



**stricto
sensu**
Editora

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

ISBN: 978-65-80261-24-6

Organizadores:

Maíra Benchimol

José Carlos Morante-Filho

Larissa Rocha-Santos

Deborah Faria

2023

Maíra Benchimol

José Carlos Morante-Filho

Larissa Rocha-Santos

Deborah Faria

(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. Dr. 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

VII Curso de campo em ecologia de floresta no sul da Bahia / Maíra Benchimol ... [et al.] (org) . – Rio Branco : Stricto Sensu, 2023.
72 p. : il.

ISBN: 978-65-80261-24-6

DOI: 10.35170/ss.ed.9786580261246

1. Ecologia. 2. Botânica. 3. Floresta. I. Benchimol, Maíra. II. Morante-Filho, José Carlos. III. Rocha-Santos, Larissa. IV. Faria, Deborah. V. Título.

CDD 22. ed. 580.918142

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 traz o resultado de pesquisas de curta duração desenvolvidas durante o VII Curso de Campo em Ecologia de Florestas no sul da Bahia, organizado pelo Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Biodiversidade (PPGECB) da Universidade Estadual de Santa Cruz (UESC). Nesta edição, o curso contou com a participação de quatro docentes do PPGECB (Deborah Faria, José Carlos Morante-Filho, Larissa Rocha-Santos e Maíra Benchimol) e oito estudantes de Mestrado do PPGECB. O curso foi realizado integralmente na Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN) Estação Veracel, em Porto Seguro (Bahia), entre 04 e 17 de julho de 2023.

A dinâmica do curso seguiu o modelo bem-sucedido dos anos anteriores. Durante os dois primeiros dias do curso, os alunos receberam informações detalhadas sobre o funcionamento do curso e reconhecimento da área de estudo, além de períodos nos quais foram ministradas três aulas pelos docentes organizadores, abordando temáticas importantes para auxiliar os discentes na realização dos trabalhos científicos: “Comunicação científica”, “Método científico” e “Desenho amostral”.

Na primeira semana, os alunos foram divididos em grupos e desenvolveram um total de nove diferentes projetos, sob a orientação de um dos docentes. Os alunos elaboraram os projetos de maneira autônoma, selecionando uma pergunta científica a partir de “insights” obtidos durante o reconhecimento da área de estudo e/ou do arcabouço teórico vigente, elaborando de maneira explícita as hipóteses e previsões. Após apresentarem e discutirem um esboço do projeto ao orientador, incluindo a proposta de desenho amostral, metodologia e perfil de análise de dados, os alunos executaram a coleta de campo, análise de dados em um período equivalente a uma manhã e tarde. Na sequência todos os projetos são formalmente apresentados a toda a equipe que passa a indagar o grupo e discutir resultados e conclusões. Cada grupo elabora um resumo do projeto apresentado que é entregue dentro de um prazo estabelecido ao orientador que, após algumas revisões, aprova a versão final. O último período do curso se caracteriza pela execução dos projetos finais em dupla, que após conversas com os professores do curso para refinamento da proposta, os alunos possuem quatro dias para realizar a coleta e análise de dados. Posteriormente, cada grupo é responsável por redigir um manuscrito científico sobre o estudo, e realizar a apresentação do mesmo no último dia do curso. Nesta edição do curso foram elaborados um total de 13 projetos de pesquisa que estão aqui apresentados em forma de Resumos e Artigos Científicos.

Outubro de 2023
Os organizadores

SUMÁRIO

PROJETOS I. RESUMOS.....07

INFLUÊNCIA DAS CARACTERÍSTICAS DA SERAPILHEIRA NA RIQUEZA E DOMINÂNCIA DE MACROINVERTEBRADOS EM FLORESTAS DE DIFERENTES ESTÁGIOS SUCESSIONAIS.....08

Júlia Angeli, Letícia Schabiuk, Maria Alejandra Rivillas Carmona e José Carlos Morante-Filho

INFLUÊNCIA DA LUMINOSIDADE NA COBERTURA DE LÍQUENS EM TRONCOS DE ÁRVORES.....09

Nayla Letícia Assunção Rodrigues, Stéphanne Guimarães Santos, Victória Paz de Souza e Maíra Benchimol

