurso. Ainda é possível especular que o período chuvoso em que o experimento foi realizado pode contribuir com uma maior oferta de recursos, levando a uma maior seletividade por parte dos polinizadores nesse período. O que não ocorreria provavelmente nos períodos de seca, onde a oferta de recurso é baixa e um comportamento mais generalista pode ser mais evidente.

A flor de *I. nil* é considerada promíscua, uma vez que possui características que facilitam o acesso ao néctar, como a simetria radial da corola e a disposição dos estames e do estigma, favorecendo uma grande quantidade de polinizadores. Maimoni-Rodella e Yanp (2007) encontraram cerca de 19 espécies polinizadoras para a espécie, sendo que os hymenópteros foram responsáveis por aproximadamente 70% das visitas.

De acordo com a “Hipótese da Informação Ótima” (Neal *et al.*, 1998), desvios na assimetria poderiam acarretar no não reconhecimento da flor pelos polinizadores, o que poderia explicar a preferência por flores intactas dos hymenópteros 1 e 2.

A preferência por flores não herbivoradas é um padrão geral que pode variar muito entre os tipos de polinizadores de acordo com outros fatores não relacionados necessariamente à assimetria floral (Souza, 2009; Ribeiro, 2009). Odor, quantidade de néctar e pólen e padrão de coloração são fatores que devem ser integrados na determinação da taxa de visita dos polinizadores (Ribeiro 2009). Considerando tais ressalvas, os efeitos da herbivoria sobre a taxa de visita observados neste estudo podem não representar o principal fator influenciando a visita de polinizadores. Existem estudos que identificam, por exemplo, padrões idiosincráticos na preferência de *Apis mellifera* por flores herbivoradas (Ribeiro, 2009; Soares, 2009). Isso pode ser um indicativo de que outros fatores

(coloração, odor, quantidade de néctar e pólen) podem atuar sobre a preferência de polinizadores.

No entanto, a herbivoria pode, ainda, provocar alterações nestes fatores e influenciar indiretamente a taxa de visitação de polinizadores. Dessa forma, sugere-se que outras medidas para a taxa de visitação associadas ao efeito da herbivoria (além de relações com assimetria floral) sejam realizadas, fornecendo um cenário mais real das prováveis causas que restringem a visita de polinizadores.

Agradecimentos

Ao Guiga, pelos estimados e sempre presentes conselhos estatísticos. Aos professores orientadores presentes nesta edição da aula de campo pelo grande apoio. E à toda equipe técnica da ESEC-Seridó, em especial à Núbia, pelas delícias que preparou com tanta dedicação.

Referências

- Agrawal, A. A. 1999. Induced responses to herbivory in wild radish: effects on several herbivores and plant fitness. *Ecology* 80:1713-1723.
- Bencke, G.A., Maurício, G.N., Delev, P.F., Goerck, J.M. 2006. Áreas importantes para conservação de aves no Brasil. Parte 1-Estados do domínio da mata atlântica. Save Brasil, São Paulo.
- Conner, J. K. & Rush, S. 1996. Effects of flower size and number on pollinator visitation to wild radish, *Raphanus raphanistrum*. *Oecologia* 105:509–516.
- Galen, C., T. E. Dawson, & Stanton, M. L. 1989. Carpels as leaves meeting the carbon cost of reproduction in an alpine buttercup. *Oecologia* 95:187–193.
- Leal, I.R.; Tabarelli, M.; Silva, J.M.C. (Eds) 2003. Ecologia e conservação da caatinga. Ed. Universitária da UFPE, 822.
- Lehtila, k. & Strauss, S. Y. 1999. Effects of foliar herbivory on male and female reproductive traits in wild radish *Raphanus raphanistrum*. *Ecology* 80:116-124.
- Maimoni-Rodella, R. C. S. & Yanp, Yanagizawa. 2007. Floral biology and breeding system of three *Ipomoea* weeds. *Planta Daninha, Viçosa-MG* 25:35-42.
- Neal, P. R; Dafni, A. & Giurfa, M. 1998. Floral symmetry and its role in plant-pollinator systems: terminology, distribution and hypothesis. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 29:345-373.
- Ribeiro, E.M.S. 2009. Mudança de simetria, diminuição na área e assimetria floral alteram a visitação em *Oxalis psoraleoides* (Oxalidaceae)? In: Leal, I.R.; Almeida, W. R.; Aguiar, A. V. Ecologia da caatinga: curso de campo 2009.
- Soares, S. M.; Ribeiro, E.; Mendes, M. G. F.; Sobrinho, M.S. 2009. Tamanho e simetria floral influencia a preferência de visitantes em *Zornia diphillia*

- (Fabaceae)? In: Leal, I.R.; Almeida, W. R.; Aguiar, A. V. Ecologia da caatinga: curso de campo 2009.
- Strauss, S. Y. 1997. Floral characters link herbivores, pollinators and plant fitness. *Ecology* 78:1640-1645.
- Strauss, S. Y., J. K. Conner, and S. Rush. 1996. Foliar herbivory affects floral characters and plant attractiveness to pollinators: implications for male and female plant fitness. *American Naturalist* 147:1098–1107.
- Souza, Analice. 2009. Existe correlação entre florivoria e tamanho da flor em espécies herbáceo-arbustivas de uma área de caatinga no município de Parnamirim, PE? In: Leal, I.R.; Almeida, W. R.; Aguiar, A. V. Ecologia da caatinga: curso de campo 2009.



RELAÇÃO ENTRE A ESTRUTURA E RIQUEZA DA VEGETAÇÃO LENHOSA E RIQUEZA DE AVES NA SERRA VERDE DA ESTAÇÃO ECOLÓGICA DO SERIDÓ, RN

ADRIANA PELLEGRINI, TONNY MARQUES, EMERSON SOUSA, RICARDO EMIDIO,

Introdução

As aves, por estarem presentes em todos os biomas e ocuparem uma grande diversidade de nichos ecológicos, são consideradas boas indicadoras de biodiversidade dos ecossistemas (Vielliard, 2000; Vielliard *et al.*, 2010). De modo complementar, as condições de clima, solo e as múltiplas formas de relevo que se traduzem em diferentes paisagens, explicam a razão de a comunidade vegetal possuir tamanha variabilidade (Santana & Souto, 2006). Aspectos da fisionomia da comunidade vegetal, tais como o estrato e porte são características associadas à composição da comunidade de aves (Fleishman *et al.*, 2003). Apesar das aves serem classificadas conforme sua dependência florestal (Silva *et al.*, 2006), há diferenças nas fisionomias entre os habitats que podem explicar a presença ou ausência de espécies de aves localmente (McArthur,).

As intervenções humanas afetam significativamente as espécies de aves nos diferentes habitats, pois desmatam florestas primárias que são transformadas posteriormente em matas secundárias (Marine e Garcia, 2005). As Unidades de Conservação têm um papel importante na mitigação dos efeitos negativos dos ambientes

naturais, surgindo como principais sítios de conservação da biodiversidade. (Silva, 2010). A caatinga é a vegetação predominante na região Nordeste, cobrindo 54,53 % dos 1.548.672 km² da área da região (IBGE, 2005). Diversos autores afirmam que o domínio da caatinga possui relativamente baixo número de espécies (Duque, 1980; Silva, 1993) mas, no seu conjunto, a estrutura é bastante variada.

Entre as espécies de aves residentes na Caatinga, 284 (60,5%) são dependentes ou semi-dependentes dessa vegetação, mostrando sua importância na manutenção de quase dois terços das espécies de aves do Brasil (Silva, 2003). Assim, o levantamento da riqueza de aves pode indicar a efetividade das Unidades de Conservação de Uso Integral, e identificar características vegetais que têm mais atrativos para a comunidade de aves torna-se importante para futuras estratégias conservacionistas.

Material e Métodos

Área de estudo

O trabalho foi desenvolvido na Serra Verde, região localizada na Estação Ecológica (ESEC) do Seridó e possui o pico de 394 metros ao nível do mar.

Coleta de dados

Entre 6:00 e 11:00 h percorreu-se uma distância de 3000 metros ao longo de uma trilha pré-existente, e marcou-se 10 pontos de 300 em 300 metros (Figura 1). Em cada ponto, registravam-se as espécies da avifauna, utilizando o método do “ponto de escuta”, com janela de cinco minutos e anotava-se a hora da observação. Em cada ponto também era feito o levantamento das espécies lenhosas e medidos o diâmetro a altura do solo (DAS) de cinco árvores de maior altura, que estavam acima do estrato superior da floresta. Para isso uma parcela circular com raio de 5m tendo o observador de aves no centro foi utilizada. A análise estatística utilizada foi a regressão linear múltipla, onde a riqueza de aves foi a variável dependente e o DAS, a riqueza das lenhosas e hora foram as variáveis independentes. Como a riqueza de aves varia pouco entre 50-1000m de altitude (Blake & Loiselle, 2000), a altitude não foi incluída como uma variável independente. As análises foram feitas no programa R 2.10.1 (R core development team 2009).

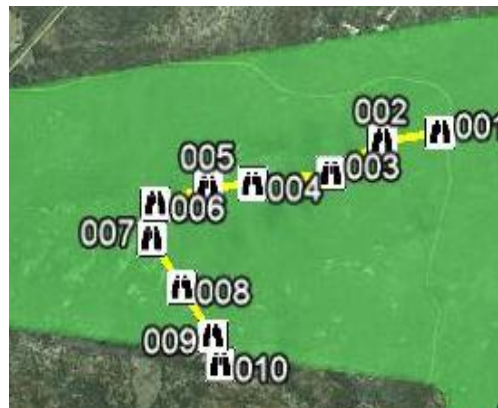


Figura 1. Mapa com a localização dos pontos amostrais na trilha da Serra Verde (ponto 1 mais baixo e ponto 6 mais alto).

Resultados

Foram encontradas oito espécies lenhosas e 47 espécies de aves (Tab. 1 e 2).

Tabela 1. Espécies e famílias de lenhosas amostradas na Serra Verde

Nome científico	Familia
<i>Anadenanthera colubrina</i>	FabMimosoideae
<i>Aspidosperma pyrifollum</i>	Apocynaceae
<i>Bauhinia chellantha</i>	FabMimosoideae
<i>Caesalpinia pyramidallis</i>	FabCaesalpiaceae
	e
<i>Combretum leprosum</i>	Combretaceae
<i>Croton sonderianus</i>	Euphorbiaceae
<i>Mimosa tenuiflora</i>	FabMimosoideae

Tabela 2. Espécies e famílias de aves amostradas na Serra Verde

Nome científico	Família
<i>Leptotilla vereauxi</i>	Columbidae
<i>Aratinga cactorum</i>	Psittacidae
<i>Coccyzus melacoryphus</i>	Cuculidae
<i>Crotophaga ani</i>	Cuculidae
<i>Glaucidium brasilianum</i>	Strigidae
<i>Hydropsalis hirundinaceus</i>	Caprimulgidae
<i>Chlorostilbon lucidus</i>	Trochilidae
<i>Nystalus maculatus</i>	Bucconidae
<i>Picumnus limae</i>	Picidae
<i>Veniliornis passerinus</i>	Picidae
<i>Formicivora melanogaster</i>	Thamnophilidae
<i>Lepidocolaptes angustirostris</i>	Dendrocolaptidae
<i>Synallaxis frontalis</i>	Furnariidae
<i>Certhiaxis cinnamomeus</i>	Furnariidae
<i>Pseudoseisura cristata</i>	Furnariidae
<i>Todirostrum cinerium</i>	Rhynchocyclidae
<i>Hemitriccus margaritaceiventer</i>	Rhynchocyclidae
<i>Elaenia spectabilis</i>	Tyranidae
<i>Euscarthmus meloryphus</i>	Tyranidae
<i>Myiophobus fasciatus</i>	Tyranidae
<i>Myiodynastes maculatus</i>	Tyranidae
<i>Phaeomyias murina</i>	Tyranidae
<i>Empidonomus varius</i>	Tyranidae
<i>Tyrannus melancholicus</i>	Tyranidae
<i>Casiornis fuscus</i>	Tyranidae
<i>Myiarchus tyrannulus</i>	Tyranidae
<i>Cyclarhis gujanensis</i>	Vireonidae
<i>Hylophilus amaurocephalus</i>	Vireonidae
<i>Cyanocorax cyanopogon</i>	Corvidae
<i>Troglodytes musculus</i>	Trogloditidae
<i>Polioptila plumbea</i>	Poliopitidae
<i>Turdus rufiventris</i>	Turdidae
<i>Lanio pileatus</i>	Thraupidae
<i>Paroaria dominicana</i>	Thraupidae

<i>Volatina jacarina</i>	Emberizidae
<i>Procacicus solitarius</i>	Icteridae
<i>Icterus cayanensis</i>	Icteridae
<i>Icterus jamaicai</i>	Icteridae
<i>Gnorimopsar chopi</i>	Icteridae
<i>Euphonia chlorotica</i>	Fringilidae

A curva cumulativa demonstra que o esforço amostral não alcançou o limite de saturação de amostragem das espécies, o qual não é adicionado mais nenhuma espécie nova (Figura 2).

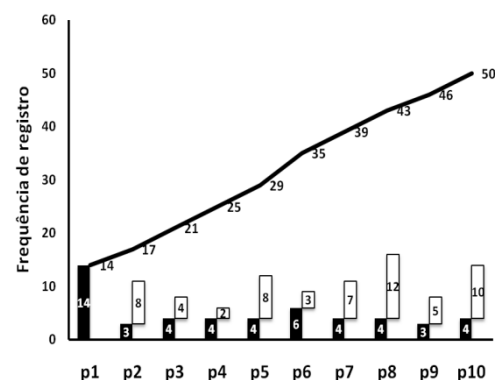


Figura 2. Curva cumulativa nos 10 pontos amostrados (p_i). Barras pretas são espécies avistadas pela primeira vez e barras brancas são espécies repetidas.

O resultado da regressão múltipla foi significativo apenas para a variável DAS ($t = -2,66$; g.l. = 6,3; $p = 0,038$), enquanto as variáveis de riqueza de plantas lenhosas ($t = -1,330$, g.l. = 6,3, $p = 0,23$) e hora de observação ($t = -0,121$, g.l. = 6,3, $p = 0,91$) não influenciaram a riqueza de aves (Figura 3). A proporção explicada pelo modelo (R^2) foi igual a 0,50.

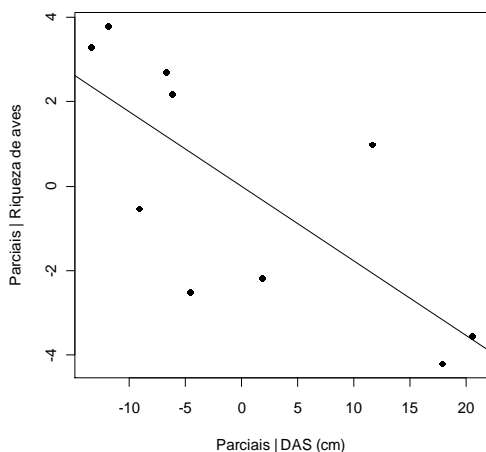


Figura 3. Relação da riqueza de aves amostradas na Serra Verde com o diâmetro a altura do solo (DAS) das espécies de lenhosas da Serra Verde (ESEC-Seridó).

Discussão

A riqueza de aves amostradas em apenas uma manhã foi alta, pois representou 46% da lista total das espécies encontradas na Serra Verde da ESEC (Plano de Manejo, 2004). De modo complementar, 18 novas espécies que não pertenciam à lista oficial foram identificadas. Mas, levando em consideração a curva cumulativa, há ainda mais espécies que não foram amostradas no dia, pois a curva não estabilizou mesmo com a adição dos novos registros de aves.

Mesmo com resultado parcial, este resultado pode ser um indicativo de que a conservação e proteção das áreas de vegetação da Caatinga na ESEC estejam atraindo novas espécies de aves. A comunidade de aves é um indicador de biodiversidade do

ambiente, sendo a forma mais fácil e aceita (Vielliard, 2000). Assim, a conservação de aves da Serra Verde devem ser incorporadas ao Plano de Manejo da ESEC.

A riqueza de espécies vegetais lenhosas na Serra Verde foi pequena, com apenas sete espécies, e esse fato pode estar relacionado com o estágio sucessional da Serra ou as atividades antrópicas, como o uso da área por caprinos selvagens. As áreas com vegetação de menor porte (menor diâmetros das árvores de maior altura) tiveram maior riqueza de aves e estão relacionadas com áreas abertas. Muitos estudos suportam a hipótese de que a composição da avifauna é mais relacionada com a estrutura (fisionomia) do que com a composição da vegetação (florística) (Fleishman *et al.*, 2006). Os resultados deste estudo indicam que, na Serra Verde, a comunidade de aves está mais relacionada com a estrutura da vegetação.

As espécies de aves da Caatinga podem ser classificadas segundo sua dependência da floresta e, no caso da amostragem na Serra Verde, 50% das espécies foram classificadas com independentes de ambientes florestais (Silva *et al.*, 2003). Pode ser que este fato explique a maior riqueza destas nas áreas abertas e sugere que as espécies de aves residentes da Caatinga estejam associadas às áreas abertas, com estrutura vegetal em estágios iniciais de sucessão (menores diâmetros). Como a ESEC possui esta

Curso de Campo Ecologia da Caatinga, PPG Ecologia, UFRN, 2011

fisionomia vegetal, pode-se encontrar a riqueza de aves associada a este tipo de vegetação.

Agradecimentos

Agradecemos ao Mauro Pichorim por suas valiosas idéias ao nosso projeto livre e empréstimo do seu Ipod. Agradecemos a equipe da ESEC- Seridó pelo apoio logístico e aos colegas pela discussão.

Referências

- IBGE. 2005. Mapa de biomas e vegetação. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br>. Acesso em 26 de junho de 2011.
- Fleishman, E. Mcdonal, N., Mac Nally, R., Murphy, D.D., Walter, J., Floyd, T. 2003. Effects of floristics, physiognomy and non-native vegetation on riparian bird communities in a Mojave Desert watershed. *Journal of Animal Ecology*. 72: 484-490.
- Marini, M.A, Garcia, F.I. 2005. Conservação de aves no Brasil. *Megadiversidade*, 1: 95-102.
- Santana, J.A.S., Souto, J.S. 2006. Diversidade e estrutura fitosociológica da Caatinga na Estação Ecológica do Seridó, RN. *Biologia e ciências da terra*. 6: 231-242.
- Silva, J.M.C., M.A. Souza, A.G.D. Bieber & C.J. Carlos. 2003. Aves da Caatinga: status, uso do habitat e sensibilidade. In: I.R. Leal, M. Tabarelli & J.M.C. Silva (eds.). *Ecologia e conservação da Caatinga*. Editora Universitária, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, Brasil. pp. 237-273.
- Silva, W.R., P, M.A., Gabriel, V.A. 2010. A avifauna como promotora da restauração ecológica. In: Von Matter, S., Straube, F.C., Accordi, I.A. Piacentini, V.Q., Cândido, J.F. *Ornitologia e Conservação, ciência aplicada, técnicas de pesquisa e levantamento*. Technical Books. 516 p.
- Vielliard, J.M.E. 2000. Bird community as an indicator of biodiversity: results from quantitative surveys in Brazil. *Academia Brasileira de Ciência*. 72: 323- 330.
- Vielliard, J.M.E., Almeida, M.E.C., dos Anjos, L., Silva, W.R. 2010. Levantamento quantitativo por pontos de escuta e o Índice Pontual de Abundância (IPA) In: Von Matter, S., Straube, F.C., Accordi, I.A. Piacentini, V.Q., Cândido, J.F. *Ornitologia e Conservação, ciência aplicada, técnicas de pesquisa e levantamento*. Technical Books. 516 p.

