



**stricto
ensu**
Editora

VI CURSO DE CAMPO EM ECOLOGIA DE FLORESTA NO SUL DA BAHIA

ISBN: 978-65-86283-91-4

Organizadores:

Maíra Benchimol

José Carlos Morante-Filho

Ricardo Bovendorp

2023

Maíra Benchimol
José Carlos Morante-Filho
Ricardo Bovendorp
(Organizadores)



Rio Branco, Acre

Stricto Sensu Editora

CNPJ: 32.249.055/001-26

Prefixos Editorial: ISBN: 80261 – 86283 / DOI: 10.35170

Editora Geral: Profa. Dra. Naila Fernanda Sbsczk Pereira Meneguetti

Editor Científico: Prof. Dr. Dionatas Ulises de Oliveira Meneguetti

Bibliotecária: Tábata Nunes Tavares Bonin – CRB 11/935

Capa: Elaborada por Led Camargo dos Santos (ledcamargo.s@gmail.com)

Avaliação: Foi realizada avaliação por pares, por pareceristas *ad hoc*

Revisão: Realizada pelos autores e organizadores

Conselho Editorial

Prof^a. Dr^a. Ageane Mota da Silva (Instituto Federal de Educação Ciência e Tecnologia do Acre)

Prof. Dr. Amilton José Freire de Queiroz (Universidade Federal do Acre)

Prof. Dr. Benedito Rodrigues da Silva Neto (Universidade Federal de Goiás – UFG)

Prof. Dr. Edson da Silva (Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri)

Prof^a. Dr^a. Denise Jovê Cesar (Instituto Federal de Educação Ciência e Tecnologia de Santa Catarina)

Prof. Dr. Francisco Carlos da Silva (Centro Universitário São Lucas)

Prof. Dr. Humberto Hissashi Takeda (Universidade Federal de Rondônia)

Prof. Msc. Herley da Luz Brasil (Juiz Federal – Acre)

Prof. Dr. Jader de Oliveira (Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho - UNESP - Araraquara)

Prof. Dr. Jesus Rodrigues Lemos (Universidade Federal do Piauí – UFPI)

Prof. Dr. Leandro José Ramos (Universidade Federal do Acre – UFAC)

Prof. Dr. Luís Eduardo Maggi (Universidade Federal do Acre – UFAC)

Prof. Msc. Marco Aurélio de Jesus (Instituto Federal de Educação Ciência e Tecnologia de Rondônia)

Prof^a. Dr^a. Mariluce Paes de Souza (Universidade Federal de Rondônia)

Prof. Dr. Paulo Sérgio Bernarde (Universidade Federal do Acre)

Prof. Dr. Romeu Paulo Martins Silva (Universidade Federal de Goiás)

Prof. Dr. Renato Abreu Lima (Universidade Federal do Amazonas)

Prof. Dr. Rodrigo de Jesus Silva (Universidade Federal Rural da Amazônia)

Ficha Catalográfica

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)

C977

VI Curso de campo em Ecologia de floresta no sul da Bahia /
Maíra Benchimol, José Carlos Morante-Filho, Ricardo
Bovendorp. – Rio Branco : Stricto Sensu, 2023.

96 p. : il.

ISBN: 978-65-86283-91-4

DOI: 10.35170/ss.ed.9786586283914

1. Curso de campo. 2. Ecologia. 3. Floresta. I. Benchimol,
Maíra. II. Morante-Filho, José Carlos. III. Bovendorp, Ricardo.
IV. Título.

CDD 22. ed.577.391814

Bibliotecária Responsável: Tábata Nunes Tavares Bonin / CRB 11-935

O conteúdo dos capítulos do presente livro, correções e confiabilidade são de responsabilidade exclusiva dos autores.

É permitido o download deste livro e o compartilhamento do mesmo, desde que sejam atribuídos créditos aos autores e a editora, não sendo permitido à alteração em nenhuma forma ou utilizá-lo para fins comerciais.

www.sseditora.com.br

APRESENTAÇÃO

Este livro apresenta os produtos dos estudos conduzidos por 13 discentes durante a realização do VI Curso de Campo em Ecologia de Floresta do sul da Bahia, organizado pelo Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Biodiversidade (PPGECB) da Universidade Estadual de Santa Cruz (UESC). Realizado entre os dias 31 de outubro e 14 de novembro de 2022 no Centro de Estudos da Biodiversidade da Michelin, em Igrapiúna, Bahia, três professores do PPGECB (José Carlos Morante-Filho, Maíra Benchimol e Ricardo Bovendorp) e um professor da Universidade Federal da Paraíba (Bráulio A. Santos) coordenaram o curso e foram responsáveis pela orientação e dinâmica das atividades realizadas. As atividades durante o curso foram pautadas em aulas teóricas de diferentes temáticas, palestras proferidas pelos professores e na elaboração, desenvolvimento e apresentação de projetos científicos, redação de resumos e a escrita do manuscrito do projeto final. A primeira semana foi destinada para o desenvolvimento de três projetos orientados pelos professores e executados por grupos de alunos (Projetos I, II e III), enquanto a segunda semana foi utilizada para a elaboração, execução e apresentação do Projeto final.

Fevereiro de 2023

Os organizadores

SUMÁRIO

PROJETOS I. RESUMOS.....08

INFLUÊNCIA DAS CONDIÇÕES AMBIENTAIS NA OCORRÊNCIA DE MUSGOS EPÍFITOS EM TRONCOS DE SERINGUEIRAS.....09

Elimardo Cavalcante, Marília Marques, Tainá Antunes e Bráulio Santos

INFLUÊNCIA DO USO DO SOLO NA RIQUEZA DE MACROINVERTEBRADOS DA SERRAPILHEIRA..... 11

Amanda Sabino Martins, Maria Eduarda Soares Leite Rangel, Matheus Torres Walder e Ricardo Bovendorp

EFEITO DO MANEJO DO ESTRATO HERBÁCEO EM ÁREAS DE PLANTAÇÕES DE SERINGA SOBRE A ABUNDÂNCIA DE MACROINVERTEBRADOS DE SOLO.....13

Ana Flávia Rodrigues do Nascimento, Leonardo Vilas-Bôas M.P. de Cerqueira, Maria Lavanholle Ventorin e José Carlos Morante-Filho

HERBIVORIA ENTRE ARBUSTOS NA BORDA E NO INTERIOR DE UM FRAGMENTO DE FLORESTA ATLÂNTICA..... 15

Fredy Vargas Cárdenas, Glaciane Marques, Rachel dos Santos Pinto de Souza, Rayssa Roberta de Souza Saldanha e Maíra Benchimol

PROJETOS II. RESUMOS.....17

INFLUÊNCIA DO USO DO SOLO SOBRE A DIVERSIDADE DE FORMIGAS.....18

Elimardo Cavalcante, Marília Marques, Tainá Antunes e Ricardo Bovendorp

DOMINÂNCIA DE PLANTAS COM DEFESAS FÍSICAS EM DIFERENTES ESTÁGIOS SUCESSIONAIS.....20

Amanda Sabino Martins, Maria Eduarda Soares Leite Rangel, Matheus Torres Walder e Maíra Benchimol

RELAÇÃO ESPÉCIE-ÁREA EM BROMÉLIAS-TANQUE EPÍFITAS E SUA MACROFAUNA ASSOCIADA..... 22

Ana Flavia Rodrigues do Nascimento, Leonardo Vilas-Bôas M.P. de Cerqueira, Maria Lavanholle Ventorin e Bráulio Santos

EFEITO DA DISTÂNCIA DO CULTIVO AO REMANESCENTE FLORESTAL SOBRE A FRUGIVORIA NO CACAU (<i>Theobroma cacao</i>).....	24
--	----

Fredy Vargas Cárdenas, Glaciane Marques, Rachel dos Santos Pinto de Souza, Rayssa Roberta de Souza Saldanha e José Carlos Morante-Filho

PROJETOS III. RESUMOS.....26

EFEITO DA DISTÂNCIA DA PLANTA-MÃE NO DESENVOLVIMENTO DE INDIVÍDUOS RECRUTADOS DO PALMITO JUÇARA (<i>Euterpes edulis</i>).....	27
---	----

Matheus Torres Walder, Rachel dos Santos Pinto de Souza, Tainá Jardim e Ricardo Bovendorp

INFLUÊNCIA DA HETEROGENEIDADE AMBIENTAL SOBRE DIVERSIDADE BETA DE MACROINVERTEBRADOS EM REMANESCENTE FLORESTAL E PLANTAÇÃO DE CACAU.....	29
--	----

Leonardo Vilas-Bôas M.P. de Cerqueira, Glaciane Marques, Marília Marques e José Carlos Morante-Filho

ONDE TENHA SOL, É PRA LÁ QUE EU VOU? A INFLUÊNCIA DA LUMINOSIDADE NA DIVERSIDADE DE PLÂNTULAS.....	31
--	----

Elimardo Cavalcante, Maria Eduarda Soares, Maria Lavanholle Ventorin, Rayssa Saldanha e Bráulio Santos

INFLUÊNCIA DA ABERTURA DE CLAREIRAS NO RECRUTAMENTO DE PLÂNTULAS.....	33
---	----

Amanda Sabino, Ana Flávia Rodrigues do Nascimento, Fredy Vargas Cárdenas e Maíra Benchimol

PROJETOS FINAIS. CAPÍTULOS.....35

EFEITO DA ABERTURA DE DOSSEL E QUALIDADE DO SOLO SOBRE A DOMINÂNCIA DA GRAMÍNEA <i>Megathyrsus maximus</i> EM ÁREAS PERTURBADAS.....	36
--	----

Leonardo Vilas-Bôas M.P. de Cerqueira e Maria Lavanholle Ventorin

DOI: 10.35170/ss.ed.9786586283914.01

INFLUÊNCIA DA DISTÂNCIA DA BORDA SOBRE A DIVERSIDADE DE BESOUROS ROLABOSTA (COLEOPTERA: SCARABAEIDAE) AO LONGO DE UM GRADIENTE MATRIZ-BORDA-FRAGMENTO FLORESTAL.....	44
--	----

Amanda Sabino Martins e Matheus Torres Walder

DOI: 10.35170/ss.ed.9786586283914.02

INFLUÊNCIA DA LUMINOSIDADE E DISPONIBILIDADE DE RECURSOS SOBRE A DIVERSIDADE DE FUNGOS ASSOCIADOS À SERAPILHEIRA.....	56
---	----

Elimardo Cavalcante Bandeira e Rachel dos Santos Pinto de Souza

DOI: 10.35170/ss.ed.9786586283914.03

INFLUÊNCIA DO TAMANHO DA PLANTA E INCIDÊNCIA DE LUZ SOBRE O INVESTIMENTO REPRODUTIVO DE <i>Solanum stramonifolium</i> Jacq.....	69
---	----

Maria Eduarda Soares Leite Rangel e Tainá Jardim Antunes

DOI: 10.35170/ss.ed.9786586283914.04

PEDRAS NO CAMINHO: PREDITORES DA RIQUEZA DE LÍQUENS E BRIÓFITAS EM ROCHAS DE UM RIACHO.....	78
---	----

Marília Marques, Ana Flavia Rodrigues do Nascimento e Rayssa Roberta de Souza Saldanha

DOI: 10.35170/ss.ed.9786586283914.05

NORMAS PARA A ELABORAÇÃO DOS PROJETOS	89
--	-----------

AGRADECIMENTOS.....	91
----------------------------	-----------

CORPO DOCENTE	92
----------------------------	-----------

CORPO DISCENTE.....	93
----------------------------	-----------

ÍNDICE REMISSIVO	94
-------------------------------	-----------

PROJETOS I - Resumos



Foto: Maíra Benchimol

INFLUÊNCIA DAS CONDIÇÕES AMBIENTAIS NA OCORRÊNCIA DE MUSGOS EPÍFITOS EM TRONCOS DE SERINGUEIRAS

Elimardo Cavalcante¹; Marília Marques¹; Tainá Antunes²; Bráulio Santos³

1. Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Biodiversidade, Universidade Estadual de Santa Cruz;
2. Programa de Pós-Graduação em Ciências e Tecnologias, Universidade Federal do sul da Bahia;
3. Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade, Universidade Federal da Paraíba.

Condições ambientais, como a disponibilidade de luz, umidade e características do substrato, afetam a sobrevivência e o desenvolvimento de diversos organismos vegetais, pois interferem no microclima local e na área disponível para colonização. No caso de plantas epífitas tolerantes à sombra, como os musgos, ambientes com alta incidência de luz e baixa disponibilidade de árvores para fixação tendem a ser menos favoráveis para o seu desenvolvimento. A associação entre musgos e troncos de árvores ocorre em diversos tipos de vegetação ao redor do mundo, inclusive em áreas de cultivo, como os seringais. No sul da Bahia, os musgos associados aos troncos das seringueiras geralmente se desenvolvem mais intensamente na face sudoeste da árvore, visto que nessa direção há uma menor incidência luminosa e maior umidade. Neste estudo, testamos a hipótese de que a ocorrência de musgos é favorecida pela menor incidência de luz e maior disponibilidade de substrato. Esperamos que a proporção de área ocupada por musgos nos troncos das seringueiras fosse maior em locais com menor porcentagem de abertura do dossel e maior em árvores com maior circunferência à altura do peito. O estudo foi realizado em seis seringais da Reserva Biológica Michelin, onde amostramos aleatoriamente 70 seringueiras de diferentes tamanhos e sujeitas a diferentes condições ambientais. Estimamos a porcentagem de abertura do dossel a 1 m de distância da base do tronco de cada seringueira e a 1 m de altura em direção sudoeste, utilizando o aplicativo *Gap Light Analyzer*. A circunferência à altura do peito das árvores foi medida a 1,3 m de altura. Para o cálculo da proporção da área ocupada por musgos, estabelecemos uma área de amostragem de 2 m de altura a partir da base do tronco da seringueira. Nesta área, medimos o comprimento vertical (em centímetros) de cada mancha de musgo observada na direção sudoeste, somamos os valores e dividimos por 200 cm. Utilizamos um modelo linear generalizado com distribuição beta para avaliar a relação entre a proporção de área ocupada por musgos e as variáveis preditoras. Nossa análise revelou que a proporção de área ocupada por musgos variou de 0 a 1, com média de 0,6 ($\pm 0,36$; desvio padrão); a circunferência das árvores variou de 23 a 173 cm, com média de 63 cm ($\pm 30,43$); e a abertura do dossel variou de 15 a 88%, com média de 50% (± 19). Como esperado, a abertura do dossel afetou negativamente a proporção de área ocupada pelos musgos ($z = -0,04$; $P = 0,02$), mas a circunferência da árvore não afetou significativamente a área ocupada pelos musgos ($z = -2,39$; $P = 0,83$). Desta forma, nossas previsões foram parcialmente corroboradas, indicando que a incidência da luz promovida pela abertura do

dossel representa uma condição ambiental que prejudica a ocorrência dos musgos. Por serem pouco tolerantes à dessecação, os musgos encontram condições mais adequadas para seu desenvolvimento em áreas mais sombreadas. Sugerimos que os seringais com sub-bosque mais sombreado podem auxiliar na conservação dos musgos e de sua biota associada.

INFLUÊNCIA DO USO DO SOLO NA RIQUEZA DE MACROINVERTEBRADOS DA SERRAPILHEIRA

**Amanda Sabino Martins¹; Maria Eduarda Soares Leite Rangel²; Matheus Torres
Walder¹; Ricardo Bovendorp¹**

1. Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Biodiversidade, Universidade Estadual de Santa Cruz;

2. Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais, Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro (UENF).

As transformações de paisagens para uso antrópico levam a impactos diretos e indiretos na biodiversidade, através da fragmentação dos ecossistemas, a perda de área florestal e o isolamento de comunidades biológicas. Portanto, compreender como os diferentes tipos de uso da terra afetam a biodiversidade é essencial para a conservação. Nesse contexto, os macroinvertebrados de serrapilheira servem como bons bioindicadores, pois apresentam sensibilidade a alterações do ambiente e possuem um papel importante em processos ecossistêmicos, como a ciclagem de nutrientes. Assim, o presente estudo buscou compreender como diferentes usos de solo afetam a diversidade de macroinvertebrados terrestres da serrapilheira. Para representar a diferença no uso do solo, a amostragem foi feita em duas áreas de cultivo de cacau, e um trecho de Floresta Atlântica. Espera-se que, devido às alterações antrópicas, a riqueza de macroinvertebrados seja menor no cultivo em comparação à riqueza encontrada em uma área florestal. Foram estabelecidos dois transectos no cultivo de cacau, um em cada área, subdivididos em 5 pontos amostrais. Foi estabelecida uma distância de 25 m da borda da plantação, a fim de minimizar o efeito de borda. Cada ponto de amostragem possuiu uma distância de 25 m entre si. Na floresta os 25 m adentrados foram mantidos, mas a distribuição dos pontos foi alterada, onde a cada 25 m de trilha dois pontos amostrais foram estabelecidos. Em cada um dos 10 pontos amostrais de cada tratamento, a serrapilheira foi removida de uma parcela de 0,5 m² e alocada em bandejas coletoras. Nas bandejas foi verificada a presença e a morfotipagem dos macroinvertebrados (≥ 2 mm). A fim de verificar se a riqueza possuía relação com o uso do solo, foi realizada uma ANOVA de fator único e o teste de Shapiro-Wilk. Foram coletados 87 indivíduos nas duas áreas amostrais, totalizando 34 morfotipos. Somente 4 ocorreram em ambas as áreas amostrais, enquanto 21 foram exclusivos das áreas de cacau e 9 exclusivos na floresta. As plantações de cacau apresentaram maior riqueza de morfotipos em comparação às áreas de floresta ($P=0,001$). A alta riqueza encontrada no cacau pode estar relacionada com a disponibilidade de recursos, pois foi observado que nestas áreas existe uma maior quantidade de serrapilheira acumulada, possivelmente fornecendo uma maior área de ocorrência para os macroinvertebrados. Além disso, a maior heterogeneidade de habitat na floresta aumenta a gama de microhabitats, enquanto no cacau, os macroinvertebrados podem estar mais concentrados na serrapilheira, uma vez que a

estratificação vertical é menor e o ambiente mais homogêneo que o florestal. Sendo assim, podemos concluir que a riqueza de macroinvertebrados da serrapilheira foi influenciada pelos diferentes usos do solo, sendo o plantio de cacau superior em riqueza de morfotipos quando comparado a área de floresta. Dado os resultados apresentados neste trabalho, estudos que avaliem as características da serrapilheira podem contribuir para o maior conhecimento acerca da riqueza e abundância de macroinvertebrados em cultivares em comparação às áreas naturais.

EFEITO DO MANEJO DO ESTRATO HERBÁCEO EM ÁREAS DE PLANTAÇÕES DE SERINGA SOBRE A ABUNDÂNCIA DE MACROINVERTEBRADOS DE SOLO

Ana Flávia Rodrigues do Nascimento¹; Leonardo Vilas-Bôas M.P. de Cerqueira²; Maria Lavanholle Ventorin¹; José Carlos Morante-Filho¹

1. Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Biodiversidade, Universidade Estadual de Santa Cruz;
2. Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia.

O manejo intensivo em sistemas agrícolas afeta as características do solo, gerando empobrecimento dos seus parâmetros físicos e químicos e conseqüentemente reduzindo a probabilidade de estabelecimento de espécies nativas. Entre as espécies afetadas pela intensificação do manejo estão aquelas que compõem as comunidades associadas ao solo, denominadas pedofauna. O solo exposto pela retirada da cobertura vegetal em áreas agrícolas se torna um ambiente hostil e com baixa disponibilidade de recursos, o que pode acarretar na redução da riqueza e abundância de macroinvertebrados. Neste contexto, este estudo teve o objetivo de avaliar como diferentes manejos do estrato herbáceo em plantações de seringa afetam a abundância de macroinvertebrados do solo. Testamos a predição de que a abundância de macroinvertebrados seja menor em áreas de seringal de manejo intensificado em comparação com áreas de seringal menos manejado. O estudo foi desenvolvido em duas áreas de seringal sob manejo menos intenso (sub-bosque em regeneração) e duas áreas de seringal intensificado (corte raso do sub-bosque), ambas localizadas próximas à Reserva Ecológica Michelin, Igrapiúna, Bahia. Em cada área foram definidas cinco parcelas de 0,002 m³ (20 cm x 20 cm x 5 cm) com distância de 20 m entre si, sendo 10 parcelas para cada tipo de manejo. Após a coleta do solo em cada parcela, as amostras foram destinadas para o laboratório para contagem dos macroinvertebrados durante 10 min por amostra. A fim de verificar como as plantações de seringal sob diferentes manejos (variável preditora) afetam a abundância de macroinvertebrados do solo (variável resposta), foi utilizado o teste t de *Student*. A normalidade dos dados foi aferida a partir do teste de *Shapiro-Wilk*. No total foram amostrados 389 indivíduos, sendo 198 indivíduos nas áreas de seringal de manejo intensificado e 191 indivíduos nas áreas de seringal de manejo menos intenso. Em média, foram amostrados 19,8±5,29 indivíduos nas parcelas das áreas de seringal intensificado e 19,1±8,29 indivíduos nas parcelas das áreas de seringal sob manejo menos intenso. A intensificação do manejo dos seringais não afetou a abundância de macroinvertebrados do solo (t= 0,21; P=0,83). Esse resultado pode ser explicado pela substituição de espécies entre áreas, onde macroinvertebrados mais adaptados a perturbações podem colonizar e proliferar as plantações intensificadas, enquanto espécies características de ambientes nativos podem estar presentes nas plantações não manejadas

devido à presença do sub-bosque regenerante. Esse padrão pode levar a substituição de espécies entre plantações, mesmo ocorrendo uma manutenção da abundância de macroinvertebrados. Além disso, períodos chuvosos contribuem com o aumento da disponibilidade de recursos alimentares o que poderia estar mitigando os efeitos da intensificação do manejo. Alguns grupos de macroinvertebrados de solo possuem períodos reprodutivos mais frequentes em épocas chuvosas, o que poderia estar permitindo processos de recolonização provindos de fragmentos florestais para essas áreas perturbadas. Dessa forma, esse fator poderia regular a abundância dos macroinvertebrados em ambas as plantações e, portanto, reduzir os efeitos da intensificação do manejo. Baseado em nosso resultado, concluímos que a intensificação do manejo não afeta a abundância de macroinvertebrados do solo nas plantações de seringa avaliadas. Para estudos futuros sugerimos avaliar mais a fundo os impactos dos manejos de cultivos agrícolas nas comunidades de macroinvertebrados do solo, utilizando para isso outros parâmetros da comunidade, como riqueza, composição de espécies e diversidade funcional.

HERBIVORIA ENTRE ARBUSTOS NA BORDA E NO INTERIOR DE UM FRAGMENTO DE FLORESTA ATLÂNTICA

Fredy Vargas Cárdenas¹; Glaciane Marques²; Rachel dos Santos Pinto de Souza²; Rayssa Roberta de Souza Saldanha³; Máira Benchimol²

1. Programa de Pós-graduação em Ciências Biológicas, Universidad Nacional Autónoma de México;
2. Programa de Pós-graduação em Ecologia e Conservação da Biodiversidade, Universidade Estadual de Santa Cruz;
3. Programa de Pós-graduação em Biodiversidade e Evolução, Museu Paraense Emílio Goeldi.

A fragmentação florestal é um processo de divisão de áreas contínuas da vegetação, que induz a mudanças nas comunidades vegetais e animais nos fragmentos formados. Um fenômeno resultante da fragmentação é o efeito de borda, caracterizado pelas mudanças na estrutura das comunidades biológicas localizadas à margem de um fragmento. Isso ocorre devido as variações microclimáticas na borda da floresta, como a mudança na temperatura, luminosidade e velocidade do vento. Por ser um ambiente em sucessão, a comunidade vegetal pioneira que domina a borda do fragmento costuma exibir estratégias aquisitivas, que direcionam maior energia para o crescimento e dominância do que em defesa contra predadores. Neste trabalho avaliamos a incidência de herbivoria em folhas de arbustos localizado em ambientes de borda e interior de um fragmento florestal. Com base na hipótese de que as espécies arbustivas encontradas em margens de fragmentos florestais investem primariamente em crescimento em detrimento de mecanismos de defesa, espera-se encontrar maior porcentagem de dano foliar em folhas localizadas na borda do que em folhas do interior. O estudo foi realizado em um fragmento florestal (Vila 5) de 180 hectares, situado na Reserva Ecológica Michelin, sul da Bahia. Foram selecionados seis arbustos na área de borda do fragmento e seis arbustos no interior do fragmento (300 m da borda), com tamanho entre 1 e 2 m, mantendo uma distância mínima de 10 m entre eles. Em cada arbusto, 10 folhas foram selecionadas de forma aleatória e posteriormente coletadas para mensuração da porcentagem de dano foliar através do aplicativo *Bioleaf*. Realizamos uma análise de Wilcoxon para avaliar como o ambiente (borda e interior) afeta a porcentagem de dano foliar dos arbustos. A porcentagem média de dano foliar das folhas dos arbustos da borda foi de $1,0 \pm 0,58$, enquanto a das folhas dos arbustos do interior foi de $4,24 \pm 3,41$, demonstrando a baixa pressão de herbivoria nos dois ambientes. Em particular, o dano foliar não diferiu significativamente entre arbustos de borda e de interior ($W=157$; $P=0,22$). Ao contrário do previsto, não houve maior herbivoria em arbustos localizados na borda quando comparados a arbustos do interior do fragmento. Usualmente, essas espécies da borda florestal investem energia em crescimento rápido e reprodução, sendo favorecidas pela maior intensidade luminosa, o que resulta na elevada densidade arbustiva nessa área. Nesse cenário, as comunidades de herbívoros ali presentes são geralmente constituídas majoritariamente por espécies generalistas que dispõem de uma grande concentração de recursos, o que por sua

vez pode estar diluindo o efeito da herbivoria nos indivíduos arbustivos da borda. Os resultados apontam que a localização do arbusto na borda florestal não afetou a intensidade de herbivoria em suas folhas, sugerindo que outros fatores bióticos como a densidade de insetos herbívoros, possam ser mais importantes para moldar a pressão de herbivoria no fragmento estudado.