INFLUÊNCIA DA INCIDÊNCIA DE LUZ NA ABUNDÂNCIA DE *Heliconia* sp EM UM FRAGMENTO FLORESTAL.....10

Laura Facci Torezan, Thays Klitzke e Deborah Faria

PROJETOS II. RESUMOS.....11

INFLUÊNCIA DA DISPONIBILIDADE DE ÁGUA EM TRAÇOS FUNCIONAIS DE HELICONIA SP. EM UM FRAGMENTO FLORESTAL DA MATA ATLÂNTICA.....12

Júlia Angeli, Letícia Schabiuk, Maria Alejandra Rivillas Carmona e Maíra Benchimol

A UNIÃO FAZ MESMO A FORÇA? RELAÇÃO DA HERBIVORIA COM O TAMANHO DE MANCHAS DE UMA PLANTA DE SUB-BOSQUE DA FAMÍLIA ORCHIDACEAE.....13

Nayla Letícia Assunção Rodrigues, Stéphanne Guimarães Santos, Victória Paz de Souza e Deborah Faria

DISPONIBILIDADE DE RECURSOS OU AGREGAÇÃO: O QUE INFLUENCIA A HERBIVORIA FOLIAR?.....14

Laura Facci Torezan, Thays Klitzke e José Carlos Morante-Filho

PROJETOS III. RESUMOS.....15

É NA HORA DO APERTO QUE SE CONHECE UM AMIGO: COOCORRÊNCIA DE LÍQUENS AO LONGO DE UM GRADIENTE DE BORDA-INTERIOR EM UM FRAGMENTO DE MATA ATLÂNTICA.....16

Maria Alejandra Rivillas Carmona, Nayla Letícia Assunção Rodrigues e Maíra Benchimol

COMO A BORDA AFETA A DIVERSIDADE DE FORMIGAS CARNÍVORAS EM UM FRAGMENTO FLORESTAL?.....	17
---	----

Júlia Angeli, Laura Torezan, Victória Paz e Deborah Faria

QUANTO MAIOR, MELHOR? EFEITO DO TAMANHO DE TRONCOS EM DECOMPOSIÇÃO SOBRE A RIQUEZA DE FUNGOS.....	18
---	----

Letícia Schabiuk Cruz, Thays Klitzke, Stéphanne Guimarães Santos e José Carlos Morante-Filho

PROJETOS FINAIS. CAPÍTULOS.....	19
--	-----------

INFLUÊNCIA DA BORDA DO FRAGMENTO E DA COR DO FRUTO SOBRE O CONSUMO DE FRUTOS ARTIFICIAIS EM UMA ÁREA DE MATA ATLÂNTICA.....	20
---	----

Nayla Letícia Assunção Rodrigues e Victória Paz de Souza

DOI: 10.35170/ss.ed.9786580261246.01

INFLUÊNCIA DA DISTÂNCIA GEOGRÁFICA SOBRE A DIVERSIDADE BETA DE PLANTAS REGENERANTES EM FLORESTAS EM DIFERENTES ESTÁGIOS SUCESSIONAIS.....	30
---	----

Júlia Angeli e Thays Klitzke

DOI: 10.35170/ss.ed.9786580261246.02

SINGLE LARGE OU SEVERAL SMALL: COMO A DISTÂNCIA ESPACIAL ENTRE MANCHAS PEQUENAS AFETA A DIVERSIDADE DE PLÂNTULAS?.....	40
--	----