EFEITO DE TRILHA SOBRE A COMUNIDADE DE FORMIGAS EM UM FRAGMENTO DE CAATINGA NO SERIDÓ

LEONARDO EMMANUEL CARVALHO, GUSTAVO BRANT, HONARA MORGANA, SILVANA MASCIADRI

Introdução

A caatinga é reconhecida como um domínio formado por um mosaico de arbustos espinhosos de florestas sazonalmente secas, com um sistema de chuva extremamente irregular ano a ano, o que resulta em secas severas periódicas. Apesar das condições extremas, o bioma apresenta mais de 2.000 espécies entre plantas e animais, incluindo registros de endemismo. É importante destacar que as porções arbóreas desse bioma se concentram em manchas de solos ricos em nutrientes. (Leal et al. 2005).

Nos trópicos, onde se concentra a maior parte da biodiversidade do planeta, os processos mais correlacionados à perda dessa biodiversidade são a destruição e fragmentação de habitat. Estes acabam criando mosaicos de áreas conservadas, vegetação secundária e porções manejadas, que tem como uma das suas principais consequências o aumento do *efeito de borda*. O estudo do impacto das bordas é importante para compreender as diversas mudanças estruturais de comunidades naturais frente a distúrbios, em sua maioria antrópicos (Cavalcanti e Rodal, 2010).

Dentre os grupos animais, as formigas são bons indicadores para

avaliar respostas biológicas ambientais, decorrentes de mudanças do ambiente abiótico, visto que a complexidade da vegetação, o grau de perturbação do habitat e a disponibilidade de recursos afetam fortemente a estrutura das comunidades desses organismos. Vale ressaltar a importância das formigas como um dos principais componentes bióticos de ambientes estruturalmente complexos. Outra vantagem para se trabalhar com esse grupo é a facilidade de coleta e fácil identificação (Whitford e Barnes, 2008).

O manejo de trilhas em unidades de conservação é um grande desafio para seus gestores, criando um conflito entre o uso e impacto ambiental das mesmas. Por um lado, a educação ambiental e a pesquisa são duas atividades fundamentais, que as áreas protegidas têm que atingir para o cumprimento dos seus objetivos de conservação. Por outro, muitas destas ações podem provocar alterações não desejadas e contraditórias a estes objetivos.

A construção de trilhas implica abrir caminho através de um ambiente natural. Portanto, vários fatores devem ser considerados na hora de fazer e manter uma trilha em uma área protegida. A forma e a dimensão das trilhas, o tipo de solo, de dossel das florestas, a contenção da erosão e

compactação do solo, são alguns dos fatores relevantes no desenho de trilhas.

Na Estação Ecológica do Seridó (ESEC) existem várias trilhas de visitação e pesquisa, mas não se sabe se as mesmas causam impacto significativo sobre as condições ambientais, como temperatura, compactação e erosão do solo, ou nas comunidades biológicas.

Os objetivos deste trabalho são: 1-Avaliar se a temperatura e a compactação do solo são afetadas pela abertura de trilhas na ESEC; e 2- se as comunidades de formigas são afetadas pela abertura de trilhas.

Material e Métodos

O trabalho foi desenvolvido em uma área de Caatinga, na Estação Ecológica do Seridó, localizada no Município de Serra Negra do Norte (6°15'S e 37°16'O).

Para a coleta de dados foi marcado um percurso de 100 metros, contados a partir do início da "Trilha da Caveira". Oito pontos com no mínimo 5 metros de distância foram sorteados aleatoriamente. Em cada ponto foram definidos três níveis de distância em relação ao centro da trilha (tratamentos): 0 m, 5 m e 10 m. Ao todo foram 24 unidades amostrais (três níveis por oito réplicas).

Para amostrar a fauna de formigas, foram utilizados dois tipos de iscas, sardinha com cuscuz e uma

solução de mel diluído. Dois guardanapos com a isca de sardinha e dois com a isca de mel foram dispostos em cada ponto amostral, que constituíam um bloco. Os guardanapos permaneceram 45 minutos em cada ponto, sendo em seguida recolhidos juntamente com as formigas atraídas pela isca e guardados em recipientes de plástico, que foram levados para posterior triagem do material em laboratório. Em cada unidade amostral foram medidas temperatura do solo através de um termômetro específico para solos. Para medir a compactação do solo, utilizou-se um facão, solto na altura do peito, para amostrar a profundidade de perfuração (Vasconcellos, 2011, comunicação pessoal). Em cada ponto realizou-se três solturas para o cálculo da média. O grau de compactação foi medido através do inverso da profundidade média perfurada pelo facão.

Para testar se a presença da trilha afeta a temperatura, a compactação do solo, e a riqueza e abundância de formigas, foi realizada uma ANOVA One-Way em Bloco, e em seguida, foi feito um teste de Tukey para comparar os tratamentos.

Resultados

Foram amostrados 1245 indivíduos de apenas sete espécies de formigas. A grande maioria dos indivíduos pertencia à espécie *Camponotus sp.*, representando 93% da abundância total amostrada (Figura 1).

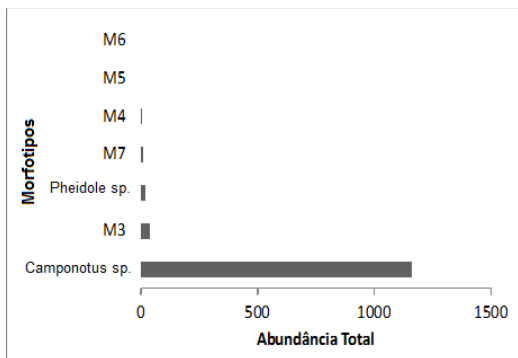


Figura 1: Abundância total de formigas por morfortipo.

Nossos resultados demonstram que a compactação do solo diminui com o distanciamento da trilha (Figura 2), existindo evidências de uma rápida diminuição da compactação do solo em apenas 5 metros da trilha ($R^2 = 0,85$; $F_{2,14} = 8,32$; $p = 0,004$). O teste Tukey confirmou essa tendência, demonstrando que os tratamentos com 5 e 10 m de distância não diferiram entre si ($p = 0,74$), mas os dois diferem em relação à trilha (trilha-5m, $p = 0,01$; trilha-10 m, $p = 0,001$).

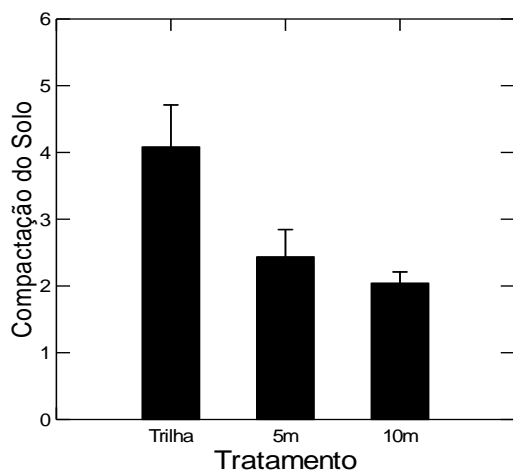


Figura 2: Compactação do solo em diferentes tratamentos: 10 m, 5 m e no centro da trilha.

Em relação à temperatura do solo, o teste de ANOVA mostrou que os tratamentos diferem entre si (Figura 3; $R^2 = 0,725$; $F_{2,14} = 1,07$; $p = 0,04$). No entanto, o teste de Tukey foi apenas marginalmente significativo, indicando que o padrão encontrado não é muito consistente (trilha-5 m, $p = 0,09$; trilha - 10 m, $p = 0,053$).

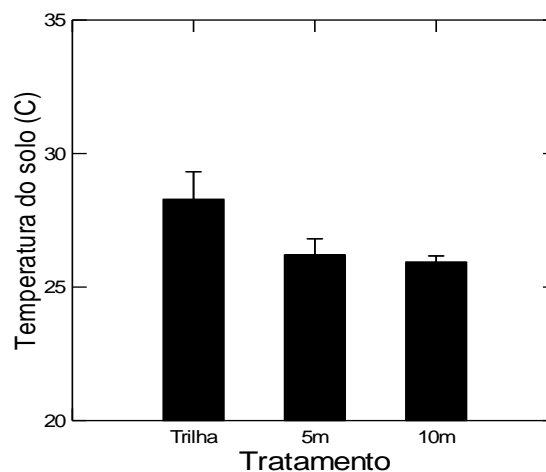


Figura 3: Temperatura do solo em diferentes tratamentos: 10 m, 5 m e no centro da trilha.

Ao contrário das variáveis abióticas, a comunidade de formigas não respondeu de forma diferenciada entre os tratamentos (Figuras 4 e 5). A abundância de formigas não variou entre os tratamentos ($R^2=0,66$; $F_{2,14}=0,998$; $p=0,393$). Da mesma forma, a riqueza de espécies de formigas encontradas nos tratamentos não foi diferente ($R^2=0,49$; $F_{2,14}=0,72$; $p=0,5$).

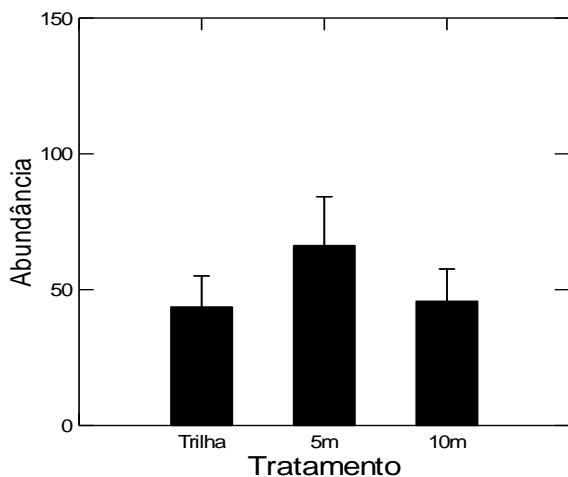


Figura 4: Abundância de formigas em diferentes tratamentos: 10 m, 5 m e no centro da trilha. $R^2 = 0,66$; $F_{2,14} = 0,998$; $p = 0,393$.

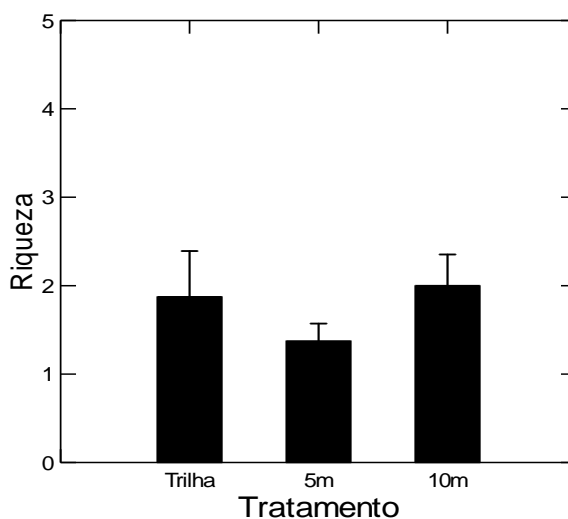


Figura 5: Riqueza de formigas em diferentes tratamentos: 10 m, 5 m e no centro da trilha. $R^2 = 0,66$; $F_{2,14} = 0,998$; $p = 0,393$.

Discussão

As variáveis ambientais da temperatura do solo e grau de compactação foram influenciadas pela presença da trilha. Os valores da temperatura foram diminuindo à

medida que os pontos foram adentrando a mata. O mesmo ocorreu com o grau de compactação do solo. A temperatura do solo é afetada fortemente pela densidade, complexidade estrutural e funcional da vegetação. Com uma maior presença de áreas vegetadas, a radiação solar é absorvida diminuindo a evapotranspiração e atenuando o efeito térmico no solo (Begon, *et al.* 2006).

Com relação à compactação do solo, a relação decresce com o gradiente de distância em relação à trilha da Caveira. Isto pode ser explicado pelo maior grau de pisoteios que a trilha sofre pelas atividades humanas. Vale destacar que na caatinga a intensa atividade pecuária extensiva pode promover um maior grau de compactação do solo, fazendo com que o mesmo altere suas propriedades estruturais, aumentando o seu nível de erosão e reduzindo sua aeração e trocas catiônicas, imprescindível para a manutenção da fauna edáfica (Sobral *et al.*, 2007).

No entanto, os resultados não apontaram um efeito da trilha sobre a comunidade de formigas da mata no entorno da trilha da Caveira. A baixa complexidade estrutural da vegetação pode limitar a diversidade de grupos de formigas por apresentar uma menor quantidade de microhabitats e permitir um número maior de interações competitivas entre os grupos (Leal, 2003), o que pode explicar a

Curso de Campo Ecologia da Caatinga, PPG Ecologia, UFRN, 2011

dominância de uma única espécie que foi encontrada em nossos resultados.

O gênero *Camponotus* sp. foi o mais abundante na região, refletindo o seu hábito generalista e de ampla distribuição em áreas antropizadas. A dominância de apenas essa espécie confirma que esse fragmento sofreu um impacto significativo em um momento pretérito e que a vegetação seja de crescimento secundário.

O estudo de comunidades de formigas afetadas pela abertura de trilhas é de crucial importância para políticas de manejo e conservação de áreas da caatinga, visto que a abertura de trilhas pode atuar na desestruturação de comunidades vegetais e animais e reduzir os serviços ecossistêmicos que o domínio da Caatinga oferece para a população que deles se beneficiam.

Agradecimentos

Agradecemos os professores Alexandre Vasconcellos, Márcio Zikan, Gindomar Santana e Mauro Pichorim pela dedicação em campo e contribuições teóricas. Agradecemos também a Guilherme Mazzochini pelo constante apoio nas análises estatísticas. Agradecemos também aos funcionários e dirigentes da ESEC pelo acolhimento e dedicação ao grupo de pós-graduandos durante todos os dias deste estudo.

Referências

- Begon, M., Townsend, C.R., Harper, J.L. 2006. Pp 1-746. Ecology from individuals and ecosystems.
- Cavalcanti, A.D.C, RODAL, M.J.N. Efeito de borda e dinâmica de plantas lenhosas em áreas de caatinga em carnaubais RN. Revista Caatinga, Mossoró, v. 23, n. 2, p. 41-50
- Leal, I.R. Diversidade de formigas em diferentes unidades de paisagem da Caatinga. In: Ecologia e Conservação da Caatinga. Eds: Leal, I.R., Tabarelli, M, Silva, J.M.C. Editora Universitária UFPE. 2003.
- Leal, I.R., Silva, J.M.C, Tabarelli, M., Lacher JR., T.E. Mudando o curso da conservação da biodiversidade da Caatinga no Nordeste do Brasil. Megadiversidade, vol. 1, nº. 1, p.139-147, jul 2005.
- Sobral, I.S, Santana, R.K.O, Gomes, L.J., Costa, M., Ribeiro, G.T., Santos, J.R. 2007. Avaliação dos impactos ambientais no Parque Nacional Serra de Itabaiana-SE. Caminhos da Geografia. 8:102-110
- Whitford, W.G, Barnes, G., Steinberger, Y. 2008. Effects of three species of Chihuahuan Desert ants on annual plants and soil properties. Journal of Arid Environments. 72:392-400.

Projetos sem orientação II



23/06/2011

RIQUEZA E ABUNDÂNCIA DE HERBÁCEAS SOB O DOSSEL DE LENHOSA EXÓTICA (*Prosopis juliflora*) E LENHOSA NATIVA (*Mimosa hostilis*) NA CAATINGA, ESEC- SERIDÓ

BRUNO GAZOLA DE FARIA & LEONARDO EMMANUEL FERNANDES DE CARVALHO

Introdução

Variação em aspectos da competição e facilitação pode determinar a sobrevivência das plantas nas comunidades nas quais estão inseridas (Grime, 1977). Os efeitos competitivos podem ser separados em dois componentes: uma resposta competitiva e uma habilidade de efeito competitivo. O primeiro componente pode ser medido pela capacidade de uma espécie superar as suas vizinhas, seja por uma maior eficiência na captação de recursos, ou por meio de um crescimento mais rápido. Já o segundo se refere à capacidade de uma espécie de inibir ativamente o crescimento e sobrevivência de suas vizinhas. Muitos dos experimentos que observam esse tipo de efeito competitivo entre plantas são realizados em ambiente controlado (Peltzer & Köchy, 2001).

As plantas podem competir por luz e por nutrientes (Tilman, 1985). Com relação ao primeiro tipo de competição (acima do solo), plantas de porte maior diminuem a capacidade fotossintética de plantas menores por causa do efeito do sombreamento. Esse efeito competitivo é muito freqüente entre lenhosas e herbáceas. No entanto, herbáceas e gramíneas também competem com as lenhosas

pela captação de recursos abaixo do solo (Casper & Jackson, 1997). Essa intensa competição é direcionada pela capacidade das raízes serem mais profundas ou mais ramificadas e conseguirem captar uma maior quantidade de nutrientes do solo. Algumas herbáceas, nesse caso, conseguem levar vantagem sobre as lenhosas em seus estágios de plântula, impedindo o desenvolvimento das plantas arbóreas até que alguma perturbação ocorra no ambiente (Brown & Archer, 1999).

As interações positivas possuem um efeito de expandir o nicho realizado das espécies (Bruno *et al.*, 2003). Com relação a esse processo, os mecanismos se tornam mais evidentes quando há uma intensa pressão abiótica. É a chamada hipótese do gradiente de stress (HGS). Em ambientes áridos e com pouca pluviosidade como a caatinga é espera-se que as interações positivas aumentem à medida que as condições se tornem mais severas ou haja um aumento na pressão de pastagem. Sob condições estressantes as plantas tendem a amortecer os efeitos do ambiente umas sobre as outras e, dessa forma, mecanismos de facilitação são encontrados (Maestre *et al.*, 2009).

As árvores apresentam algumas vantagens para as plantas herbáceas em ambientes onde há alternância de períodos secos e chuvosos e existe uma forte pressão de herbivoria. Nos períodos secos as plantas lenhosas permitem a sobrevivência de herbáceas com raízes rasas, melhorando as condições de fertilidade do solo pela liberação de nitrogênio e matéria orgânica (Kahi *et al.*, 2009).