PROJETOS II - Resumos



Foto: Leonardo Vilas-Bôas M.P. de Cerqueira

INFLUÊNCIA DO USO DO SOLO SOBRE A DIVERSIDADE DE FORMIGAS

Elimardo Cavalcante¹; Marília Marques¹; Tainá Antunes²; Ricardo Bovendorp¹

1. Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Biodiversidade, Universidade Estadual de Santa Cruz;
2. Programa de Pós-Graduação em Ciências e Tecnologias Ambientais, Universidade Federal do Sul da Bahia.

O nicho ecológico de uma espécie expressa um conjunto de condições e recursos que permite sua sobrevivência no ambiente. Nesse sentido, a heterogeneidade de habitat é um importante fator, uma vez que ao ofertar maior variedade de recursos, a amplitude de nicho suportada em ambientes heterogêneos frequentemente permite a coexistência de espécies, resultando em alta diversidade. Por outro lado, em monocultivos e outras áreas sob influência antrópica há perda de nicho, promovendo a homogeneização da oferta de recursos e, por conseguinte, uma menor diversidade quando comparados a áreas de maior complexidade, como as florestas tropicais. Muitas espécies de formigas refletem em suas taxas de diversidade o grau de antropização das áreas em que ocorrem, sendo boas indicadoras de qualidade do ambiente. O objetivo deste trabalho foi compreender como diferentes usos do solo afetam a diversidade de formigas (Hymenoptera: Formicidae). Espera-se que a riqueza de morfotipos de formigas seja mais alta em florestas, intermediária em consórcios de cacau-seringa, baixa em seringal e muito baixa em área de solo exposto. Para a abundância de formigas, espera-se que seja mais alta no consórcio e no seringal, dada a constante manutenção de cobertura orgânica sobre o solo advinda do cultivo consorciado, aumentando o aporte de recursos e a densidade de espécies. Foram alocados 6 pontos amostrais separados por 25 m de distância em cada ambiente (floresta, consórcio de cacau-seringa, seringal e área de solo exposto). Em cada ponto amostral foi instalada uma armadilha no solo de interceptação e queda, constituída por um recipiente plástico de 100 ml enterrado ao nível do solo, contendo iscas feitas de sardinha, laranja e açúcar. As armadilhas ficaram expostas por 90 min, e após esse período, os indivíduos foram retirados, triados e identificados quanto aos morfotipos e suas abundâncias. Os dados de riqueza foram submetidos a testes de Kruskal-Wallis e Wilcoxon pareados, e os dados de abundância analisados com ANOVA simples e teste de Tukey a posteriori. Foram encontrados nove morfotipos diferentes em todas as armadilhas, sendo 4 morfotipos na floresta, 3 no consórcio de cacau-seringa, 6 no seringal e 1 na área de solo exposto. Em relação à abundância, 93 indivíduos foram encontrados na floresta, 586 indivíduos no consórcio de cacau-seringa, 183 indivíduos no seringal e 11 indivíduos na área de solo exposto. Os resultados mostram uma diferença significativa entre a riqueza na área de solo exposto quando comparada com os outros três ambientes. Já a abundância apresentou diferença significativa entre o consórcio de cacau-seringa e os outros ambientes. Conforme inicialmente esperado, os resultados corroboram que a riqueza e abundância de espécies foram influenciadas pelo uso do solo. A riqueza em área de solo exposto foi menor do que nas outras áreas, indicando que a

uniformidade nos ambientes reduz a variabilidade de nichos ecológicos diminuindo sua riqueza taxonômica local, afetando a diversidade de formigas. Apesar da riqueza de formigas não ter sido maior na floresta como o esperado, o ambiente apresentou maior número de morfotipos exclusivos do local, refletindo a especialização de habitat desses organismos. Os resultados obtidos confirmam que o grau de antropização do uso do solo afeta a riqueza e a diversidade de espécies de formigas. Sugere-se que futuros estudos avaliem a cobertura direta do solo, uma vez que foi observado nestas áreas o uso de plantas forrageiras, capim e a serrapilheira, que podem agir como fatores estruturantes da comunidade de formigas.

DOMINÂNCIA DE PLANTAS COM DEFESAS FÍSICAS EM DIFERENTES ESTÁGIOS SUCESSIONAIS

Amanda Sabino Martins¹; Maria Eduarda Soares Leite Rangel²; Matheus Torres Walder¹; Maíra Benchimol¹

1. Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Biodiversidade, Universidade Estadual de Santa Cruz;
2. Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais, Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro.

A sucessão ecológica é um processo gradual de mudanças da estrutura e composição de comunidades biológicas, iniciada por uma perturbação de origem natural ou antrópica. Desta maneira, diferentes estágios sucessionais são caracterizados por diferentes condições bióticas e abióticas, refletindo diretamente nas espécies de plantas capazes de colonizar o local. Em ambientes de estágio sucessional inicial, algumas espécies de plantas apresentam estratégias de defesa ao grande número de herbívoros generalistas ali encontrados. Estas defesas podem ser físicas (espinhos, nectário extrafloral e tegumento) ou químicas, e tendem a favorecer no sucesso de estabelecimento e dominância das plantas. Assim, o presente estudo teve como objetivo avaliar como diferentes estágios sucessionais de uma floresta influenciam na dominância de arbustos com defesas físicas contra a herbivoria. Esperava-se que a proporção de arbustos com defesa física fosse maior no estágio sucessional inicial do que no avançado, devido aos estágios iniciais apresentarem maiores taxas de luminosidade e disponibilidade de alimento, favorecendo a presença de insetos herbívoros generalistas e de mecanismos de coevolução entre defesas e a herbivoria. O estudo foi desenvolvido em dois ambientes de Floresta Atlântica, situados em um mesmo remanescente florestal no sul da Bahia. O primeiro apresenta uma fisionomia correspondente a um estágio inicial, caracterizado por alta densidade de árvores com diâmetro pequeno e alta luminosidade, enquanto o segundo encontra-se sob estágio mais avançado de sucessão, apresentando sub-bosque menos denso, árvores com maior diâmetro e menor incidência luminosa. Em cada ambiente, foram estabelecidas seis parcelas de 5 m x 2 m, distanciadas a 20 m, para posterior contagem de arbustos (entre 1 e 2 m) e identificação de presença e tipos de defesas físicas. Através de um teste t, foi avaliada a relação entre o estágio sucessional e a proporção de indivíduos com defesa física. Um total de 45 indivíduos foram amostrados nos dois ambientes, sendo 19 ($3,16 \pm 2,31$) no estágio inicial e 26 ($4,33 \pm 3,14$) no avançado, e a proporção de arbustos apresentando defesas estruturais variou de 0 a 33,33% no estágio inicial ($8,33 \pm 13,94$) e de 0 a 42,86% ($14,08 \pm 17,6$) no estágio avançado. Apesar de ter sido encontrado no estágio sucessional avançado um maior número de parcelas com espécies apresentando defesa física, não foi encontrada diferença significativa entre a proporção de indivíduos com defesas e o estágio sucessional ($t=0,63$; $P=0,54$). De maneira geral, a proporção de defesas estruturais nos locais foi baixa,

sugerindo que defesas químicas podem ser mais importantes para prevenir a predação por insetos herbívoros. Ademais, é importante destacar que algumas defesas físicas, como espinhos e acúleos, oferecem proteção contra grandes herbívoros, como mamíferos. Considerando que insetos herbívoros tendem a apresentar maior abundância em áreas iniciais de sucessão ecológica, o melhor tipo de defesa que a planta pode apresentar para esse tipo de herbivoria seria a química, pois evitaria predação pelos insetos e garantiria a sobrevivência do indivíduo. Desta forma, concluímos que o estágio sucessional não influenciou na dominância de defesas físicas em folhas de arbustos no fragmento florestal estudado. Sugerimos que estudos futuros avaliem a presença de defesas químicas entre ambos os ambientes, além de considerar outros fatores abióticos e bióticos, como a entrada de luminosidade da área e a composição de herbívoros da região.

RELAÇÃO ESPÉCIE-ÁREA EM BROMÉLIAS-TANQUE EPÍFITAS E SUA MACROFAUNA ASSOCIADA

Ana Flavia Rodrigues do Nascimento¹; Leonardo Vilas-Bôas M.P. de Cerqueira²; Maria Lavanholle Ventorin¹; Bráulio Santos³

1. Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Biodiversidade, Universidade Estadual de Santa Cruz;
2. Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia;
3. Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade, Universidade Federal da Paraíba.

A relação espécie-área assume que a riqueza de espécies é afetada pela área, de forma que quanto maior for a área, maior será a riqueza de espécies. Geralmente, áreas maiores apresentam maior disponibilidade de recursos bióticos e abióticos, maior amplitude das condições ambientais, maior heterogeneidade de nichos e de interações ecológicas. Esta hipótese foi testada e corroborada em diversos ambientes e grupos taxonômicos e é pressuposto fundamental no desenvolvimento de diversos estudos em ecologia. Porém, ainda se sabe pouco sobre como a relação espécie-área se aplica às bromélias-tanque que se desenvolvem nos troncos de árvores tropicais, incluindo áreas de silvicultura como os seringais. Entender esta relação é importante porque as bromélias-tanque epífitas funcionam como ecossistemas únicos para a macrofauna que utiliza a água acumulada em suas folhas para forrageamento, reprodução ou refúgio contra predadores. Neste estudo, utilizamos uma área de seringal na Reserva Ecológica da Michelin, localizada no município de Igrapiúna, Bahia, para testar se o aumento no tamanho das bromélias leva ao aumento da riqueza de espécies animais associadas a elas. Amostramos aleatoriamente 15 bromélias que estavam fixadas nos troncos das árvores a até 3 metros de altura. Coletamos as bromélias com auxílio de uma escada e de uma faca, despejamos a água contida em suas folhas em uma bandeja plástica, e contabilizamos as morfoespécies da macrofauna durante cinco minutos. Posteriormente, pesamos as bromélias em uma balança digital de precisão e utilizamos seu peso fresco (g) como indicador de tamanho ou da área disponível para a macrofauna. Para verificar como o peso fresco das bromélias afetou a riqueza da macrofauna associada às bromélias, utilizamos uma regressão linear simples. O peso fresco das bromélias variou entre 7,7 e 953 g, com média de $205,88 \pm 242$ g. A riqueza da macrofauna variou entre 2 e 15 morfoespécies, com média de $8,3 \pm 4$ morfoespécies por bromélia. Como esperado, o peso fresco da bromélia afetou positivamente a riqueza da macrofauna ($R^2=0,66$; $F=25,11$; $gl=1$; $P<0,001$). O resultado observado corroborou a relação espécie-área, demonstrando que a variação do tamanho das bromélias tem relação positiva com a riqueza da macrofauna encontrada. Dois mecanismos explicam esta relação. O primeiro é conhecido como a hipótese da heterogeneidade de habitat, que diz que à medida que a área aumenta, mais heterogêneos se tornam os ambientes, gerando maior diversidade de habitats disponíveis. O segundo é que ambientes menores possuem taxas de extinção maiores, sendo menos

efetivos em abrigar espécies. Como as bromélias maiores apresentaram uma riqueza maior da macrofauna associada, sugerimos que o manejo das seringueiras não inclua a remoção das bromélias maiores. No entanto, sempre que possível, bromélias menores também devem ser mantidas, pois abrigam uma quantidade importante de espécies animais. Diante disso, ressaltamos a contribuição de bromélias-tanque epífitas que se estabelecem nos seringais como um componente fundamental dos agroecossistemas.

EFEITO DA DISTÂNCIA DO CULTIVO AO REMANESCENTE FLORESTAL SOBRE A FRUGIVORIA NO CACAU (*Theobroma cacao*)

Fredy Vargas Cárdenas¹; Glaciane Marques²; Rachel dos Santos Pinto de Souza²;
Rayssa Roberta de Souza Saldanha³; José Carlos Morante-Filho²

1. Programa de Pós-graduação em Ciências Biológicas, Universidad Nacional Autónoma de México;
2. Programa de Pós-graduação em Ecologia e Conservação da Biodiversidade, Universidade Estadual de Santa Cruz;
3. Programa de Pós-graduação em Biodiversidade e Evolução, Museu Paraense Emílio Goeldi.

Sistemas agrícolas tendem a modificar áreas de habitat natural em função do aumento da produtividade, abrindo espaço para o surgimento de algumas interações positivas e negativas entre a fauna silvestre e a cultura agrícola. Por exemplo, diversos organismos fornecem serviços ecossistêmicos que favorecem a produção agrícola, como a polinização, dispersão de sementes e controle de pragas. Por outro lado, a herbivoria, disseminação de patógenos, predação e a frugivoria impactam de forma negativa a produtividade dos cultivos. Dentre eles, a predação é uma interação ecológica desarmônica que ocorre quando um organismo consome parcial ou totalmente um outro organismo. Culturas agrícolas como o cacau, podem ser expostas à predação dos frutos por vertebrados, como primatas, roedores e aves. Diante disso, o objetivo do nosso estudo foi avaliar o efeito da distância de plantações de cacau a um remanescente florestal sobre a predação de frutos realizada por vertebrados. Espera-se encontrar uma maior proporção de frutos de cacau predados em áreas de cultivo próximo ao remanescente florestal, uma vez que este fragmento pode abrigar maior diversidade de vertebrados que podem utilizar o cultivo como um habitat suplementar. O estudo foi realizado em plantações de cacau com diferentes distâncias da Reserva Ecológica Michelin (Igrapiúna, Bahia). Foram selecionadas duas plantações distintas, uma localizada próxima ao remanescente florestal (30 m) e a outra a uma distância de aproximadamente 3000 m. Em cada plantação selecionamos sistematicamente 40 árvores, distantes entre si a pelo menos 15 m. Em cada árvore contamos o número de frutos de cacau e quantos deles apresentavam sinais de predação efetuada por vertebrados. Para analisar o efeito da proximidade da plantação de cacau ao remanescente florestal sobre a proporção de frutos predados utilizamos um modelo linear generalizado com distribuição binomial. Em nosso estudo foram quantificados no total 1003 frutos de cacau, onde 322 foram encontrados na plantação próxima ao fragmento florestal e 681 frutos foram observados na plantação distante. Em ambas as plantações, cerca de metade das árvores amostradas apresentaram menos de 10% dos frutos predados. Além disso, não houve diferença significativa na proporção de frutos predados entre as plantações próximas e distantes ao remanescente florestal ($Deviance\ explained=2,6\%$; $P=0,24$). Nossos resultados indicam que a proximidade da plantação ao remanescente florestal não influencia a predação de frutos de cacau. Isso pode estar relacionado ao fato de que vertebrados presentes na floresta dispõem de uma

elevada disponibilidade de recursos e, portanto, não estariam optando pela suplementação alimentar no ambiente de cultivo. Além disso, a exposição no deslocamento até a plantação de cacau pode aumentar o risco de predação, o que poderia reduzir a preferência dos animais em utilizar esse sistema agrícola. Por último, a pequena proporção de frutos predados em ambas as plantações pode estar associada ao fato que o cacau é uma espécie exótica no sul da Bahia e, portanto, pode não apresentar uma diversidade de predadores naturais na região. Baseado em nosso estudo, concluímos que a distância ao remanescente florestal não exibe influência sobre o número de frutos predados nas plantações de cacau, possivelmente não interferindo na produção desta cultura agrícola.

A photograph of a dense tropical forest. The scene is filled with numerous thin, vertical tree trunks of varying heights and colors, ranging from light brown to dark grey. The ground is covered in a thick layer of brown, fallen leaves and twigs, interspersed with patches of vibrant green vegetation, including broad-leafed plants and ferns. Sunlight filters through the dense canopy, creating a dappled light effect on the forest floor. The overall atmosphere is lush and wild.

PROJETOS III - Resumos

Foto: Maria L. Ventorin

EFEITO DA DISTÂNCIA DA PLANTA-MÃE NO DESENVOLVIMENTO DE INDIVÍDUOS RECRUTADOS DO PALMITO JUÇARA (*Euterpes edulis*)

Matheus Torres Walder¹; Rachel dos Santos Pinto de Souza¹; Tainá Jardim²; Ricardo Bovendorp¹

1. Programa de Pós-graduação em Ecologia e Conservação da Biodiversidade, Universidade Estadual de Santa Cruz;
2. Programa de Pós-graduação em Ciências e tecnologias ambientais, Universidade Federal do Sul da Bahia.

O desenvolvimento e o sucesso reprodutivo dos organismos dependem das condições em que vivem e dos recursos que obtêm. Desse modo, os indivíduos mais filogeneticamente relacionados tendem a compartilhar as mesmas necessidades, gerando maior pressão competitiva, dada a limitação de recursos disponíveis no ambiente. No caso de espécies vegetais, essa competição está mais associada à proximidade dos indivíduos no espaço. A hipótese de Janzen-Connell aponta que a distribuição espaçada das espécies vegetais nas florestas tropicais está relacionada a altas taxas de mortalidade próximo aos indivíduos-fonte (plantas-mãe). Logo, testamos a hipótese de que a proximidade com a planta-mãe aumenta a pressão intraespecífica, influenciando o crescimento das plântulas e regenerantes de *Euterpes edulis*, espécie de palmeira com alta frutificação e recrutamento de indivíduos. O trabalho foi realizado em um fragmento florestal de Mata Atlântica Ombrófila, com uma área de 180 hectares, localizado na Reserva Ecológica Michelin em Igrapiúna, Bahia. Buscamos por indivíduos adultos (planta-mãe) isolados a uma distância mínima de 50 m de outro indivíduo reprodutivo, baseado na presença de cicatrizes de frutificação. A partir disso, delimitamos quatro transectos de 15 m de comprimento por 4 m de largura, posicionados nos quatro sentidos cardeais, e em cada um deles contabilizamos e medimos as alturas de plântulas e regenerantes de *E. edulis* com até 1,5 m de altura. Usamos modelos lineares generalizados (GLM) com distribuição binomial negativa para avaliar a relação entre o tamanho das plântulas e regenerantes e a distância até a planta-mãe. Foram encontrados cinco indivíduos adultos dentro do padrão de seleção, sendo contabilizados 130 plântulas e regenerantes, com média de 26 indivíduos recrutados por planta-mãe e tamanho médio de $51,78 \pm 45,88$ cm. Encontramos uma relação positiva entre a altura das plântulas e regenerantes em relação à distância da planta-mãe ($R^2=0,05$; $P=0,01$), confirmando que os indivíduos de plântulas e regenerantes de *E. edulis* na área estudada são afetadas pela distância da planta-mãe. Nosso resultado corrobora com diversos estudos ecológicos que também avaliaram a distribuição espaçada das espécies vegetais (planta-mãe, plântulas e regenerantes) nas florestas tropicais, mostrando que a competição intraespecífica pode afetar no desenvolvimento de indivíduos regenerantes. Outros fatores também podem influenciar no desenvolvimento de plântulas e regenerantes de *E. edulis*, tais como os padrões de dispersão, visto que esta é uma espécie-chave e seus frutos servem de alimento

para diversas espécies animais. Por sua vez, estas espécies são capazes de interferir direta ou indiretamente nos mecanismos de dispersão de sementes que moldam a distribuição de *E. edulis*, afetando sua área de ocorrência e proximidade de outras plantas, fator chave na força da competição de espécies vegetais e na sua relação densidade-dependente da espécie. Dessa forma, a distância da planta-mãe influencia no desenvolvimento das plântulas e regenerantes, indicando a relevância da competição intraespecífica na dinâmica populacional de *E. edulis*.

INFLUÊNCIA DA HETEROGENEIDADE AMBIENTAL SOBRE DIVERSIDADE BETA DE MACROINVERTEBRADOS EM REMANESCENTE FLORESTAL E PLANTAÇÃO DE CACAU

Leonardo Vilas-Bôas M.P. de Cerqueira¹; Glaciane Marques²; Marília Marques ²; José Carlos Morante-Filho²

1. Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia;
2. Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Biodiversidade, Universidade Estadual de Santa Cruz.

A antropização tem simplificado as paisagens e transformado ambientes naturais, como as florestas, em ambientes mais homogêneos, como as plantações. A diminuição da complexidade do habitat reduz a disponibilidade e diversidade de recursos, afetando as comunidades biológicas como os macroinvertebrados de serapilheira. Para esse grupo, a heterogeneidade da serapilheira pode criar diferentes microhabitats, aumentando a diversidade de espécies. Portanto, a simplificação da serapilheira oriunda de ações antrópicas pode reduzir a disponibilidade de recursos e levar a homogeneização das comunidades de invertebrados. Nesse contexto, o presente trabalho avaliou (i) como ambientes distintos (remanescente florestal e plantação de cacau) afetam a diversidade beta de macroinvertebrados de serapilheira; e (ii) como a variação das características da serapilheira na floresta e plantação de cacau influenciam a diversidade beta de macroinvertebrados. Esperamos que (i) a diversidade beta de macroinvertebrados da serapilheira seja maior (i.e., alta dissimilaridade) na floresta do que na plantação de cacau; e (ii) quanto maior a variação na profundidade, peso e número de itens da serapilheira dentro da floresta ou plantação de cacau maior será a diversidade beta de macroinvertebrados. O estudo foi realizado em um remanescente de florestal pertencente a Reserva Ecológica Michelin e uma plantação de cacau adjacente, ambos localizados no município de Igrapiúna, Bahia. Em cada área foram definidas 10 parcelas de 50 x 50 cm, distantes pelo menos 25 m entre si, onde toda a serapilheira foi coletada. Foram mensurados a profundidade, peso e número de itens presentes (como folhas, troncos, frutos) em cada amostra de serapilheira. A triagem dos macroinvertebrados ocorreu por 10 min, onde os organismos encontrados foram morfotipados. O cálculo de diversidade beta foi realizado utilizando o Número de Hills de ordem $q=0$. A fim de analisar como o tipo de ambiente afeta a diversidade beta de macroinvertebrados de serapilheira, foi realizado o teste U. Para avaliar como a variação do peso, profundidade e número de itens da serapilheira afetam a diversidade beta local, foi realizado o teste de Mantel através de matrizes de distância euclidiana. No total foram coletados 95 morfotipos, sendo 33 na plantação de cacau e 62 na floresta. Em média, foram registrados $8,2 \pm 3,6$ morfotipos na floresta e $5,5 \pm 2,2$ na plantação de cacau. Em nosso estudo, observamos que o peso médio da serapilheira foi de $487,6 \pm 129,3$ g na floresta e

624,7±173,3 g na plantação de cacau. A profundidade média da serapilheira na floresta foi de 4,8±2,1cm e na plantação de cacau foi 6,6±0,9 cm, enquanto registramos em média 8,3±1,5 itens na serapilheira da floresta e 6,6±1,3 itens na plantação de cacau. Nossos resultados evidenciaram que a diversidade beta de macroinvertebrados foi maior ($W=110$; $P<0,001$) na floresta do que na plantação de cacau. Porém, observamos que diferenças no peso, profundidade e número de itens da serapilheira não afetaram a diversidade beta de macroinvertebrados na floresta (respectivamente, $r=-0,24$; $P=0,97$; $r=0,16$; $P=0,09$; $r=-0,20$; $P=0,933$) e plantação de cacau (respectivamente, $r=0,08$; $P=0,28$; $r=0,23$; $P=0,07$; $r=-0,06$; $P=0,66$). Desta forma, o estudo corrobora a hipótese de que a simplificação local provinda de antropização aumenta a similaridade entre as comunidades de macroinvertebrados, diminuindo a diversidade beta na plantação de cacau quando comparada à floresta. Esse resultado pode estar associado a simplificação das características vegetacionais na plantação de cacau que reduz a disponibilidade de recursos e conseqüentemente acarreta uma homogeneização da comunidade de macroinvertebrados da serapilheira. A segunda hipótese foi refutada, visto que não foi observado um efeito da variação das características locais sobre a diversidade beta. Baseado nesse resultado, acredita-se que as características avaliadas da serapilheira podem não ser os fatores mais importantes na determinação da diversidade beta de macroinvertebrados neste estudo, de modo que esse padrão poderia ser melhor explicado por outros processos, como a interação entre as espécies, a dispersão ou mesmo por eventos estocásticos. Concluímos, portanto, que ambientes heterogêneos afetam localmente a diversidade beta de macroinvertebrados da serapilheira e que a variação das características da serapilheira não influenciam a diversidade beta dessas comunidades.

ONDE TENHA SOL, É PRA LÁ QUE EU VOU? A INFLUÊNCIA DA LUMINOSIDADE NA DIVERSIDADE DE PLÂNTULAS

Elimardo Cavalcante¹; Maria Eduarda Soares²; Maria Lavanholle Ventorin¹; Rayssa Saldanha³; Bráulio Santos⁴

1. Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Biodiversidade, Universidade Estadual de Santa Cruz;
2. Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais, Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro;
3. Programa de Pós-graduação em Biodiversidade e Evolução, Museu Paraense Emílio Goeldi;
4. Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade, Universidade Federal da Paraíba.