Laura Facci Torezan e Letícia Schabiuk Cruz

DOI: 10.35170/ss.ed.9786580261246.03

INFLUÊNCIA DO USO DO SOLO SOBRE A COMPOSIÇÃO DE ARTRÓPODES DE SERAPILHEIRA.....	51
---	----

Maria Alejandra Rivillas Carmona e Stéphanne Guimarães Santos

DOI: 10.35170/ss.ed.9786580261246.04

NORMAS PARA A ELABORAÇÃO DOS PROJETOS.....	66
---	-----------

AGRADECIMENTOS.....	68
----------------------------	-----------

CORPO DOCENTE.....	69
---------------------------	-----------

CORPO DISCENTE.....	70
----------------------------	-----------

ÍNDICE REMISSIVO.....	71
------------------------------	-----------

PROJETOS I – Resumos

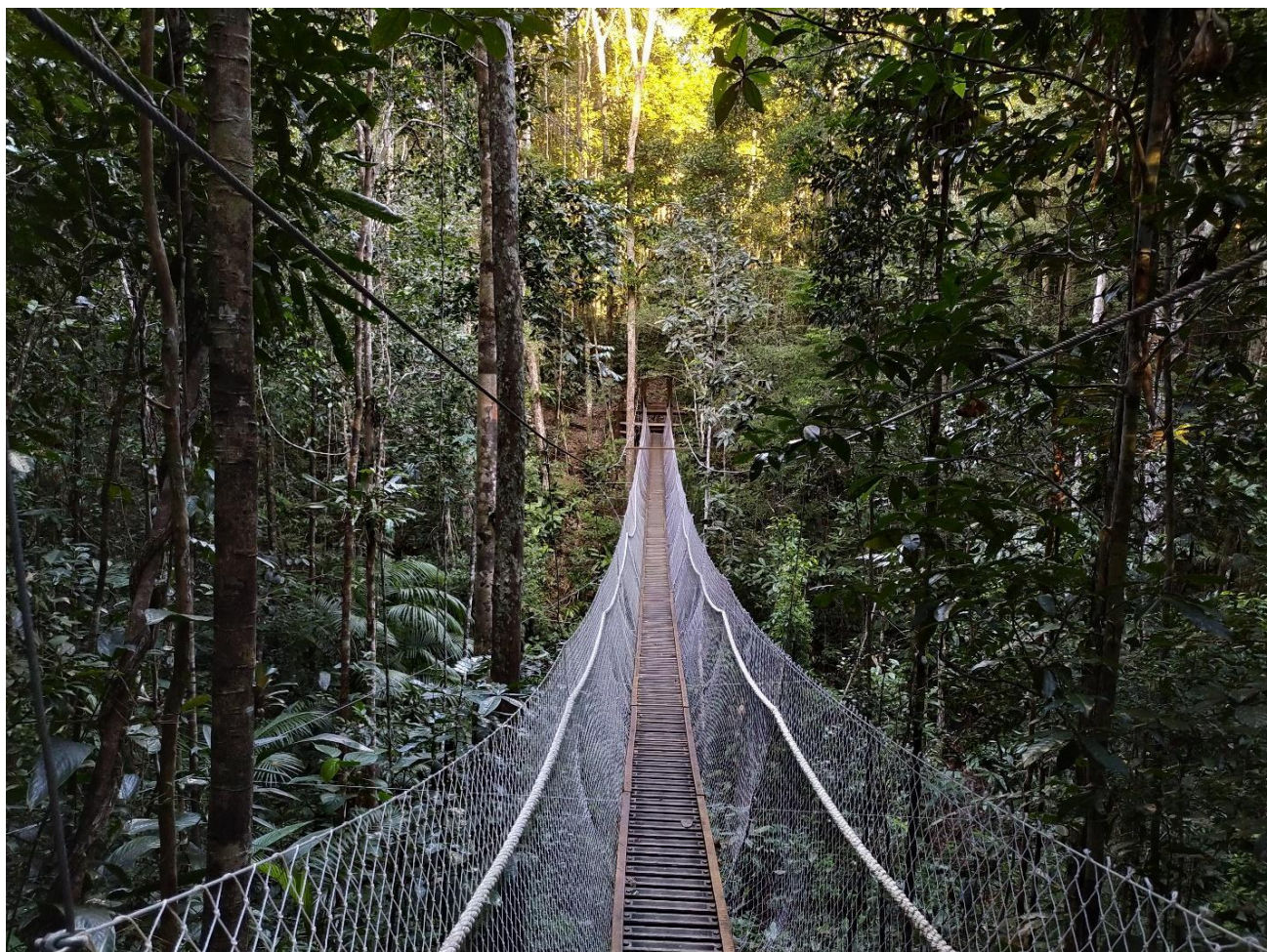


Foto: Stéphanne Guimarães Santos

INFLUÊNCIA DAS CARACTERÍSTICAS DA SERAPILHEIRA NA RIQUEZA E DOMINÂNCIA DE MACROINVERTEBRADOS EM FLORESTAS DE DIFERENTES ESTÁGIOS SUCESSIONAIS

Júlia Angeli, Letícia Schabiuk, Maria Alejandra Rivillas Carmona e José Carlos Morante-Filho