A espécie *Prosopis juliflora* é da família Leguminosae, subfamília Mimosidae e conhecida popularmente como algaroba. Esta espécie foi introduzida no Rio Grande do Norte em 1946, com sementes originadas do Peru, em 1948 originadas do Sudão (Oliveira *et al.*, 1999) e tem a capacidade de fixar nitrogênio e melhorar solos pobres em nutrientes co-ocorrendo com herbáceas. A espécie *Mimosa hostilis* é nativa da região da caatinga e é da mesma subfamília da algaroba. Conhecida como jurema-preta, esta espécie também co-ocorre com herbáceas e apresenta caráter pioneiro, sendo uma das primeiras a colonizar ambientes degradados.

Diante do exposto o presente trabalho apresenta como objetivos: 1- Avaliar se existe diferença na riqueza e abundância de herbáceas crescendo sob a *Prosopis juliflora* e *Mimosa hostilis*; 2- Avaliar se o tamanho das plantas lenhosas influencia na riqueza e abundância das herbáceas.

Material e Métodos

O estudo foi desenvolvido na Estação Ecológica do Seridó – ESEC (UTM 0692935, 9273445), localizada no município de Serra Negra do Norte, RN. A Unidade de Conservação encontra-se na Caatinga, o único exclusivamente brasileiro (Silva *et al.*, 2003). O clima é semi-árido, com temperatura média entre 21-28 graus Celsius, e precipitação anual entre 500-1000 mm concentrada entre os meses de fevereiro e maio (INPE, 2001).

Dois áreas na ESEC foram escolhidas para amostragem: uma contendo predominantemente a espécie *Prosopis juliflora* e outra ausente desta apresentando vários indivíduos de *Mimosa hostilis* e outras espécies nativas de lenhosas. Ambas as áreas estão inseridas num mosaico com áreas abertas predominantemente compostas por herbáceas.

Em cada uma das áreas de ocorrência da *P. juliflora* e *M. hostilis* foi percorrido um transecto de 40m, amostrando um indivíduo mais próximo (*Prosopis juliflora* e *Mimosa hostilis*) a cada 3,30m (ponto), aproximadamente, e alternando a cada ponto a direção (esquerda ou direita) para procura do espécime. Em cada indivíduo lenhoso amostrado foi medido o diâmetro do caule à altura do solo (DAS) e estabelecido um raio de um metro ao redor do caule rente ao solo. Na área delimitada pela circunferência, foi medida a riqueza e abundância de herbáceas, utilizando caracteres

morfológicos visíveis a olho nu, como disposição dos ramos, folhas, flores e frutos. Um indivíduo de cada morfotipo de herbácea foi coletado e identificado (P1, P2, P3...Pn).

Os dados foram analisados de forma a obter abundância e riqueza totais de herbáceas para *P. juliflora* e *M. hostilis* (tratamentos). Também foi analisada a variação de abundância e riqueza explicada pela possível influência das referidas espécies de lenhosas. A variação do DAS de lenhosas (como covariante) também foi analisado em relação à riqueza e à abundância de herbáceas. Todas as análises acima utilizaram o teste de ANCOVA no módulo GLM (General Linear Model) e foram realizadas no programa Systat 12.0.

Resultados

Foram amostrados 24 indivíduos, 12 de cada espécie lenhosa. A abundância total de herbáceas sob *P. juliflora* foi de 721 indivíduos, e para *M. hostilis* de 545 indivíduos. Foram encontrados 12 morfotipos diferentes sob as espécies de *P. juliflora*, enquanto sob *M. hostilis* 11 morfotipos de herbáceas foram identificados. Houve apenas um morfotipo em comum entre as duas áreas amostradas (riqueza total= 22 morfotipos). Contudo, a maior riqueza de herbáceas encontrada por indivíduo lenhoso ocorreu em *M. hostilis*.

A variação da riqueza de herbáceas foi significativa ($R^2= 0,759$; $g.l= 1$; e $p< 0,000$) entre *P. juliflora* (média= 3) e *M. hostilis* (média=5,833).

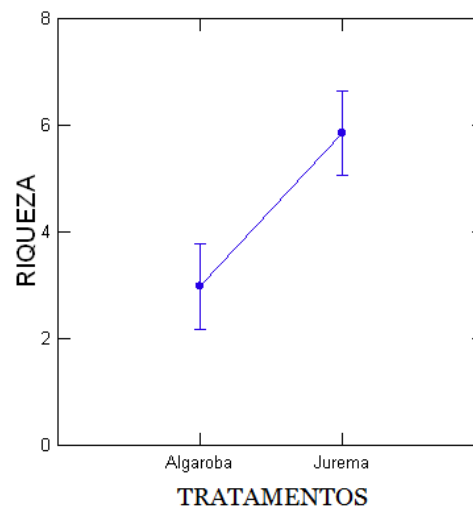


Figura 01. Variação média da riqueza de herbáceas entre os tratamentos (*P. juliflora* e *M. hostilis*).

Em relação à abundância, a variação não foi significativa ($R^2= 0,308$ e $p= 0,240$). E o DAS não apresentou relação significativa com a riqueza ($p= 0,831$) e com a abundância ($p= 0,252$).

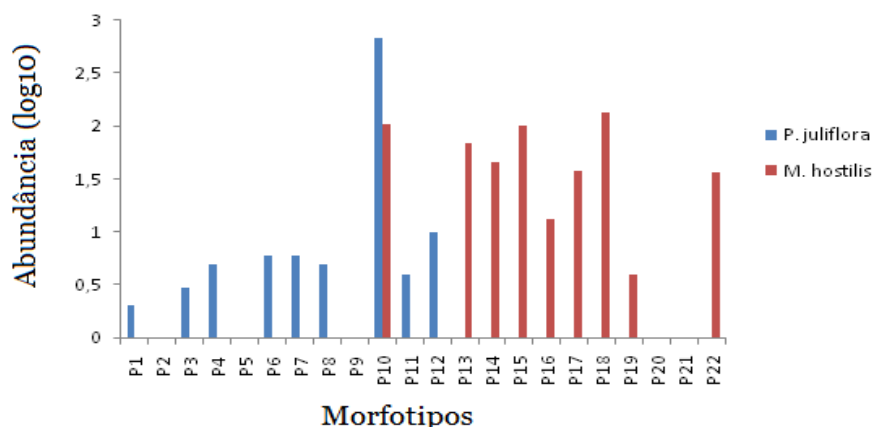


Figura 02. Abundância por morfotipo em *P. juliflora* e *M. hostilis*.

Discussão

Na distribuição de riqueza de herbáceas sob *P. juliflora* observa-se que a maioria dos morfotipos é relativamente rara em relação a um morfotipo dominante (P10= 677 indivíduos), o qual também é o único em comum entre aqueles presentes sob *M. hostilis*, onde a distribuição da riqueza é mais homogênea. Tais diferenças na composição e dominância de herbáceas podem estar relacionadas a diferentes condições e recursos existentes sob a *P. juliflora* e *M. hostilis*, as quais funcionariam como filtros ambientais na colonização de determinadas espécies de herbáceas, bem como influenciariam nas relações competitivas entre as mesmas.

Em um estudo envolvendo o efeito do dossel de *P. juliflora* e outras lenhosas sobre plantas herbáceas em uma área de savana e colaboradores

(2009), encontrou diferença significativa nas concentrações de carbono, nitrogênio total e fósforo no solo entre as espécies de lenhosas, com as menores concentrações sob a *P. juliflora*. Tal fato é uma evidência para relacionar os nutrientes como recurso que pode estar funcionando como um fator limitante, determinando a composição de herbáceas e as relações competitivas entre as mesmas nas áreas contempladas nesse estudo.

A respeito da herbácea dominante (P10) em *P. juliflora*, também presente em *M. hostilis*, pode-se inferir sobre capacidade competitiva superior dessa espécie. Porém, isto pode estar aliado ao efeito alelopático da *P. juliflora* sobre as outras espécies, exceto ou com menos intensidade sobre a referida herbácea dominante. Tal efeito foi testado em outro estudo, através de extrato solúvel em água de

diversas estruturas da *P. juliflora* (flores, frutos, folhas, sementes, raízes, caules) e do solo sob influência da espécie sobre a germinação e crescimento de diversas espécies de plantas, encontrando efeitos inibitórios significativos, mas não afetando todas as espécies testadas da mesma forma (Noor *et al.*, 1995). Portanto, pode estar ocorrendo um efeito de facilitação da *P. juliflora* sobre o morfotipo P10.

Como a composição de herbáceas difere quase completamente entre *P. juliflora* e *M. hostilis*, outros fatores como a intensidade de radiação luminosa e umidade relativa do ar podem estar relacionados com os morfotipos que se estabeleceram sob as lenhosas. A área de *P. juliflora* formava um dossel mais fechado, portanto mais sombreado, favorecendo a uma condição menos intensa de evapotranspiração do que na área de *M. hostilis*, onde o dossel é mais aberto.

Os fatores acima discutidos podem explicar em parte a menor riqueza de herbáceas sobre a *P. juliflora* em relação a *M. hostilis*. As áreas vizinhas a *M. hostilis*, composta de áreas abertas de herbáceas e áreas com outras lenhosas nativas que possuem herbáceas sob dossel, podem contribuir como fonte de populações de herbáceas para a *M. hostilis* (dreno), permitindo a existência de maior riqueza sob seu dossel (Pulliam, 1988).

No estudo Kahi *et al.* (2009), a maior abundância de herbáceas ocorre em áreas abertas, seguida pelo dossel da espécie nativa, com menos indivíduos sob a *P. juliflora*. Apesar da diferença não ter sido significativa na abundância de herbáceas neste estudo, o maior número de indivíduos sobre *P. juliflora* do que em *M. hostilis*, pode ser explicado pela facilitação da primeira sobre um morfotipo, considerando que este representou aproximadamente 94% da abundância sob *P. Juliflora*.

As diferenças na influência de plantas lenhosas exóticas e nativas sobre a comunidade de herbáceas da Estação Ecológica do Seridó-ESEC se tornam aparentemente evidentes com o presente e breve estudo. Mas necessita-se investigação mais aprofundada das possíveis variáveis bióticas e abióticas que estão determinando a estruturação da comunidade de herbáceas sobre exóticas e nativas. O esclarecimento desta questão pode contribuir um plano de manejo da *P. Juliflora* (algaroba) na unidade de conservação.

Agradecimentos

Agradecemos aos professores e colegas do PPG em Ecologia da UFRN.

Referências

Bruno, J. F., Stachowicz, J. J. & Bertness, M. D. 2003. Inclusion of facilitation into ecological theory.

Curso de Campo Ecologia da Caatinga, PPG Ecologia, UFRN, 2011

- Trends in Ecology and Evolution, 18 (3): 119-125.
- Casper, B. B. & Jackson, R. B. 1997. Plant Competition Underground. *Rev. Ecol. Syst.*, 28:545–70.
- Grime, J.P. 1977. Evidence for existence of 3 primary strategies in plants and its relevance to ecological and evolutionary theory. *The American Naturalist*, 111: 1169–1194
- Kahi, C. H., Ngugi, R. K., Mureithi, S. M. & Ng'ethe, J. C. 2009. The canopy effects of *Prosopis juliflora* (dc.) and *Acacia tortilis* (hayne) trees on herbaceous plants species and soil physico-chemical properties in Njemps Flats, Kenya. *Tropical and Subtropical Agroecosystems*, 10: 441 – 449.
- Maestre, F. T., Callaway, R. M., Valladares, F. & Lortie, C. J. 2009. Refining the stress-gradient hypothesis for competition and facilitation in plant communities. *Journal of Ecology*.
- Noor, M., Salam, U & Khan, M. A. 1995. Allelopathic effects of *Prosopis juliflora* Swartz. *Journal of Arid Environments*, 31: 83–90.
- Oliveira, M. R. D., Rodrigues, J. M. E., Filho, O. C., Medeiros, J. T. N. D. 1999. Estudo das Condições de Cultivo da Algaroba e Jurema Preta e Determinação do Poder Calorífico. *Revista de Ciência & Tecnologia*, 14: 93-104.
- Peltzer, D.A., Köchy, M. Competitive effects of grasses and woody plants in mixed-grass prairie. *Journal of Ecology*, 89:519-527.
- Pulliam, H. R. 1988. Sources, Sinks and Population Regulation. *The American Naturalist*, 132 (5): 652-661.
- Tilman, D. The Resource-ratio hypothesis of plant succession. *The America Naturalist*, 125:827-852.



EVIDÊNCIA DE DIRECIONALIDADE DO VÔO EM BORBOLETAS LIBERADAS EM MATRIZ AQUÁTICA NA ESEC-SERIDÓ

TANÁGARA IRINA DE SIQUEIRA NEVES FALCÃO, PEDRO DE FARIAS CAPISTRANO, LAURA MARTINA FERNÁNDEZ

Introdução

A ecologia de paisagem é uma área de estudo que relaciona a heterogeneidade espacial com processos ecológicos (Wu, 2008). A paisagem é um importante fator que afeta a movimentação dos organismos entre manchas de recursos (Taylor *et al.*, 1993). As áreas de habitat apresentam recursos e condições necessárias para a sobrevivência e reprodução dos indivíduos, enquanto a área ao redor chamada de matriz, não apresenta tais características (Ricketts, 2001). Isto poderia facilitar ou impedir o movimento dependendo de como os organismos percebem e se movimentam através de porções da paisagem (Wiens, 2001).

Existem dois tipos de movimentos através da paisagem: o movimento rotineiro associado com a exploração de recursos (ex. forrageio e procura de parceiros) normalmente dentro do próprio habitat. O outro movimento, chamado “especial”, por sua vez é rápido e direcionado, e tem objetivo de deslocamento, ocorrendo principalmente na matriz (Van Dyck & Bagnette, 2005).

A fragmentação de habitats naturais causada pela atividade humana crescente provoca áreas de

matriz cada vez maiores, tornando estudos sobre comportamento de dispersão dos organismos essenciais para sua conservação (Saunders *et al.*, 1991).

Esse estudo teve como objetivo investigar se existe direcionalidade no vôo de *Phoebis sennae* e de *Ascia monuste*, quando liberadas em uma matriz fluida completamente inóspita. Nossa hipótese é que elas não apresentam direcionalidade, voando para a mancha de habitat mais próxima, minimizando o gasto energético.

Material e Métodos*Área do estudo*

O estudo foi realizado na Estação Ecológica do Seridó - ESEC (6°35'S e 37°15'W) presente no domínio da Caatinga. A área possui 1.128 ha e esta situada no sudeste do Rio Grande do Norte, município de Serra Negra do Norte, pertencente à mesorregião Seridó (IBAMA, 2004). A área apresenta vegetação secundária, caracterizada por grande abundância de espécies arbustivas e arbóreas de pequeno porte (Bencke *et al.*, 2006).

O experimento foi realizado no dia 27 de junho de 2011 das 09h30min às 11h00min no açude “Campos II” (CII) (UTM 24S0696877 / 9272418). O açude

é de caráter permanente, possui porte médio e 11 m de profundidade.

Delineamento experimental

Foram coletados indivíduos de duas espécies, *Phoebis sennae* e *Ascia monuste*. A coleta foi realizada manualmente com auxílio de redes entomológicas e as borboletas acondicionadas numa armadilha. As espécies foram transportadas em barco até o centro do açude, representando uma matriz completamente inóspita para estes indivíduos. As espécies foram liberadas alternadamente mediante uso de pontos cardinais aleatórios (Norte, Sul, Leste e Oeste). Os indivíduos eram seguidos visualmente até perdê-los de vista, até cair na água ou até perder-se dentro da mata, momento em que o ângulo final de vôo de cada indivíduo era registrado com bússola. Além disso, estimou-se a direção do vento.

Análise dos dados

Para testar a hipótese de ausência de direcionalidade no ângulo de vôo nas espécies *P. sennae* e *A. monuste*, foi realizado o teste de Rayleigh (Zar, 1998; Mardia & Jupp, 2000), e o teste de Rao para verificar se os dados são distribuídos uniformemente (Mardia & Jupp, 2000). Para tal, foi utilizado o software Oriana 3 (Kovach, 2009).

Resultados

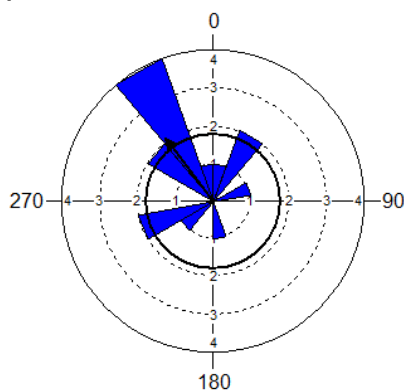
Foram liberadas 31 borboletas no total, sendo 16 *Ascia monunte* e 15 *Phoebis*

sennae. A direção do vento foi noroeste durante todo o experimento.

Os resultados mostraram que houve direcionalidade no vôo de *P. sennae* sendo que seu vetor médio ($\mu=323,113^\circ$; Concentração= 1,106) representava significativamente o conjunto dos dados, de acordo com o teste de Rayleigh ($Z=4,07$; $p=0,014$)(Fig.1a). Entretanto, em *A. monuste* não ocorreu o mesmo, seu vetor médio ($\mu=301,591^\circ$; Concentração= 0,916) não foi significativo para o mesmo teste, apesar de mostrar uma tendência ($Z=2,78$; $p=0,06$) (Fig.1b).

No teste de Rao a distribuição uniforme dos ângulos foi rejeitada apenas para *P. sennae* mostrando que para esta espécie os ângulos de vôo estão significativamente agrupados ($U=170$; $p<0,05$). Enquanto *A. monuste* novamente apresentou uma tendência, mas que não foi significativa ($U=145$; $0,5>p>0,1$).

A) *Phoebis sennae*



B) *Ascia monuste*

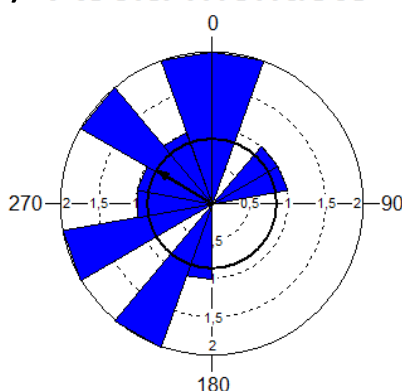


Fig.5 – Ângulo final da direção do vôo de duas borboletas a partir do açude da ESEC-Seridó, em junho de 2011. A) *Phoebis sennae* e B) *Ascia monuste*. As linhas pontilhadas representam a frequência de indivíduos. E a seta representa o vetor médio.