A luz é a principal fonte de energia para os ecossistemas, funcionando tanto como condição quanto recurso. Tratando-se de plantas, a luz é um recurso que pode ser limitante, especialmente para indivíduos jovens no solo de uma floresta. Sementes e plântulas podem passar uma quantidade considerável de tempo em estado de dormência ou em estados ontogenéticos iniciais, compondo o banco de sementes e de plântulas de um local. Quando uma perturbação ocorre no dossel da floresta, a exemplo da criação de uma clareira, a disponibilidade de luz aumenta, favorecendo a germinação das sementes e o crescimento das plântulas. Assim, o aumento da luminosidade pode afetar positivamente a abundância, já que novas sementes germinarão. Porém, espécies mais adaptadas à alta incidência luminosa poderão aumentar sua abundância relativa no local, excluir competidores inferiores e, desta forma, reduzir a equitabilidade da comunidade. Diante disto, neste estudo nós objetivamos avaliar como a abundância, riqueza e equitabilidade da comunidade de plântulas responde ao aumento da abertura de dossel em um fragmento de Floresta Atlântica da Reserva Ecológica Michelin, Bahia. Considerando que a luz é um recurso limitante no interior da floresta, esperamos que o aumento da abertura do dossel tivesse um efeito positivo sobre a abundância de indivíduos e um efeito negativo sobre a riqueza de espécies e a equitabilidade. Amostramos aleatoriamente 20 parcelas de 1 x 1 m com distância mínima de 20 m entre elas, nas quais quantificamos a abundância de plântulas e a riqueza de morfotipos. Consideramos como plântulas todos os indivíduos de angiospermas com menos de um metro de altura. Utilizamos o software *Gap Light Analysis Mobile App - GLAMA* para a quantificação da abertura de dossel, usada como proxy de luminosidade. Para testar nossas predições sobre a abundância e a riqueza, construímos modelos lineares generalizados com distribuição binomial negativa, e para a predição sobre a equitabilidade, utilizamos um modelo com distribuição beta. Como esperado, observamos uma relação positiva significativa entre a abertura do dossel e a abundância de plântulas ($R^2=0,30$; $P=0,01$). Contudo, não observamos um efeito significativo da abertura de dossel sobre a riqueza de espécies ($P=0,88$) e a equitabilidade ($P=0,98$). Como esperado, a luminosidade favoreceu a abundância de plântulas, possivelmente devido ao aumento da germinação das

sementes de espécies pioneiras oriundas do banco de sementes e do crescimento de plântulas estabelecidas antes da abertura do dossel. No entanto, a luminosidade não apresentou um efeito significativo sobre a riqueza de espécies, possivelmente pela limitação de dispersão da maior parte das espécies de árvores, que torna a trajetória sucessional das clareiras bastante imprevisível em termos de composição. Entre as espécies com alta limitação de dispersão podem estar os melhores competidores para as áreas de clareiras, geralmente pioneiras de rápido crescimento. A ausência de parcelas com alta dominância dessas espécies nas clareiras pode explicar a ausência de relação significativa entre a luminosidade e a equitabilidade. Em resumo, nossos resultados demonstram que a luminosidade é um bom preditor da abundância de plântulas na floresta, mas a riqueza e a equitabilidade parecem ser mais determinadas por fatores bióticos ligados à dispersão das espécies.

INFLUÊNCIA DA ABERTURA DE CLAREIRAS NO RECRUTAMENTO DE PLÂNTULAS

**Amanda Sabino¹; Ana Flávia Rodrigues do Nascimento¹; Fredy Vargas Cárdenas²;
Maíra Benchimol¹**

1. Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Biodiversidade, Universidade Estadual de Santa Cruz;
2. Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas, Universidad Nacional Autónoma de México.

A abertura de clareiras é uma importante perturbação natural para a regeneração de florestas tropicais e contribui para manutenção de uma alta diversidade florística, por proporcionarem condições abióticas específicas que irão favorecer o estabelecimento de novas espécies. Em particular, a abertura de clareiras altera a temperatura e umidade do solo da floresta, favorecendo o recrutamento de plantas pioneiras encontradas sob dormência no banco de sementes. Assim, o presente estudo teve como objetivo avaliar como o recrutamento de plântulas é influenciado pela abertura de clareiras. Esperava-se que a equitabilidade das espécies de plântulas fosse maior no interior da floresta do que em clareiras, devido à menor porcentagem de abertura do dossel. Esperava-se também uma maior riqueza e abundância nas clareiras em relação ao interior da floresta, com maiores valores em porcentagens intermediárias de abertura do dossel. O estudo foi desenvolvido em dois ambientes, clareiras e interior da floresta, em um fragmento de Floresta Atlântica na Reserva Ecológica Michelin, no sul da Bahia. Foram realizadas buscas ativas para identificar clareiras, e quando encontradas, foi estabelecida uma parcela no seu centro e outra situada no interior da floresta, a 25 m de distância. No total foram estabelecidas oito parcelas de 1 m² em cada ambiente. Em cada parcela, foi feita a contagem de plântulas (<15 cm) por morfoespécie, assim como foi mensurada a porcentagem de abertura do dossel através do aplicativo “GLAMA”. Posteriormente, foi realizada uma ANCOVA para avaliar os efeitos individuais e interativos do tipo de ambiente (clareira e interior de floresta) e da porcentagem de abertura do dossel sobre a equitatividade, riqueza e abundância de plântulas. No interior da floresta, a equitabilidade variou entre 0,19 e 0,37, a riqueza entre 8 e 12 morfoespécies, e abundância entre 7 e 31 indivíduos, enquanto nas clareiras a equitabilidade variou entre 0,19 e 0,29, a riqueza entre 3 e 10 morfoespécies, e a abundância entre 3 e 4 indivíduos. Além disso, o ambiente, a porcentagem de abertura do dossel, bem como a interação entre eles não apresentaram influência na equitabilidade ($P=0,52$, $0,17$ e $0,67$, respectivamente), riqueza ($P=0,11$, $0,30$ e $0,41$, respectivamente) e abundância ($P=0,89$; $0,33$ e $0,90$, respectivamente). Em contraste com o esperado, o recrutamento de plântulas não sofreu influência do tipo de ambiente e da porcentagem de abertura do dossel. No entanto, os padrões de equitabilidade, riqueza e abundância apresentaram ampla variação nos dois ambientes amostrados. Isto pode ser resultante de interações bióticas que atuam no recrutamento de plântulas, tanto antes da germinação (dispersão e predação de sementes) como depois da germinação

(herbivoria e dano das plântulas). De forma adicional, fatores abióticos relacionados à incidência luminosa diferencial nas clareiras também contribuem para alta variação dos padrões de recrutamento aqui investigados, uma vez que fatores como o tamanho, idade e forma das clareiras irão promover uma alta heterogeneidade do ambiente. Essas condições levam a diferentes trajetórias sucessionais em ambos os ambientes, sendo na clareira uma sucessão iniciada por espécies de plantas pioneiras que são favorecidas pela luminosidade e no interior um banco de plântulas tolerantes à sombra. Com isso, concluímos que o recrutamento das plântulas não foi favorecido pela abertura das clareiras, e sugerimos que futuros estudos investiguem como as interações bióticas são afetadas em clareiras sob diferentes intensidades luminosas, e por sua vez, afetam os padrões de recrutamento das plântulas.

A photograph of a tropical forest stream. The water is dark and reflects the surrounding greenery. Large, moss-covered logs and rocks are scattered throughout the stream. The background is filled with dense, lush vegetation, including tall trees and hanging vines. The overall scene is a serene and natural depiction of a forest ecosystem.

PROJETOS IV - Finais

Foto: Leonardo Vilas-Bôas M.P. de Cerqueira

EFEITO DA ABERTURA DE DOSSEL E QUALIDADE DO SOLO SOBRE A DOMINÂNCIA DA GRAMÍNEA *Megathyrsus maximus* EM ÁREAS PERTURBADAS

Leonardo Vilas-Bôas M.P. de Cerqueira¹; Maria Lavanholle Ventorin^{2*}

1. Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia;
2. Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Biodiversidade, Universidade Estadual de Santa Cruz.

* Autor para correspondência: maria.lavanholle@gmail.com

RESUMO

Invasão biológica ocorre quando uma espécie ocupa desordenadamente um território fora de sua distribuição natural, causando prejuízos para as comunidades nativas. Geralmente, espécies invasoras podem levar a homogeneização biótica e alterar a estrutura das comunidades e funcionalidade dos ecossistemas. Neste contexto, a Mata Atlântica emerge como um dos ecossistemas mais devastados e fragmentados do mundo, o que aumenta a sua susceptibilidade à invasão por espécies exóticas, como é o caso da gramínea *Megathyrsus maximus*. Diante disto, este estudo avaliou como a abertura de dossel e as características do solo afetam a dominância desta espécie invasora em uma região no sul da Bahia dominada pela Mata Atlântica. Para isto foram instaladas 20 parcelas de 5 x 5 m com distância mínima de 30 m entre elas, onde quantificou-se a dominância de *M. maximus*, bem como a abertura de dossel, o pH e a penetrabilidade do solo. Utilizamos um modelo linear generalizado para testar a relação entre a dominância e os parâmetros ambientais quantificados. Nossos resultados indicaram que abertura de dossel e acidez do solo influenciaram positivamente a dominância de *M. maximus*. Isso pode implicar que áreas desprovidas de cobertura de dossel e caracterizadas por solos degradados estão mais sujeitas a invasão pela espécie. Sugerimos que futuros estudos avaliem como outros parâmetros relacionados a perda e fragmentação do habitat interferem na invasão desta gramínea exótica.

Palavras-chave: Acidez do solo, Cobertura vegetal, Degradação ambiental, Espécies exóticas e Invasão biológica.

1. INTRODUÇÃO

Diversos fatores têm levado a perda de biodiversidade ao longo do planeta, entre eles a invasão biológica que é caracterizada quando uma espécie ocupa, descontroladamente,

um espaço fora de sua área original de distribuição. Depois de estabelecida, a espécie pode expandir-se ao longo de habitats naturais, podendo ocasionar grandes perdas biológicas, sejam estas pela extinção de espécies ou a perturbação da comunidade nativa. As espécies invasoras geralmente afetam a estrutura das comunidades e a funcionalidade dos ecossistemas por promoverem homogeneização em diversos níveis; de indivíduos a ecossistemas (Parker et al. 1999; Olden 2006; Pegado et al. 2006).

No geral, espécies invasoras são monodominantes, têm grande capacidade de dispersão, curto tempo geracional e conseguem tolerar baixa qualidade ambiental (Soti & Thomas 2022). Portanto, modificações ambientais provenientes de perturbações humanas podem beneficiar o estabelecimento dessas espécies, uma vez que alteram os parâmetros ambientais a uma margem que as espécies nativas não conseguem tolerar, favorecendo a ocupação de espécies invasoras (Rhodes et al. 2021).

A Mata Atlântica é um dos ecossistemas mais degradados e fragmentados do mundo e alguns estudos já demonstram que estes processos vêm promovendo a homogeneização biótica ao longo do bioma. Em particular, as pressões humanas tem alterado a estrutura das comunidades vegetais e animais (Lôbo et al. 2011), favorecendo espécies oportunistas e pioneiras em detrimento a espécies especialistas florestais (Filgueiras et al. 2021). Portanto, mudanças na composição das paisagens podem favorecer não somente a transição da comunidade (i.e., espécies dependentes de florestas para especialistas em matriz), mas também a invasão de espécies exóticas (Tabarelli et al. 2012).

Entre as espécies com grande capacidade de ocupação de ambientes perturbados está a gramínea *Megathyrsus maximus*. A espécie é oriunda do continente Africano, porém foi introduzida em diversas regiões do mundo pela sua produtividade econômica para forragem para gado. Possui ciclo fotossintético C4, altamente tolerante às condições ambientais como sol, seca, fogo e acidez do solo, características que permitem que a espécie tenha um alto potencial invasor. Além disso, esta espécie promove a redução da qualidade do solo e pode alterar o ciclo do fogo, reduzindo a aptidão das espécies nativas nos ambientes naturais (Soti & Thomas 2022). Diante disto, nosso estudo teve o objetivo de avaliar como as condições ambientais modulam a dominância da gramínea exótica invasora *M. maximus* em uma região do sul da Bahia dominada pelo bioma Mata Atlântica, partindo da predição que quanto maior a abertura de dossel e piores as condições do solo, maior seria a dominância da espécie.

2. METODOLOGIA

2.1. Área de estudo

O estudo foi realizado na zona rural do município de Igrapiúna, Bahia (aproximadamente, 13°49'17.3"S; 39°10'16.6"O). A região abrange um mosaico de vegetação florestal em diversos estágios sucessionais, representados pela Reserva Ecológica Michelin, e plantações privadas de seringueira (*Hevea brasiliensis*) e cacau (*Theobroma cacao*). Inserida na Mata Atlântica, a vegetação nativa da região é classificada como Ombrófila Densa e o clima Af de acordo com a classificação de Köppen apresenta temperaturas entre 18 e 30°C e pluviosidade média anual de 2.000 mm.

2.2. Desenho experimental

O estudo foi conduzido entre os dias 08 e 12 de novembro de 2022. Foram estabelecidas 20 parcelas de 5 x 5 m, com distância mínima de 30 m entre elas, ao longo de um gradiente de abertura de dossel. A presença de *M. maximus* foi quantificada através da metodologia de ponto-contato, adaptado de Vasconcelos et al. (2011). Cada parcela foi dividida em sub parcelas de 1 x 1 m, onde quantificamos a presença de plantas de *M. maximus* que ocorriam nos vértices. Portanto, a dominância consistiu na relação entre o número de *M. maximus* nos vértices e o total de vértices da parcela (36 vértices; Fig. 1). O pH do solo foi estimado através do medidor de características do solo da marca Grand Index. O pH da parcela foi definido pela média de cinco medidas: uma medida em cada vértice e uma medida no centro da parcela. A penetrabilidade do solo foi estimada com o uso de arame de alumínio (2 mm) de 20 cm de comprimento que foi inserido manualmente até o limite de penetração (quando o arame parava de penetrar) e uma régua foi posteriormente utilizada para aferir a profundidade de penetração. No centro de cada parcela, uma foto foi tomada para estimar a abertura do dossel através do *software* GLAMA - *Gap Light Analysis* (Tichý 2014).

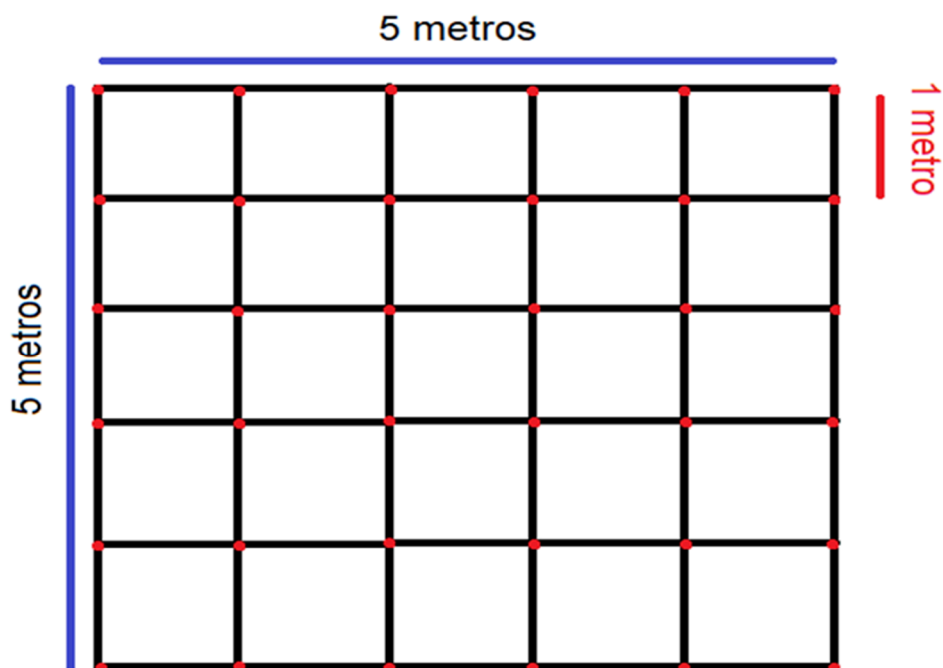


Figura 1. Desenho amostral para a coleta de dados em cada parcela. Os pontos em vermelho indicam os locais onde foi quantificado a presença de *M. maximus*.

2.3. Análise de dados

A fim de verificar como a cobertura florestal (abertura de dossel), pH e penetrabilidade do solo afetam a dominância de *M. maximus* (variável resposta), foi utilizado um modelo linear generalizado (GLM) com distribuição Gaussiana. Usando uma correlação de Pearson detectamos que nossas variáveis preditoras são fracamente correlacionadas ($r < 0,50$). A normalidade dos dados, homocedasticidade e presença de *outliers* foram aferidas pelo pacote DHARMA (Hartig 2022). Realizamos uma seleção de modelos, criando modelos com diferentes combinações de variáveis (variando de um até três variáveis), incluindo o modelo nulo. A escolha do melhor modelo foi feita a partir do menor valor de Critério de Seleção de Akaike (AIC) usando a função stepAIC do pacote MASS (Venables e Ripley 2002). Usamos gráficos condicionais, pelo pacote visreg (Breheny & Burchett 2017), para visualizar o ajuste do modelo de regressão, que mostra a variação da variável resposta (resíduo parcial) em relação a cada variável preditora (Breheny & Burchett 2017). Todas as análises foram realizadas utilizando o software R versão 4.2.1 (R Core Team 2020).

3. RESULTADOS

Dentre as 20 parcelas amostradas, a dominância de *M. maximus* variou entre 4% e 72% com média e desvio padrão, por parcela, de $21,6 \pm 19,1\%$. A abertura de dossel variou entre 5,21 e 100%, com média de $58,2 \pm 31\%$. O pH do solo variou entre 5 e 7,2, com média de $5,86 \pm 0,46$.

O modelo mais parcimonioso indicado pela análise foi composto pela abertura de dossel e pH do solo. Em particular, observamos que a abertura de dossel (%) afeta positivamente a dominância de *M. maximus* ($R^2= 0,30$; $P<0,001$; Fig. 2A), enquanto o pH do solo apresenta um efeito negativo sobre a dominância da espécie ($R^2=0,33$; $P<0,001$; Fig. 2B).

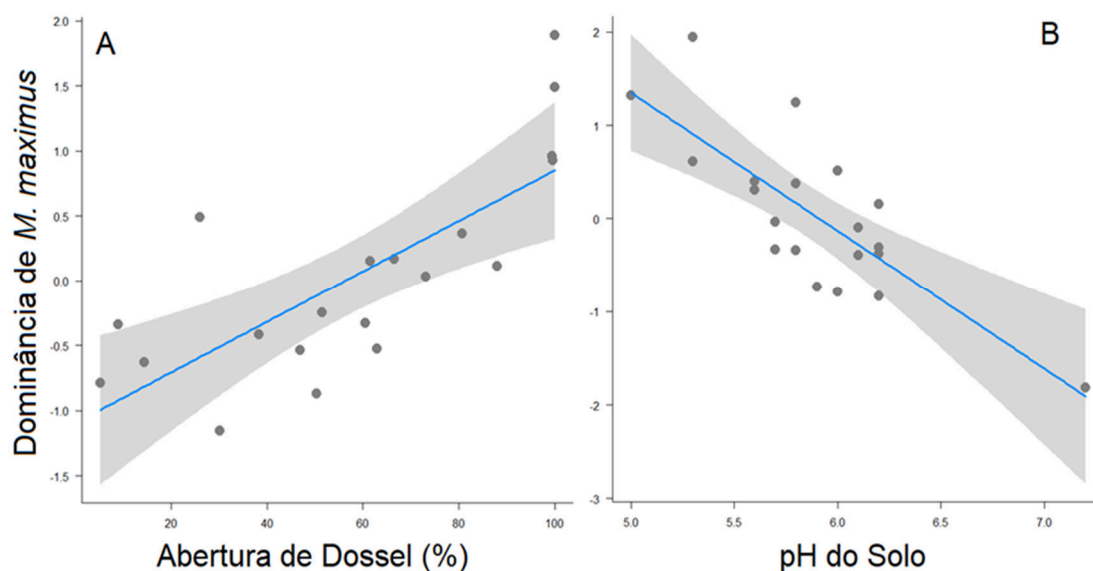


Figura 2. Regressões parciais derivadas do modelo linear generalizado (GLM) que investigam o efeito da (A) abertura de dossel (%) e (B) pH do solo sobre a dominância de *M. maximus* em uma região no sul do estado da Bahia. Os valores de dominância, em ambas as regressões parciais, foram padronizados em uma escala comum.

4. DISCUSSÃO

Os resultados apontam que a dominância de *M. maximus* é favorecida em áreas abertas e composta por solos mais ácidos. Nesse sentido, é razoável pensar que a perda de cobertura florestal e a acidificação do solo podem funcionar como importantes parâmetros

ambientais que intensificam o sucesso dessa planta invasora. Ao se aproveitar das mudanças ambientais em paisagens perturbadas (i.e., perda de cobertura florestal e acidificação do solo), *M. maximus* acaba sendo favorecida, em detrimento das demais espécies que não toleram níveis tão altos de perturbação, e pode dominar áreas degradadas (Filgueiras et al. 2021; Rhodes et al. 2021).

Por se tratar de uma planta de ciclo fotossintético C4, *M. maximus* já é naturalmente adaptada para receber radiação solar intensa, portanto maiores aberturas de dossel, que estão diretamente relacionadas a maior incidência solar, favorecem o estabelecimento da espécie (Rhodes et al. 2021). Além disso, maiores aberturas de dossel podem estar relacionadas a perturbações ambientais, como áreas fragmentadas ou sob forte efeito de borda, que também afetam positivamente a dominância desta espécie especialista de matriz (Filgueiras et al. 2021).

A acidificação dos solos é promovida, entre outros fatores, pelo acúmulo de nitrogênio, de modo que diferentes ecossistemas terrestres respondem de diferentes formas a este processo. Por exemplo, áreas manejadas e com pouca cobertura florestal são mais propensas à acidificação do solo do que áreas naturais, como florestas (Tian & Niu 2015). Portanto, o manejo incorreto do solo e o aporte exagerado de nutrientes pode estar associado a facilitação da invasão por *M. maximus* em nossa área de estudo. Além disso, o sucesso desta espécie também parece estar associado à presença de estradas, visto que o tráfego de pessoas e automóveis podem promover a dispersão de suas sementes (Soti & Thomas 2022). Todos estes fatores somados potencializam ainda mais a capacidade invasora da espécie, favorecendo sua chegada e posterior colonização em lugares cada vez mais distantes (Rhodes et al. 2021).

De forma geral, o cenário é preocupante quando se considera a intensa perda e fragmentação da Mata Atlântica, tornando o bioma mais suscetível a alterações na estrutura de suas comunidades (Lôbo et al. 2011), o que pode favorecer a invasão por *M. maximus*. Também já foi demonstrado que a espécie dificulta a progressão da sucessão ecológica neste bioma (Mantoani & Torezan 2016). Além disso, as mudanças climáticas projetadas para a região subtropical tendem a elevar as temperaturas, prolongar períodos de seca e aumentar a deposição de nitrogênio no solo (IPCC 2014; Tian & Niu 2015), influenciando positivamente a projeção da distribuição de *M. maximus* (Soti & Thomas 2022). Neste sentido, o controle desta gramínea é fundamental para garantir o processo de regeneração e sucessão em áreas degradadas (Mantoani & Torezan 2016), principalmente por ser mais

eficiente que as espécies nativas na competição por nitrogênio e fósforo, alterando os parâmetros ecofisiológicos do ambiente (Rhodes et al. 2021; Soti & Thomas 2022).

5. CONCLUSÃO

Concluimos que a dominância de *M. maximus* é positivamente influenciada pelo aumento da abertura do dossel e acidificação do solo. Isto implica que a perda e fragmentação dos habitats e a redução da qualidade do solo favorece a invasão desta espécie de gramínea, o que pode potencializar a homogeneização da paisagem e dificultar a regeneração de áreas degradadas. Diante disso sugere-se que os próximos trabalhos investiguem como outros parâmetros associados a perda e fragmentação da floresta afetam a invasão desta espécie.

6. AGRADECIMENTOS

Agradecemos a Reserva Ecológica Michelin por disponibilizar da área e infraestrutura para a realização dos projetos. Ao Programa de Pós-graduação em Ecologia e Conservação da Biodiversidade por organizar o VI Curso de Campo em Ecologia de Florestas do Sul da Bahia. Agradecemos especialmente aos professores Bráulio, Zé, Maíra e Ricardo por todo o conhecimento transmitido. Agradecemos também o apoio de Seu Vitório, responsável pelo nosso transporte, e aos demais colegas do curso.

7. REFERÊNCIAS

Breheny, P., & Woodrow, B. 2017. Visualization of Regression Models Using Visreg. *The R Journal* 9 (2): 56.

Filgueiras, B. K. C., Peres, C. A., Melo, F. P. L., Leal, I. R., & Tabarelli, M. 2021. Winner-Loser Species Replacements in Human-Modified Landscapes. *Trends in Ecology & Evolution* 36: 545–55.

Hartig, F. 2022. DHARMa [WWW Document]. DHARMa. <http://florianhartig.github.io/DHARMa/>

- Intergovernmental Panel on Climate Change. 2014. *Climate Change 2013 – The Physical Science Basis: Working Group I Contribution to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Lôbo, D., Leão, T., Melo, F. P. L., Santos, A. M. M., & Tabarelli, M. 2011. Forest Fragmentation Drives Atlantic Forest of Northeastern Brazil to Biotic Homogenization. *Diversity and Distributions* 17: 287–96.
- Mantoani, M. C., & Torezan, J. M. D. 2016. Regeneration Response of Brazilian Atlantic Forest Woody Species to Four Years of *Megathyrus Maximus* Removal. *Forest Ecology and Management* 359: 141–46.
- Olden, J. D. 2006. Biotic Homogenization: A New Research Agenda for Conservation Biogeography. *Journal of Biogeography* 33: 2027–39.
- Parker, I., Simberloff, D., Lonsdale, W. M., Goodell, K., Wonham, M., Kareiva, P. M., Williamson, M. et al. 1999. Impact: Toward a Framework for Understanding the Ecological Effects of Invaders. *Biological Invasions* 1: 3–19.
- Pegado, C. M. A., Andrade, L. A., Félix, L. P., & Pereira, I. M. 2006. Efeitos da invasão biológica de algaroba: *Prosopis juliflora* (Sw.) DC. sobre a composição e a estrutura do estrato arbustivo-arbóreo da caatinga no Município de Monteiro, PB, Brasil. *Acta Botanica Brasilica* 20: 887–98.
- R Core Development Team. 2020. R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Rhodes, A. C., Plowes, R. M., Goolsby, J. A., Gaskin, J. F., Musyoka, B., Calatayud, P., Cristofaro, M., Grahmann, E. D., Martins, D. J., & Gilbert, L. E. 2021. The Dilemma of Guinea Grass (*Megathyrus maximus*): A Valued Pasture Grass and a Highly Invasive Species. *Biological Invasions* 23: 3653–69.
- Soti, P. & Thomas, V. 2022. Review of the Invasive Forage Grass, Guinea Grass *Megathyrus maximus*: Ecology and Potential Impacts in Arid and Semi-Arid Regions". *Weed Research* 62 (1): 68–74.
- Tabarelli, M., Peres, C. A., & e Melo, F. P. L. 2012. The ‘few winners and many losers’ paradigm revisited: Emerging prospects for tropical forest biodiversity. *Biological Conservation* 155: 136-140.
- Tian, D. & Niu, S. 2015. A Global Analysis of Soil Acidification Caused by Nitrogen Addition. *Environmental Research Letters* 10: 024019.
- Tichý, L. 2014. GLAMA-Gap Light Analysis Mobile Application; Department of Botany and Zoology: Brno, Czech Republic.
- Vasconcelos, E. R. T. P. P., Reis, T. N. V., Guimarães-Barros, N. C. Soares, L. P., Miranda, G. E. C. & Cocentino, A. L. M. 2011. "Métodos de amostragem para comunidades de macroalgas marinhas recifais da praia de Boa Viagem. Revista Brasileira de Engenharia de Pesca 6: 17–26.
- Venables, B., & Ripley, B. 2002. Modern Applied Statistics with S-Plus, Springer Science & Business Media.