As florestas são ecossistemas megadiversos devido à grande heterogeneidade local de recursos e condições. Porém, perturbações causadas por ações antrópicas têm modificado estes ambientes ao redor do mundo, resultando em uma simplificação na estrutura da vegetação e disponibilidade de microhabitats, incluindo aqueles existentes na serapilheira. Em particular, a serapilheira representa um compartimento vital para a ciclagem de nutrientes da floresta e é habitat para muitos organismos, como os macroinvertebrados. Nesse contexto, nosso objetivo foi entender como a riqueza e a dominância de macroinvertebrados é influenciada pela diversidade de itens e profundidade da serapilheira em duas áreas com diferentes estágios sucessionais. O estudo foi desenvolvido na Reserva Particular de Patrimônio Natural Estação Veracel, Bahia, em uma área em estágio sucessional tardio (FT) e outra em estágio inicial (FI), ambas pertencentes ao bioma Mata Atlântica. Em cada área, os macroinvertebrados foram amostrados em 10 parcelas de 30 x 30 cm dispostas aleatoriamente, com uma distância mínima de 20 m entre si. Foi também mensurada a profundidade da serapilheira em cinco pontos dentro de cada parcela. Em laboratório, os macroinvertebrados foram morfotipados e contabilizados. A diversidade de itens da serapilheira foi estimada utilizando o Índice de Shannon e a dominância dos macroinvertebrados pelo Índice de Simpson. Observamos que a riqueza média de macroinvertebrados em FT foi 6,8 ($\pm 2,03$) morfotipos, enquanto em FI foi registrado em média 4,8 morfotipos ($\pm 2,52$). Para a serapilheira, a diversidade média de itens em FT foi de 0,98 ($\pm 0,22$) e de 1,1 ($\pm 0,24$) em FI, enquanto a profundidade média foi de 5,45 cm ($\pm 1,38$) em FT e 2,37 cm ($\pm 0,78$) em FI. Usando modelos lineares generalizados, observamos que a riqueza de macroinvertebrados não diferiu entre as áreas e não foi influenciada pela profundidade e diversidade da serapilheira ($P > 0,05$). Similar resultado foi observado para dominância de macroinvertebrados, com exceção da diversidade de serapilheira que apresentou um efeito positivo e significativo ($P = 0,03$) sobre a dominância. Uma vez que o aumento da diversidade da serapilheira pode favorecer a disponibilidade de certos recursos, é possível que ocorra proliferação de espécies mais eficientes na utilização desses recursos com seu consequente predomínio na comunidade de macroinvertebrados. Baseado nos nossos resultados, concluímos que a diversidade de habitats não modula a riqueza de macroinvertebrados, porém tem influência sobre a dominância das espécies.

INFLUÊNCIA DA LUMINOSIDADE NA COBERTURA DE LÍQUENS EM TRONCOS DE ÁRVORES

Nayla Letícia Assunção Rodrigues, Stéphanne Guimarães Santos, Victória Paz de Souza e Maíra Benchimol

A sucessão ecológica consiste no processo de substituição gradual de espécies no ambiente iniciada após uma perturbação, induzindo a alterações na estrutura e composição das comunidades ao longo do tempo. Uma vez que cada estágio sucessional é caracterizado por diferentes condições bióticas e abióticas, organismos sensíveis à umidade tendem a ser desfavorecidos em áreas iniciais de sucessão. Os líquens, associações simbióticas entre algas e fungos, podem ter sua distribuição determinada pela disponibilidade de luz, umidade e temperatura, refletindo em abundâncias diferenciadas de acordo com o estágio sucessional. Neste estudo, investigamos como o fechamento do dossel, associado aos diferentes estágios successionais, afeta a abundância de líquens em troncos de árvores. Esperávamos que ambientes em estágios avançados e com maior fechamento do dossel iriam apresentar maior cobertura de líquens comparados a ambientes em estágios iniciais sob maior luminosidade. Realizamos o estudo em dois ambientes de Mata Atlântica no sul da Bahia, em distintos estágios de sucessão ecológica, localizados na Reserva Particular de Patrimônio Natural Estação Veracel. O primeiro consiste em uma área de restauração com características de estágios iniciais, enquanto o segundo representa uma floresta em estágio tardio. Em cada ambiente, selecionamos 20 árvores com circunferência à altura do peito (CAP) entre 30 e 40 cm, distanciadas por no mínimo 5 m entre si e 10 m da borda. Em cada indivíduo amostral, estimamos a porcentagem de cobertura dos líquens no tronco, sempre no sentido sudoeste, utilizando um quadrante de 20 x 20 cm disposto à 1,30 m de altura. Na mesma posição, estimamos o fechamento do dossel através de um cilindro de papel, dividido em quadrantes cuja maior obliteração por folhas indicava maior nível de fechamento do dossel. Utilizamos um modelo linear generalizado para avaliar a relação entre a cobertura de líquens e a cobertura do dossel nos dois ambientes. Em média, a cobertura de líquens na área inicial foi 73,05% ($\pm 17,38$) e na tardia foi de 72,07% ($\pm 28,58$). Contrário ao esperado, o fechamento do dossel ($P = 0,09$) e o tipo de ambiente ($P = 0,49$) não explicaram a cobertura de líquens. Apesar da vulnerabilidade dos líquens às mudanças no habitat, a distribuição destes organismos não foi afetada pela incidência luminosa ou estágio sucessional. Isso demonstra que as áreas do estudo, caracterizadas pela alta temperatura e umidade, apresentam condições propícias para colonização de ao menos uma espécie de líquen, independente da luminosidade ou estágio sucessional. Dessa forma, concluímos que a abundância de líquens não é influenciada pelo fechamento do dossel e o estágio sucessional.