Discussão

Borboletas com hábitos migratórios usam vários mecanismos que facilitam a orientação e a navegação. Dentre esses mecanismos estão a posição de sol, polarização da luz e a deriva eólica.

A distribuição dos ângulos no sentido noroeste para ambas as espécies é, aparentemente, um efeito da direção do vento, embora tal padrão para *A. monuste* não tenha sido estatisticamente significativo. Uma possível explicação para essa direcionalidade encontrada para *P. Sennae* é a evidência de que a espécie é capaz de compensar essa deriva eólica, voando na direção do vento como forma de reduzir o gasto energético, retornando à direção preferencial sob condições de vento reduzido, especialmente em matrizes fluidas (Srygley, 2001a). O fato é mais evidente para as fêmeas da espécie, que tendem a compensar mais devido ao alto custo energético da reprodução (Srygley, 2001b).

Existem evidências de mudanças sistemáticas na direção do vôo de *P. sennae* ao longo do dia. No período da manhã, a direcionalidade é mais oeste, enquanto na parte da tarde, é mais ao sul. Tal padrão vem sendo atribuído à mecanismos endógenos e inatos da espécie (Srygley & Oliveira, 2001). No entanto, a realização do experimento se deu na parte da manhã, o que pode ter influenciado o resultado.

Para *P. sennae*, a direcionalidade pode ter sido influenciada tanto pela direção do vento, quanto por seus mecanismos intrínsecos de orientação. Mas, uma vez que o objetivo do estudo foi apenas detectar padrões de direcionalidade nas espécies estudadas, apenas a direção final foi levada em

Curso de Campo Ecologia da Caatinga, PPG Ecologia, UFRN, 2011

consideração, o que tornou impossível evidenciar a existência de compensação do vento ou mudança na trajetória de vôo para a espécie. Estudos com tais objetivos precisam levar em consideração as trajetórias totais percorridas por indivíduo.

Os poucos estudos sobre o comportamento de *A. Monuste* tornam difícil a interpretação dos resultados obtidos. A não direcionalidade apresentada pode representar uma evidência de que a espécie não possui mecanismos intrínsecos de orientação e navegação, ou ainda, não apresenta padrões conspícuos de migração na região da Caatinga. Não existem evidências de compensação do vento, tampouco de orientação solar para a espécie.

Estudos futuros sobre os padrões migratórios dessas espécies devem incorporar a mensuração das trajetórias totais percorridas, bem como mudanças na trajetória de acordo com as mudanças do vento, para que se possam obter informações conclusivas sobre a orientação e navegação dessas espécies. Especialmente na Caatinga, onde a migração de várias espécies é atribuída à fuga da estação seca.

Agradecimentos

Ao professor Márcio Zikán pelo auxílio teórico e ajuda nas coletas. Agradecemos também a gerência e a equipe da ESEC – Seridó, pela

hospitalidade e especialmente ao Soldado Irmão e Seu Geraldo, imprescindíveis para a realização do estudo.

Referências

- Bencke, G.A., Mauricio, G.N., Develey, P.F. & Goerck, J.M. (orgs.). 2006. Áreas importantes para a Conservação de aves no Brasil. Parte 1 – Estados do Domínio da Mata Atlântica. São Paulo: SAVE Brasil, p. 139.
- Ibama. 2004. Plano de Manejo da ESEC do Seridó.
- Mardia, K.V., Jupp, P.E., 2000. *Statistics of directional data. 2nd Edition*. John Wiley & Sons, Chicester.
- Kovach, W.L., 2009. Oriana – *Circular Statistics for Windows*, v3. Kovach Computing Services, Pentraeth, Wales, U.K.
- Ricketts, T.H. 2001. The Matrix Matters: Effective Isolation in Fragmented Landscapes. *The American naturalist*. Vol. 158, no. 1.
- Saunders, D. A., Hobbs, R.J and Margules C.R. 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation Biology* 5:18–32.
- Srygley, R. B. 2001a. Compensation for fluctuations in crosswind drift without stationary landmarks in butterflies migrating over seas. *Animal Behavior* 61:191-203.

Curso de Campo Ecologia da Caatinga, PPG Ecologia, UFRN, 2011

Srygley, R. B. 2001b. Sexual differences in tailwind drift compensation in *Phoebis sennae* butterflies (Lepidoptera: Pieridae) migrating over seas. *Behavioral Ecology* 12: 607-611.

Srygley, R. B. & Oliveira, E. G. 2001. Sun compass and wind drift compensation in migrating butterflies. *Journal of navigation* 54: 405-417.

Taylor, P.D., Fahrig, L., Henein, K. & Merriam, G. (1993) Connectivity is a vital element of landscape structure. *Oikos*, 68, 571–573.

Van Dyck, H.& Baguette, M. 2005. Dispersal behaviour in fragmented landscapes: Routine or special movements? *Basic and Applied Ecology* 6 535–545.

Wiens, J.A. (2001) The landscape context of dispersal. *Dispersal* (eds J. Clobert, E. Danchin, A.A. Dhondt & J.D. Nichols), pp. 96–109. Oxford University Press, New York.

Wu J. 2008. Landscape ecology. In: *Encyclopedia of ecology*. Ed. Elsevier. Vol. 3. pp 1727-2615. 4122.

Zar, J.H., 1998. *Biostatistical Analysis*. 4th Edition. Prentice Hall, New Jersey.



NA BORDA OU NA MATA DA CAATINGA, ONDE HÁ MAIS HERVIBORIA?
ESTUDO DE CASO PARA *Croton sonderianus* Müll. Arg. (EUPHORBIACEAE)

SILVANA MASCIADRI

Introdução

A fragmentação de florestas traz consigo mudanças nas condições ambientais das manchas de mata (Silva *et al.*, 2009). A criação de fragmentos aumenta as áreas de exposição (bordas), por conta de um aumento no perímetro das manchas em relação à área. As bordas apresentam maior exposição às variáveis abióticas como o vento, a insolação e conseqüentemente apresentam uma menor umidade. Isto determina mudanças na estrutura e composição da comunidade. Aliás, mudam também os processos ecológicos que ali ocorrem como a polinização, ou a herbivoria, entre outros (Silva, 2009). Estas mudanças diretas ou indiretas são conhecidas como efeito de borda (Benedet *et al.*, 2006). Mas para a Caatinga, tem se postulado que não existe tal efeito, por ser uma formação aberta. Santos e Santos (2008), não encontraram diferenças quanto ao DAS, altura, riqueza, abundância e densidade de árvores/arbustos, numa formação vegetal de Caatinga no Estado de Paraíba.

Entretanto, na ESEC do RN (Seridó), apresenta-se o 'marmeleiro' *Croton sonderianus* Müll. Arg. (Euphorbiaceae), que é uma espécie

muito comum para a Caatinga (Marinho *et al.*, 2009), e ocorre tanto nas áreas de borda (aberta) quanto nas áreas de mata (fechada). O Objetivo deste estudo é estimar a herbivoria sobre as folhas de *C. sonderianus* em árvores nas áreas de borda, abertas e ensolaradas, e nas árvores dentro da mata fechada. A hipótese deste trabalho é que as árvores na borda apresentam maior herbivoria que as árvores dentro da mata.

Metodologia

Em primeiro lugar, se realizou uma recorrida de campo dentro da ESEC (Seridó), para estabelecer as fontes de variação entre os indivíduos de *C. sonderianus* relacionadas à idade, e à distribuição dos indivíduos. A área de estudo foi escolhida na porção final da ESEC, onde se localizam as trilhas à Lagoa dos Juncos e ao experimento de sucessão realizado na Estação. Os pontos de amostragem se distribuíram a cada 100 m ao longo de transectos que atravessaram áreas de mata e áreas abertas, correspondendo aos tratamentos. Em total, a área percorrida atingiu 2800 m (Fig. 1).

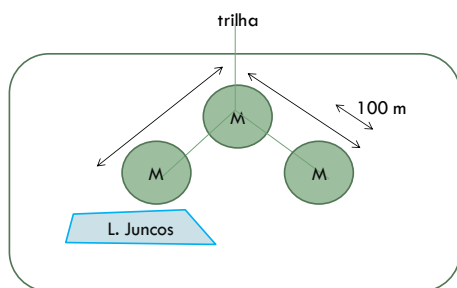


Figura 1. Esquema da área de estudo na ESEC (Seridó), onde se localizaram os pontos de amostramento cada 100 m, sob os transectos dipostos através das trilhas. M: mancha demata.

Em cada ponto de amostragem localizava-se o 'marmeleiro' mas perto, e no caso da mata a árvore devia se afastar pelo menos 5 m da borda para evitar tal efeito (Fig. 2). Em total, 15 árvores (réplicas) foram amostradas para cada tratamento (borda e mata).

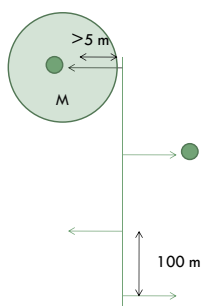


Figura 2. Esquema de amostragem do marmeleiro mais perto sob o transecto e cada 100 m, na ESEC (Seridó). M: mancha de mata

As árvores escolhidas apresentaram uma altura entre 2 e 3 m. Em cada árvore, eram escolhidas 25 folhas imediatamente embaixo do ápice, e repartidas entre o número de galhos presentes no árvore, afim de controlar o comprimento destas. Logo se colocavam dentro de uma sacola para ser embaralhadas e logo escolher

10 para estimação da herbivoria. As categorias estabelecidas foram 6 (Tabela 1). Na Figura 3 se ilustram duas folhas do marmeleiro com sinais de herbivoria.

Tabela 1. Categorias definidas para estimação do grau de herbivoria das folhas do 'marmeleiro' na ESEC, Seridó.

Categorias	1	2	3	4	5	6
%	2-	10-	25-	50-	75-	100
Herbivoria	10	25	50	75	100	

As análises dos dados foram um ANOVA uma via no SYSTAT, para testar diferenças entre as folhas herbivoradas do 'marmeleiro' nos tratamentos dentro e fora da mata, e uma análise de agrupamento no PAST (Índice de Bray Curtis), para observar se existe um padrão de similaridade entre a herbivoria sob o 'marmeleiro' dentro e fora da mata.

Resultados

Dos 30 pontos amostrados, só 13 pontos apresentaram árvores de marmeleiro para ambientes de borda, por tanto as análises foram feitas com 28 réplicas, correspondendo a 15 árvores na mata e 13 na borda. Na Figura 4 se apresenta a distribuição das folhas herbivoradas para as árvores amostradas nas áreas de borda (abertas) e de mata (abertas), sendo a herbivoria sob o marmeleiro bem maior nas áreas de mata que nas de borda.

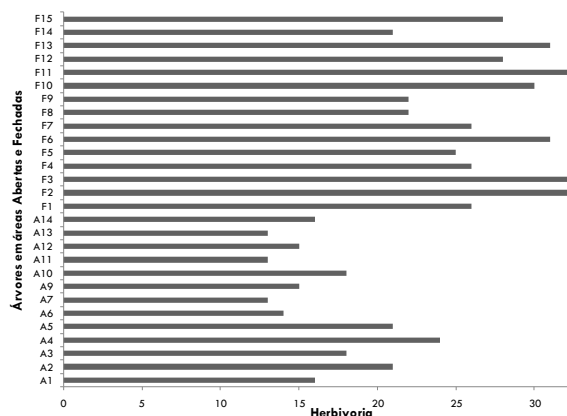


Figura 4. Distribuição da soma de categorias de folhas herbivoradas nas árvores de mata de borda, aberta (A) e de mata, fechada (F), na ESEC, Seridó.

A análise de variância mostrou uma diferença muito significativa entre a herbivoria na borda e na mata, e um bom ajuste do modelo aos dados ($R^2=0,807$, $F_{2, 28}=48,405$, $p < 0,001$). Mas contrariamente à hipótese prevista neste trabalho, a herbivoria sob o marmeleiro foi muito maior dentro da mata que nas bordas (Fig. 5).

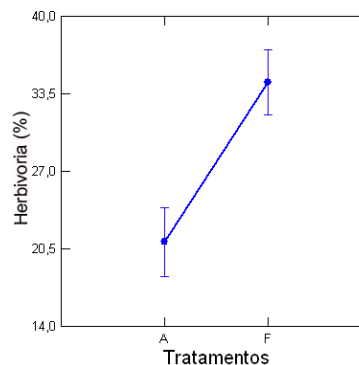
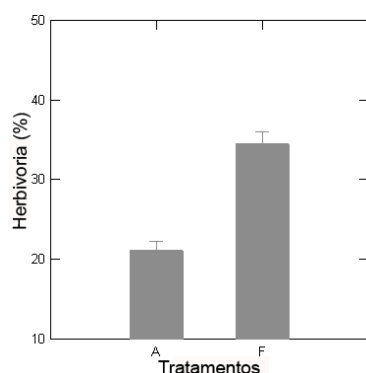


Figura 5. Médias e desvio padrão das categorias somadas de herbivoria sob os marmeleiros. Embaixo: gráfico do resultado do ANOVA uma via, onde se observa uma maior herbivoria na mata fechada.

No dendograma se observa que a herbivoria é similar entre os marmeleiros de borda (aberta), e difere dos marmeleiros da mata (fechada), formando dois grupos. Porém algumas árvores de áreas de borda apresentaram uma herbivoria similar às árvores de mata (Fig. 6).

Discussão

O fato de que a herbivoria foi significativamente maior nas áreas abertas pode se dever a que *C. sonderianus* é uma espécie de áreas de borda, e apresenta características adaptadas a condições de

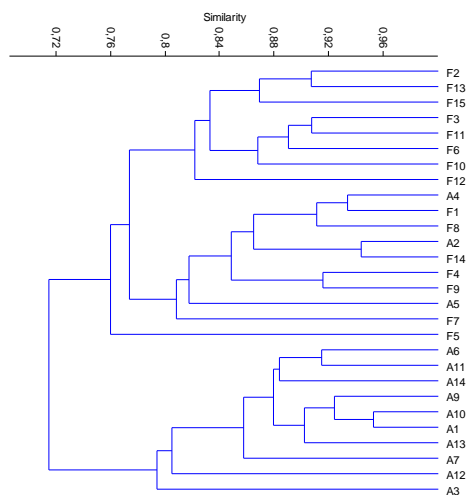


Figura 6. Análise de agrupamento (Índice de Bray Curtis)

ensolaramento como a presença de tricomas. Embora os tricomas são uma proteção das plantas à insolação e à evapotranspiração, estas podem afetar a palatabilidade para os herbívoros. Durante o trabalho de campo, foi possível observar que as folhas nas áreas de borda, ensolaradas, apresentam maior pilosidade e são mais coriáceas que as folhas da mata (folhas com menor pilosidade e mais macias). Isto poderia estar determinando uma maior herbivoria sob os marmeleiros dentro da mata sendo que a pilosidade menor, também como a menor insolação dentro da mata permitiriam melhores condições para os herbívoros. Além disso, outras observações feitas durante o trabalho mostram que não há herbivoria em indivíduos jovens de marmeleiro, os quais apresentam uma muito maior quantidade de tricomas, mas se apresentam afecções por vírus.

Porém, estes resultados são contrastantes com o trabalho de Silva *et al.* (2009), na Caatinga (Pernambuco), onde não encontraram diferenças entre borda e mata, na herbivoria de insetos sob *Croton* sp.

Neste trabalho também se procuraram herbívoros nas plantas, mas o único registrado foi uma larva de *Lepidoptera* numa árvore de um ponto de mata fechada. É provável também que os herbívoros estejam mais protegidos na mata, quanto ao sol e a predadores, do que em áreas de borda, e habitam principalmente nestas áreas. Futuros estudos serão necessários para determinar a fauna e a especificidade dos herbívoros no 'marmeleiro'.

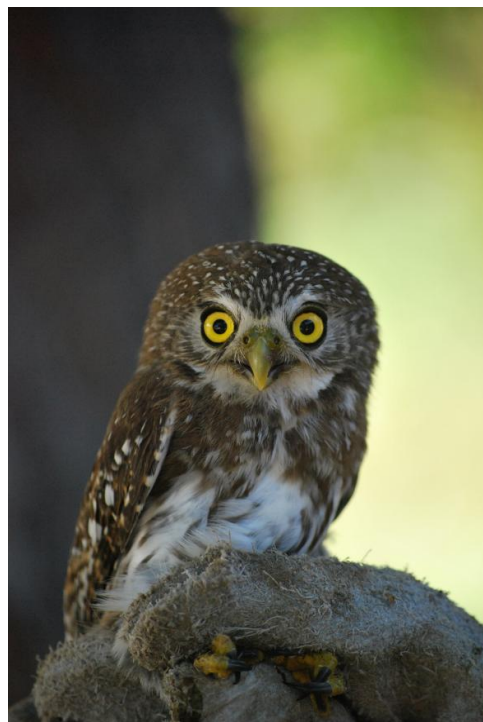
Por outro lado, parecem estar implicados processos de sucessão nas matas amostradas. *C. sonderianus* se comporta como uma espécie pioneira que habita bem lugares ensolarados. Em estádios de sucessão posterior poderia diminuir sua proporção na mata, já que parece receber uma pressão de herbivoria maior. Foi observado durante este trabalho, que matas mais diversas apresentam uma menor abundância de 'marmeleiros'. Portanto, parece ser que posteriormente seria suplantado por outras espécies, mudando a composição da comunidade a uma mata com diversidade quanto a riqueza e proporção das espécies.

Agradecimentos

Aos professores, pela fantástica organização, pela sua ótima disposição para que os alunos aproveitaram ao máximo a disciplina de campo, fundamental para a formação do pesquisador. Ao pessoal da ESEC, por todo seu apoio, essencial para desenvolver os trabalhos num clima confortável e muito bem alimentados!

Referências

- Benedet, S., Ganade, G., Larocca J., 2006. Changes in plant community diversity and composition across an edge between Araucaria forest and pasture in South Brazil. *Revista Brasileira de Botânica*, 29 (1), 79-91.
- Marinho, L.A., Rocha E.S., Paulo Filho A.L., Ferreira, A.C., 2009. Pode a herbivoria estimular a queda de folhas em marmeleiro (*Croton sonderianus*) durante a estação chuvosa na caatinga? *Ecologia de Campo Caatinga*, Programa de Pós-Graduação em Ecologia, UFRN, Natal, pp. 32-34.
- Santos, A.M., Santos, B., 2008. Are the vegetation structure and composition of the shrubby Caatinga free from edge influence? *Acta Botânica Brasílica*, 22(4): 1077-1084.
- Silva, E.A.E.S, 2009. Existe efeito de borda sobre a comunidade de plântulas na caatinga? In: In: Leal, I., de Almeida, W.R., Aguiar, V.A. (Orgs.), *Ecologia da Caatinga, curso de camp.* Editora Universitária UFPE, pp. 187-197.
- Silva, E.A.E.S, Souza, A., Demétrio, K. de M., Leão, T., Sobrinho, M.S., 2009. Criação de bordas na Caatinga aumenta a herbivoria em Croton sp. (Euphorbiaceae)? In: Leal, I., de Almeida, W.R., Aguiar, V.A. (Orgs.), *Ecologia da Caatinga, curso de camp.* Editora Universitária UFPE, pp. 149-156.