INFLUÊNCIA DA DISTÂNCIA DA BORDA SOBRE A DIVERSIDADE DE BESOUROS ROLA-BOSTA (COLEOPTERA: SCARABAEIDAE) AO LONGO DE UM GRADIENTE MATRIZ-BORDA-FRAGMENTO FLORESTAL

Amanda Sabino Martins^{1*}; Matheus Torres Walder¹

1. Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Biodiversidade, Universidade Estadual de Santa Cruz.

* Autor para correspondência: amandasabino.m1@gmail.com

RESUMO

Atividades humanas têm modificado ambientes naturais de forma acentuada, especialmente nas regiões tropicais que enfrentam as maiores taxas de desmatamento. Nestes locais, paisagens antes constituídas por florestas intactas, são substituídas por pequenos e isolados fragmentos florestais, no qual a biodiversidade fica exposta a diversos efeitos oriundos da fragmentação e perda de habitat, como o efeito de borda. Na verdade, mudanças bióticas e abióticas podem ser intensificadas na borda de fragmentos florestais margeados por matrizes contrastantes, exercendo forte impacto sobre a biodiversidade. Neste contexto, o presente estudo teve o objetivo de avaliar como a distância até a borda, ao longo de um contínuo matriz-borda-fragmento florestal, afeta a riqueza e abundância de besouros rola-bosta (Scarabaeinae). Para isso, estabelecemos dois transectos de 280 m cada, a partir da matriz (plantação de cacau-seringa) até o interior do fragmento florestal. Portanto, cada transecto possuiu 140 m dentro da matriz e outros 140 m dentro da floresta. Em cada transecto, dispusemos duas armadilhas do tipo interceptação e queda em intervalos de 20 m, totalizando assim 30 armadilhas por transecto. As armadilhas foram iscadas com fezes humanas e permaneceram ativas por 24 h. Após esse período todos os indivíduos de besouros rola-bosta foram coletados e levados ao laboratório para contagem e morfotipação. Usamos três diferentes modelos (modelo linear, modelo aditivo generalizado e modelo nulo) para avaliar o efeito da distância a borda sobre a riqueza e abundância de besouros. O melhor modelo foi selecionado usando o critério de informação de Akaike. Em nosso estudo coletamos 943 indivíduos de 23 morfotipos de besouros rola-bosta, 782 (22 morfotipos) desses foram capturados na floresta, 37 (9 morfotipos) na borda e 124 (8 morfotipos) na plantação de cacau-seringa. Também observamos que existe um efeito positivo e significativo do aumento da distância a borda na riqueza e abundância de besouro na floresta. Em contrapartida, detectamos um efeito negativo sobre a riqueza e abundância de besouro na plantação cacau-seringa. Esse resultado pode estar associado ao fato de que a floresta pode providenciar melhores condições e recursos para espécies de besouros especialistas. Além disso, a maior heterogeneidade vegetacional aliada a presença de mamíferos na área florestal aumenta a quantidade de recursos alimentares para besouros rola-bosta, exercendo, portanto, um impacto positivo sobre a diversidade desse grupo de

invertebrados. Por outro lado, áreas de cultivo pode reduzir a disponibilidade e a diversidade de recursos, culminando em comunidades simplificadas de besouros rola-bosta, representadas especialmente por espécies generalistas. É possível que a redução na diversidade de besouros rola-botas afete a provisão de serviços ecossistêmicos que o grupo executa, como ciclagem de nutrientes no solo e dispersão secundária de sementes. Baseado em nosso estudo, concluímos que a distância a borda exerce um efeito sobre a riqueza e abundância de besouros Scarabaeinae, como possíveis consequências para os serviços prestados pelo grupo.

Palavras-chave: Efeito de borda, Mata Atlântica e plantação cacau-seringa.

1. INTRODUÇÃO

A biodiversidade vem sendo fortemente ameaçada devido às mudanças no uso do solo, provenientes especialmente da perda e fragmentação do habitat e intensificação da agricultura (Fahrig 2003; Gonzalez et al. 2011). A fragmentação de habitat é frequentemente definida como um processo em que um habitat contínuo é convertido em manchas menores e isoladas por uma matriz antrópica (Hagen et al. 2012). Como resultado da perda e fragmentação do habitat pode ocorrer mudanças bióticas e abióticas nos fragmentos de habitat provenientes do efeito de borda. Na verdade, pode ocorrer um aumento da incidência luminosa, temperatura e intensidades de ventos, bem como uma diminuição da umidade na borda de fragmentos de habitat, sendo a magnitude desses efeitos dependente da característica da matriz que circunda o habitat remanescente (Murcia 1995; Primack & Morrison 2013).

O efeito de borda é um dos impactos à biodiversidade mais bem estudados nos últimos tempos, sendo seus efeitos mensurados através da magnitude da alteração e a extensão do efeito de borda (Ries et al. 2017; Ewers & Didham 2006). Em particular, a magnitude está associada à força do efeito da borda, enquanto a extensão está relacionada à distância que as mudanças bióticas e abióticas podem penetrar no habitat nativo (Ewers & Didham 2006).

Diversos estudos indicaram que as mudanças nas características da borda do fragmento afetaram a abundância e riqueza de espécies que utilizam tanto a matriz quanto o remanescente natural. Por exemplo, algumas espécies de pequenos mamíferos (Martin et al. 2012; Cooney et al. 2015), aves (Hansbauer et al. 2010) e artrópodes (Dennis et al. 2006) podem usar a matriz como habitat suplementar, porém isso depende das características da mesma (Ries et al. 2004). Além disso, espécies generalistas são geralmente favorecidas em bordas de fragmentos, pois terão acesso a novos habitats e recursos (Laurance et al. 2011).

Em contrapartida, muitas espécies não conseguem sobreviver na borda de habitats, especialmente espécies especialistas como os besouros Scarabaeinae (Coleoptera), popularmente conhecidos como rola-bosta. Esses invertebrados são diretamente impactados por mudanças nas condições abióticas de ambientes perturbados, bem como a redução na disponibilidade de recursos. Como a maioria dos representantes são coprófagos, esses besouros estão associados à diversidade de mamíferos em uma dada área (Halffter & Matthews 1999). Além disso, a redução na diversidade de besouros rola-bosta pode impactar o funcionamento do habitat nativo remanescente, uma vez que esses invertebrados desempenham importantes funções ecológicas como a ciclagem de nutrientes no solo e a dispersão secundária de sementes (Nichols et al. 2008; Santos-Heredia & Andresen 2014; Tissiani et al. 2017).

Nesse contexto, nosso estudo buscou entender como a distância até a borda, ao longo de um contínuo matriz-borda-fragmento florestal, afeta a riqueza e abundância de besouros rola-bosta. Esperamos que a riqueza e abundância de besouros aumente conforme aumenta a distância da borda ao interior do fragmento florestal. Em contrapartida, esperamos uma resposta oposta ao se adentrar na matriz, representada em nosso estudo por uma plantação cacau-seringa. Portanto esperamos que a riqueza e abundância de besouros diminua conforme aumenta a distância da borda ao interior da plantação.

2. METODOLOGIA

2.1. Área de estudo

O estudo foi realizado em um fragmento de Mata Atlântica (180 ha) pertencente a Reserva Ecológica Michelin e a matriz adjacente, composta por uma plantação cacau-seringa, ambos localizados no município de Igrapiúna, Bahia. A reserva engloba um mosaico de fragmentos florestais sob diferentes estágios de regeneração, rodeado por propriedades particulares com plantações de cacau (*Theobroma cacao*) e seringueiras (monocultura e consórcio).

2.2. Coleta de dados

O estudo foi desenvolvido entre os dias 9 e 10 de novembro de 2022. Foram estabelecidos dois transectos de 280 m, distantes entre si por 40 m, alocados ao longo do

gradiente matriz-borda-fragmento florestal. Portanto, cada transecto possuiu 140 m dentro da plantação cacau-seringa e outros 140 m dentro da floresta (Fig. 1). Para a captura dos besouros rola-bosta foram utilizadas armadilhas de queda tipo interceptção e queda (Fig. 2), com fezes humanas. Esse conteúdo foi colocado em uma estrutura central suspensa, de tal forma que os besouros atraídos caíam na solução antes de alcançar as fezes. As armadilhas consistiram em potes plásticos de 10 cm de altura e 8 cm de diâmetro, enterrados com a abertura no nível do solo e contendo uma solução de água, detergente e sal para preservar os espécimes capturados. Foram distribuídos 15 pontos ao longo de cada transecto, distantes a 20 m, sendo que em cada ponto foram colocadas duas armadilhas (Fig. 1). Após 24 h, os indivíduos foram coletados e levados para laboratório, onde obtivemos o número de morfotipos e indivíduos em cada ponto de coleta.

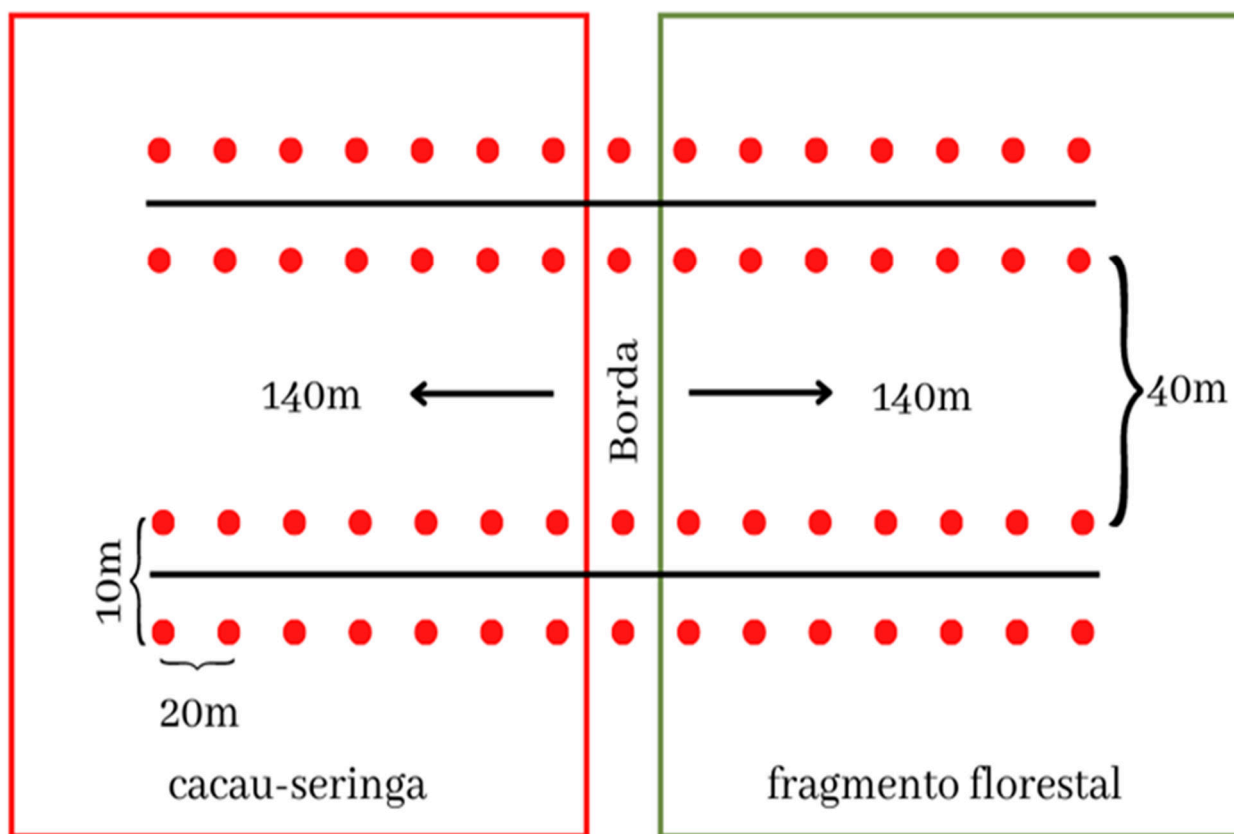


Figura 1. Distribuição das armadilhas de interceptção e queda (pontos vermelhos) para captura de besouros rola-bosta alocadas em cada transecto estabelecido da plantação cacau-seringa até o interior do fragmento florestal.



Figura 2. Armadilha de queda tipo interceptação e queda usada para amostragem de besouros rola-bosta.

2.3. Análise de dados

Para avaliar como a distância da borda (extensão do efeito de borda) afeta a riqueza e abundância de besouros rola-bosta, utilizamos um modelo linear e um modelo aditivo generalizado. A escolha desses distintos modelos foi baseada no fato que não sabemos a priori a natureza da relação entre a variável preditora e as duas variáveis resposta. Além desses modelos, criamos também um modelo nulo. Para selecionar o melhor modelo foi utilizado o critério de informação de Akaike (AIC), na qual modelos com $\Delta AIC \leq 2$ foram considerados parcimoniosos. Todos os pressupostos dos modelos foram previamente testados utilizando o pacote *mgcv* (Wood 2011). Todas as análises e gráficos foram realizadas no software R (R Core Team 2022) e os pacotes *mgcv* (Wood 2011) e *ggplot2* (Wickham 2016).

3. RESULTADOS

Foram capturados 943 indivíduos da subfamília Scarabaeinae, distribuídos em 23 morfotipos. Na floresta, foram identificados um total de 22 morfotipos, onde a riqueza variou

entre 7 a 14 morfotipos (média \pm desvio padrão = $10,71 \pm 2,28$) e a abundância total foi de 782 indivíduos, variando de 80 a 177 indivíduos ($111,71 \pm 34,67$). Na borda, foram capturados 37 indivíduos distribuídos em 9 morfotipos. Na plantação cacau-seringa foram coletados 124 indivíduos distribuídos em apenas 8 morfotipos, sendo que a riqueza variou entre 2 a 8 morfotipos ($4 \pm 1,91$) e a abundância entre 8 a 28 ($17,71 \pm 7,30$). Do total de morfotipos registrados, apenas um ocorreu exclusivamente na área de borda e 13 morfotipos foram coletados apenas na floresta, enquanto na plantação cacau-seringa não houve nenhum morfotipo exclusivo.

Nossos resultados indicaram que a riqueza de morfotipos de besouros rola-bosta aumentou de forma não linear (Tabela 1) ao longo do gradiente matriz-borda-fragmento florestal (Fig. 3). Resultado similar foi observado para a abundância de morfotipos (Tabela 1), embora essa relação tenha uma tendência linear (Fig. 3). Em particular, observamos que a riqueza e abundância de besouros aumentou conforme se distancia da borda no sentido ao interior do fragmento florestal, porém o padrão é o oposto quando se adentra na plantação de cacau-seringa. Na matriz, observamos uma nítida diminuição da riqueza e abundância de besouros quanto mais distante da borda do fragmento florestal (Fig. 3).

Tabela 1. Seleção de modelos usados para explicar o efeito da distância de borda sobre a riqueza e abundância de morfotipos de besouros rola-bosta. Os modelos foram ranqueados pelo valor de AIC (critério de informação de Akaike). Os valores de R^2 e P referem-se ao coeficiente de determinação e significância estatística, respectivamente.

Riqueza	R^2	P	AIC
Modelo aditivo generalizado	0.725	0.001	72.404
Modelo linear	0.603	0.001	74.552
Modelo nulo	-	-	86.418
Abundância			
Modelo aditivo generalizado	0.840	0.001	137.985
Modelo linear	0.626	0.001	151.802
Modelo nulo	-	-	164.584

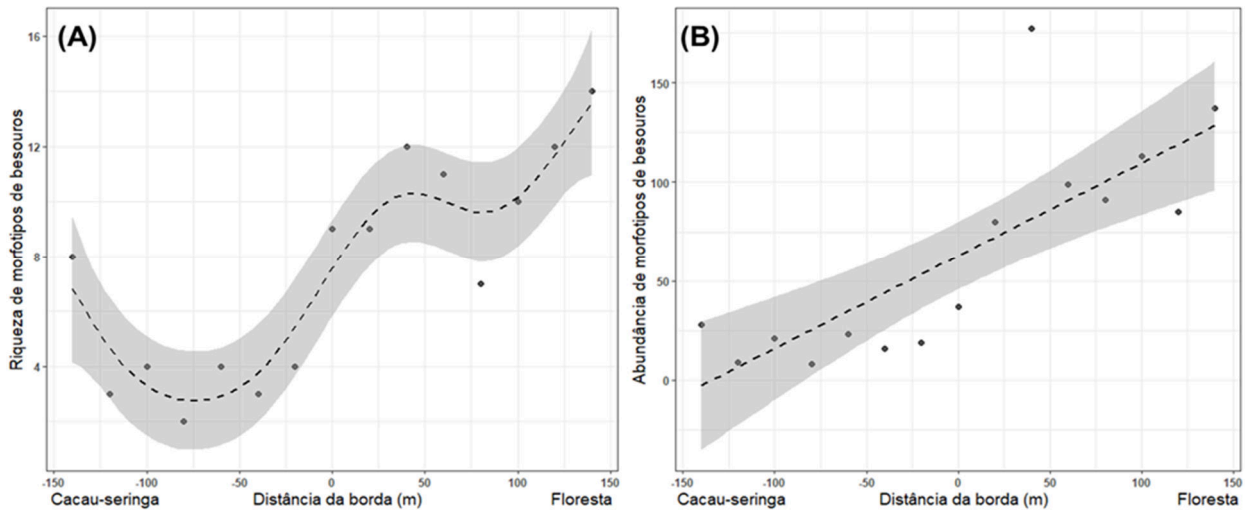


Figura 3. Efeito da distância de borda sobre a riqueza (A) e abundância (B) de morfotipos de besouros rola-bosta. Valores negativos no eixo x representam a distância da borda ao interior da plantação cacau-seringa, enquanto valores positivos indicam a distância da borda ao interior da floresta.

4. DISCUSSÃO

Nossos resultados corroboram com a nossa hipótese, demonstrando uma influência da distância da borda na riqueza e abundância de besouros escarabeíneos. Especificamente, detectamos um aumento da diversidade de besouros à medida que se distancia da borda em direção ao interior da floresta e uma diminuição da diversidade de espécies ao longo do gradiente borda em direção ao interior da plantação cacau-seringa.

Diversos estudos também observaram alta diversidade de besouros rola-bosta em ambientes florestais, provavelmente porque esse tipo de habitat consegue abrigar diversas espécies de besouros especialistas (Halffter & Halffter 1989; Arellano et al. 2008). Além disso, a heterogeneidade ambiental presente em um remanescente florestal, especialmente ao longo do gradiente borda-interior, pode aumentar a diversidade e disponibilidade de recursos, favorecendo esse grupo de invertebrados (Tschamntke et al. 2002; Navarrete & Halffter 2008). Em particular, fragmentos florestais podem apresentar maior diversidade de mamíferos do que áreas de cultivo (Harvey et al. 2006; Yue et al. 2015), e isso aumentar a disponibilidade de recurso alimentar uma vez que a maioria dos membros da subfamília Scarabaeinae são coprófagos (Hernández & Vaz-de-Mello 2009). Na verdade, as fezes de mamíferos, mais abundantes na floresta, são o recurso energético mais importante para os besouros escaravelhos (Halffter & Matthews 1999). Além disso, os escarabeídeos diferem

em sua preferência em relação às características físicas e químicas das fezes (Gittings & Giller 1998), assim, um aumento na diversidade de fezes pode promover um aumento na diversidade de besouros rola-bosta (Nichols et al. 2009; Culot 2013).

Embora algumas espécies de escaravelhos sejam capazes de sobreviver em áreas antrópicas, a vegetação natural oferece uma maior variedade de recursos e habitats para sua sobrevivência (Martello et al. 2016). Desta forma, a diferença nas condições abióticas e bióticas da borda e matriz adjacente levam espécies a evitarem a borda de fragmentos florestais (Gomes et al. 2022; Laurance & Vasconcelos 2009). Por exemplo, a umidade e a estrutura do solo desempenham um papel fundamental na reprodução dos besouros rola-bosta, características essas que são modificadas ao longo de um contínuo matriz-borda-fragmento florestal (Fincher 1973). Na verdade, diversos estudos (Davies-Colley et al. 2000; Denyer et al. 2006; Li et al. 2018; Meeussen et al. 2021) têm identificado uma redução na umidade e aumento da temperatura na borda florestal, sendo que a extensão desses efeitos ao longo do remanescente florestal depende da característica da matriz adjacente (Denyer et al. 2006; Blumenfeld et al. 2016).

A quantidade de morfotipos exclusivos registrados no fragmento florestal pode estar associada ao fato de que em florestas geralmente há mais espécies especialistas, enquanto em áreas perturbadas, como a plantação, as espécies generalistas prevalecem (Culot et al. 2013; Fuzessy et al. 2021). Segundo Fuzessy et al. (2021), existe uma redução na abundância e riqueza de besouros rola-bosta especialistas de florestas em plantações e pastagens, demonstrando que as atividades antrópicas podem exercer um efeito negativo sobre a diversidade desse grupo de invertebrados, incluindo uma mudança na composição de espécies e perda de funções. Resultado similar foi observado em estudo desenvolvido no Cerrado brasileiro, na qual matrizes antrópicas apresentaram um empobrecimento da comunidade de besouros rola-bosta (Martello et al. 2016).

Em nosso estudo, a redução na diversidade de besouros rola-bosta conforme adentra na plantação cacau-seringa pode estar associado a simplificação da estrutura da vegetação da matriz e a dificuldade de indivíduos colonizarem áreas mais distantes do seu habitat original (Gilroy & Edwards 2017). Essa redução na diversidade de espécies evidencia o impacto das mudanças no uso de terra sobre os besouros rola-bosta, que pode refletir inclusive na perda de funções ecológicas desempenhadas pelo grupo. Em particular, a redução da diversidade de besouros rola-bosta em ambientes de cultivo pode impactar negativamente a produção agrícola, pois os escaravelhos realizam serviços ecossistêmicos

que podem auxiliar na produção e redução de custo no manejo da área, tais como a melhoria na ciclagem de nutrientes e aeração do solo (Nichols et al. 2008).

5. CONCLUSÃO

O presente estudo demonstrou a influência da distância da borda na riqueza e abundância de besouros rola-bosta. Ao longo do contínuo matriz-borda-fragmento, tanto a riqueza quanto a abundância aumentaram conforme se adentra ao fragmento florestal, sendo observado uma menor diversidade de besouros na plantação cacau-seringa, especialmente em pontos distantes da floresta. Essa redução da diversidade de espécies ao longo do gradiente estudado pode comprometer os serviços ecossistêmicos associados aos besouros Scarabaeinae, como a ciclagem de nutrientes, aeração do solo e dispersão secundária de sementes.

6. AGRADECIMENTOS

O presente estudo é o resultado de um esforço coletivo de todos participantes do curso de campo, tanto alunos, quanto funcionários e membros da reserva. É essencial citar o nome de todos que nos auxiliaram nesse processo. Primeiramente ao Programa de Pós-graduação em Ecologia e Conservação da Biodiversidade (PPGECB-UESC), por disponibilizar os recursos necessários para que o curso fosse realizado, em sequência agradecer aos docentes que durante todo processo incentivaram e auxiliaram no processo desde a elaboração da pergunta até os melhores métodos de análise. Também gostaríamos de agradecer a Reserva Ecológica Michelin por fornecer estadia e os recursos necessários, desde alimentação a espaços para triagem e análise de dados. Ao sr. Vitório que pontualmente levou todos os membros do curso a campo mantendo sempre um sorriso no rosto. A todos os funcionários da Reserva que receberam todos com alegria e apoiaram todo o processo do curso. Aos demais alunos do curso que em meio a tantas conversas e debates sempre estiveram presente para auxílio, apoio moral, dicas, horas do chá para descontrair e terapias em grupo após um longo dia, e no caso do presente estudo oferecendo material para coleta. De modo geral a todos os momentos ocorridos durante o curso, tanto bons quanto ruins, pois através deles fomos capazes de desenvolver da melhor maneira possível

o estudo e obter um aperfeiçoamento pessoal que será levado ao longo de toda carreira. Assim só temos a agradecer a essa experiência, muito obrigado.

7. REFERÊNCIAS

- Arellano, L., León-Cortés, J. L., Halffter, G. 2008. Response of dung beetle assemblages to landscape structure in remnant natural and modified habitats in southern Mexico. *Insect Conservation and Diversity* 1: 253-262.
- Blumenfeld, E.C., et al. 2016. Relações entre tipo de vizinhança e efeitos de borda em fragmento florestal. *Ciência Florestal* 26: 1301-1316.
- Cooney, S. A., Schaubert, E. M., Hellgren, E. C. 2015. Comparing permeability of matrix cover types for the marsh rice rat (*Oryzomys palustris*). *Landscape Ecology* 30: 1307-1320.
- Culot, L. 2013. Selective defaunation affects dung beetle communities in continuous Atlantic rainforest. *Biological Conservation* 163: 79-89.
- Davies-Colley, R. J., Payne, G. W., Van Elswijk, M. 2000. Microclimate gradients across a forest edge. *New Zealand Journal of Ecology* 24:111-121.
- Dennis, R. L. H., Shreeve, T. G., Van Dyck, H. 2006. Habitats and resources: the need for a resource-based definition to conserve butterflies. *Biodiversity & Conservation* 15: 1943-1966.
- Denyer, K., Burns, B., Ogden, J. 2006. Buffering of native forest edge microclimate by adjoining tree plantations. *Austral Ecology* 31: 478-489.
- Ewers, R. M. & Didham, R. K. 2006. Continuous response functions for quantifying the strength of edge effects. *Journal of Applied Ecology* 43: 527-536.
- Fahrig, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 34: 487-515.
- Fincher, G.T. 1973. Dung beetles as biological control agents for gastrointestinal parasites of livestock. *Journal of Parasitology* 59: 396–399.
- Fuzessy, L. F. et al. 2021. Identifying the anthropogenic drivers of declines in tropical dung beetle communities and functions. *Biological Conservation* 256: 109063.
- Gilroy, J. J. & Edwards, D. P. 2017. Source-sink dynamics: a neglected problem for landscape-scale biodiversity conservation in the tropics. *Current Landscape Ecology Reports* 2: 51-60.
- Gittings, T. & Giller, P. S. 1998. Resource quality and the colonization and succession of coprophagous dung beetles. *Ecography* 21: 581–592.
- Gomes, L. P., Dias, P. B., Dias, H. M., Kunz, S. H. 2022. Growing at the forest edges: how natural regeneration develops under fragmentation. *iForest* 15: 248-255.
- Gonzales, A., Rayfield, B., Lindo, Z. 2011. The disentangled bank: how loss of habitat fragments and disassembles ecological networks. *American Journal of Botany* 98: 503-516.