INFLUÊNCIA DA INCIDÊNCIA DE LUZ NA ABUNDÂNCIA DE *Heliconia* sp. EM UM FRAGMENTO FLORESTAL

Laura Facci Torezan, Thays Klitzke e Deborah Faria

A luz é um recurso limitante para o desenvolvimento de seres autotróficos. A incidência luminosa no sub-bosque de uma floresta tropical é influenciada, principalmente, pela cobertura do dossel, de forma que as plantas herbáceas competem por este recurso. O gênero *Heliconia* é composto por plantas herbáceas perenes com variada tolerância ao sombreamento, podendo ocorrer no interior de florestas, clareiras ou nas bordas. Estudos anteriores observaram que seu crescimento tende a ser maior na borda de florestas, onde há maior incidência luminosa. Considerando isso, buscamos verificar como a incidência luminosa afeta a abundância de plantas do gênero *Heliconia* em um fragmento florestal de Mata Atlântica na Reserva Particular de Patrimônio Natural Estação Veracel, Bahia. Esperávamos que quanto menor a cobertura de dossel, maior seria a abundância de helicônias, pois um ambiente com maior disponibilidade de luz sustentaria mais indivíduos. Com esta finalidade, distribuímos de forma sistemática 12 parcelas de 2 x 2 m ao longo de um transecto. O primeiro ponto de amostragem foi localizado a 15 m da borda da floresta, e os demais distribuídos a cada 50 m ao longo do transecto, em direção ao interior do fragmento. Em cada ponto, alocamos a parcela a 10 m do transecto, sorteando o lado. Utilizando um cilindro de papel dividido em quatro quadrantes, estimamos a porcentagem média da cobertura de dossel usando as medidas de cada vértice da parcela. Devido a não normalidade dos dados, realizamos uma transformação logarítmica na variável resposta. Utilizamos uma regressão linear, para verificar a influência da cobertura de dossel na abundância de helicônias. A cobertura de dossel variou de 41 a 94% entre as diferentes parcelas, enquanto a abundância de *Heliconia* sp. variou de 1 a 15 indivíduos. Não foi encontrada relação significativa entre cobertura de dossel e a abundância da espécie focal ($R^2 = -0,051$; $P = 0,512$). Provavelmente, outras variáveis explicam a abundância de *Heliconia* sp., que se mostraram tolerantes às variações nas condições de sombreamento do sub-bosque. É possível que a diferença na intensidade luminosa afete, principalmente, adaptações fenotípicas das helicônias, e não seja refletida em um aumento de número de indivíduos. Assim, concluímos que, neste intervalo de cobertura de dossel, a incidência luminosa não afeta a abundância de *Heliconia* sp. na área de estudo.