RIQUEZA DE ARANHAS AO LONGO DE UM GRADIENTE ALTITUDINAL NA SERRA VERDE,
ESEC-SERIDÓ, RN

ELIANA FARIA DE OLIVEIRA; NICHOLAS SEBASTIAN & PHOEVE MACARIO

Introdução

Fatores abióticos e/ou bióticos influenciam os padrões de distribuição das espécies em muitos tipos de habitats e em gradientes geográficos, como latitude, profundidade e altitude (Lomolino *et al.*, 2006). Em geral, a riqueza de espécies diminui ao longo de gradientes com condições climáticas e físicas extremas, como em desertos, grandes latitudes ou regiões montanhosas (Navas, 1999).

O declínio da riqueza de espécies com aumento da altitude é considerado um padrão geral (Rahbek, 1995, 2005). Inúmeros estudos com vertebrados e invertebrados corroboram a existência deste padrão (*e.g.* Chatzaki *et al.*, 2005; Almeida-Neto *et al.*, 2006; Beketov, 2009; Wang *et al.*, 2011).

Outro padrão relacionado ao gradiente altitudinal foi apontado por Stevens (1992), que observou uma correlação positiva entre a altitude e a amplitude altitudinal das espécies. Este padrão, inicialmente observado para o gradiente latitudinal e chamado de Regra do Rapoport (Stevens, 1989), sustenta que a amplitude de distribuição das espécies aumenta do equador aos pólos, ocorrendo o mesmo das áreas de baixada às de elevada

altitude (Stevens, 1992). Deste modo, espécies que habitam regiões montanhosas apresentam um maior intervalo de distribuição ao longo do gradiente altitudinal em relação às espécies de baixada que, em geral, ocupam menor faixa de ocorrência do gradiente.

Levando em consideração o exposto acima, este estudo pretendeu identificar os padrões de distribuições e riqueza de aranhas ao longo de um gradiente altitudinal da Serra Verde, ESEC-Seridó, e testar se (i) A riqueza de espécies de aranhas está relacionada com a altitude? (ii) A riqueza de espécies de aranhas está relacionada com variáveis abióticas? (iii) Existe suporte para o Efeito Rapoport?

Material e Métodos

O estudo foi realizado ao longo de um gradiente altitudinal da Serra Verde, localizada na Estação Ecológica do Seridó (ESEC-Seridó), município de Serra Negra do Norte, Rio Grande do Norte. A altitude média do relevo observado na ESEC-Seridó é de 200 metros e, ao norte, na denominada Serra Verde, alcança um valor extremo de 386 metros ao nível do mar (IBAMA, 2004).

Os protocolos de amostragem foram aplicados em sete transectos perpendiculares a trilha principal da Serra Verde. Os transectos distavam 20 metros de altitude um do outro, sendo o primeiro ponto localizado a 230 metros do nível do mar e o último a 350 metros, perfazendo um gradiente altitudinal de 120 metros.

Cada um dos transectos continha 20 metros de comprimento, sendo demarcados 10 pontos amostrais para o lado direito da trilha principal e outros 10 pontos para o lado esquerdo. Foram sorteados três pontos de cada lado, totalizando seis unidades amostrais para aplicação dos protocolos de coleta.

As coletas de aranhas foram realizadas com armadilhas de queda (pitfall) e guarda-chuva entomológico. Em cada transecto, três armadilhas de queda foram colocadas em três dos seis pontos sorteados. Nos outros três pontos foram escolhidas três árvores para a amostragem com o guarda-chuva entomológico. As armadilhas de queda foram colocadas sempre do lado oposto de onde foram tomadas as amostras com o guarda-chuva entomológico (Figura 1).

Os indivíduos coletados foram morfotipados com o auxílio de um microscópio estereoscópico e conservados em álcool 70%.

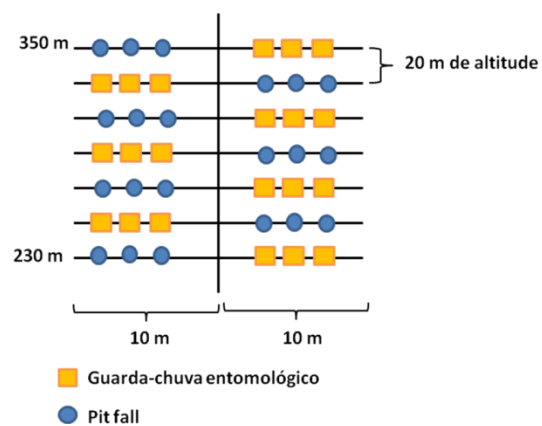


Figura 1. Delineamento amostral destacando os sete transectos e os seis pontos amostrais em cada transecto.

Foram medidas três variáveis abióticas: temperatura do solo, espessura da serrapilheira e compactação do solo. A temperatura foi medida com um termômetro digital, enquanto a espessura da serrapilheira foi aferida com uma régua milimetrada de 30 centímetros. A compactação do solo foi estimada soltando-se um facão, na altura do peito, em direção ao solo e medindo o quanto o facão penetrou no solo com uma régua milimetrada de 30 centímetros.

Foram realizadas duas análises de regressão linear para testar se (i) a altitude influencia a riqueza de aranhas e se (ii) existe suporte para o Efeito Rapoport. Para esta última análise, foi necessário construir um banco de dados com o intervalo de distribuição altitudinal de cada espécie, bem como sua altitude média de ocorrência.

Foi realizada também uma regressão linear múltipla entre a riqueza de aranhas e as variáveis

abióticas ao longo do gradiente altitudinal. Por último, foi feita uma análise de cluster para verificar quão próximo os pontos de coleta estão em relação à composição de espécies presentes em cada um deles. Para construir o dendograma foi utilizado um algoritmo de grupo pareado com a medida de similaridade de Bray-Curtis. As análises estatísticas foram realizadas no programa SYSTAT 12.0 e no PAST 2.09 (análise de cluster).

Resultados

Ao longo do gradiente altitudinal, foram encontrados 22 morfotipos de aranhas. Destes, 19 foram coletados através do uso de guarda-chuva entomológico e três com as armadilhas de queda.

A riqueza de aranhas ao longo do gradiente altitudinal variou de cinco a oito espécies, sendo a riqueza média igual a seis \pm 1,15 espécies (média \pm desvio padrão).

A altitude não influenciou significativamente a riqueza de aranhas ($F=2$; $p=0,216$; Figura 2). No entanto, houve uma tendência do número de espécies de aranhas diminuir com o aumento da altitude.

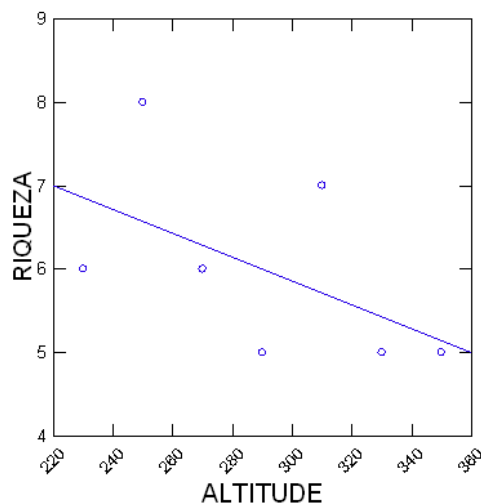


Figura 2. Relação entre altitude e riqueza de espécies de aranhas.

Não houve relação entre a riqueza de aranhas e as variáveis abióticas ($F=3,449$; $p=0,168$). Também não foi encontrado suporte para o Efeito Rapoport ($F=0$; $p=0,99$).

A Figura 3 apresenta o dendograma de similaridade da composição de aranhas entre as altitudes amostradas.

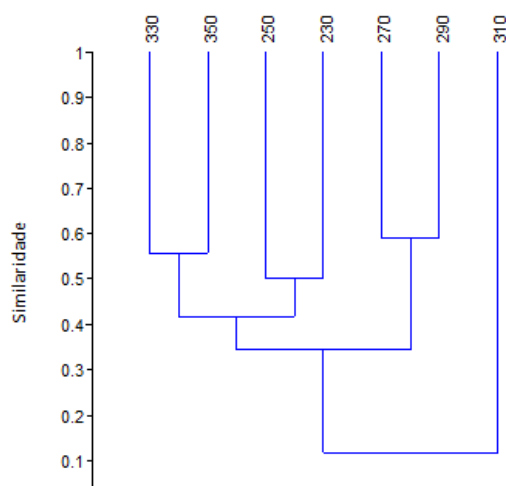


Figura 3. Dendograma de similaridade da composição de aranhas entre as altitudes amostradas.

Discussão

O presente estudo mostrou uma tendência da diminuição da riqueza de aranhas com o aumento da altitude, embora esta relação não tenha sido estatisticamente significativa. Alguns estudos encontraram esse padrão para Araneae (Chatzaki *et al.*, 2005) e Arachnida (Almeida-Neto *et al.*, 2006). Uma das possíveis explicações para a não ocorrência desse padrão pode estar relacionado com o delineamento amostral. Talvez, se a amplitude altitudinal e o número de amostras fossem maiores (apenas 120 metros e sete amostras), esse padrão teria sido evidenciado para as aranhas da Serra Verde.

A composição de aranhas entre as altitudes amostradas não apresentou um padrão de similaridade ao longo do gradiente. Regiões de baixada e de altitudes mais elevadas apresentaram uma composição similar. A substituição de espécies, através de um complexo padrão de mudança da composição de espécies ao longo do gradiente altitudinal, ocorre, principalmente, pela presença de espécies exclusivas de diferentes categorias altitudinais (Poynton, 2003). No entanto, esse padrão não foi encontrado na Serra Verde.

De modo geral, os padrões biogeográficos resultam da interação entre fatores abióticos e/ou bióticos (Lomolino *et al.*, 2006). Contudo, uma relação não significativa foi encontrada entre a riqueza de aranhas e as

variáveis abióticas analisadas. A temperatura do solo, espessura da serrapilheira e compactação do solo não foram variáveis relevantes para a riqueza de aranhas. Almeida-Neto *et al.* (2006) encontraram efeito positivo entre a temperatura e umidade do solo e a densidade de opilião (Arachnida) ao longo de um gradiente altitudinal. Outros fatores abióticos, que não foram avaliados, podem estar influenciando a riqueza de aranhas ao longo do gradiente altitudinal estudado.

As espécies de aranhas da Serra Verde não demonstraram suporte para o Efeito Rapoport. Ou seja, as espécies de aranhas que habitam as regiões de altitude elevada não apresentaram um maior intervalo de distribuição ao longo do gradiente altitudinal em relação às espécies de baixada. Embora muitos estudos corroborem a existência deste padrão (Chatzaki *et al.*, 2005; Almeida-Neto *et al.*, 2006; Beketov, 2009), outros sugerem que o Efeito Rapoport não é um padrão geral (Bernal & Lynch, 2008).

Apesar deste estudo não ter encontrado nenhuma relação da riqueza de espécies de aranha com a altitude e variáveis abióticas, assim como para o Efeito Rapoport, outros fatores podem estar influenciando o padrão encontrado. Processos históricos, evolutivos e até mesmo estocásticos também são responsáveis pela formação dos padrões biogeográficos (Lomolino *et al.*, 2006). Assim, a busca por explicações causais

Curso de Campo Ecologia da Caatinga, PPG Ecologia, UFRN, 2011

e padrões gerais de distribuição de espécies ao longo de gradientes geográficos e ambientais é um longo desafio para biogeógrafos e ecólogos (Almeida-Neto *et al.*, 2006).

Agradecimentos

Somos gratos aos professores e colegas do PPG em Ecologia da UFRN, pelo bom convívio e ensinamentos transmitidos. Agradecemos ao colega Guilherme Mazzochini pelo auxílio nas análises estatísticas. Aos funcionários da ESEC-Seridó pelo apoio durante todo o curso de campo.

Referências

- Almeida-Neto, M.; Machado, G.; Pinto-da-Rocha, R. & Giaretta, A. A. 2006. Harvestman (Arachnida: Opiliones) species distribution along three Neotropical elevational gradients: an alternative rescue effect to explain Rapoport's rule? *Journal of Biogeography*, 33: 361-375.
- Beketov, M. A. 2009. The Rapoport effect is detected in a riversystem and is based on nested organization. *Global Ecology and Biogeography*, 18: 498-506.
- Bernal, M. H. & Lynch, J. D. 2008. Review and analysis of altitudinal distribution of the Andean anurans in Colombia. *Zootaxa*, 1826: 1-25.
- Chatzaki, M.; Lymberakis, P.; Markakis, G. & Mylonas, M. 2005. The distribution of ground spiders (Araneae, Gnaphosidae) along the altitudinal gradient of Crete, Greece: species richness, activity and altitudinal range. *Journal of Biogeography*, 32: 813–831.
- IBAMA. 2004. Plano de Manejo da ESEC do Seridó.
- Lomolino, M. V.; Riddle, B. R. & Brown, J. H. 2006. *Biogeography*. 3rd ed. Sinauer Associates, Inc. USA, 845p.
- Navas, C. A. 1999. Biodiversidade de anfíbios y reptiles en el Páramo: Una visión ecofisiológica. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 23: 465-474.
- Poynton, J. C. 2003. Altitudinal species turnover in southern Tanzania shown by anurans: some zoogeographical considerations. *Systematics and Biodiversity*, 1(1): 117-126.
- Rahbek, C. 1995. The elevational gradient of species richness: a uniform pattern? *Ecography*, 18: 200-205.
- Rahbek, C. 2005. The role of spatial scale and the perception of large-scale species-richness patterns. *Ecology Letters*, 8: 224-239.
- Stevens, G. C. 1989. The latitudinal gradient in geographical range: how so many species coexist in the tropics. *American Naturalist*, 133: 240-256.

Curso de Campo Ecologia da Caatinga, PPG Ecologia, UFRN, 2011

Stevens, G. C. 1992. The elevational gradient in altitudinal range: an extension of Rapoport's latitudinal rule to altitude. *American Naturalist*, 140: 893-911.

Wang, J.; Soininen, J.; Zhang, Y.; Wang, B.; Yang, X. & Shen, J. 2011. Contrasting patterns in elevational diversity between microorganisms and macroorganisms. *Journal of Biogeography*, 38: 595-603.



HERBIVORIA DE ESPÉCIES LENHOSAS E ÁREA ESPECÍFICA FOLIAR (SLA): UM TESTE PILOTO EM CAATINGA DO RIO GRANDE DO NORTE

GUSTAVO BRANT, LUCAS VIEGAS E DAVID LUCAS

Introdução

A herbivoria é um processo relevante para a biodiversidade, produtividade e estabilidade ecossistêmica. Muitos estudos exploram como as características foliares estão relacionados às estratégias anti-herbivoria (Coley *et al.* 1985, Coley & Barone 1996, Westoby 1998, Wright *et al.*, 2001, Dubey *et al.*, 2011).

Segundo Coley & Barone (1996) estratégias anti-herbivoria são representadas pelos *hard traits*: sob a forma de defesa química (e.g., compostos secundários), mecânica (e.g., tricomas, ceras, maior C:N) e fenológica (e.g., duração de crescimento, tamanho do período reprodutivo). As *hard traits* correspondem às *soft traits*, mais simples de serem identificadas, como o SLA (área específica foliar), peso úmido e peso seco.

As características morfofuncionais das folhas possibilitam uma ponte entre processos fisiológicos e ecossistêmicos, exemplificando diferentes estratégias de vida (Dubey *et al.*, 2011). Essas estratégias podem funcionar como preditoras de como os herbívoros exercem pressões evolutivas sobre as plantas (Coley & Barone, 1996).

Em uma “corrida armamentista”, naturalmente existem *trade-offs*, entre a rápida produção de biomassa e a eficiente conservação de nutrientes. Desta forma, herbívoros preferem plantas com alto SLA, baixo peso seco e alta quantidade de água nas folhas (Dubey *et al.*, 2011).

A Caatinga abrange condições extremas de estresse hídrico (altas temperaturas, escassez de água, sazonalidade e imprevisibilidade das chuvas). Considerando o Seridó, um núcleo de desertificação do nordeste, composto por vegetação de porte reduzido e esparso (Santana 2002), entender o impacto da herbivoria e as características morfofuncionais que estão relacionadas ao dano foliar torna-se um ponto importante para a conservação e o manejo desse ecossistema, sobretudo devido a escassez de informações existentes sobre a flora desse ambiente (Amorim *et al.*, 2005).

Neste sentido, o presente estudo teve como principais objetivos: (i) testar se existe uma relação entre o SLA e a taxa de herbivoria de espécies lenhosas da Caatinga e (ii) gerar uma primeira visão geral sobre a herbivoria de espécies lenhosas da ESEC.

Material e Métodos

Área de Estudo

As coletas foram realizadas na Estação Ecológica do Seridó (ESEC), especificamente ao longo da “trilha da caveira” e da “trilha do junco”. A “trilha da caveira” é circundada por vegetação de porte médio e com a presença de muitas espécies de início de sucessão. A “trilha do junco” possui várias matas com porte e riqueza de espécies distintas. Algumas áreas possuem uma vegetação bem adensada enquanto outras possuem matas mais abertas.

Coleta de dados

Foram amostradas todas as espécies vegetais lenhosas encontradas que continham mais de cinco indivíduos adultos. Para estimar o grau de herbivoria das espécies foram coletados três galhos de cada um dos cinco indivíduos, representando os três estratos da copa da árvore: inferior, médio e superior. De cada galho foram sorteadas três folhas, somando nove folhas por indivíduo. No total, foram coletadas 45 folhas de cada espécie.

Como estimativa de herbivoria cada uma das folhas foi classificada nas seguintes categorias de dano foliar: 1-0%; 2-1-6%; 3-6-12%; 4- 12-25%; 5- 25-50%; 6- 50-100%. A partir dessas categorias foi calculado o índice de dano foliar para cada espécie (Benítez-Malvido *et al.* 2005): $ID = \sum ni * Ci / N$

ni = quantas vezes na categoria i ;

Ci = categoria i de dano foliar

N = número de amostras totais

Para se medir a área específica foliar (SLA), coletou-se um galho do estrato superior da copa de cada indivíduo (folhas expostas ao sol). De cada galho foram selecionadas três folhas maduras com o mínimo de dano foliar possível (Westoby, 1998). No total foram analisadas 15 folhas de cada espécie (três folhas/ indivíduo).