- Hagen, M. et al. 2012. Biodiversity, species interactions and ecological networks in a fragmented world. In: *Advances in Ecological Research*. Academic Press, p. 89-210.
- Halffter, G. & Halffter, V. 1989. Behavioral evolution of the non-rolling roller beetles (COLEOPTERA: SCARABAEIDAE: SCARABAEINAE). *Acta Zoologica Mexicana (NS)* 32: 1-53.
- Halfter, G. & Matthews, E. G. 1999. The natural history of dung beetles of the subfamily Scarabaeinae. *Medical Books*
- Hansbauer, M. M. et al. 2010. Landscape perception by forest understory birds in the Atlantic Rainforest: black-and-white versus shades of grey. *Landscape Ecology* 25: 407-417.
- Harvey, C. A., Gonzalez, J., Somarriba, E. 2006. Dung beetle and terrestrial mammal diversity in forests, indigenous agroforestry systems and plantain monocultures in Talamanca, Costa Rica. *Biodiversity & Conservation* 15: 555-585.
- Hernández, M. I. M. & Vaz-de-Mello, F. Z. 2009. Seasonal and spatial species richness variation of dung beetle (Coleoptera, Scarabaeidae s. str.) in the Atlantic Forest of southeastern Brazil. *Revista Brasileira de Entomologia* 53: 607-613.
- Laurance, W. F. et al. 2011. The fate of Amazonian forest fragments: a 32-year investigation. *Biological conservation* 144: 56-67.
- Laurance, W. & Vasconcelos, H. 2009. Consequências ecológicas da fragmentação florestal na Amazônia. *Oecologia Australis* 13: 434-451.
- Li, Y. et al. 2018. Spatial and temporal patterns of microclimates at an urban forest edge and their management implications. *Environmental Monitoring and Assessment* 190: 1-13.
- Martello, F. et al. 2016. Edge and land use effects on dung beetles (Coleoptera: Scarabaeidae: Scarabaeinae) in Brazilian cerrado vegetation. *Journal of Insect Conservation* 20: 957-970.
- Martin, P. S. et al. 2012. Terrestrial non-volant small mammals in agro-silvicultural landscapes of Southeastern Brazil. *Forest Ecology and Management* 282: 185-195.
- Meeussen, C. et al. 2021. Microclimatic edge-to-interior gradients of European deciduous forests. *Agricultural and Forest Meteorology* 311: 108699.
- Murcia, C. 1995. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends in Ecology & Evolution* 10: 58-62.
- Navarrete, D., & Halffter, G. 2008. Dung beetle (Coleoptera: Scarabaeidae: Scarabaeinae) diversity in continuous forest, forest fragments and cattle pastures in a landscape of Chiapas, Mexico: the effects of anthropogenic changes. *Biodiversity and Conservation* 17: 2869-2898.
- Nichols, E. et al. 2008. Ecological functions and ecosystem services provided by Scarabaeinae dung beetles. *Biological Conservation* 141: 1461-1474.
- Nichols, E. et al. 2009. The Scarabaeinae Research Network. Co-declining mammals and dung beetles: an impending ecological cascade. *Oikos* 118: 481-487.
- Primack, R. B., & Morrison, R. A. 2013. Extinction, Causes of. *Encyclopedia of Biodiversity* 401-412.

- R Core Team. 2022. *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Disponível em: <https://www.R-project.org/>. Acesso em: 11 de novembro, 2022.
- Ries, L. et al. 2004. Ecological responses to habitat edges: mechanisms, models, and variability explained. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 35: 491-522.
- Ries, L. et al. 2017. Closing persistent gaps in knowledge about edge ecology. *Current Landscape Ecology Reports* 2: 30-41.
- Santos-Heredia, C., & Andresen, E. 2014. Upward movement of buried seeds: another ecological role of dung beetles promoting seedling establishment. *Journal of Tropical Ecology* 30: 409-417.
- Tissiani, A. S. O., Vaz-de-Mello, F. Z., Campelo-Júnior, J. H. 2017. Besouros rola-bostas das pastagens brasileiras e chave para identificação dos gêneros (Coleoptera: Scarabaeidae). *Pesquisa Agropecuária Brasileira* 52: 401-418.
- Tscharntke, T. et al. 2002. Characteristics of insect populations on habitat fragments: a mini review. *Ecological Research* 17: 229-239.
- Wood, S. N. 2011. Fast stable restricted maximum likelihood and marginal likelihood estimation of semiparametric generalized linear models. *Journal of the Royal Statistical Society: Series B (Statistical Methodology)* 73: 3-36.
- Wickham, H. 2016. *ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis*. Springer-Verlag New York.
- Yue, S. et al. 2015. Oil palm plantations fail to support mammal diversity. *Ecological Applications* 25: 2285-2292.

INFLUÊNCIA DA LUMINOSIDADE E DISPONIBILIDADE DE RECURSOS SOBRE A DIVERSIDADE DE FUNGOS ASSOCIADOS À SERAPILHEIRA

Elimardo Cavalcante Bandeira^{1*}; Rachel dos Santos Pinto de Souza¹

1. Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Biodiversidade, Universidade Estadual de Santa Cruz.

* Autor para correspondência: elimardo.cavalcante@gmail.com

RESUMO

Condições são fatores abióticos que delimitam onde as espécies podem viver, enquanto os recursos referem-se aos elementos que são consumidos ou utilizados por um organismo e necessários para sua sobrevivência e reprodução. Em florestas tropicais, os fungos encontrados em serapilheira dependem tanto da umidade como da qualidade e quantidade do substrato como condição e recurso fundamentais para sua persistência e consequente diversidade de espécies. Diante disso, o objetivo deste trabalho foi avaliar como a luminosidade e a disponibilidade de recursos influenciam na diversidade dos fungos de serapilheira. Espera-se encontrar maior riqueza, abundância e equitabilidade em ambientes com menor porcentagem de abertura do dossel, uma vez que a maior incidência luminosa está intrinsecamente relacionada à menor umidade, afetando o desenvolvimento dos fungos. Por sua vez, espera-se que o peso da serapilheira seja positivamente relacionado à riqueza e abundância de fungos e negativamente associado ao valor de equitabilidade, uma vez que a maior quantidade de um mesmo recurso pode favorecer espécies com maior capacidade competitiva. O estudo foi conduzido em um trecho de floresta secundária localizada na Reserva Ecológica Michelin, localizada no sul da Bahia. Estabelecemos 20 parcelas de 2 x 2 m, e contabilizamos o número de morfotipos e indivíduos destes fungos. Adicionalmente, toda a serapilheira no espaço de 50 x 50 cm das quatro extremidades da parcela foi coletada e pesada, assim como foi obtida a porcentagem de abertura do dossel através de fotografias feitas pelo aplicativo *Gap Light Analysis Mobile* no centro de cada parcela. Para avaliar a relação da riqueza e abundância com as variáveis preditoras, foi realizada uma regressão múltipla. No referente a equitabilidade, os resíduos da regressão múltipla não atenderam aos pressupostos de normalidade e homocedasticidade, por isso optou-se por executar um Modelo Linear Generalizado com distribuição beta. Foram registrados 222 corpos de frutificação ($11,10 \pm 7,05$) de fungos considerando todas as parcelas amostradas, classificados em 54 morfotipos ($5,05 \pm 2,86$). A abertura do dossel e o peso da serapilheira não explicaram os padrões de riqueza ($R^2 = -0,10$; $P = 0,85$) e abundância ($R^2 = 0,10$; $P = 0,15$). Para a equitabilidade, observou-se uma relação significativa desta com a abertura do dossel ($P = 0,02$), porém não com o peso da serapilheira ($P = 0,95$). A diversidade de fungos de serapilheira não foi totalmente influenciada pela luminosidade e disponibilidade de recursos no fragmento florestal estudado. Ao contrário do esperado, a riqueza e abundância dos fungos não foram afetadas pela luminosidade, demonstrando que a variação nesta condição ambiental não é um fator determinante para explicar a quantidade de espécies e abundância

de fungos. Por outro lado, a luminosidade influenciou a equitabilidade dos fungos, indicando que a entrada de luz mais intensa inviabiliza a proliferação equilibrada entre as espécies, enquanto espécies mais tolerantes às condições extremas conseguem se desenvolver. O peso da serapilheira não esteve relacionado às variações na riqueza, abundância e equitabilidade dos fungos, refutando a hipótese de que a disponibilidade de recursos afetaria positivamente a riqueza de fungos, enquanto iria favorecer a abundância do morfotipo com maior capacidade competitiva. Isso pode estar associado ao fato de que, além do surgimento de interações antagônicas, o encontro entre fungos também pode desencadear interações neutras e sinérgicas que favorecem a coexistência de várias espécies utilizando o mesmo substrato. Este estudo demonstra que as variações nas condições abióticas geradas pela maior ou menor entrada de luz nas parcelas amostradas, bem como a disponibilidade de recursos, não afetaram a diversidade dos fungos. É importante que pesquisas futuras incorporem outros fatores, como riqueza de plantas e umidade, que podem estar moldando a diversidade de fungos de serapilheira no remanescente florestal amostrado.

Palavras-chave: Condição, Recurso e Serapilheira.

1. INTRODUÇÃO

Os principais pré-requisitos para o estabelecimento e desenvolvimento de um organismo em um dado ambiente são a tolerância às condições locais e a disponibilidade de seus recursos essenciais (Townsend et al. 2009). As condições são fatores abióticos que delimitam onde as espécies podem viver, enquanto os recursos referem-se aos elementos que são consumidos ou utilizados por um organismo e necessários para sua sobrevivência e reprodução (Begon et al. 2007). Condições, como a temperatura, luminosidade e umidade, são fatores que podem delimitar a faixa de tolerância para a maioria das espécies, enquanto a disponibilidade de recursos, tais como alimento, abrigo e parceiros sexuais, são capazes de regular o tamanho populacional (Ricklefs & Reyna 2016).

Para alguns organismos heterotróficos que habitam o interior das florestas tropicais, a luminosidade e a umidade estão entre as principais condições responsáveis por estabelecer locais adequados ou não para se colonizar (Chapin et al. 2002; Ruivo et al. 2002; Araújo & Monteiro 2006; Rodrigues et al. 2011). Estes dois fatores abióticos estão diretamente relacionados entre si, uma vez que a luminosidade contribui com a evaporação de água do solo e de outros substratos, diminuindo a umidade (Lazarotto et al. 2014). Dessa forma, a entrada de luz por meio da abertura do dossel pode fornecer um microclima adequado e possibilitar o desenvolvimento de algumas espécies, ao passo em que pode limitar a ocorrência de outras. Por exemplo, distúrbios naturais ocasionado pela queda de uma árvore formam clareiras em áreas florestais, com consequentes alterações nas características microclimáticas (Orians 1982; Denslow & Hartshorn 1994) e que podem direta

ou indiretamente interferir na composição e arranjo espacial das espécies (Denslow 1980; Whitmore 1989). Para alguns organismos que habitam o solo florestal, tais como os fungos, os efeitos do incremento da radiação solar ainda são pouco conhecidos, contudo a luminosidade intensa pode afetar de forma significativa o crescimento e a formação de esporos desses indivíduos (Bills et al. 2007).

Para os fungos que ocupam o solo florestal, conhecidos como fungos de serapilheira, a quantidade e qualidade dos recursos disponíveis são elementos importantes para o seu desenvolvimento. De fato, estudos demonstram que a qualidade do substrato compreende um dos recursos comumente relacionado ao sucesso desses seres (Chapman et al. 2013; Delgado-Baquerizo et al. 2020). Nesse sentido, características relacionadas a serapilheira têm sido consideradas como importantes preditoras da diversidade de fungos de serapilheira em ambientes florestais (Honório & Pasin 2016). Por exemplo, Berg & Ekbohm (1991) demonstraram que durante o período do ano na qual a umidade não é um fator limitante, a concentração de lignina na serapilheira esteve negativamente relacionada ao comprimento das hifas dos fungos, demonstrando que a disponibilidade de recurso é fundamental para o desenvolvimento desses organismos.

Apesar de desempenharem importantes serviços ecossistêmicos, poucos foram os estudos que buscaram avaliar como os fungos de serapilheira respondem a variações microclimáticas (Rodrigues et al. 2011) e a disponibilidade de recursos (Osono 2019). Dentre os principais serviços ecossistêmicos prestados pelos fungos, destaca-se a função de decompositores de matéria orgânica, mineralização e sequestro de carbono (Crowther et al. 2019) e ciclagem de nutrientes (Carlile & Watkinson 1996). Dessa forma, os fungos de solo executam um papel substancial na decomposição de resíduos vegetais (Lin & Brookes 1999; Osono 2003), tornando importante a compreensão dos fatores que afetam a sua distribuição e estrutura de comunidades em florestas tropicais.

Diante disso, o objetivo deste trabalho foi avaliar como a luminosidade e a disponibilidade de recursos influenciam na diversidade dos fungos de serapilheira em um fragmento florestal tropical. Espera-se obter maior riqueza, abundância e equitabilidade de fungos em ambientes com menor porcentagem de abertura do dossel, uma vez que a maior luminosidade está intrinsecamente relacionada à menor umidade e maior temperatura, afetando o desenvolvimento dos fungos (Batzler et al. 2010). Ademais, espera-se que o peso da serapilheira será positivamente relacionado com a riqueza e abundância de fungos e negativamente associado ao valor de equitabilidade, uma vez que a maior quantidade de um

mesmo recurso pode favorecer espécies com maior capacidade competitiva (Boddy & Hiscox, 2016).

2. METODOLOGIA

2.1. Área de estudo

O estudo foi realizado em um fragmento florestal (Vila 5) localizado na Reserva Ecológica Michelin (13°48'08"S, 39°10'03"W), situada entre os municípios de Ituberá e Igrapiúna na região sul da Bahia. A região exibe uma precipitação anual média de aproximadamente 2000 mm, enquanto a amplitude térmica local varia entre 18 e 30°C e a umidade do ar entre 80 e 85% (CEI/CONDER 1993). O fragmento florestal amostrado possui área de 180 ha, e é constituído por um mosaico de floresta em diferentes estágios sucessionais (i.e., secundária e avançado), e que já foi impactada pela extração de madeira e queimadas (Flesher 2006; Vilela et al. 2012).

2.2. Coleta de dados

Os dados foram coletados em 20 parcelas de 2 x 2 m situadas em um ambiente de floresta secundária, dispostas sistematicamente a partir de um ponto inicial aleatorizado à 50 m da borda florestal mais próxima. Após isso, manteve-se uma distância mínima de 20 m entre as parcelas, a fim de minimizar a dependência amostral. Em cada parcela, foram contabilizadas a riqueza e abundância dos corpos de frutificação de fungos encontrados exclusivamente na serapilheira, ou seja, fungos associados a troncos não foram considerados. De forma a avaliar a disponibilidade do recurso, foi coletada e pesada toda a serapilheira no espaço de 50 x 50 cm das quatro extremidades da parcela. A porcentagem de abertura do dossel foi registrada no centro de cada parcela, a uma altura de 1,30 m do solo, através do aplicativo *Gap Light Analysis Mobile* (GLAMA). Os fungos foram classificados em morfotipos, baseados em características visuais como coloração, textura da superfície e formato do píleo, himênio e estipe. A amplitude de abertura do dossel variou de 7,32 a 51,86% ($17,88 \pm 10,62$), enquanto o peso da serapilheira variou entre 455 e 3,86 g ($1412,75 \pm 688,71$).

2.3. Análise de dados

Além dos valores observados de riqueza (i.e., número de morfotipos) e abundância total (i.e., quantidade de corpos de frutificação), foi calculado o índice de equitabilidade de Pielou por parcela. Este índice descreve a uniformidade da abundância dos indivíduos de cada espécie de uma comunidade em relação a abundância total dos indivíduos, utilizando como métrica o índice de Shannon-Wiener. Este índice foi obtido pelo pacote *vegan* (Oksanen et al. 2012) do software R 4.2.1 (R Core Team 2022).

Foi testada a colinearidade entre as variáveis preditoras pelo teste de correlação de Pearson, que indicou ausência de colinearidade entre a abertura do dossel e o peso da serapilheira ($r=0,28$). Para avaliar a relação da riqueza, abundância e equitabilidade com as variáveis preditoras, foram realizadas regressões múltiplas. Os resíduos da regressão atenderam aos pressupostos de normalidade e homocedasticidade, exceto para a equitabilidade. Especificamente para esta variável resposta, foi utilizado um Modelo Linear Generalizado (GLM) com distribuição Beta por meio do pacote *glmmTMB* (Brooks et al. 2017). Os resíduos do GLM foram avaliados por meio do pacote *DHARMA* (Hartig & Hartig 2017) e atenderam aos pressupostos de normalidade e homocedasticidade. Outros pacotes utilizados para as análises foram *performance* (Lüdecke et al. 2021) e *car* (Fox & Weisberg 2019). Todas as análises foram realizadas no software R 4.2.1 (R Development Core Team 2022).

3. RESULTADOS

Foram registrados 222 corpos de frutificação de fungos de serapilheira considerando todas as parcelas amostradas, classificados em 54 morfotipos (Fig. 1). A riqueza de morfotipos variou entre 1 e 11 ($5,05 \pm 2,85$), a abundância foi de 1 a 26 ($11,10 \pm 7,04$), enquanto a equitabilidade variou de 0,57 a 1 ($0,84 \pm 0,12$). Os três morfotipos mais abundantes foram m3 (N=65), m13 (N=34) e m48 (N=11). Quanto à frequência nas parcelas, o morfotipo m3 (F=18) foi o mais frequente, seguido por m17 (F=7). Os demais morfotipos apresentaram frequência de 1 a 4, sendo que 25 estavam presentes em apenas uma parcela.

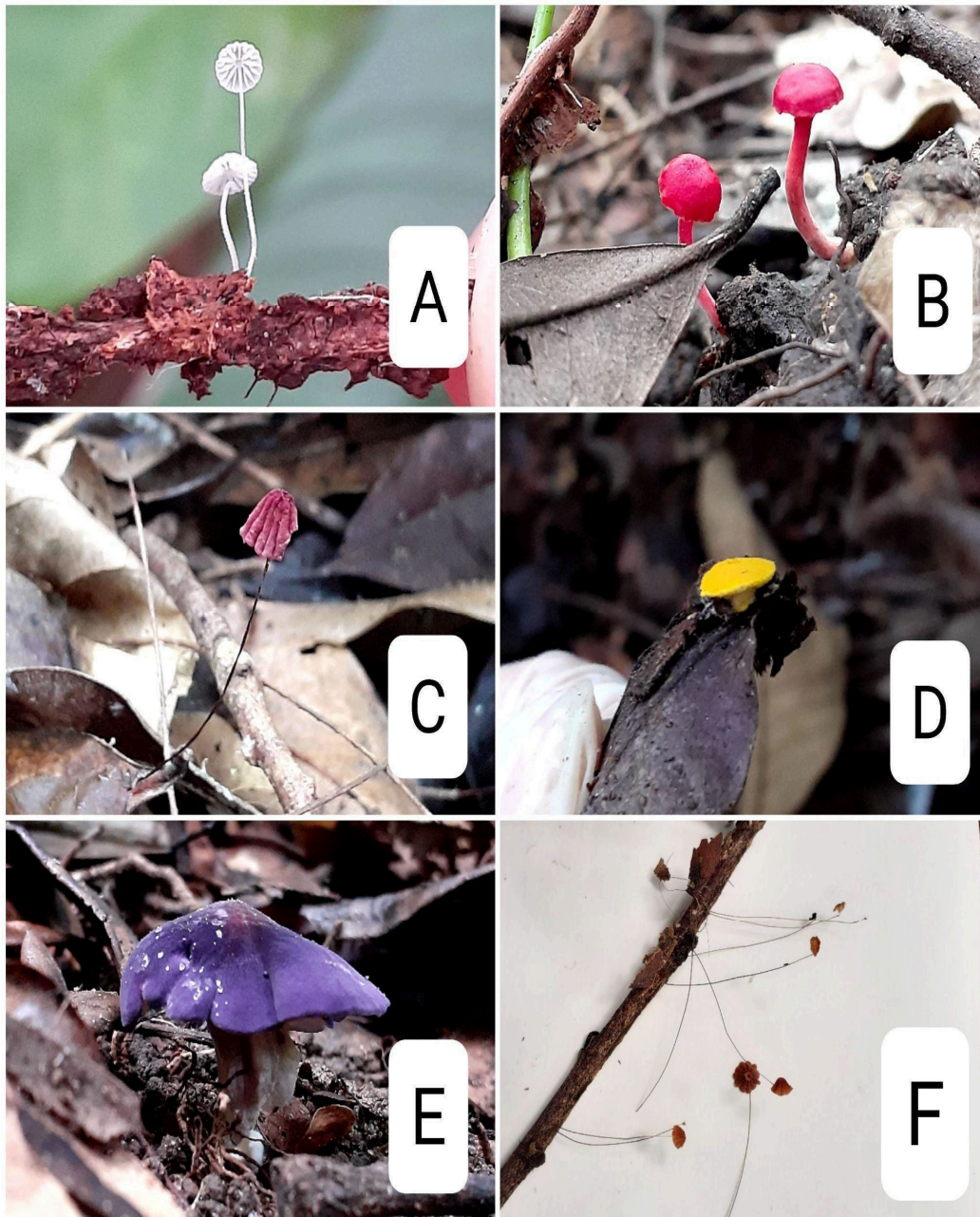


Figura 1. Exemplos de morfotipos registrados em parcelas estabelecidas na Mata de Vila 5, fragmento situado na Reserva Ecológica Michelin. A) m3, B) m9, C) m13, D) m15, E) m34, F) m34.

As análises de regressão múltipla indicaram que não houve relação significativa entre a riqueza de fungos com abertura do dossel e serapilheira ($R^2=-0,09$; $P=0,84$) (Tabela 1; Fig. 2), bem como da abundância com tais preditoras ($R^2=0,10$; $P=0,15$) (Fig. 3). Em contraste, a abertura do dossel afetou de forma significativa a equitabilidade ($P=0,02$), ao passo que o peso da serapilheira não afetou significativamente a equitabilidade de fungos ($P=0,94$) (Tabela 3; Fig. 4).

Tabela 1. Resultados da regressão múltipla entre a riqueza e abundância de fungos de serapilheira com a abertura do dossel e peso da serapilheira.

	Estimativa (\pm erro padrão)	<i>P</i>	R ²
<i>Riqueza</i>		0.84	-0.09
Intercepto	4.89 (1.74)		
Abertura do dossel	0.03 (0.06)		
Peso da serapilheira	-0.00* (0.00*)		
<i>Abundância</i>		0.15	0.10
Intercepto	7.98 (3.89)		
Abertura do dossel	0.30 (0.15)		
Peso da serapilheira	-0.00* (0.00*)		

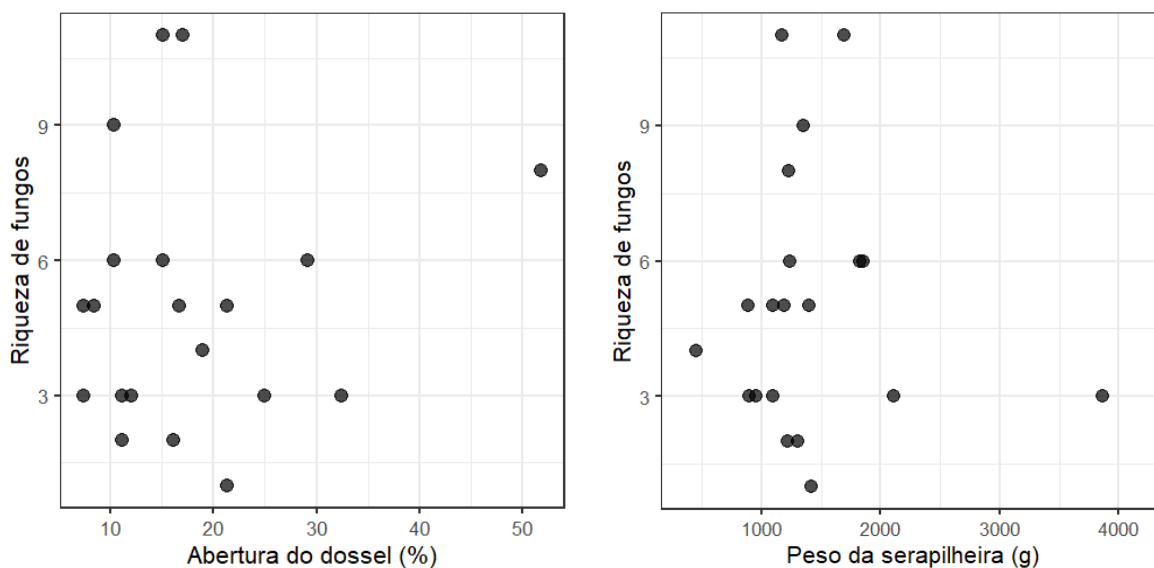


Figura 2. Relação entre a riqueza de morfotipos de fungos de serapilheira com a abertura do dossel e o peso da serapilheira em 20 parcelas estabelecidas na Mata de Vila 5, fragmento florestal na Reserva Ecológica Michelin.