Para calcular a área foliar foram utilizadas fotografias das folhas analisadas no programa LAFORE (Lehsten, 2002). Todas as imagens foram tiradas com um tripé e a partir de uma altura padronizada, assegurando assim a precisão das medidas. Depois de serem fotografadas, as folhas foram colocadas na estufa a 80 °C, durante aproximadamente 18 horas. Estando completamente secas as folhas foram

pesadas através de uma balança de alta precisão. A partir da área foliar e do peso seco, calculou-se a SLA utilizando a seguinte fórmula (Westoby, 1998): $SLA = \text{área foliar} / \text{peso seco}$

Análises estatísticas

Para testar se o SLA influencia o grau de herbivoria das espécies foi realizada uma regressão linear simples, utilizando o log do SLA como variável independente e o índice de dano foliar das espécies como variável dependente. Para comparar se a taxa de herbivoria difere entre as espécies estudadas foi realizada uma ANOVA. As análises foram realizadas no programa R.

Resultados

Foram amostradas folhas de 17 espécies lenhosas ocorrentes na ESEC. O SLA das espécies, em escala logarítmica, variou de 3,7 até 5,8 (Figura 1). *Ziziphus juazeiro* foi a espécie com maior SLA, entretanto, não houve grandes variações entre as espécies amostradas (Figura 1).

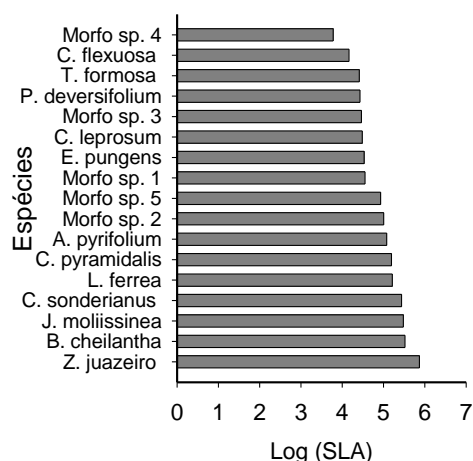


Figura 1: Área específica foliar (SLA) para 17 espécies lenhosas amostradas na ESEC. Valores apresentados em escala logarítmica.

As espécies estudadas apresentaram diferenças no índice de dano foliar, variando de 1,3 até 4,2 ($p=0,001$). Como as variâncias não eram homogêneas, ao invés da ANOVA, utilizou-se 1000 simulações de Monte Carlo para testar a significância das diferenças. A espécie *Eritroxylum pungens* apresentou o menor índice de herbivoria enquanto *Combretum leprosum* o maior (Figura 2).

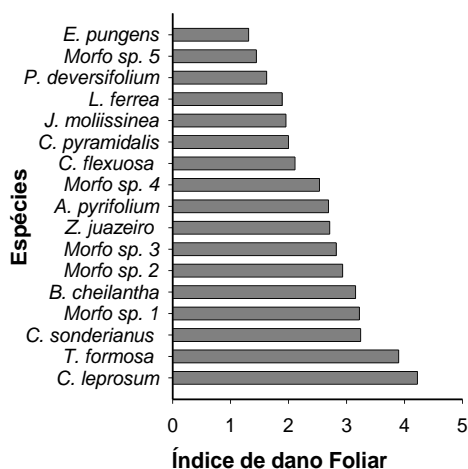


Figura 2: Índice de dano foliar para 17 espécies lenhosas amostradas na ESEC.

O resultado da regressão linear simples demonstrou que o SLA não afeta a herbivoria das espécies ($R^2 < 0,1$; $F_{1,15} = 0,12$; $p = 0,91$). O gráfico confirma que não existe qualquer relação entre o SLA e o índice de dano foliar, existindo espécies com um mesmo valor de SLA e taxas de herbivoria extremamente contrastantes (Figura 3).

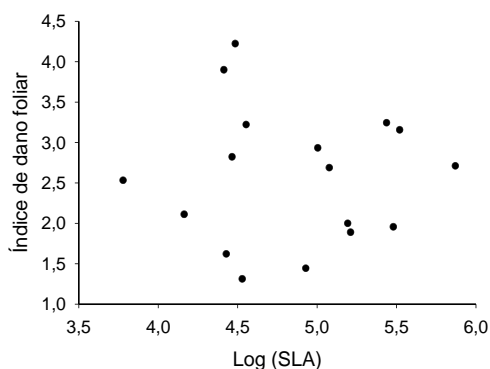


Figura 3: Relação entre o o log (SLA) e o índice de dano foliar para 17 espécies amostradas na ESEC.

Discussão

A área específica foliar (SLA) é uma característica morfofuncional das plantas que está ligada ao retorno em fotossíntese por unidade de biomassa investida na folha (Westoby, 1998). A partir desta ótica, existe um *trade-off* entre fotossíntese e defesa foliar, ou seja, uma folha não pode investir ao mesmo tempo em superfície fotossintetizante e em biomassa (maior grossura, pelos, ceras, lignina, ente fatores). Partindo de uma mesma quantidade de biomassa, quanto maior for a superfície foliar, mais fina a folha tem que ser. Desta forma, o SLA é uma característica intimamente associada com as estratégias ecológicas das espécies, estando correlacionada com a taxa de crescimento potencial, o tempo de vida das folhas e a resistência a herbívoros (Westoby, 1998; Dubey *et al.*, 2011).

Como a Caatinga é uma formação vegetacional situada em uma região semiárida, sua vegetação apresenta deciduidade marcante devido aos longos períodos de seca sazonal (Leal *et al.*, 2003). Muitas espécies lenhosas apresentam redução da superfície foliar, substituição de folhas por espinhos, folhas compostas com folíolos reduzidos e em alguns casos entrecasca com potencial fotossintetizante (Queiroz, 2009). Essas características são estratégias relacionadas à ambientes secos, nos quais, a eficiência no uso da água é fundamental. Na Caatinga, as restrições abióticas parecem ser uma força importante na estruturação das comunidades ecológicas, filtrando as espécies que conseguem lidar com tais

condições (“Filtro ambiental”). O “filtro ambiental” imposto pela região na qual a Caatinga se desenvolve pode ser uma explicação para a baixa amplitude de SLA encontrada no estudo, uma vez que espécies com folhas grandes perderiam muita água e não seriam capazes de manter seu balanço hídrico nessa região.

Nas florestas tropicais, os insetos parecem ser os grandes responsáveis pela herbivoria das plantas, exercendo assim grande pressão evolutiva para o desenvolvimento de defesas químicas, mecânicas ou fenológicas (Coley & Barone, 1996). Uma estratégia alternativa que também pode evoluir em resposta a pressão dos herbívoros é a tolerância ou a compensação (Strauss & Agrawal, 1999). Neste caso, as plantas possuem a habilidade de manter ou aumentar seu sucesso reprodutivo na presença de herbívoros. Esse processo pode ocorrer através de uma resposta induzida pelo herbívoro, que acaba gerando o aumento na taxa fotossintética, o armazenamento de carbono nas raízes, aumento da taxa de crescimento, entre outras formas de compensação (Strauss & Agrawal, 1999).

De uma maneira geral as pressões exercidas pelos herbívoros são mais intensas nos ambientes tropicais que nos ambientes temperados, promovendo uma maior diversidade de defesas por parte das plantas e enfatizando a importância dos aspectos evolutivos na relação herbívoro-planta para estes ambientes (Coley & Barone, 1996). No presente estudo, encontrou-se uma herbivoria foliar bastante representativa, uma vez que a maioria das espécies apresentou uma taxa média variando entre as categorias 2-3 (entre 1-12% de dano foliar), algumas chegaram a ter média entre as categorias 4 e 5 (entre 12-50% de dano foliar) e poucas

tiveram média inferior a categoria 2 (entre 1 – 6 % de dano foliar) (Figura 2). Esses resultados demonstram que a herbivoria é uma pressão que afeta de forma significativa quase todas as espécies avaliadas e estão de acordo com as estimativas de Coley & Barone (1996), que sugerem que as florestas tropicais secas são mais afetadas pela herbivoria que as florestas tropicais úmidas. Além disso, estudos demonstram que 10% de dano foliar já é suficiente para gerar diminuição no sucesso reprodutivo de uma espécie, caso ela não apresente algum mecanismo de compensação (Strauss & Agrawal, 1999). Na Caatinga, a deciduidade das vegetação pode contribuir para uma taxa maior de herbivoria, uma vez que folhas decíduas geralmente apresentam poucas defesas contra herbívoros (Coley & Barone, 1996).

Nossos resultados mostram claramente que o SLA não é um fator importante para explicar a herbivoria das plantas, pelo menos para as espécies lenhosas avaliadas. Este padrão, apesar de contrário à nossa expectativa, está de acordo com outros estudos, nos quais, outros fatores são melhores preditores da intensidade de herbivoria que as características morfológicas das folhas (Diaz *et al.*, 2001; Ruhnke *et al.*, 2009). Um ponto importante a ser levado em consideração é o estágio ontogênico das folhas. De uma maneira geral, nos trópicos, a grande intensidade de predação ocorre nas folhas jovens, pois estas possuem maior quantidade de nutrientes, sendo assim, mais palatáveis para os herbívoros (Coley & Barone, 1996). Um bom exemplo dessa situação é a *P. Pyramidalis*, que possui folhas altamente palatáveis quando jovens e pouco palatáveis quando adultas (Dantas *et al.*, 2009). As defesas químicas

Curso de Campo Ecologia da Caatinga, PPG Ecologia, UFRN, 2011

também precisamos ser consideradas, uma vez que as mesmas contribuem para uma baixa taxa de herbivoria mas não afetam de maneira muito significativa o SLA das plantas (não pesam tanto quanto camadas de lignina ou ceras).

Em resumo, o presente estudo demonstrou que as espécies lenhosas da ESEC variam muito em relação a taxa de herbivoria mas não muito em relação ao SLA. Isso provavelmente ocorre porque as plantas da Caatinga estão limitadas por um “filtro ambiental” que restringe a amplitude na qual suas folhas podem variar. O SLA não parece ser um fator importante para explicar a herbivoria das espécies, evidenciando a complexidade das relações herbívoro-planta existente na Caatinga. A grande diversidade de defesas anti-herbívoria dos ambientes tropicais, variando de defesas mecânicas (que afetam negativamente o SLA) até defesas químicas (que não afetam de forma significativa o SLA), a história de vida e outras características funcionais das plantas precisam ser avaliadas em conjunto para explicar e prever a herbivoria das espécies na Caatinga.

Agradecimentos

Os autores agradecem Alexandre Vasconcellos e Guilherme Mazzochio pelo constante apoio nas análises estatísticas e discussões. Além disso, agradecemos também a hospitalidade e o apoio logístico para a realização do presente estudo por parte da equipe da ESEC.

Referências

Amorim, I.S., Sampaio, E.V.S.B., Araújo, E.L. 2005. Flora e estrutura da vegetação arbustivo-arbórea de uma área de caatinga do Seridó, RN, Brasil. *Acta bot. bras.* 19(3): 615-623.

Coley, P.D. e Barone, J.A. 1996. Herbivory and plant defenses in Tropical Forests. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 27: 305–35.

Coley, P.D., Bryant, J.P., Chapin, F.S. 1985. Resource Availability and Plant Antiherbivory Defense. *Science, New Series.* 230(4728): 895-899.

Dantas, B. F., Lopes, A P., Silva, F. F. S., Lúcio, A A, Batista, P. F., Pires, M. M. M. L., Aragão, C. A, 2009. Taxas de crescimento de mudas de Catingueira submetidas a diferentes estratos e sombreamentos. *Revista Árvore* 33:413-423

Diaz, S., Noy-Meir, I., Cabido, M. 2001. Can grazing response of herbaceous plants be predicted from simple vegetative traits? *Journal of Applied Ecology* 38:497-508

Dubey, P., Sharma, G.P., Raghubanshi, A.S., Singh, J.S. 2011. Leaf traits and herbivory as indicators of ecosystem function. *CURRENT SCIENCE*, 100(3): 313-320.

Leal, M. Tabarelli & J.M.C. Silva (eds.). *Ecologia e conservação da Caatinga*. Editora Universitária, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, Brasil. pp. 237-273.

Lehsen, V. (2002) Lafore – Leaf area for everyone. URL: <http://www.uni-oldenburg.de/landeco/Download/Software/Laforem/Lafore.html>.

Ruhnke, H., Shadler, M., Klotz, S., Matthies, D., Brandl, R. 2009. Variability in leaf traits, insect herbivory and herbivore performance within and among individuals of four broad-leaved tree species. *Basic and Applied Ecology.* 10:726-736

Santana, J.A.S. e Souto, J.S. 2006. Diversidade e Estrutura Fitossociológica da Caatinga na Estação Ecológica do Seridó-

Curso de Campo Ecologia da Caatinga, PPG Ecologia, UFRN, 2011

RN. REVISTA DE BIOLOGIA E CIÊNCIAS DA TERRA. 6(2): 232-242.

Strauss, S. Y., Agrawaw, A. A., The ecology and evolution of plant tolerance to herbivory. *TREE* 14:179-185

Westoby, M. 1998. A leaf-height-seed (LHS) plant ecology strategy scheme. *Plant and Soil*. 199: 213–227.

Wright, I.J., Reich, P.B. e Westoby, M. 2001. Strategy shifts in leaf physiology, structure and nutrient content between species of high- and low-rainfall and high- and low-nutrient habitats. *Functional Ecology*. 15: 423–434.



PADRÃO DE PREDACÃO DE OVOS DEPENDENTE DA DENSIDADE DE ÁRVORES LENHOSAS:
ASPECTOS DE ESTRATÉGIAS ANTI-PREDATÓRIAS DE AVES NIDIFICANTES EM SOLO

RICARDO ALMEIDA EMIDIO, EMERSON DE MEDEIROS SOUSA, TONNY MARQUES DE OLIVEIRA JUNIOR

Introdução

A teoria da corrida armamentista afirma que presas e predadores correm continuamente para apresentar adaptações e contra-adaptações a fim de reduzir a predação, e, simultaneamente, subjugar presas. Porém, predadores e presas não apresentam adaptações superiores (Krebs & Davis, 1996).

A predação de ovos é uma das principais forças que resultam no insucesso reprodutivo em aves (Barbini & Passamani, 2003).

Em contrapartida, as aves apresentam um conjunto multidimensional de estratégias comportamentais destinadas para o investimento parental, moduladas por seleção natural, que resultam no aumento do sucesso reprodutivo. Neste conjunto, determinadas estratégias comportamentais estão presentes: i. a defesa de ninho contra potenciais predadores e ou competidores (Lima, 2009), ii. comportamentos de simulação para desviar a atenção do potencial predador para o ninho (Pichorim, 2002), iii. construção de ninhos crípticos (Lima, 2009) ou em regiões de difícil acesso para predadores (Alcock 2001).

O foco deste estudo foi identificar de forma experimental se a escolha de habitat influencia o sucesso reprodutivo. Assumindo que habitats são naturalmente heterogêneos, acredita-se que a escolha do habitat para a reprodução é uma das principais tomadas de decisão que determinam o sucesso reprodutivo. Portanto, devido à potencialidade do risco

de predação, não se espera uma tomada de decisão via tentativa-e-erro, uma vez que o número de tentativas reprodutivas é limitado (Giraldeau, 2008).

Diante deste contexto teórico, utilizou-se espécies que nidificam no solo como modelo de estudo, uma vez que o ninho experimental é constituído apenas por uma área destinada a deposição de ovos, sem estrutura construída. O objetivo do estudo foi observar o padrão de predação de ovos dependente da densidade de árvores lenhosas, variável indicadora da qualidade do habitat para nidificação. A nossa hipótese é que a probabilidade de predação de ninhos será maior em áreas com menor densidade de árvores lenhosas.

Material e Métodos

O estudo foi realizado na zona de amortecimento da Estação Ecológica do Seridó (ESEC- Seridó - 6°35'S e 37°15'W), Unidade de Conservação representante da Caatinga. A ESEC – Seridó é caracterizada por possuir uma vegetação secundária, com predominância de espécies arbustivas e arbóreas de pequeno porte que é o indica um processo de regeneração de caatinga (Bencke *et al.*, 2006).

Dentro da área de estudo, foram depositados 20 ninhos experimentais com dois ovos na altura do solo distantes a cinco metros do lago. Os ninhos eram equidistantes a 100 metros. A cada depósito de ninho eram registrados: i. o ponto de GPS com datum SAD69 ii. a densidade de árvores lenhosas com altura mínima de 1,2 metros em uma área

circular de 78,5 m², tendo o ninho como o como centro do raio.

Após um período de 24 horas, registrou-se a proporção de predação dos ninhos experimentais.

Para não ter influência da escolha do ovo predado mediante a massa, testou-se previamente a ocorrência de diferença significativa no peso entre o conjunto de potenciais ovos a serem utilizados no experimento. Para tanto, amostrou-se a massa de cinco ovos de três bandejas contendo 15 ovos, totalizando 45 ovos do universo amostral. Os resultados mostraram que o peso dos ovos não diferiu significativamente ($\bar{x}_1 = 61,37 \pm 4,67g$; $\bar{x}_2 = 62,08 \pm 4,68g$; $\bar{x}_3 = 63,88 \pm 4,1g$; $F_{(2,11)} = 0,37$; $P = 0,69$). Para testar a hipótese do estudo, utilizou-se a regressão logística, a densidade de árvores lenhosas atuou como variável independente enquanto que a proporção de predação de ninho atuou como variável dependente.

Resultados

Ao revisitar os ninhos experimentais após um período de 24 horas, observou-se que 10% dos ovos foram predados. No conjunto de ovos predados, a regressão logística mostrou uma probabilidade de 60% na predação de ovos em áreas com baixa densidade de árvores lenhosas ($g = 1$; $\chi^2 = 14,91$; $P = 0,051$ – Figura 1).

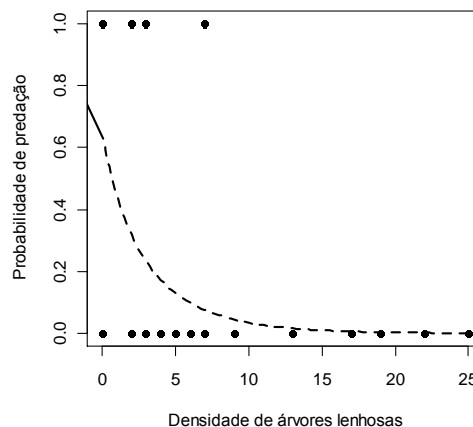


Figura 1 – Probabilidade de predação de ninho mediante a disponibilidade de árvores lenhosas a um raio de 5 metros do ninho.

Discussão

A escolha de bons locais de nidificação tem sido alvo de diversos estudos que tentam identificar pressões ambientais que modulam estas estratégias comportamentais. Arango-Vélez & Kattan (1997) testaram na Costa Rica se o efeito de fragmentação (fragmentos menores e maiores do que 100 ha) era responsável pela maior predação. Os autores observaram que o efeito de fragmentação não foi responsável por tal fato, apesar de apresentar esta tendência. As espécies de mamíferos residentes em fragmentos menores são menores em tamanho corpóreo e mais abundantes, proporcionando uma maior possibilidade de encontro predador-ovo, e, portanto, sendo responsável pelo maior efeito de predação.