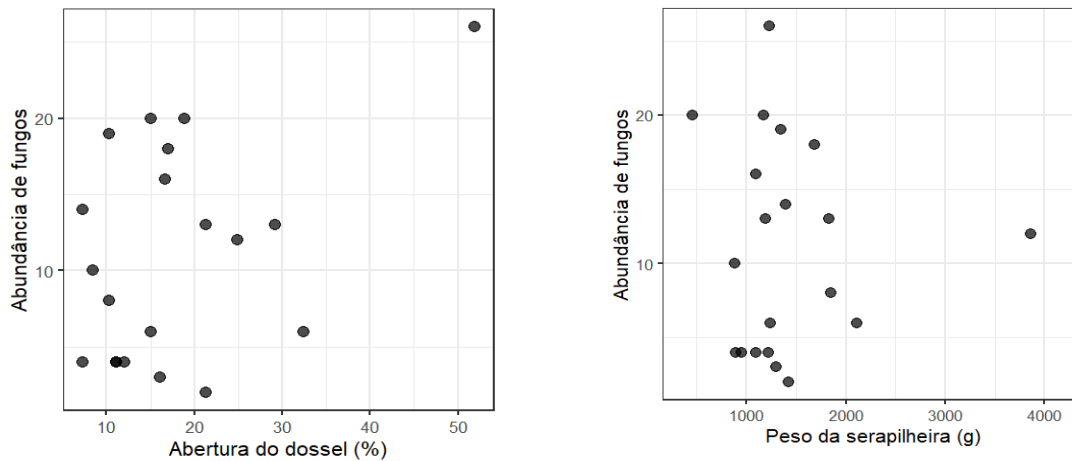


Figura 3. Relação entre a abundância de morfotipos de fungos de serapilheira com a abertura do dossel e o peso da serapilheira em 20 parcelas estabelecidas na Mata de Vila 5, fragmento florestal na Reserva Ecológica Michelin.

Tabela 2. Resultado do Modelo Linear Generalizado (GLM) para a equitabilidade em relação à abertura do dossel e peso da serapilheira.

	Estimativa (\pm erro padrão)	<i>P</i>
Intercepto	2,20 (5,23)	9.01e-06 ***
Abertura do dossel	-3,41 (1,50)	0,02
Peso da serapilheira	2,27 (3,32)	0,94

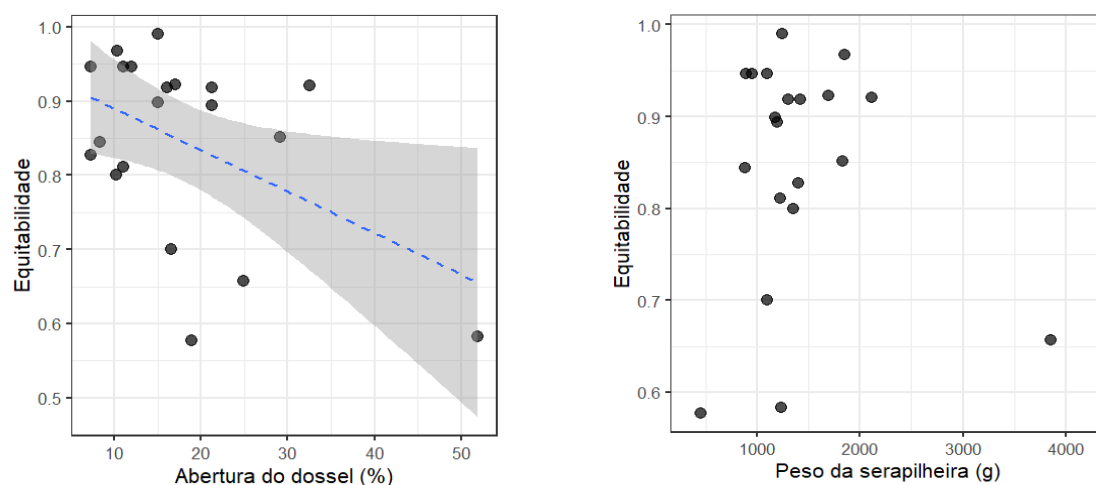


Figura 4. Relação entre a equitabilidade de fungos de serapilheira com a abertura do dossel e o peso da serapilheira em 20 parcelas estabelecidas na Mata de Vila 5, fragmento florestal na Reserva Ecológica Michelin.

4. DISCUSSÃO

A diversidade de fungos de serapilheira não foi totalmente influenciada pela luminosidade e disponibilidade de recursos em um fragmento florestal na Mata Atlântica do sul da Bahia. Diferente do esperado, não houve alterações na riqueza, abundância e equitabilidade dos fungos. De maneira similar, a riqueza e abundância dos fungos não foi influenciada pelo gradiente de entrada de luz. No entanto, a luminosidade foi um importante preditor da equitabilidade dos fungos nas parcelas amostradas.

A luminosidade não foi determinante para explicar a riqueza e abundância dos fungos em parcelas estabelecidas no fragmento florestal estudado. Isso pode indicar que as espécies de fungos avaliadas possuem uma natureza resistente a essa variação da incidência luminosa dentro do fragmento, assim como foi observado em outros estudos (Ferreira et al. 2018; Couceiro 2019). Apesar da relevância dos fatores ambientais para o desenvolvimento dos fungos, boa parte desses organismos são adaptados às condições abióticas extremas, sendo assim capazes de colonizar e se proliferar em meio a condições de luminosidade, umidade e temperatura minimamente adequadas, desde que ocorra disponibilidade de recursos (Pugh & Boddy 1988). Por outro lado, a luminosidade influenciou a equitabilidade dos fungos no fragmento florestal. Áreas com maior entrada de luz tendem a apresentar a dominância de um fungo em relação aos demais, a exemplo da parcela com maior abertura de dossel (51,86%), na qual o morfotipo 3 (Fig. 1C) foi dominante sobre os sete demais, corroborando a hipótese inicial. Possivelmente, a entrada de luz mais intensa inviabiliza a proliferação equilibrada entre as espécies, enquanto espécies mais tolerantes a condições extremas conseguem se desenvolver.

O peso da serapilheira não foi um bom preditor da riqueza, abundância e equitabilidade dos fungos, refutando a hipótese de que a disponibilidade de recursos afetaria positivamente a riqueza e favoreceria a abundância do morfotipo com maior capacidade competitiva. Isso pode estar associado ao fato de que, além do surgimento de interações antagônicas, o encontro de um fungo com o outro também pode desencadear interações neutras e sinérgicas que favorecem a coexistência de várias espécies de fungos (Osono 2007). No último caso, o contato entre os micélios de fungos diferentes pode induzir a ação de enzimas importantes no processo de decomposição da matéria orgânica. Além disso, os fungos de serapilheira exibem uma diversidade funcional na degradação das moléculas, contendo espécies mais eficientes em degenerar um ou outro componente, como a celulose, pectina ou lignina (Osono 2003). Dessa forma, diferentes espécies de fungos podem co-

ocorrer independente da disponibilidade de recursos, uma vez que eles podem diferir na degradação dos componentes da serapilheira.

A diversidade de fungos da serapilheira também pode refletir a influência de outros fatores, como a riqueza de espécies vegetais presentes no fragmento florestal, uma vez que as plantas regulam a disponibilidade e a variedade de recursos para esses organismos (Cline et al. 2018). Medidas mais específicas das condições abióticas, como umidade e temperatura, também podem revelar um efeito mais direto na comunidade fúngica, bem como a concentração dos nutrientes no solo. É importante que pesquisas futuras tentem incorporar esses aspectos ambientais que podem estar moldando a diversidade de fungos de serapilheira no remanescente florestal amostrado, a fim de compreender melhor a ecologia desse grupo.

5. CONCLUSÃO

Este estudo demonstra que a diversidade de fungos de serapilheira, mensurada pela riqueza e abundância, não foi influenciada pela luminosidade em parcelas situadas em um fragmento florestal de Mata Atlântica, demonstrando que esses organismos possuem uma adaptabilidade a um determinado gradiente de luminosidade (entre 7,32% e 51,86%). No entanto, a equitabilidade das espécies demonstrou ser reduzida em medidas mais extremas de luminosidade, o que potencialmente reflete a inviabilidade das espécies se proliferarem igualmente, enquanto espécies mais tolerantes conseguem se desenvolver. Ademais, a disponibilidade de recursos não foi um fator determinante para explicar os padrões de riqueza, abundância e equitabilidade de fungos de serapilheira no fragmento estudado.

6. AGRADECIMENTOS

Agradecemos a oportunidade concedida pela Reserva Ecológica Michelin, bem como à Universidade Estadual de Santa Cruz e ao Programa de Pós-graduação em Ecologia e Conservação da Biodiversidade. Aos professores Dr. José Carlos Morante-Filho, Dra. Maíra Benchimol e Dr. Bráulio dos Santos, obrigado por todo auxílio e ensinamentos.

7. REFERÊNCIAS

- Araújo, A. S. F., & Monteiro, R. T. R. 2006. Microbial biomass and activity in a Brazilian soil amended with untreated and composted textile sludge. *Chemosphere* 64: 1043-1046.
- Batzer, J. C. et al. 2010. Effect of temperature and nutrient concentration on the growth of six species of sooty blotch and flyspeck fungi. *Phytopathologia mediterranea* 49: 3-10.
- Begon, M, Townsend, C. R., & Harper, J. L. 2007. Ecologia: de indivíduos a ecossistemas. 4.ed. Porto Alegre: Artmed editora.
- Berg, B., & Ekbohm, G. 1991. Litter mass-loss rates and decomposition patterns in some needle and leaf litter types. Long-term decomposition in a Scots pine forest. VII. *Canadian Journal of Botany* 69: 1449-1456.
- Bills, F.G, Christensen, M., Powell, M., & Thorn, G. 2007. Saprobic Soil Fungi. In: Foster, M.S., Bills, G.F., Mueller, G.M. (eds.). Biodiversity of fungi: inventory and monitoring methods. San Diego: Elsevier Academic Press. p.:271-294.
- Boddy, L., & e Hiscox, J. 2016. Fungal ecology: principles and mechanisms of colonization and competition by saprotrophic fungi. *Microbiology spectrum* 4: 4-6 2016.
- Brooks, M. E., Kristensen, K., Van Benthem, K. J, Magnusson, A., Berg, C. W., Nielsen, A., Skaug, G H. J., Maechler, M., & BOLKER B. M. 2017. glmmTMB Balances Speed and Flexibility Among Packages for Zero-inflated Generalized Linear Mixed Modeling. *The R Journal* 9: 378–400
- CEI/CONDER. 1993. Informações básicas dos municípios baianos: Região Litoral Sul. Centro de Estatística e Informação/Companhia do Desenvolvimento da Região Metropolitana de Salvador. Secretaria do Planejamento, Ciência e Tecnologia, Salvador, Bahia.
- Carlile, M. J., & Watkinson, S.C. 1996. The Fungi. 3rd ed. London: Academic Press, 482p.
- Chapman, S. K. et al. 2013. Leaf litter mixtures alter microbial community development: mechanisms for non-additive effects in litter decomposition. *PLoS One* 8: e62671.
- Cline, L. C. et al. 2018. Resource availability underlies the plant-fungal diversity relationship in a grassland ecosystem. *Ecology* 99: 204-216.
- Chapin, F. S. et al. 2002. Principles of terrestrial Ecosystem ecology. Nova York: Springer, 455 p.
- Couceiro, D. M. 2019. Diversidade e ecologia de fungos poróides (AGARICOMYCETES) em uma área de floresta Amazônica no Oeste do Pará. Tese de Doutorado. Universidade Federal do Oeste do Pará.
- Crowther, T. W. et al. 2019. The global soil community and its influence on biogeochemistry. *Science* 365: eaav0550.
- Denslow, J.S. 1980. Gap partitioning among tropical rainforest trees. *Biotropica* 12: 47-51.
- Denslow, J.S., & Hartshorn, G.S. 1994. Tree-Fall Gap Environments and Forest Dynamic Process. In: McDade, L.A., Bawa, K.S., Hespeneide, H.A. e Hartshorn, G.S., Eds., La Selva-

Ecology and Natural History of a Neotropical Rain Forest, The University of Chicago Press, Chicago, p. 120-127.

Delgado-Baquerizo, M. et al. 2020. The proportion of soil-borne pathogens increases with warming at the global scale. *Nature Climate Change* 10: 550-554.

Ferreira, A. L. F., Marciniak, B., Carneiro, A. P., Blanco, G. D., Drechsler-Santos, E. R. 2018. Composição e riqueza de macrofungos da madeira em três estruturas vegetacionais de uma área de Floresta Ombrófila Mista impactada. In: Hayata, M. A.; Teixeira, L. N.; Silva, A. L.; Silveira, T. C. e Giehl, E. L. Ecologia de campo: Ambientes Costeiros e Montanos. a Biblioteca Universitária da Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, p. 188-200.

Flesher, K.M. 2006. The Biogeography of the Medium and Large Mammals in a Human dominated Landscape in the Atlantic Forest of Bahia, Brazil: Evidence for the Role of Agroforestry Systems as Wildlife Habitat. University of Reutgers, New Jersey (PhD. Tesis), 624p.

Fox, J, Weisberg, S. 2019. An R Companion to Applied Regression, Third edition. Sage, Thousand Oaks CA, 2019. Disponível em: <<https://socialsciences.mcmaster.ca/jfox/Books/Companion/>>

Hartig, F., & Hartig, M. F. 2017. Package "DHARMA", 2017.

Honório, M. C., & Pasin, L. A. A. P. 2016. Diversidade de fungos macroscópicos na floresta ombrófila mista do Pico da Bandeira em Maria da Fé. In: XIII Congresso Nacional de Meio Ambiente de Poços de Caldas. Poços de Caldas.

Lazarotto, D.C. et al. 2014. Comunidade de fungos Agaricomycetes em diferentes sistemas florestais no noroeste do Estado do Rio Grande do Sul, Brasil: Floresta Estacional Decidua e monocultura de eucalipto. *Hoehnea*. Rio Grande do Sul, p. 269-275.

Lin, Q., & Brookes, P. C. 1999. An evaluation of the substrate-induced respiration method. *Soil Biology and Biochemistry* 31: 1969-1983.

Lüdecke, D., Ben-Schachar, M., Patil, I., Waggoner, P., & Makowski, D. 2021. "performance: An R Package for Assessment, Comparison and Testing of Statistical Models." *Journal of Open Source Software* 6: 3139.

Orians, G. H. 1982. The influence of tree falls in tropical forests on tree species richness. *Tropical Ecology* 23: 255-279.

Oksanen, J. et al. 2012. Vegan: Community Ecology Package. R package version 2.0-2.

Osono, T. 2003. Effects of prior decomposition of beech leaf litter by phyllosphere fungi on substrate utilization by fungal decomposers. *Mycoscience* 44: 41-45.

Osono, T. 2007. Ecology of ligninolytic fungi associated with leaf litter decomposition. *Ecological Research*, 22: 955-974.

Osono, T. 2019. Functional diversity of ligninolytic fungi associated with leaf litter decomposition. *Ecological Research* 35: 30-43.

Pugh, G. J. F., & Boddy, L. 1988. A view of disturbance and life strategies in fungi. *Proceedings of the Royal Society of Edinburgh, Section B: Biological Sciences* 94: 3-11.

- Ricklefs, R. & Relyea, R. 2016. A economia da natureza. 7. ed. Guanabara Koogan. Rio de Janeiro.
- R CORE TEAM. 2022. R: A language and environment for statistical computing (Version 4.2.1, R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria).
- Rodrigues, H. J. B. et al. 2011. Variabilidade quantitativa de população microbiana associada às condições microclimáticas observadas em solo de floresta tropical úmida. *Revista Brasileira de Meteorologia* 26: 629-638.
- Ruivo, M. L. P. et al. 2002. Propriedades do solo e fluxo de CO₂ em Caxiuanã, Pará: experimento LBA-Esecaflor. *Contribuições a geologia da Amazônia* 3: 291-299.
- Townsend, C. R., Begon, M., & Harper, J. L. 2009. Fundamentos em ecologia. Artmed Editora.
- Vilela, F. S., Flesher, K. M., & Ramalho, M. 2012. Dispersal and predation of *Eschweilera ovata* seeds in the Atlantic Forest of Southern Bahia, Brazil. *Journal of Tropical Ecology* 28: 223-226.
- Whitmore, T. C. 1989. Canopy gaps and the two major groups of forest trees. *Ecology* 70: 536-538.
- Wickham, H. 2016. ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis. Springer-Verlag New York.

INFLUÊNCIA DO TAMANHO DA PLANTA E INCIDÊNCIA DE LUZ SOBRE O INVESTIMENTO REPRODUTIVO DE *Solanum stramoniifolium* Jacq.

Maria Eduarda Soares Leite Rangel^{1*}; Tainá Jardim Antunes²

1. Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais, Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro;

2. Programa de Pós-Graduação em Ciências e Tecnologias, Universidade Federal do sul da Bahia.

* Autor para correspondência: meduardaslr@gmail.com

RESUMO

Mudanças na disponibilidade de recursos têm reflexos diretos sobre a reprodução de plantas. O investimento em estruturas reprodutivas também depende do tamanho do indivíduo, que pode estar associado a disponibilidade de recursos. Neste estudo avaliamos o efeito da luminosidade e o tamanho de indivíduos de *Solanum stramoniifolium* Jacq. sobre seu investimento reprodutivo. Testamos a hipótese de que variações na luminosidade e no tamanho do indivíduo estariam associadas ao investimento reprodutivo da espécie. O trabalho foi realizado na Reserva Ecológica Michelin, Igrapiúna, Bahia, e áreas de cultivo de cacau e seringa adjacentes. No total, amostramos 50 indivíduos de *S. stramoniifolium*. Em cada indivíduo foram aferidos o número de estruturas reprodutivas (botões florais, inflorescências, flores e frutos), o diâmetro do caule e a abertura de dossel (um proxy da intensidade de luz) acima da planta. Observamos que o número médio de estruturas reprodutivas foi de 64,62 ($\pm 67,79$), enquanto o diâmetro médio das plantas foi 1,32 cm ($\pm 0,56$). Além disso, a abertura dossel foi em média 47,58 % ($\pm 29,84\%$). Usando um modelo linear generalizado, detectamos que o diâmetro do caule e a abertura do dossel não afetaram ($P > 0,05$) o número de estruturas reprodutivas de *S. stramoniifolium*. Em relação à luz, a tolerância à sua variação é uma característica que pode remeter ao aspecto pioneiro desta espécie, por isso, independente do aporte de luz solar podemos observar investimentos reprodutivos similares. Além disso, o investimento em crescimento vegetativo pode ser um reflexo de condições ambientais anteriores à época da medição, por isso também não observamos relação. Sugerimos que novos estudos incluam parâmetros da qualidade do solo, principalmente umidade e nutrientes, como possíveis preditores do investimento reprodutivo desta planta.

Palavras-chave: Abertura de dossel, Alocação de recursos, Disponibilidade de recursos e Reprodução.

1. INTRODUÇÃO

O investimento reprodutivo está associado à quantidade de recursos (e.g. biomassa; energia) que o indivíduo aloca para a reprodução (Tuomi et al. 1983). Nas angiospermas, o investimento em reprodução pode ser observado por meio dos recursos alocados para o desenvolvimento de estruturas reprodutivas, como flores, frutos e sementes (Obeso 2002). De acordo com o princípio da alocação de recursos (Levins 1968), quando a disponibilidade de um recurso é limitante para o organismo, uma importante decisão deve ser tomada: se o recurso será alocado para a sobrevivência (e.g. defesa, aumento de biomassa, produção de metabólitos, e todas as outras atividades vitais do organismo) ou para a reprodução. Por outro lado, quando o recurso não é limitante, o recurso excedente pode ser destinado para crescimento e reprodução (Grime 1977; Weiner 2004).

O tamanho das plantas pode afetar a relação entre disponibilidade de recursos e o investimento em reprodução. Na verdade, quanto maior o crescimento vegetativo da planta, maior será o investimento na produção de estruturas reprodutivas (Samson & Werk 1986). Outra questão é que quanto menor for a taxa fotossintética do indivíduo, menor será a disponibilidade de energia para ser alocada no desenvolvimento de estruturas reprodutivas, pois a alocação de recursos tenderá a favorecer o crescimento vegetativo de estruturas fotossintetizantes, visando aumentar a captação de luz (McConnaughay & Coleman 1999). Portanto, indivíduos de uma mesma população podem variar sua alocação de recursos conforme alterações nas condições do ambiente. Por exemplo, em situações em que a disponibilidade de recursos é alta, a energia deve ser alocada para um maior crescimento das folhas, se relacionando diretamente com a taxa fotossintética e investimento reprodutivo, enquanto na escassez de recursos, o investimento será destinado especialmente para o crescimento da raiz em detrimento das outras estruturas (Müller et al. 2000). Esse mecanismo de alocação de energia é de suma importância para a persistência das plantas em um dado ambiente, considerando que “as proles são a moeda da seleção natural” (Coelho & Moras 2010).

Plantas possuem diversos recursos limitantes que se relacionam com diferentes condições ambientais (Harpole et al. 2016). Um dos principais recursos que limita o crescimento e o investimento reprodutivo é a disponibilidade de luz, pois afeta diretamente suas taxas fotossintéticas (Craine & Dybzinski 2013). Umidade e temperatura, que podem estar relacionados à incidência luminosa, também são recursos limitantes que estão associados com o investimento reprodutivo em plantas (Gea-Izquierdo et al. 2009). Na

natureza, frequentemente o aporte de luz está relacionado com a abertura do dossel do local em que a planta se estabeleceu. Portanto, quanto mais sombra o dossel prover, menor será a incidência de luz para as plantas (Zhu et al. 2003).

No caso das espécies pioneiras, que ocorrem principalmente em locais com alta luminosidade, as taxas de crescimento são rápidas, associadas à alta eficiência no uso de nutrientes e altas taxas fotossintéticas (Heil et al. 2002; Craine & Dybzinski 2013). Muitas plantas do gênero *Solanum spp.* (Solanaceae) caracterizam-se como plantas pioneiras, como *Solanum stramonifolium* Jacq., uma espécie arbustiva e perene, nativa da América do Sul (Bezerra & Machado 2003). Em particular, *S. stramonifolium* é comumente uma das primeiras a colonizar ambientes perturbados (Relyea & Ricklefs 2021), sendo considerada ruderal (Burkart et al. 2012). Por possuir uma floração contínua, esta espécie pode representar um bom modelo para estudos que buscam relacionar características ambientais com o investimento reprodutivo (Bezerra & Machado 2003).

Neste contexto, buscamos investigar como a luminosidade e o tamanho do indivíduo estão relacionados com o investimento reprodutivo em *Solanum stramonifolium*. Elencamos a hipótese de que o aumento na disponibilidade de luz no ambiente e o aumento do tamanho da planta favorecerão a produção de estruturas reprodutivas, pois a luz funciona como um recurso limitante e o tamanho determina a quantidade de fotoassimilados disponíveis na planta para reprodução (Delagrande et al. 2004). Portanto, esperamos que quanto maior for a abertura de dossel sobre a planta e o diâmetro do caule, maior será a quantidade de estruturas reprodutivas presentes no indivíduo avaliado.

2. METODOLOGIA

2.1. Área de estudo

Realizamos o estudo na Reserva Ecológica Michelin e em plantações de cacau e seringa adjacentes, localizados no município de Igrapiúna, sul da Bahia. A região é composta por remanescentes de Mata Atlântica que formam a reserva, bem como áreas agrícolas destinadas especialmente ao plantio de cacau, banana e seringa.

2.2. Coleta de dados

Buscamos ativamente 50 indivíduos de *S. stramonifolium* (Fig. 1), distantes a pelo menos 15 m do indivíduo mais próximo. De cada indivíduo, medimos o diâmetro (cm) do

caule principal ao nível do solo e quantificamos o número de estruturas reprodutivas (botões florais, inflorescências, flores e frutos) em todas as plantas amostradas (Fig. 1). Em cada planta, também estimamos a porcentagem de abertura de dossel usando o aplicativo *Gap Light Analysis Mobile Application* (GLAMA) (Tichy 2014). Usamos essa variável por ser um bom *proxy* da intensidade de luz, onde plantas inseridas em áreas com maior abertura do dossel recebem maior radiação solar.

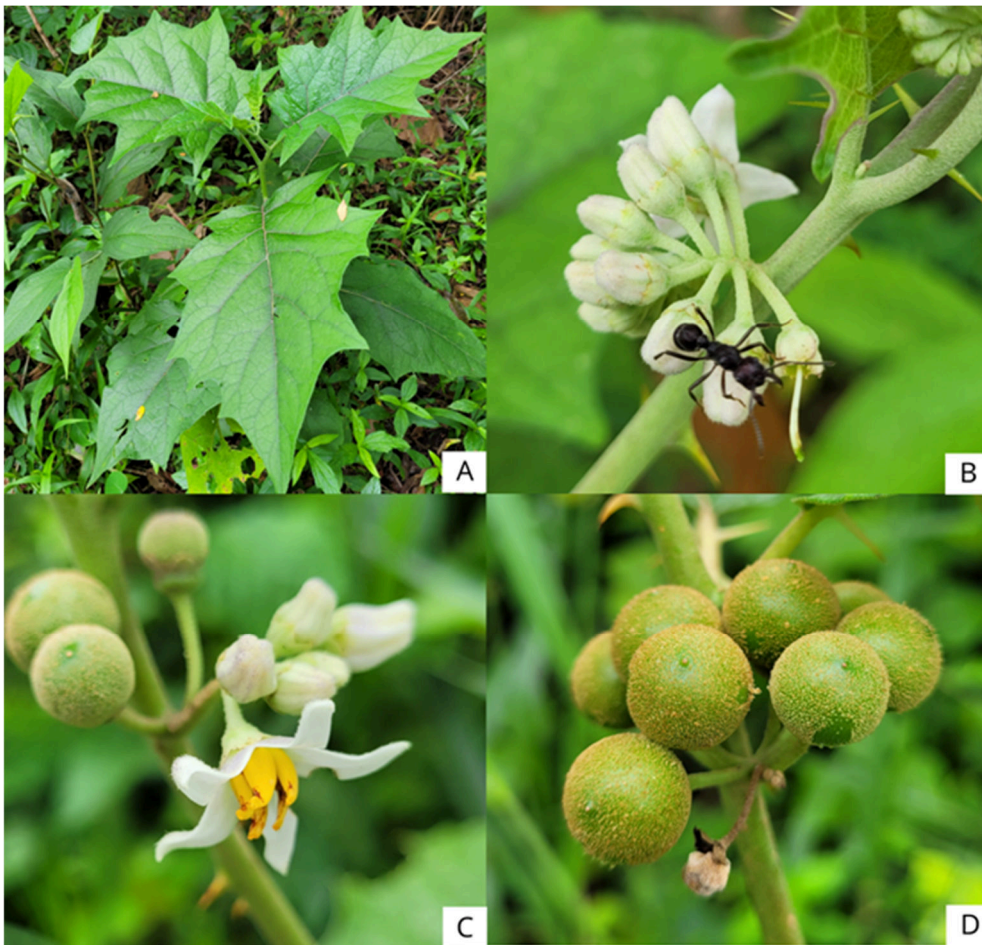


Figura 1. *Solanum stramonifolium* (A) e suas estruturas reprodutivas, como (B) botão floral, (C) flor e (D) fruto.

2.3. Análise de dados

Utilizamos um modelo linear generalizado com distribuição *quasipoisson* para testarmos o efeito da porcentagem de abertura do dossel e diâmetro do caule sobre número de estruturas reprodutivas, bem como o efeito da interação entre as variáveis preditoras. A

colinearidade entre as variáveis preditoras do modelo foi avaliada usando a função *vif* do pacote *car* (Fox & Weisenberg 2019), que retorna o fator de inflação de variância. Removemos a variável preditora que apresentava $VIF > 5,0$, nesse caso, a interação entre abertura de dossel e diâmetro do caule ($VIF = 8,86$), e mantivemos no modelo as demais variáveis que apresentaram $VIF < 5,0$: porcentagem de abertura do dossel ($VIF = 4,84$) e diâmetro do caule ($VIF = 4,09$). Todas as análises e gráficos foram feitas no programa R (R Core Team 2022), utilizando o pacote *stats* (R Core Team 2022) e *ggplot2* (Wickham 2016).

3. RESULTADOS

Do total de indivíduos amostrados de *S. stramonifolium*, o diâmetro do caule variou entre 0,30 cm e 3,20 cm ($1,32 \pm 0,56$), enquanto o número de estruturas reprodutivas variou entre 0 e 224 ($64,62 \pm 67,79$). Também observamos que abertura de dossel variou de 5,90 a 99,91 % ($47,58 \pm 29,84$). Em particular, nossos resultados demonstram que abertura do dossel ($estimate = 0,01$; $t = 1,98$; $P = 0,66$) e diâmetro do caule ($estimate = 0,06$; $t = 3,11$; $P = 0,32$) não exercem um efeito significativo sobre o número de estruturas reprodutivas de *S. stramonifolium* (Fig. 2 e 3).

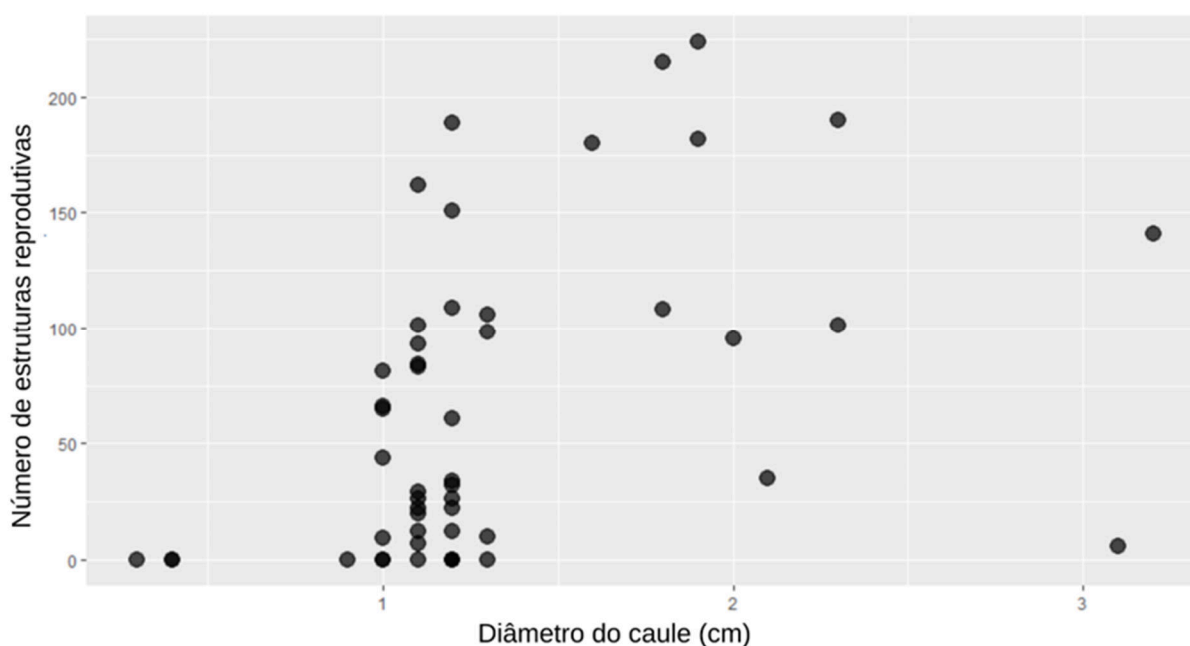


Figura 2. Efeito do diâmetro do caule sobre o número de estruturas reprodutivas (botões florais, flores e frutos) de *Solanum stramonifolium*.

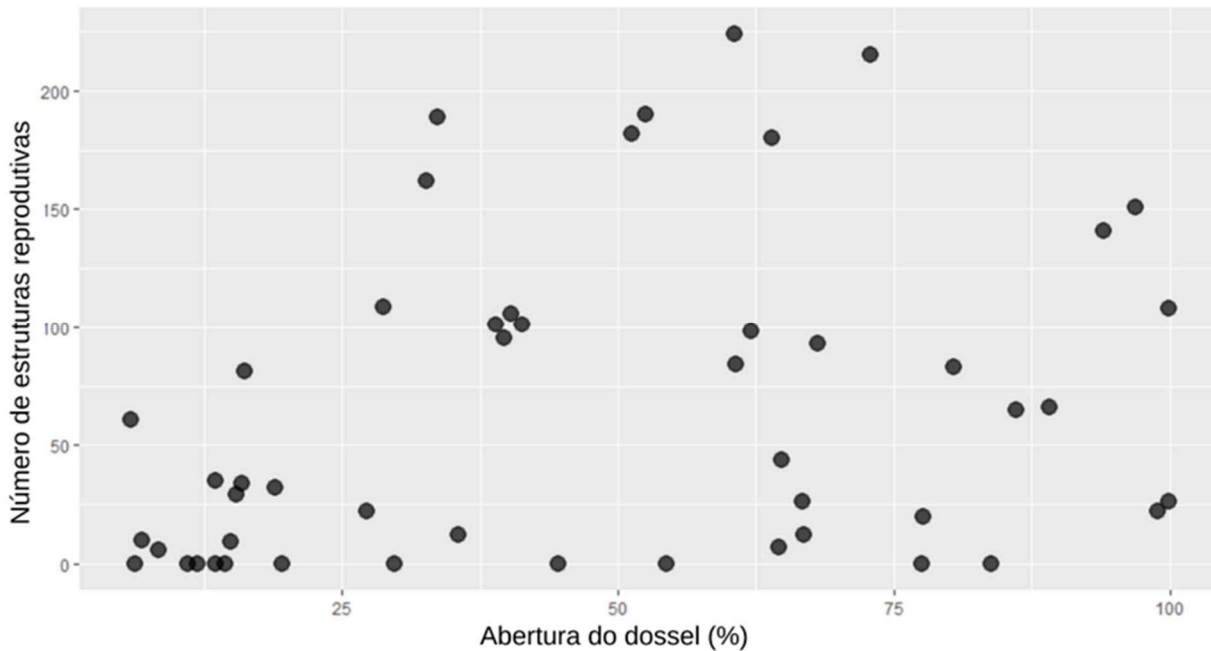


Figura 3. Efeito da abertura do dossel sobre o número de estruturas reprodutivas (botões florais, flores e frutos) de *Solanum stramonifolium*.

4. DISCUSSÃO

Nossos resultados mostraram que a incidência luminosa e o diâmetro do caule não afetam o investimento reprodutivo de *Solanum stramonifolium*. De acordo com Wenk & Falster (2015), a alocação de recursos para desenvolvimento de estruturas reprodutivas varia conforme o indivíduo e perante as condições ambientais em que esse está inserido (Weiner 2004).

Os aspectos pioneiros da espécie em questão podem ser usados para explicar os resultados obtidos. Neste caso, a variação detectada na intensidade da luz não modificou os padrões de crescimento e alocação de recurso para reprodução nos indivíduos avaliados, indicando sua tolerância ao estresse ao considerarmos a restrição da luz como um condicionante do investimento reprodutivo na espécie (Grime 1974). Essa estratégia é também corroborada ao observarmos que alguns indivíduos sob valores similares de abertura de dossel apresentaram grande diferença no número de estruturas reprodutivas. Além disso, indivíduos com alto número de estruturas reprodutivas foram amostrados em níveis baixos de abertura do dossel, indicando que não existe um padrão de resposta da espécie para disponibilidade de luz.

É possível que outras variáveis não mensuradas em nosso estudo podem estar relacionadas ao investimento reprodutivo em *S. stramonifolium*. Estudos indicam (Tsaliki & Diekmann 2010), por exemplo, que parâmetros de qualidade do solo (e.g. disponibilidade de água e nutrientes) configuram importantes preditores que contribuem para determinar o quanto uma planta consegue dispor de recursos para a reprodução. Segundo o princípio de alocação de recurso (Levins 1968), a escassez de recursos no solo poderia afetar diretamente o investimento para a produção de estruturas reprodutivas, já que, neste caso, a preferência seria por investir em aumentar o tamanho da raiz a fim de otimizar a captação dos poucos recursos disponíveis (Mcconnaughay & Coleman 1999). Além disso, ressaltamos que plantas de crescimento rápido, como *S. stramonifolium*, podem alocar menos energia para a produção de estruturas reprodutivas, a fim de aumentar e prolongar a capacidade fotossintética (Bennett et al. 2012).

5. CONCLUSÃO

Concluimos que a abertura do dossel e o diâmetro do caule não afetam o investimento reprodutivo de *S. stramonifolium*, visto que a variação na incidência de luz solar sobre esta espécie, assim como o seu tamanho, não são parâmetros que influenciam individualmente, ou conjuntamente, o número de estruturas reprodutivas produzidas pela mesma. Podemos relacionar essas observações com o fato de esta ser uma planta pioneira, de modo que a luz é um fator pouco limitante para esses indivíduos que, de maneira geral, colonizam locais que apresentam abundância de luz. Sugerimos que novos estudos que objetivem avaliar a resposta ao gradiente de incidência de luz e ao tamanho da planta sobre seu investimento reprodutivo considerem parâmetros da qualidade do solo, principalmente umidade e nutrientes, como possíveis preditores do investimento reprodutivo desta espécie pioneira.

6. AGRADECIMENTOS

Gostaríamos de agradecer, primeiramente, à Universidade Estadual de Santa Cruz (UESC) e ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Biodiversidade (PPGECB), por terem nos dado a oportunidade, como alunas externas, de participar do curso e nos acolher como se fôssemos parte do programa. Também gostaríamos de

agradecer à Reserva Ecológica Michelin por ceder sua área e permitir que fizéssemos nossas coletas e aproveitássemos da diversidade de locais presentes na área, além de nos acolher e proporcionar conforto e recursos para que conseguíssemos realizar trabalhos de qualidade. Não podemos esquecer de nossos professores, Maíra, Zé, Ricardo e Bráulio que estiveram nos acompanhando durante todo esse tempo e estavam sempre dispostos e preparados para nos empurrar na direção certa e garantir que, entre um projeto e outro, estivéssemos fazendo progresso e melhorando nossa formação como ecólogas. Por último, mas não menos importantes, não podemos deixar de agradecer a todos os nossos colegas de curso, que por duas semanas formaram uma pequena família, com suas próprias dinâmicas e rotinas (como a tão esperada hora do chá), o que foi crucial para que não deixássemos que os sentimentos negativos tomassem conta e fossem refletidos em nossos trabalhos. Sem vocês o curso não teria sido o mesmo, estamos imensamente gratas tanto pelo conhecimento adquirido nesse processo quanto pelas amizades formadas. Agora ficamos na espera do momento em que vamos nos esbarrar novamente e lembrar de todos esses momentos.

7. REFERÊNCIAS

- Bennett, E., Roberts, J. A., Wagstaff, C. 2012. Manipulating resource allocation in plants. *Journal of Experimental Botany* 63: 3391-3400.
- Bezerra, E. L. S., & Machado, I. C. 2003. Biologia floral e sistema de polinização de *Solanum stramonifolium* Jacq. (Solanaceae) em remanescente de Mata Atlântica, Pernambuco. *Acta Botanica Brasilica* 17: 247-257.
- Burkart, A., Lunau, K., Schindwein, C. 2012. Comparative bioacoustical studies on flight and buzzing of neotropical bees. *Journal of Pollination Ecology* 6.
- Coelho, G. A. O., & Moras, L. M. 2010. Dependência do tamanho do indivíduo de *Tillandsia stricta* Soland (Bromeliaceae) na alocação reprodutiva. In: CONGRESSO DE PÓS-GRADUAÇÃO DA UFLA, 19, 2010, Lavras. anais do XIX Congresso de Pós-Graduação da UFLA. Lavras: Sociedade Brasileira para o progresso da Ciência.
- Craine, J. M., & Dybzinski, R. 2013. Mechanisms of plant competition for nutrients, water and light. *Functional Ecology* 27: 833-840.
- Delagrange, S. et al. 2004. Physiological, morphological and allocational plasticity in understory deciduous trees: importance of plant size and light availability. *Tree Physiology* 24: 775-784.
- Fox, J., & Weisenberg, S. 2019. An R Companion to Applied Regression, Third edition. Sage, Thousand Oaks CA.

- Gea-Izquierdo, G., Montero, G., Cañellas, I. 2009. Changes in limiting resources determine spatio-temporal variability in tree–grass interactions. *Agroforestry Systems* 76: 375-387.
- Grime, J. P. 1974. Vegetation classification by reference to strategies. *Nature* 250: 26-31.
- Grime, J. P. 1977. Evidence for the existence of three primary strategies in plants and its relevance to ecological and evolutionary theory. *The American Naturalist* 111: 1169-1194.
- Harpole, W. S. et al. 2016. Addition of multiple limiting resources reduces grassland diversity. *Nature* 537: 93-96.
- Heil, M. et al. 2002. Nutrient allocation of *Macaranga triloba* ant plants to growth, photosynthesis and indirect defense. *Functional Ecology* 16: 475-483.
- Levins, R. 1968. Evolution in changing environments. Nova Jersey: Princeton University Press.
- McConnaughay, K. D. M., & Coleman, J. S. 1999. Biomass allocation in plants: ontogeny or optimality? A test along three resource gradients. *Ecology* 80: 2581-2593.
- Müller, I., Schmid, B., Weiner, J. 2000. The effect of nutrient availability on biomass allocation patterns in 27 species of herbaceous plants. *Perspectives in plant Ecology, Evolution and Systematics* 3: 115-127.
- Obeso, J. R. 2002. The costs of reproduction in plants. *New Phytologist* 155: 321-348.
- R CORE TEAM. 2022. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Relyea, R. & Ricklefs, R. E. 2021. A economia da natureza. 8ª Edição. Rio de Janeiro. Guanabara.
- Samson, D. A., & Werk, K. S. 1986. Size-dependent effects in the analysis of effort in plants. *The American Naturalist* 127: 667-680.
- Tuomi, J., Hakala, T., Haukioja, E. 1983. Alternative concepts of reproductive effort, costs of reproduction, and selection in life-history evolution. *American Zoologist* 23: 25-34.
- Tichy, L. 2014. GLAMA-Gap Light Analysis Mobile Application.
- Tsalikil, M., & Diekmann, M. 2010. Effects of habitat fragmentation and soil quality on reproduction in two heathland *Genista* species. *Plant Biology* 12: 622-629.
- Weiner, J. 2004. Allocation, plasticity and allometry in plants. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 6: 207-2015.
- Wenk, E. H., & Falster, D. S. 2015. Quantifying and understanding reproductive allocation schedules in plants. *Ecology and Evolution* 5: 5521-5538.
- Wickham, H. 2016. ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis. Springer-Verlag New York.
- Zhu, J., Matsuzaki, T., Lee, F., Gonda Y. 2003. Effect of gap size created by thinning on seedling emergency, survival and establishment in a coastal pine forest. *Forest Ecology and Management* 182: 339-354.

PEDRAS NO CAMINHO: PREDITORES DA RIQUEZA DE LÍQUENS E BRIÓFITAS EM ROCHAS DE UM RIACHO

Marília Marques^{1*}; Ana Flavia Rodrigues do Nascimento¹; Rayssa Roberta de Souza Saldanha²

1. Programa de Pós-graduação em Ecologia e Conservação da Biodiversidade, Universidade Estadual de Santa Cruz;

2. Programa de Pós-graduação em Biodiversidade e Evolução, Museu Paraense Emílio Goeldi.

* Autor para correspondência: marquessmarilia@gmail.com

RESUMO

A Teoria da Biogeografia de Ilhas (TBI) pressupõe que a riqueza de espécies em ilhas oceânicas é afetada pela área da ilha e distância até o continente mais próximo. A partir de sua formulação em 1967 até os dias atuais, pesquisadores buscaram aplicar a TBI em manchas de habitat, e outros fatores passaram a ser considerados importantes para prever a riqueza de espécies em manchas de habitat, em especial sob a ótica da Ecologia de Paisagem. Nesta perspectiva, rochas localizadas ao longo do leito de um riacho funcionam como manchas de habitat para comunidade de briófitas e líquens, e presume-se que a área da rocha, a distância até a margem do rio, assim como outras características do seu entorno podem influenciar o número de espécies encontradas em uma determinada rocha. Assim, o presente estudo visa compreender como a riqueza de briófitas e líquens presentes em rochas em um riacho é influenciada pelo (i) tamanho de rochas; (ii) proximidade até a margem; e (iii) proximidade até outras rochas, como potenciais fontes. Esperamos que a riqueza de morfotipos seja maior (i) com o aumento da área da rocha; (ii) com a proximidade da margem; e (iii) com a elevação do valor do índice de proximidade. O estudo foi desenvolvido ao longo de 2,5 km de um riacho presente ao longo da Reserva Ecológica Michelin (sul da Bahia), onde foram amostradas 50 rochas aflorantes no rio de maneira aleatória estratificada, selecionadas de acordo com o tamanho (pequena, média e grande) e mantendo-se uma distância mínima de 2 m entre si. Para cada rocha focal, contabilizamos o número de morfotipos de briófitas e líquens a ela associadas, assim como sua área e distância até a margem do rio. Adicionalmente, delimitamos uma área circular (i.e., paisagem) com raio de 1 m em torno da rocha focal, no qual foram obtidas a área das demais rochas presentes dentro da paisagem e suas respectivas distâncias até a rocha focal para posterior cálculo do índice de proximidade. Realizamos um Modelo Linear Generalizado para verificar a relação da riqueza de briófitas e líquens com a área da rocha focal (m^2), a distância da margem (m) e o índice de proximidade. Encontramos um total de 32 morfotipos, sendo 26 de briófitas e seis de líquens. A riqueza variou de 0 a 17 morfotipos, com média de 3 ($\pm 3,47$) morfotipos por rocha amostrada. A riqueza de morfotipos de briófitas e líquens apresentou uma forte relação não-linear com a área da rocha ($R^2=0,80$; $P<0,001$) e uma relação significativa com

o índice de proximidade ($R^2=0,09$; $P=0,01$). Em contrapartida, a distância da margem não foi um bom preditor da riqueza ($R^2=0,01$; $P=0,27$). Os resultados obtidos sugerem que áreas maiores apresentam maior disponibilidade de habitat e menor competição, permitindo uma maior riqueza de briófitas e líquens. Ademais, o índice de proximidade foi um importante preditor da riqueza da comunidade de briófitas e líquens, sugerindo um possível fluxo biológico entre as rochas. Desta forma, o nosso estudo indica uma forte relação espécie-área e evidencia a importância de considerar a paisagem ao avaliar a riqueza de briófitas e líquens associadas às rochas em riachos.

Palavras-chave: Ecologia de paisagem, Manchas de habitat e Relação espécie-área.

1. INTRODUÇÃO

A Teoria da Biogeografia de Ilhas (TBI) foi proposta por MacArthur e Wilson (1967), onde pressupõe que a riqueza de espécies em ilhas oceânicas é explicada pela área da ilha e a distância até o continente mais próximo. A área teria uma relação direta com maior disponibilidade de recurso e menor competição, permitindo uma maior riqueza de espécies e menor taxa de extinção. Por outro lado, quanto mais isolada a ilha estiver do continente (única fonte de espécies), menor será a chance de a colonização ocorrer, apresentando taxas de imigração reduzidas. Assim, o número de espécies em uma ilha depende do equilíbrio entre as taxas de extinção e imigração.

Diversos estudos testaram a TBI em diferentes tipos de manchas de habitat, e corroboraram ou refutaram os seus pressupostos (Cabral et al. 2019). No entanto, as previsões limitadas para explicar processos ecológicos em manchas de habitat fizeram com que essas áreas fossem compreendidas não como ilhas isoladas, mas sim como áreas sob a influência dos mais distintos contextos e históricos ambientais (Brown et al. 2001; Haila 2002). Desta forma, manchas de habitat passaram a ser consideradas como elementos dinâmicos da paisagem (Haila 2002), em que tanto características da própria ilha (como o tamanho e o seu formato) e do entorno (como a disponibilidade de habitats) podem influenciar a riqueza de espécies nele existentes. Ademais, o fluxo de indivíduos entre diferentes manchas de habitat também pode ser um importante preditor do aumento da riqueza na ilha focal.

Além de pesquisas em ilhas oceânicas e fragmentos florestais, pesquisadores têm avaliado a riqueza de espécies em outros sistemas, como poças, lagos e cinturões de rochas vulcânicas (Kruckeberg 1991; Kupfer et al. 2006; Santos & Maia 2018; Silva et al. 2018). Outro sistema interessante compreende rochas aflorantes ao longo do leito de um riacho, que funcionam como manchas de habitat para comunidade de briófitas e líquens associada

a elas. Em especial, líquens e briófitas são pioneiros na colonização de rochas nuas (Brodo et al. 2001; Frahm 2003), e pioneiros na sucessão ecológica em áreas naturais (Hale 1979). Ainda são capazes de absorver alguns compostos presentes na atmosfera e acumulá-los, constituindo-se importantes bioindicadores e biomonitores da qualidade ambiental (Coccaro 2001).

As briófitas são plantas avasculares de tamanho reduzido que podem se reproduzir de maneira sexuada quando ocorre a liberação de esporos, ou assexuada quando outros diásporos e fragmentos de plantas adultas originam novos indivíduos (Longton & Schuster 1983; During 2001). Elas são fortemente dependentes da presença de água para que haja fecundação dos gametas. E por serem dispersos pelo vento, os esporos podem ser levados a longas distâncias. Já os líquens são formados pela associação de fungos e algas, apresentando geralmente reprodução assexuada por fragmentação. No entanto, eles também são capazes de se reproduzir sexuadamente quando produzem propágulos, sendo dispersos pelo vento ou por pequenos artrópodes (Hawksworth 2000).

Uma vez que a riqueza das espécies em um ambiente pode ser afetada pelos parâmetros da TBI (tamanho da ilha e distância até a fonte) e pela Ecologia de Paisagem (elementos do entorno), o presente estudo visa compreender como a riqueza de briófitas e líquens presentes em rochas em um riacho é influenciada pelo (i) tamanho da rocha; (ii) pela proximidade da margem; e (iii) pela proximidade e tamanho de outras rochas, que atuam como potenciais fontes. Esperamos que a riqueza de morfotipos aumente de forma linear (i) com o aumento da área da rocha; (ii) com a proximidade da margem; e (iii) com a elevação do valor do índice de proximidade (i.e., índice proposto por Gustafson & Parker em 1992 que considera o tamanho e distância de outras manchas de habitat presentes na paisagem).

2. METODOLOGIA

2.1. Área de estudo

O estudo foi realizado ao longo de um riacho situado na Reserva Ecológica Michelin, Igrapiúna, na região sul do Estado da Bahia (13°48'08"S, 39°10'03"W). A reserva possui uma área total de 3.800 ha, contendo uma diversidade de ambientes associada ao meio florestal e aquático (Michelin 2022). A região tem clima tropical úmido com precipitação anual de 2.051 mm, com chuvas distribuídas ao longo do ano e temperaturas médias variando entre

18 e 30°C (CEI/CONDER 1993). A reserva possui uma abundância de hidrovias com três rios perenes e diversos riachos, sendo um deles o riacho denominado Rio da Mata, que nasce dentro da reserva e desemboca no Rio Igrapiúna. O Rio da Mata apresenta trechos de correnteza e cachoeira, onde as rochas afloram ao longo do riacho, e trechos que formam poças. Foram percorridos três trechos do rio dentro da reserva, sendo o primeiro trecho com 1500 m, o segundo trecho com 400 m e o terceiro trecho com 500 m, distanciados por 2800 m entre o trecho 1 e 2 e 250 m entre os trechos 2 e 3, totalizando cerca de 2400 m (Fig. 1).



Figura 1. Localização dos três trechos amostrados (linhas em vermelho) ao longo do Rio da Mata situado na Reserva Ecológica Michelin, Igrapiúna, Bahia.

2.2. Desenho amostral

Em cada um dos três trechos selecionados, realizamos uma amostragem aleatória estratificada em que a partir da primeira rocha focal sorteada, selecionamos as demais rochas focais ao longo do riacho seguindo o sentido da correnteza, totalizando 50 rochas focais. Ao longo da amostragem, classificamos as rochas em pequena ($<1 \text{ m}^2$), média ($\geq 1 \text{ m}^2$ e $<3 \text{ m}^2$) e grande ($\geq 3 \text{ m}^2$). Delimitamos um raio de 1 m em torno da rocha focal, que foi

considerada como a paisagem. Estabelecemos uma distância mínima de 2 m entre as rochas focais, a fim de não haver sobreposição de paisagens.