França & Marini (2009) observaram que no Cerrado, um ambiente com amplas variações sazonais, assim como a Caatinga, o efeito de borda na predação de ninhos é nulo. Em outro ecossistema, Barbini & Passamani (2003) observaram padrões similares da ausência de efeito de borda na predação de ninhos na Mata Atlântica.

Ainda no Cerrado, porém em escalas menores, Borges & Marini (2010) revelaram que ambientes com perturbações antropogênicas (lixos dentro de matas) atuam como drenos. A densidade de predadores nativos e invasores (animais domésticos) e os parasitas de ninho resultam numa baixa taxa de sucesso reprodutivo comparado com a avifauna habitante de ambiente de floresta (9,3% de sobrevivência da prole em ambientes com lixo e 19,5% de sobrevivência em ambientes sem lixo).

Em um local com menor pressão sazonal, Pichorim (2002) estudou a biologia reprodutiva do bacurau-tesoura-gigante (*Macropsalis forcipata*) no Paraná. Tal autor observou que estes animais faziam posturas em clareiras rodeadas de vegetações secundárias e, dentre os 17 ninhos acompanhados, ocorreu uma probabilidade de eclosão do ovo superior a 90%.

Em períodos de escassez de recursos na Caatinga, há uma maior probabilidade de insucesso regido pela maior motivação de predadores em busca de potenciais presas? Tal sugestão pode ser evidenciada pela taxa de predação diária de 10% (N=4) observada no presente estudo. Comparando com outros estudos, Pichorim (2002) observou uma taxa de insucesso reprodutivo diário do ovo de 3,3%. Nossos dados também são corroborados com os achados de Borges & Marnini (2010), que observaram um padrão de predação de ovos no Cerrado linearmente maior de acordo com o período da estação reprodutiva. O período de estudo do nosso trabalho correspondeu ao término da estação reprodutiva de aves na Caatinga, corroborando, deste modo, com os argumentos de Borges & Marnini (2010). Portanto, predadores podem ter

desenvolvido um mecanismo de imagem de busca eficiente ao longo da estação reprodutiva.

No nosso estudo ocorreram dois diferentes padrões de predação de ninhos: encontramos tanto ovos quebrados (ovos quebrados em grandes lascas) quanto perfurados (pequenas cavidades na casca do ovo), que indicam quais possíveis predadores tenham visitado os ninhos (Arango-Vélez & Kattan 1997, França & Marini 2010).

De acordo com a forma de predação de ovos encontrados no presente estudo, podemos sugerir que tanto mamíferos quanto aves foram os principais predadores de ovos mediante os experimentos de Arango-Vélez & Kattan (1997) e França & Marini (2010). Na nossa área de estudo, encontramos 50% (N=2) de ovos quebrados e 50% (N=2) de ovos perfurados. Segundo os resultados de Arango-Vélez & Kattan (1997), os ovos quebrados são característicos da forma de forrageio do timbú (*Didelphis albiventris*) (ver tabela 4, pg 141), enquanto que ovos perfurados ou em formas de V são característicos de forrageio de aves (França & Marini 2010). França & Marini (2010) observaram uma maior taxa de predação de ovos por aves no bioma Cerrado.

Entre a ESSEC-Seridó e sua área de amortecimento é encontrada uma grande biodiversidade de potenciais predadores de ovos, o que possibilita um aumento na probabilidade de encontro entre predador-ovos. Dentre estes predadores são encontrados répteis como jiboia (*Boa constrictor*) e teiú (*Tupinambis merianae*). Dentre as aves são encontradas ema (*Rhea americana*), anu preto (*Crotophaga ani*), gavião carijó (*Rupornis magnirostris*), socó (*Butorides striata*), savacu (*Nycticorax*

Curso de Campo Ecologia da Caatinga, PPG Ecologia, UFRN, 2011

nycticorax) e garça branca (*Ardea alba*).
Dentre os mamíferos, são encontrados guaxinim (*Nasua nasua*), timbú (*Didelphis albiventris*), cuícas (*Micoureus sp.*), raposa (*Cerdocyon thous*) além de gatos do mato (*Leopardus tigrinus*) e vermelho (*Puma yagouaroundi*).

Ninhos no solo são mais propensos a predação do que ninhos arbóreos (Arango-Vélez & Kattan 1997). Portanto, nossos resultados sugerem que seleção de habitats com maior densidade de árvores lenhosas faz parte de uma estratégia comportamental com maior possibilidade de sucesso reprodutivo, uma vez que nestas áreas os ovos ficam menos expostos a visualização de potenciais predadores comparados com áreas abertas.

Sugere-se para trabalhos futuros mais dias de coleta para confirmar os resultados encontrados no presente estudo e a construção de um desenho experimental que possibilite o registro de quais animais predaram ovos, a fim de apresentar resultados direcionados às estratégias de vida de cada espécie de predador.

Agradecimentos

Aos Professores orientadores pelo comprometimento em ajudar-nos com este trabalho a qualquer hora da noite, aos gestores da ESEC – Seridó e ao Guilherme Mazzochini pela assessoria estatística.

Referências

Alcock, J. (2001). *Animal Behavior: an Evolutionary Approach*. Sunderland, Sinauer.

Arango-Vélez, N & Kattan GH. 1997. Effects of forest fragmentation on experimental nest predation in andean cloud forest. *Biological Conservation* 81:137-143

Barbini IS & Passamani M (2003). Pequenos mamíferos e a predação de ninhos artificiais no Museu de Biologia Prof. Mello Leitão (ES). *Natureza on line* 1(2):56-61

Bencke, G. A., G. N. Maurício, P. F. Develey & J. M. Goerck (orgs.). 2006. Áreas importantes para a conservação das aves no brasil. parte i – estados do domínio da Mata Atlântica. São Paulo: SAVE Brasil, p. 139.

Borges, FJA & Marini MA (2010). Birds nesting survival in disturbed and protected Neotropical savannas. *biodiversity CONservaion* 19: 223-236

França LC & Marini MA 2009. Teste do efeito de borda na predação de ninhos naturais e artificiais no Cerrado. *Zoologia* 26(2):241-250

Krebs JR, Danis NB 1996. *Introdução à ecologia comportamental*. Ed. Atheneu São Paulo.

Lima SL 2009. Predators and the breeding bird: behavioral and reproductive flexibility under the risk of predation. *Biological Reviews* 84: 485–513.

Pichorim, M 2002. Biologia reprodutiva do bacurau-tesoura-gigante (*Macropsalis forcipata*, Caprimulgidae) no morro Anhangava, Paraná, Sul do Brasil. *Ararajuba* 10(2):149-165

REDE DE INTERAÇÕES ENTRE PLANTAS NA CAATINGA DA ESTAÇÃO ECOLÓGICA DO SERIDÓ

GUILHERME GERHARDT MAZZOCHINI e ADRIANA PELLEGRINI MANHÃES

Introdução

As interações positivas entre plantas ocorrem em diversos ecossistemas terrestres e tem se demonstrado um importante processo para a manutenção da diversidade nas comunidades (Bruno *et al.*, 2003). Em ambientes áridos e semi-árido, por exemplo, a regeneração de muitas espécies ocorre exclusivamente abaixo da copa de indivíduos adultos de plantas (Callaway, 2007). No entanto, o efeito facilitador das espécies não é igual para todas as espécies de regenerantes, sendo que algumas podem exercer um efeito negativo enquanto outras podem exercer um efeito positivo em um mesmo ambiente (Maestre *et al.*, 2009). Adicionalmente, as interações entre indivíduos podem se modificar ao longo da ontogenia dos regenerantes, sendo a facilitação mais evidente nos estágios iniciais do estabelecimento e a competição mais evidente em estágios mais avançado do desenvolvimento (Miriti, 2006). Todos esses fatores evidenciam a complexidade das interações entre plantas e a necessidade de se utilizar técnicas alternativas de análises para compreender tal complexidade, com a integração de todas as espécies e interações entre elas.

Na última década, tem havido um grande interesse e avanço no desenvolvimento das análises de interações entre organismos de níveis tróficos diferentes em uma perspectiva de rede (Bascompte *et al.*, 2003). Foi proposto que as redes mutualísticas exibem estrutura aninhada, ou seja, as espécies com poucas interações (especialistas) interagem somente com um subconjunto das espécies com mais interações (generalistas) (Bascompte *et al.*, 2003). Essa estrutura de rede aninhada pode tornar a comunidade mais resistente contra extinções aleatórias e perda de habitat (Fortuna & Bascompte, 2006).

Em ambientes áridos e semi-áridos, o principal mecanismo responsável pelas interações positivas entre plantas é o sombreamento de indivíduos adultos favorecendo o estabelecimento de regenerantes (Callaway, 2007). Por isso, a análise dessas interações como redes de interação entre plantas (ou redes de facilitação) foi proposta para entender esta estrutura de forma mais completa (Verdú & Valiente-Banuet, 2008). Para as redes de interações entre plantas em sete localidades do México foi encontrada estrutura aninhada, onde muitas espécies ocorrem abaixo de algumas espécies facilitadoras mais generalistas (Verdú & Valiente-Banuet,

2008). Posteriormente, foi demonstrado que a estrutura dessas redes é determinada pela abundância das espécies, com maior probabilidade de interagirem entre si, e também, pela distância filogenética entre as espécies, quanto mais distante forem os pares de espécies interagindo, maior a probabilidade da interação (Verdú & Valiente-Banuet, 2011). Esses resultados indicam que algumas espécies facilitadoras dão maior estabilidade para a estrutura da comunidade e promovem a diversidade.

O primeiro objetivo deste estudo foi testar a hipótese de que a rede de interações entre plantas da Caatinga exibe uma estrutura aninhada. É estimado que 50% da caatinga esta sob efeitos antrópicos e em torno de 15% da área do ecossistema pode estar em processo de desertificação (Leal et al., 2005), o que torna esse bioma particularmente suscetível à perda de espécies. A identificação de espécies facilitadoras generalistas pode contribuir para desenvolver técnicas de manejo que aumentam a resiliência da caatinga frente à desertificação. O segundo objetivo foi investigar como a abundância dos adultos e dos regenerantes influencia na ocorrência das interações. Um efeito forte da abundância na ocorrência de interações indica que processos neutros podem estar atuando, onde a probabilidade de interação é determinada majoritariamente pela abundância das espécies. Por outro

lado, se a abundância não contribuir para explicar a ocorrência de interação entre as espécies, evidencia que outros processos (como diferenças de nichos) podem estar atuando.

Material e Métodos

Área de estudo

O trabalho foi desenvolvido na área de Caatinga com solo do tipo “organossolo” localizada na Estação Ecológica (ESEC) do Seridó. Essa Caatinga é caracterizada por uma vegetação arbórea-arbustiva-herbácea, com agrupamentos de árvores e arbustos espaçados por uma matriz de herbáceas dominadas por gramíneas.

Coleta de dados

Foi feito uma parcela de 126 m de comprimento e 10 m de largura, paralela à trilha que segue para a Lagoa do Junco, totalizando 1260 m². No interior dessa parcela, as plantas arbóreas foram categorizadas em **facilitadoras**, plantas adultas com mais de 2 m de altura e mais de 0,8 m² de copa, e **facilitadas**, indivíduos não maduros crescendo abaixo da copa de uma facilitadora. As facilitadas foram divididas em **plântulas**, com altura mínima de 0,2 m e máxima de 1,3 m, e **jovens**, as plantas com altura maior que 1,3 m. Abaixo da copa de cada planta facilitadora foram registradas as espécies facilitadas separadamente para as classes de plântulas e jovens. Dessa forma, foram obtidas duas matrizes (uma para plântulas e uma para jovens) de presença e ausência da ocorrência de cada espécie de facilitada

abaixo da copa de cada facilitadora. Adicionalmente, foram medidos os diâmetros do maior e menor eixo da copa das facilitadoras para obter uma estimativa de sua área de sombra fornecida. A abundância das facilitadas foi obtida somando-se a frequência de ocorrência abaixo de cada facilitadora.

Análises estatísticas

Para testar a hipótese de que as redes de facilitação apresentam estrutura aninhada, foi calculado o índice de aninhamento *Nestedness based on Overlap and Decreasing Fill* (NODF) (Almeida-Neto et al., 2008) utilizando a função *nestednodf* do pacote *vegan* do R. A significância do índice foi comparada com valores de NODF obtidos de redes geradas por um modelo nulo utilizando o algoritmo “swap”, que mantém as linhas, colunas e o número de interações das redes fixas. Nesse método, a matriz original é modificada em passos seqüenciais, onde a cada passo a matriz aleatória é pouco modificada em relação à matriz original. Por isso, foram utilizadas 1.000 matrizes nulas obtidas após 10.000 passos.

Para analisar a influência da abundância das espécies facilitadoras e facilitadas na probabilidade de interação, foram geradas três matrizes de probabilidades: 1) matriz A, onde a probabilidade de interação é uma função do total da área coberta pelas facilitadoras (adultas), 2) matriz F, onde a probabilidade de interação é uma função da frequência de ocorrência das espécies facilitadas (plântulas ou

juvenis), e 3) matriz AF, obtida multiplicando as matrizes A e F. Os valores de cada célula da matriz foram divididos pela soma total das células, onde a soma das probabilidades das três matrizes é 1. Por fim, foi construída uma matriz de interações equiprováveis (matriz $N = 1/n^{\circ} \text{ sp. facilitadoras} * n^{\circ} \text{ sp. facilitadas}$ por rede).

Cada matriz de probabilidade é um modelo com distribuição multinomial das probabilidades de interação, onde cada célula possui uma distribuição binomial (Vázquez et al., 2009). A verossimilhança de cada modelo foi calculada utilizando a função *dmultinom* do pacote *stats* do R, e a comparação dos modelos foram feitas comparando-se os valores de *Akaike Information Criterion* (AIC) onde, $AIC = -2*LL + 2*k$, sendo *LL* o valor do log da verossimilhança e *k* o número de parâmetros utilizados para estimar o modelo. Valores baixos de AIC significam melhor ajuste do modelo e um modelo só é considerado melhor se tiver valor de AIC menor que 2 em comparação à outros modelos. Para facilitar a comparação, foi calculado também o valor de ΔAIC , que é a subtração dos valores de AIC de cada modelo pelo AIC do modelo com o melhor ajuste (o ΔAIC do melhor modelo é 0). Todas as análises foram realizadas no programa R 2.13.1 (R Core Development Team, 2009).

Resultados

Foram encontradas oito espécies de facilitadoras e 14 espécies de facilitadas. Comparando o valor de NODF observado com os valores de matrizes aleatórias, a rede de interação de adultos e plântulas não possui estrutura aninhada ($NODF_{obs} = 57,7$; $p = 0,46$; Figura 1a). A rede de interações de adultos com os jovens também não apresentou estrutura aninhada ($NODF = 59$; $p = 0,067$; Figura 1b), sendo o valor observado marginalmente significativo quando comparado com valores aleatórios.

A matriz F foi a matriz que teve melhor ajuste para prever a ocorrência das interações na rede com as plântulas (Tabela 1.a). Ou seja, quando mais abundante for uma plântula facilitada, maior a probabilidade de interagir com as espécies facilitadoras. Na rede de interações de adultos com jovens a matriz F foi a que teve melhor ajuste

também, porém, o ajuste é muito pequeno quando comparado com a matriz N (Tabela 1.b). Nesse caso, as abundâncias dos adultos facilitadores ou de jovens facilitados não são bons preditores da ocorrência de interações entre as espécies.

Tabela 1. Valores de AIC e Δ AIC das matrizes de probabilidades para a rede de interações de adultos com plântulas (a) com jovens (b)

(a)	AIC	Δ AIC
Plântulas		
Matriz F	118,24	0
Matriz N	129,29	11,05
Matriz AF	148,26	30,02
Matriz A	157,31	39,07
(b) Jovens		
Matriz F	115,96	0
Matriz N	116,45	0,49
Matriz A	138,86	22,9
Matriz AF	157,31	41,35

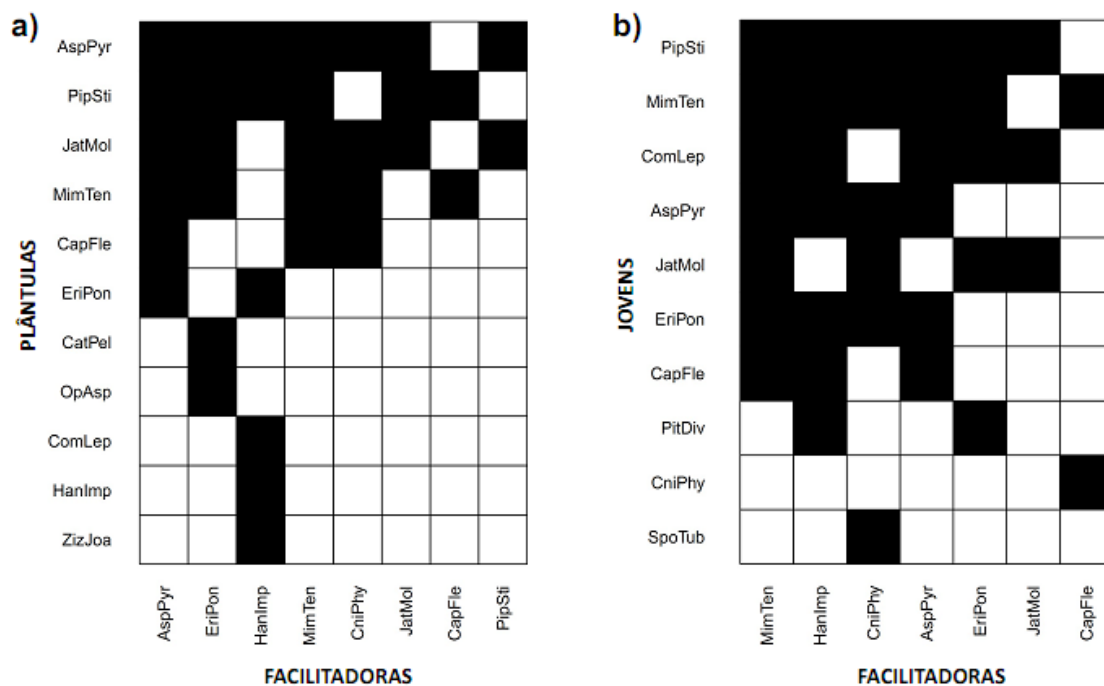


Figura 1. Rede de interações entre as facilitadoras (colunas) com as facilitadas (linhas). a) Rede de interação de adultos e plântulas (> 20 e < 130 cm). b) Rede de interação de adultos e jovens (> 130 cm). Os quadrados preenchidos indicam a ocorrência da interação. Os nomes das espécies estão abreviados com as três primeiras letras do gênero e epíteto específico e estão escritos por extenso na Tabela 2.