Todas as briófitas e os líquens encontrados na parte aflorante de cada rocha focal foram contabilizadas e morfotipadas. Também mensuramos (i) a área da rocha focal (m^2) com base na área da figura geométrica mais similar (i.e., círculo, elipse, triângulo, retângulo ou quadrado), que foi posteriormente transformada em $\log_{10}+1$; (ii) a menor distância da rocha focal até a margem mais próxima; (iii) assim como as distâncias e as áreas de todas as outras rochas presentes parcial ou inteiramente dentro da paisagem (Fig. 2). Estas últimas mensurações foram realizadas para posterior cálculo do índice de proximidade. Esse índice considera o tamanho e a proximidade de todas as manchas cujas bordas estão dentro de um raio especificado da mancha focal (Gustafson & Parker 1992). Assim, realizamos o somatório da razão entre a área de cada rocha próxima à rocha focal pelo quadrado da distância dessas rochas ($\sum(\frac{A}{d^2})$) cujas bordas estavam dentro do raio de 1 m anteriormente delimitado. Posteriormente esse índice foi logaritmizado ($\log_{10}+1$).

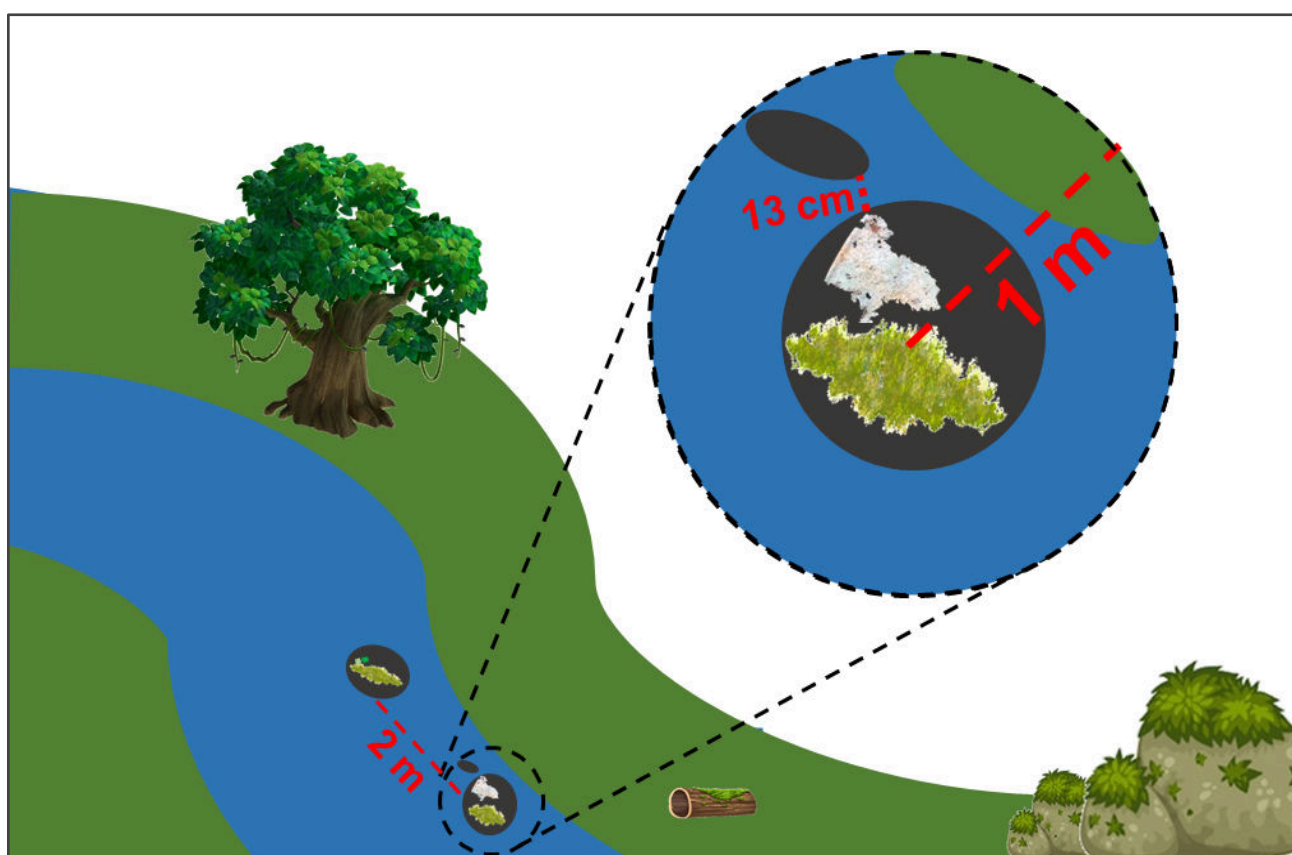


Figura 2. Representação esquemática de uma rocha focal com a delimitação do raio (1 m), com a distância mínima para outra rocha focal (2 m).

2.3. Análise de dados

Realizamos um Modelo Linear Generalizado (GLM) com distribuição de *Poisson* para avaliar a influência das três variáveis preditoras sobre a riqueza de morfotipos de briófitas e líquens. Primeiramente, verificamos a colinearidade entre as variáveis preditoras no modelo, a partir do *Variance Inflation Factors* (VIF), que demonstraram baixos valores para as três variáveis (VIF=1,10, 1,07 e 1,04 para tamanho, distância até a margem e índice de proximidade, respectivamente). Foi necessário fazer a simplificação do modelo para o modelo mínimo adequado. Todas as análises foram realizadas no Software R versão 4.2.1 (R Core Team 2022), utilizando os pacotes *dharma*, *mass* e *car* (Harting 2016; Ripley & Venables 2002; Fox & Weisenberg 2019).

3. RESULTADOS

Nós encontramos um total de 32 morfotipos considerando todas as 50 rochas focais amostradas, sendo 26 de briófitas e seis de líquens (Fig. 3). A riqueza da rocha focal variou entre 0 e 17 morfotipos, com média \pm desvio padrão de 3 ($\pm 3,47$). A área da rocha focal variou de 0,01 a 4,97 m², com média de 0,20 m² ($\pm 0,95$ m²). A distância da margem variou de 0,35 m a 3 m de distância com média de 1,58 m ($\pm 0,64$), enquanto o índice de proximidade variou de 0 a 462, com média de 2,29 ($\pm 64,76$).

O modelo linear generalizado indicou que a área foi um forte preditor da riqueza de morfotipos de briófitas e líquens ($R^2=0,80$; $P<0,001$), havendo um aumento da riqueza com o aumento da área da rocha de forma não-linear (Fig. 4a). Em relação às duas variáveis de isolamento, constatamos que a distância da margem não afetou a riqueza de briófitas e líquens de forma significativa ($R^2=0,01$; $P=0,27$; Fig. 4b), enquanto o índice de proximidade foi um fraco, porém significativo preditor da riqueza de morfotipos ($R^2=0,09$; $P=0,01$; Fig. 4c).



Figura 3. Representantes dos morfotipos das briófitas (A, B, D e E) e dos líquens (C e F) registrados ao longo do Rio da Mata situado na Reserva Ecológica Michelin, Igrapiúna, Bahia.

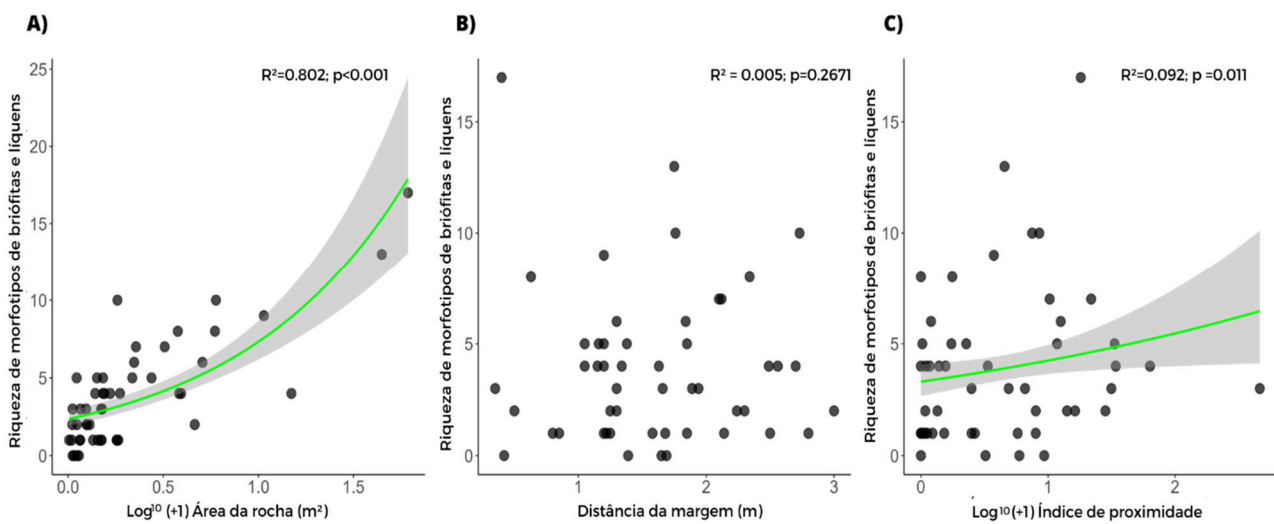


Figura 4. Relação entre a riqueza de morfotipos de briófitas e líquens e (a) a área das rochas; (b) a distância da margem; (c) o índice de proximidade.

4. DISCUSSÃO

Nosso estudo demonstrou uma forte relação espécie-área entre a riqueza de briófitas e líquens e o tamanho de rochas presentes em um riacho situado em uma reserva florestal. No entanto, a distância até a margem mais próxima não explicou a riqueza de espécies, enquanto o isolamento em relação às outras rochas dentro de uma mesma paisagem explicou fracamente o número de morfotipos. De fato, a relação positiva entre a riqueza e a área é considerada uma lei em Ecologia e uma das relações estabelecidas mais antigas (Harris 1984), uma vez que a maior disponibilidade de habitats possibilita a co-existência de um maior número de espécies. Ademais, a Teoria da Biogeografia de Ilhas (TBI) considera que o tamanho de ilhas oceânicas está linearmente relacionado com a riqueza de espécies (McArthur & Wilson 1967), uma vez que a maior oferta de recurso permite uma maior densidade populacional e menor taxa de extinção, além de promover maior complexidade e heterogeneidade ambiental, suportando maior riqueza. Assim, reforçamos a importância primária do tamanho da mancha em explicar o padrão de riqueza de espécies ao demonstrar que a área da rocha foi o mais forte preditor do número de morfotipos de líquens e briófitas associados às rochas.

Ao contrário do previsto baseado na TBI, a distância até a fonte de indivíduos falhou em explicar a riqueza de morfotipos de briófitas e líquens no nosso sistema de estudo. Seguindo a TBI, apenas o continente atua como fonte potencial de colonizadores, que no nosso sistema consideramos como a margem do rio. No entanto, constatamos que rochas próximas à margem apresentaram tanto valores altos quanto baixos de riqueza de morfotipos de briófitas e líquens, sendo o mesmo padrão visto em rochas distantes. Assim, a distância da margem não parece ser um preditor para explicar a riqueza de líquens e briófitas nas rochas ao longo do rio, já que a margem não parece ser a principal fonte de colonizadores e sim outros elementos da paisagem. O mesmo resultado foi visto em ilhas de vegetação de campos de murundus no Pantanal no Mato Grosso, em que não houve relação entre a riqueza da vegetação e a fonte principal (Bordgnon et al. 2007). Em contrapartida, estudos feitos em campos agrícolas no Japão exibiram uma relação positiva entre a riqueza de gramíneas e a proximidade da vegetação nativa (Matsumura & Takeda 2010), se opondo ao nosso resultado.

Por último, o nosso estudo mostrou que a proximidade com outras fontes parece influenciar a riqueza de espécies de líquens e briófitas, mesmo que de maneira fraca. Uma possível explicação para a relação entre o menor índice de proximidade e o aumento da

riqueza é o fluxo de propágulos entre outras manchas e a rocha focal. Desta maneira, métricas de isolamento que consideram o contexto da paisagem constituem importantes fatores a serem levantados ao analisar a riqueza de um local. A importância de outras fontes também foi evidenciada em estudos que testaram a relação entre a riqueza de algas em recifes de corais e a proximidade de outros recifes, apresentando relação positiva entre eles (Tangney et al. 1990). Sugerimos que os próximos estudos considerem outros elementos da paisagem para compreender os fatores que influenciam a riqueza da comunidade de líquens e briófitas associadas a rochas ao longo de um riacho.

5. CONCLUSÃO

Nossos achados evidenciam que a riqueza de briófitas e de líquens é afetada pelo tamanho das rochas em um riacho situado na Reserva Ecológica Michelin. Por outro lado, a distância das rochas até a margem do rio não afetou a riqueza desses organismos. Além disso, encontramos uma influência da proximidade e do tamanho de outras rochas, consideradas possíveis fontes, sobre a riqueza das briófitas e dos líquens. Assim, os resultados reforçam a importância da relação espécie-área para explicar os padrões de riqueza de briófitas e líquens e ressaltam a importância de que o tamanho e proximidade de outras rochas presentes na paisagem influenciam a colonização da rocha focal ao gerar o aumento do fluxo de propágulos.

6. AGRADECIMENTOS

Agradecemos à Reserva Ecológica Michelin por nos dar a oportunidade de estudar nas áreas, pela acomodação e alimentação. Ao Programa de Pós-graduação em Ecologia e Conservação da Biodiversidade (UESC). Aos professores Maíra Benchimol, Bráulio Santos, José Carlos Morante-Filho e Ricardo Bovendorp, ministrantes do VI Curso de Campo em Ecologia de Floresta no Sul da Bahia pelos ensinamentos e colaborações ao longo desses dias. E aos nossos colegas pela vivência e troca de experiências.

7. REFERÊNCIAS

- Bordignon, L., Moreira, D., Chupel, T.F., Brazão, C. M. S. 2007. Ilhas Vegetacionais no Pantanal Matogrossense: um teste da Teoria de Biogeografia de Ilhas. *Revista Brasileira de Biociências* 5: 387-389.
- Brodo, I. M., Sharnoff, S. D., Sharnoff, S. 2001. Lichens of north America. Yale University Press.
- Brown, J. H., Ernest, S. K. M., Parody, J. M., Haskell, J. P. 2001. Regulation of diversity: maintenance of species richness in changing environments. *Oecologia* 126: 321-332.
- Cabral, J. S., Whittaker, R.J., Wiegand, K., Kreft, H. 2019. Assessing predicted isolation effects from the general dynamic model of island biogeography with an eco-evolutionary model for plants. *Journal of Biogeography* 46: 1569-1581.
- CEI/CONDER. 1993. Informações básicas dos municípios baianos: Região Litoral Sul. Centro de Estatística e Informação/Companhia do Desenvolvimento da Região Metropolitana de Salvador. Secretaria do Planejamento, Ciência e Tecnologia, Salvador, Bahia.
- Coccaro, D. N. B. 2001. Estudo da determinação de elementos-traço em líquens para a monitoração ambiental. 2001.122 f. Dissertação (Mestrado em Ciências) – Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares. Autarquia associada à Universidade de São Paulo, São Paulo.
- During, H. J. 2001. New frontiers in Bryology and Lichenology: Diaspore banks. *The Bryologist* 104: 92–97.
- Fox, J. & Weisberg, S. 2019. An R Companion to Applied Regression, Third edition. Sage, Thousand Oaks CA.
- Frahm, J. P. 2003. Manual of tropical Bryology. *Tropical Bryology* 23: 1-196.
- Gustafson, E. J., Parker, G. R. 1992. Relationships between landcover proportion and indices of landscape spatial pattern. *Landscape Ecology* 7: 101-110.
- Haila, Y. 2002. A conceptual genealogy of fragmentation research: from island biogeography to landscape ecology. *Ecological Applications* 12: 321-334.
- Hale, M. E. 1979. How to Know the Lichens. 2nd. Edition. Wm. C. Brown Co., Dubuque.
- Harris, L. D. 1984. The fragmented forest: island biogeography theory and the preservation of biotic diversity. University of Chicago press.
- Harting, F. 2016. DHARMA: Residual Diagnostics for Hierarchical (Multi-Level/Mixed) Regression Models. R package. version 0.1.2.
- Hawksworth, D. L. 2000. Freshwater and marine lichen-forming fungi. *Fungal Diversity* 5: 1-7.
- Kruckerberg, A. R. 1991. An essay: geodaphics and island biogeography for vascular plants. *Aliso: A Journal of Systematic and Floristic Botany* 13: 225-238.

Kupfer, J. A., Malanson, G. P., Franklin, S. B. 2006. Not seeing the ocean for the islands: the mediating influence of matrix-based processes on forest fragmentation effects. *Global Ecology and Biogeography* 15: 8-20.

Longton, R. E., & Schuster, R. M. 1983. Reproductive biology. In: R.M. Schuster (ed.) *New Manual of Bryology*. Hattori Botanical Laboratory, Nichinan, Japan. pp. 386– 462.

McArthur, R. H., & Wilson, E. O. 1967. *The Theory of Island Biogeography*. Princeton University Press, Princeton, N.J.

Matsumura, T., & Takeda, Y. 2010. Relationship between species richness and spatial and temporal distance from seed source in semi-natural grassland. *Applied Vegetation Science* 13: 336–345.

MICHELIN. 2022. Reserva Ecológica Michelin. Disponível em: <https://www.michelin.com.br/corporativo/reserva-ecologica-michelin>. Acessado em: 10/11/2022.

R Core Team. 2022. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.

Ripley, B., & Venables, B. 2002. *Modern Applied Statistics With S*. R package. version 7.3-58.1.

Santos, M. R., & Maia, R. C. 2018. Padrões de distribuição e abundância de gastrópodes límnicos no município de Acaraú, Ceará: avaliando aspectos da Teoria da Biogeografia de Ilhas. *Biotemas* 31: 35-46.

Silva, J. B. et al. 2018. Bryophyte richness of soil islands on rocky outcrops is not driven by island size or habitat heterogeneity. *Acta Botanica Brasilica* 32: 161-168.

Tangney, R. S., Wilson, J. B., Mark, A. F. 1990. Bryophyte Island Biogeography: A Study in Lake Manapouri, New Zealand. *Oikos* 59: 21–26.

NORMAS PARA A ELABORAÇÃO DOS PROJETOS

RESUMOS - NORMAS

- Os resumos devem ser redigidos em português, em papel A4, margens de 3 cm, fonte 12, espaçamento 1,5, seguindo a sequência: título – autores – filiação – texto.
- O título deve conter no máximo 50 palavras, negrito e formatação centralizada.
- Os autores devem ser citados logo abaixo do título, com nome e sobrenome por extenso, separados entre si por ponto e vírgula em ordem alfabética, incluindo o orientador como último autor, em negrito. Em super-escrito, indicar a filiação em numeral
- Devem ser inclusas as filiações de cada autor (nome do curso de pós-graduação e nome da Instituição). Ex: ¹Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Biodiversidade, Universidade Estadual de Santa Cruz
- O texto deve conter entre 400-600 palavras, formatação justificada.

ARTIGOS (PROJETOS FINAIS) – NORMAS

1. O manuscrito, redigido em português, inglês ou espanhol, deve estar em papel A4, margens de 3 cm, em fonte "Arial" 12, espaçamento 1,5 entre linhas, com no máximo 6000 palavras (Introdução até Referências, incluindo Figuras, Tabelas e legendas de ambas).
2. Os trabalhos devem seguir a sequência dos seguintes tópicos: título (caixa alta, negrito e centralizado); nomes dos autores por extenso (negrito e centralizado); filiação dos autores e com e-mail para contato do autor para correspondência; resumo; palavras-chave (máximo 5); introdução; metodologia; resultados; discussão; conclusão; agradecimentos e referências, identificadas em negrito e caixa alta. Sub-tópicos devem ser identificadas em itálico (ex: *Área de estudo*). As palavras-chave não deverão sobrepor as do título. Os parágrafos no texto devem ser separados por uma linha de espaço.
3. Para os nomes genéricos e específicos usar itálico e, ao serem citados pela primeira vez no texto, incluir o nome do autor e o ano em que foram descritos. Expressões latinas também devem estar grafadas em itálico.
4. Citações no texto devem ser confeccionadas seguindo as normas da APA. Citação com um autor direta no texto (ex: Peres (1999)) e citação onde o autor não faz parte do texto (ex: (Peres

1999). Citações com dois autores: quando citados no texto, devem ser separados por “&”, seguidos do ano da publicação. Citações com três autores: os autores devem ser citados pelos sobrenomes seguidos da expressão “et al.”

5. Dispor as referências bibliográficas em ordem alfabética e cronológica, com os autores. Apresentar a relação completa de autores em referências com até três autores; em estudos com mais de três autores inserir o nome do primeiro autor seguido de “et al.” Em todos os casos o nome dos periódicos deve ser redigido por extenso. Alinhar à margem esquerda com deslocamento de 0,6 cm. Não serão aceitas citações de resumos e trabalhos não publicados.

Exemplos:

Benchimol, M., & Peres, C. A. (2015). Edge-mediated compositional and functional decay of tree assemblages in Amazonian forest islands after 26 years of isolation. *Journal of Ecology*, 103(2), 408-420.

Ricklefs, R. E., Relyea, R., & Richter, C. (2014). *Ecology: the economy of nature* (Vol. 7). New York:: WH Freeman.

6. As figuras (desenhos, fotografias, gráficos e mapas) devem ser numeradas com algarismos arábicos sequenciais e dispostas adotando o critério de rigorosa economia de espaço e considerando a área útil da página, inclusas logo após a sua citação no texto.

7. As tabelas devem ser numeradas com algarismos arábicos sequenciais, inclusas logo após a sua citação no texto.

8. Os números no texto devem ser acompanhados de duas casas decimais e com separador de vírgula (Ex: $r = 0,02$).

9. Valor de P (estatística) deve ser em maiúsculo e itálico (*P*).

AGRADECIMENTOS

Agradecemos a Universidade Estadual de Santa Cruz (UESC) e ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Biodiversidade (PPGECB) pelo auxílio financeiro, e em especial a secretária do PPGECB, Amábille Kruschewsky, pelo auxílio em diferentes momentos do planejamento e organização. Agradecemos ao Kevin Flesher e ao André Santos pela autorização, auxílio estadia e alimentação durante todos os dias do curso no Centro de Estudos da Biodiversidade (CEB) da Michelin. Ao professor convidado, Bráulio Santos, agradecemos pela disponibilidade e excelentes contribuições durante todo o tempo do curso. Aos 13 discentes, agradecemos o comprometimento, seriedade e empolgação durante toda a participação. Nosso agradecimento também ao motorista (Sr. Vitório) e as cozinheiras do CEB pelo transporte a alimentação, respectivamente. Agradecemos também a todas as pessoas que contribuíram diretamente ou indiretamente para a realização e bom andamento do VI Curso de Campo em Ecologia de Florestas do sul da Bahia.



CORPO DOCENTE



Dr. José Carlos Morante-Filho (PPGECB – UESC)

Suas pesquisas visam entender como mudanças ambientais em paisagens antropizadas afetam a dinâmica e estrutura de animais, plantas, assim como processos ecológicos.



Dra. Máira Benchimol (PPGECB – UESC)

Busca compreender como os processos de perda de habitats e fragmentação florestal afetam a persistência de espécies em paisagens fragmentadas tropicais.



Dr. Ricardo Siqueira Bovendorp (PPGECB – UESC)

Sua linha de pesquisa busca entender como as perturbações humanas (defaunação, fragmentação florestal e as mudanças climáticas) afetam processos ecológicos e o funcionamento dos ecossistemas.



Dr. Bráulio Almeida Santos (PPGBio - UFPB)

Sua linha de pesquisa busca entender como comunidades biológicas respondem a perturbações humanas em diferentes escalas espaciais e temporais, tanto em sistemas terrestres quanto marinhos.

CORPO DISCENTE



Amanda Sabino



Ana Flávia Rodrigues do Nascimento



Elimardo Bandeira



Fredy Vargas



Glaciane C. Marques



Leonardo Vilas-Bôas M.P. de Cerqueira



Maria Eduarda Soares



Maria Lavanholle Ventrin



Marília Marques



Matheus Torres Walder



Rachel Pinto



Rayssa Saldanha



Tainá Jardim

ÍNDICE REMISSIVO

A

Abertura de dossel: 69.

Acidez do solo: 36 e 37.

Alocação de recursos: 69, 70 e 74.

B

Bromélias: 22.

C

Cacau: 11, 18, 24, 29, 38, 44, 45, 46, 47, 49, 50, 51, 52, 69 e 71.

Cobertura vegetal: 13 e 36.

Condição: 10, 31, 56 e 57.

D

Degradação ambiental: 36.

Disponibilidade de recursos: 11, 13, 22, 25, 29, 46, 50, 56, 57, 58, 64, 65, 69 e 70.

Diversidade de formigas: 18.

E

Ecologia de paisagem: 79 e 80.

Efeito de borda: 11, 15, 41, 44, 45 e 48.

Espécies exóticas: 36 e 37.

Estrato herbáceo: 13.

H

Herbivoria: 15, 20, 24 e 34.

Heterogeneidade: 11, 18, 22, 29, 34, 44, 50 e 85.

I

Invasão biológica: 36.

L

Luminosidade: 15, 20, 31, 34, 56, 57, 58, 64, 65, 69 e 71.

M

Macroinvertebrados: 11, 13 e 29.

Manchas de habitat: 78, 79 e 80.

Mata Atlântica: 27, 36, 37, 38, 41, 45, 46, 64, 65 e 71.

P

Plantação cacau-seringa: 44, 45, 46, 47, 49, 50, 51 e 52.

Plântulas: 27, 31 e 33.

R

Recurso: 31, 50, 56, 57, 58, 59, 70, 71, 74, 75, 79 e 85.

Relação espécie-área: 22, 79, 85 e 86.

Reprodução: 15, 22, 51, 56, 57, 69, 70, 71, 74, 75 e 80.

S

Serapilheira: 11, 29, 56, 57, 58, 59, 60, 61, 62, 63, 64 e 65.



Participantes do VI Curso de Campo em Ecologia de Floresta no Sul da Bahia, oferecido pelo Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Biodiversidade da Universidade Estadual de Santa Cruz Edição 2022

PPG Ecologia & Conservação



Universidade Estadual de Santa Cruz



DOI: 10.35170/ss.ed.9786586283914