Tabela 2. Espécies presentes da rede de interações, somatório da área da copa de todas as adultas facilitadoras e frequência facilitadas plântulas (P) e jovens (J).

Abreviação	Espécie	Área (m ²)	Freq. P	Freq. J
CniPhy	<i>Cnidoscolus phyllacanthus</i>	512.08	-	1
MimTen	<i>Mimosa tenuiflora</i>	509.19	7	7
AspPyr	<i>Aspidosperma pyriforme</i>	241.34	19	6
EriPon	<i>Erythroxylum pungens</i>	73.98	2	5
JatMol	<i>Jatropha mollissima</i>	62.27	19	10
HanImp	<i>Handroanthus impetiginosa</i>	62.20	1	-
CapFle	<i>Capparis flexuosa</i>	17.22	4	8
PipSti	<i>Piptadenia stipulacea</i>	-	12	18
ZizJoa	<i>Ziziphus joazeiro</i>	-	1	-
PitDiv	<i>Pithecellobium diversifolium</i>	-	-	2
SponTub	<i>Spondias tuberosa</i>	-	-	1
ComLep	Morfotipo 1	-	1	5
OpAsp	Morfotipo 2	-	1	-

Discussão

A rede de interações entre plantas da caatinga da ESEC não possui estrutura aninhada, diferente do que foi observado para sete localidades no México (Verdu & Valiente-Banuet, 2008). Além disso, a abundância de plantas facilitadas estava relacionada com o número de interações somente na rede de adultos interagindo com plântulas. Esses resultados dão luz ao papel das interações interespecíficas na estrutura e na estabilidade da comunidade de plantas lenhosas da caatinga da ESEC-Seridó, como será discutido abaixo.

A estrutura não aninhada das redes indica que espécies com poucas interações não necessariamente interagem com as espécies com mais interações, indicando que as interações podem ser espécie-específica (Callaway, 1998). Provavelmente algumas espécies proporcionam um ambiente mais propício para a regeneração de espécies que não recrutam sob a copa de outras, devido à estrutura da copa das facilitadoras. De fato, o sombreamento sob a copa de espécies como *H. impetiginosa*, *E. pungens* e ***A. pyriforme*** *é maior, o que pode proporcionar melhores condições para o recrutamento de espécies menos resistentes à seca e luminosidade. Por outro lado*, espécies como *M. tenuiflora* e ***C. phyllacanthus***, *não proporcionam um sombreamento tão intenso, o que pode permitir a regeneração de espécies tolerantes à luz sob suas copas*. Isto sugere que essa rede pode ter estrutura modular,

onde um subconjunto de espécie interage mais freqüentemente entre si do que outro subconjunto (Fortuna et al., 2010).

As estruturas das redes de interações podem ser afetadas por diversos fatores, incluindo processos neutros e processos relacionados com as características dos indivíduos (Rezende *et al.*, 2007). Aplicando o método de Vázquez *et al.* (2009) para avaliar a contribuição relativa da abundância de facilitadoras e facilitadas, ficou evidente que existem outros fatores, além da abundância das espécies determinando a ocorrência das interações entre as espécies. Somente na rede de adultos com plântulas, as espécies facilitadas mais abundantes interagem mais com as espécies facilitadoras. Porém, na rede de adultos com jovens esse padrão deixou de existir (Tabela 1). ***Isso demonstra que as características funcionais das espécies podem estar explicando parte das interações (Verdu & Valiente-Banuet, 2011)***. Por exemplo, a espécie ***J. mollissima***, característica de áreas abertas, foi muito freqüente nesse estudo e, no entanto, não haviam indivíduos jovens dessa espécie sob a copa de espécies com a copa mais densa como *H. impetiginosa* e ***A. pyriforme***.

Em resumo, os resultados obtidos evidenciam certo grau de dependência de algumas espécies em regenerar sob a copa de espécies que proporcionam um microclima mais favorável, de acordo com suas

Curso de Campo Ecologia da Caatinga, PPG Ecologia, UFRN, 2011

características funcionais (mais ou menos luz e umidade). Dessa forma, a diversidade da regeneração da caatinga da ESEC não é mantida por algumas poucas espécies mais abundantes. A consequência desse tipo de estrutura (modular) pode ser menor estabilidade frente à perda de habitat, pois espécies pouco frequentes são mais propensas à extinção. A perda dessas espécies pode diminuir o estabelecimento de outras que necessitam do ambiente sombreado de suas copas. São necessários estudos para identificar as espécies lenhosas mais propensas à extinção por desmatamento ou desertificação para prever os efeitos desses fatores na estabilidade e estrutura da Caatinga. Mais coletas de dados e a análise do aninhamento e modularidade das redes utilizando matrizes de frequências de interações poderão elucidar novos mecanismos das interações entre plantas nesse ecossistema.

Agradecimentos

Agradecemos à Silvana e ao Jorge pela ajuda na identificação das plantas e também à equipe da ESEC pelo apoio logístico.

Referências

- Almeida-Neto, M., Guimarães, P., Guimarães, P.R., Loyola, R.D. & Ulrich, W., 2008. A consistent metric for nestedness analysis in ecological systems: reconciling concept and measurement. *Oikos* 117: 1227–1239.
- Bascompte, J., Jordano, P., Melian, C.J. & Olesen, J.M., 2003. The nested assembly of plant-animal mutualistic networks. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 100: 9383–9387.
- Bruno, J.F., Stachowicz, J.J. & Bertness, M.D. 2003., Inclusion of facilitation into ecological theory. *Trends in Ecology and Evolution* 18: 119–125.
- Callaway, R.M., 1998. Are positive interactions species-specific? *Oikos* 82: 202–207.
- Callaway, R.M. 2007. Positive Interactions and Interdependence in Plant Communities. Springer, Dordrecht.
- Fortuna, M.A. & Bascompte, J., 2006. Habitat loss and the structure of plant-animal mutualistic networks. *Ecology Letters* 9: 281–286.
- Leal, I.R., Silva, J.M.C., Tabarelli, M. & Lacher Jr, T.E., 2005. Mudando o curso da conservação na Caatinga do Nordeste Brasileiro. *Megadiversidade* 1: 139-146.
- Miriti, M.N., 2006. Ontogenetic shift from facilitation to competition in a desert shrub. *Journal of Ecology* 94: 973–979.
- R Development Core Team. 2011. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Rezende, E. L., Jordano, P. & Bascompte, J., 2007. Effects of phenotypic complementarity and

Curso de Campo Ecologia da Caatinga, PPG Ecologia, UFRN, 2011

phylogeny on the nested structure of mutualistic networks. *Oikos* 116: 1919–1929.

Salazar, L.F.; Nover, C.A.; Oyama, M.D., 2007. Climate changes consequences on the biome distribution in tropical South America. *Geophysical Research Letters* 34: doi:10.1029/2007GL029695

Vázquez, D. P., Chacoff, N.P. & Cagnolo, L., 2009. Evaluating multiple determinants of the structure of mutualistic networks. *Ecology* 90: 2039–2046.

Verdú, M. & Valiente-Banuet, A., 2008. The nested assembly of plant facilitation networks prevents species extinctions. *American Naturalist* 172: 751–760.

Verdú, M. & Valiente-Banuet, A., 2011. The relative contribution of abundance and phylogeny to the structure of plant facilitation networks. *Oikos* 000: doi: 10.1111/j.1600-0706.2011.19477.x



INFLUÊNCIA DE UM GRADIENTE DE UMIDADE NA CO-OCORRÊNCIA DE ARANHAS E FORMIGAS EM ÁREA DE CAATINGA DO RN

LEIDE AMARA PEREIRA DA SILVA, ANA CLÉZIA SIMPLÍCIO DE MORAIS, HONARA MORGANA DA SILVA

Introdução

A estruturação de comunidades pode ser explicada por diversas vias. Abordagens baseadas em processos de nicho assumem que as interações ecológicas relacionadas à co-existência de espécies atuam fortemente na estrutura de comunidades (Kembel & Hubbell, 2006). Abordagens baseadas em processos históricos (filogenia e biogeografia) trazem a perspectiva de que as relações filogenéticas entre as espécies coexistentes ajudam na compreensão de como as comunidades são estruturadas (Pavoine *et al.*, 2011). Ainda, processos neutros têm sugerido que as propriedades das comunidades sejam estruturadas estocasticamente pela combinação de deriva ecológica, migração e especiação (Beeravolu *et al.*, 2009).

A fauna de artrópodos tem sido ressaltada como de fundamental importância para o funcionamento dos processos ecológicos que estruturam ecossistemas terrestres, especialmente nos trópicos (Wilson, 1987).

Todavia, afirmar se comunidades são estruturadas por forças determinísticas ou neutras requer o uso de modelos teóricos aliados a amostragens e experimentos, a fim de se encontrar padrões de estruturação (Ellwood *et al.*, 2009). Os modelos nulos são um caminho eficaz para testar padrões de co-ocorrência

de espécies (Gotelli, 2000), uma vez que essa é uma das formas pelas quais a estrutura de comunidades pode ser detectada.

Diante disso, o presente estudo teve como objetivo analisar se há influência do gradiente de umidade na co-ocorrência de aranhas e formigas em uma área de Caatinga.

Metodologia

Área de estudo

O estudo foi realizado na Estação Ecológica do Seridó - ESEC (6°35'S e 37°15'W), que possui 1.128 ha, situada no sudeste do Rio Grande do Norte, município de Serra Negra do Norte e pertencente à mesorregião Seridó. A área está presente no domínio da caatinga, apresentando vegetação secundária, caracterizada por grande abundância de espécies arbustivas e arbóreas de pequeno porte, caracterizando um processo de regeneração (Bencke *et al.*, 2006).

Delineamento amostral

Delimitou-se um transecto de 50 metros perpendicular a um riacho com água corrente, onde foram amostrados 10 pontos com distância de 5 metros entre eles. Em cada ponto de coleta, duas parcelas de 50 cm x 50 cm eram delimitadas, sendo um distante

1m a direita do transecto e o outro 1m a esquerda, totalizando assim uma amostragem de 20 parcelas de serrapilheira. O local foi escolhido objetivando contemplar uma variação do gradiente de umidade do solo (menos úmido quanto mais distante do riacho). Em cada parcela foi feita coleta da serrapilheira para triagem de aranhas e formigas, a qual foi colocada em sacos plásticos numerados para posterior triagem dos morfotipos em laboratório. Ainda utilizou-se o método de guarda-chuva entomológico, onde em cada um dos 10 pontos do transecto a árvore mais próxima foi escolhida e teve amostrada a fauna de formigas e aranhas que caiu em uma badeja sob sua copa, após 20 batidas no caule. Os animais foram, então, acondicionados em frascos com álcool 70% e em seguida levados ao laboratório para identificação dos morfotipos.

Ainda em campo cada parcela teve uma amostra de solo coletada, a fim de medir a umidade do solo. Em laboratório as amostras foram pesadas, secas em estufa a $\sim 70^\circ\text{C}$ por 24h, e pesadas novamente para verificar o quanto de água haviam perdido. Esse procedimento gerou uma medida indireta de umidade.

Análise de dados

Para testar a relação entre a distância percorrida pelo transecto a partir da margem do rio com a umidade do solo fez-se uma regressão linear simples, no programa Systat 12.

Para investigar se a ocorrência entre os morfotipos de aranhas e formigas diferia do acaso, utilizou-se um modelo nulo através da comparação do C-score observado e dos valores de C-score esperados ao acaso, com linhas fixas e colunas equiprováveis (Gotelli, 2000), no programa EcoSim.

Resultados

Nos 10 pontos de coleta, a partir de amostragens por meio das duas metodologias de coleta (serrapilheira e guarda-chuva entomológico), foram identificados 10 morfotipos de formigas e 20 de aranhas. A riqueza média por parcela foi de $3 \pm 1,7$ e $1,7 \pm 0,9$ para aranhas e formigas, respectivamente.

A regressão linear confirmou o gradiente de umidade no decorrer do transecto perpendicular ao riacho, a partir da sua margem ($R^2=0,437$; $F_{1,8}=6,211$; $p=0,037$) (Figura 1).

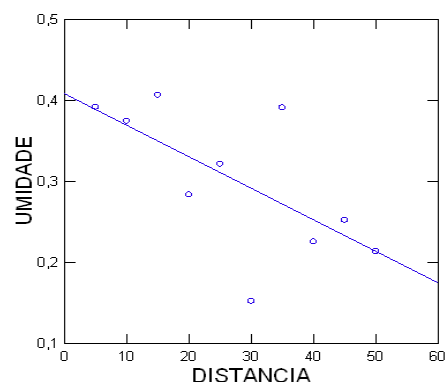


Figura 6. Regressão entre distância da margem do rio até o último ponto amostrado e umidade do solo.

A aplicação dos dados de riqueza ao modelo nulo gerou o C-score observado (1,80) e uma frequência de valores de C-score esperados ao acaso, mostrando que a co-ocorrência entre morfotipos de aranhas e formigas não é diferente do esperado ao acaso (observado \leq esperado, $p = 0,88$) (Figura 2).

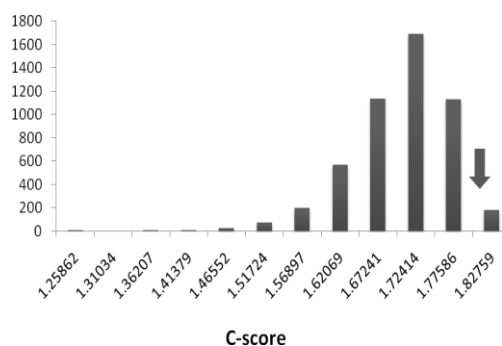


Figura 7. Distribuição de frequência de valores de C-score obtidos através de 5000 aleatorizações. A seta representa o valor do C-score observado (1,80) a partir dos dados de co-ocorrência, indicando que esse não é diferente do esperado ao acaso.

Discussão

A co-ocorrência encontrada entre os morfotipos de aranhas e formigas não foi diferente do esperado ao acaso, ou seja, as comunidades, dentro do contexto estudado, possivelmente são estruturadas estocasticamente. Padrão esse explicado por processos neutros, determinados por dispersão, extinção e especiação (Hubbell 2001). Sendo assim, não é possível afirmar que o gradiente de umidade pode estar influenciando diretamente na

estruturação dessas comunidades de aranhas e formigas.

Contudo, apesar da co-ocorrência encontrada ocorrer meramente ao acaso, de acordo com o modelo nulo, pode ser que haja um efeito indireto do gradiente de umidade sobre o padrão observado. Mudanças nas características ambientais afetam a capacidade dos organismos em se dispersar, podendo haver extinção de determinados morfotipos ao longo do gradiente, havendo, então, um efeito direto sobre a “seleção” dos morfotipos capazes de habitar ambientes com características específicas. Isso pode explicar a alta substituição de morfotipos de aranhas e formigas no decorrer do gradiente, diminuindo então a chance de co-ocorrerem e resultando no padrão encontrado, em que a co-ocorrência não é diferente do que se espera ao acaso. A substituição dos morfotipos foi constantemente observada no decorrer dos pontos amostrados.

Além da umidade influenciando na distribuição dos organismos, outras variáveis podem também compor o conjunto das características favoráveis ou não para a presença de determinados morfotipos de aranhas e formigas ao longo do gradiente, tais como: temperatura, luminosidade, abertura da copa, biomassa e estrutura da serrapilheira, tipo de solo, entre outras. Assim, requerimentos abióticos e características do microhabitat (Pelochová & Storch, 2008) podem estar exercendo uma influencia

marcante sobre os organismos encontrados ao longo do gradiente.

Em geral, artrópodes menos tolerantes a condições ambientais adversas são mais bem sucedidos em ambientes com maior quantidade de serrapilheira, pois esta intercepta luz em maior proporção, reduzindo a amplitude térmica do solo, além de possibilitar refúgio contra predadores (Varjão *et al.*, 2010). Esse fato evidencia ainda mais a substituição de morfotipos à medida que as características ambientais e físicas vão se modificando no gradiente.

Ainda, um padrão de co-ocorrência diferente do esperado ao acaso talvez pudesse ter sido observado caso uma maior amostragem tivesse sido realizada dentro de cada parcela do gradiente de umidade, por exemplo, próximo ao riacho, em uma distância média e distante do riacho. Através de uma amostragem maior em cada parcela do gradiente provavelmente haveria uma menor taxa de substituição dos morfotipos e, conseqüentemente, eles teriam maior chance de co-ocorrer.

Agradecimentos

Ao professor Alexandre Vasconcellos pelas sugestões. A Tonny Marques pelo auxílio no uso do EcoSim. Aos que fazem parte da ESEC – Seridó.

Referências

- Bencke, G.A., Maurício, G.N., Develey, P.F., Goerck, J.M. 2006. *Áreas importantes para conservação de aves no Brasil. Parte I – Estados do domínio da mata atlântica*. SAVE Brasil, São Paulo.
- Beeravolu, C.R.; Couterona, P.; Pélissier, R.; Munoz, F. 2009. Studying ecological communities from a neutral standpoint: A review of models' structure and parameter estimation. *Ecological Modelling* 220, 2603–2610.
- Ellwood, M.D.F.; Manica, A.; Foster, W.A. 2009. Stochastic and deterministic processes jointly structure tropical arthropod communities. *Ecology Letters* 12, 277–284.
- Gotelli, N.J., 2000. Null model analysis of species co-occurrence patterns. *Ecology* 81, 2606-2621.
- Hubbell, S.P., 2001. *The unified neutral theory of biodiversity and biogeography*. Princeton university press, Princeton.
- Kembel, S.W.; Hubbell, S.P. 2006. The Phylogenetic Structure Of A Neotropical Forest Tree Community. *Ecology* 87, 86–99.
- Pavoine, S.; Vela, E.; Gachet, S.G; Belair, G.; Bonsall, M.B. 2011. Linking patterns in phylogeny, traits, abiotic variables and space: a novel approach to linking environmental filtering and plant community

Curso de Campo Ecologia da Caatinga, PPG Ecologia, UFRN, 2011

assembly. *Journal of Ecology* 99, 165–175.

Pelochová, J.; Storch, D. 2008. Ecological Niche. *Evolutionary Ecology* 2, 1088-1097.

Varjão, S.L.S.; Benati, K.R.; Peres, M.C.L. 2010. Efeitos da variação temporal na estrutura da serrapilheira sobre a abundância de aranhas (Arachnida: Araneae) num fragmento de Mata Atlântica (Salvador, Bahia). *Revista Biociências* 16, 1-10.

Wilson, E.O. 1987. The little thing that run the world: the importance and conservation of invertebrates. *Conservation Biology* 1, 344-346.