PROJETOS II – Resumos



Foto: Laura Facci Torezan

INFLUÊNCIA DA DISPONIBILIDADE DE ÁGUA EM TRAÇOS FUNCIONAIS DE *Heliconia* sp. EM UM FRAGMENTO FLORESTAL DA MATA ATLÂNTICA

Júlia Angeli, Letícia Schabiuk, Maria Alejandra Rivillas Carmona e Maíra Benchimol

A água, por ser um recurso fundamental para as plantas, pode influenciar no crescimento e produtividade destes organismos, incluindo mudanças bioquímicas, morfológicas e fisiológicas. Apesar de algumas espécies de plantas apresentarem uma ampla plasticidade fisiológica em relação à limitação hídrica, ambientes com grande disponibilidade de água podem favorecer uma maior produtividade e apresentar alterações em seus traços funcionais, como por exemplo maior produção de folhas e aumento de área foliar. Neste sentido, avaliamos como a disponibilidade de água influenciou traços morfológicos foliares de *Heliconia* sp., uma espécie muito abundante na Reserva Particular do Patrimônio Natural Estação Veracel, em Porto Seguro (Bahia). A amostragem foi sistemática e distribuída em dois ambientes desta Reserva: ao longo da margem de um riacho e em uma área de platô, distante do riacho. Em cada ambiente, selecionamos 12 indivíduos com distância mínima de 5 m do indivíduo anterior, e que apresentassem um mínimo de 1,30 m de altura e estivessem localizados em áreas com abertura de dossel entre 40 e 50%. Contabilizamos o número total de folhas de cada indivíduo e selecionamos uma folha de forma aleatória, para posterior cálculo da área foliar. Utilizamos os testes t-student e Mann Whitney para avaliar a influência do ambiente sobre, respectivamente, a área foliar e o número de folhas. O número médio de folhas foi de $7,33 \pm 5,54$ para plantas presentes no riacho e $7,33 \pm 8,65$ para plantas distantes. Em relação à área foliar, observamos uma área média de $55,81 \text{ cm}^2 \pm 8,64$ nas plantas do riacho e $49,66 \text{ cm}^2 \pm 7,22$ nas plantas distantes. Ao contrário do esperado, o ambiente não influenciou o número de folhas ($P = 0,58$) e a área foliar ($P = 0,07$) em indivíduos de *Heliconia* sp. amostrados ao longo do riacho e do platô, indicando que a disponibilidade de água, no estudo em questão, não foi um recurso que moldou os traços morfológicos foliares mensurados. Esses resultados sugerem que a *Heliconia* sp. apresenta ampla plasticidade fenotípica em ambientes hídricos contrastantes, com investimento similar na produção de folhas e área foliar. É plausível que estratégias como o desenvolvimento de raízes profundas para acessar as águas subterrâneas e a menor densidade de estômatos possam ser utilizadas por indivíduos em locais com restrição hídrica, permitindo consequentemente sua sobrevivência sem limitar o desenvolvimento e tamanho das folhas. Com base em nossos resultados, concluímos que os traços morfológicos foliares de *Heliconia* sp. não são influenciados pela disponibilidade hídrica.

A UNIÃO FAZ MESMO A FORÇA? RELAÇÃO DA HERBIVORIA COM O TAMANHO DE MANCHAS DE UMA PLANTA DE SUB-BOSQUE DA FAMÍLIA ORCHIDACEAE

Nayla Letícia Assunção Rodrigues, Stéphanne Guimarães Santos, Victória Paz de Souza e Deborah Faria

A herbivoria é uma interação ecológica antagônica, na qual herbívoros se beneficiam ao se alimentar das plantas, causando danos a esses organismos. O agrupamento de plantas pode elevar a concentração de herbívoros, favorecendo o acesso a recursos por consumidores de diferentes naturezas. Por exemplo, maiores concentrações de plantas devem aumentar a pressão de predação por herbívoros mastigadores, relação prevista pela teoria do forrageamento ótimo. Esta mesma concentração de plantas também pode favorecer a herbivoria por patógenos que teriam sua dispersão facilitada pela proximidade espacial do hospedeiro. Neste contexto, investigamos como o tamanho de manchas de uma espécie da família Orchidaceae pode influenciar a pressão de herbivoria. Esperávamos que a predação por mastigação fosse intensificada conforme aumentasse o número de indivíduos por manchas, havendo relação semelhante em danos por patógenos. Desenvolvemos o estudo na Reserva Particular do Patrimônio Natural Estação Veracel, em um fragmento de Mata Atlântica localizado no sul da Bahia. Realizamos uma busca ativa por manchas (≥ 1 indivíduo) com distância mínima de 15 m. Indivíduos foram considerados da mesma mancha quando agrupados a uma distância ≤ 2 m. Em cada mancha, sorteamos e coletamos uma folha de cada indivíduo. Em laboratório, cada folha foi fotografada para estimar a predação por mastigação através do aplicativo *Leafbyte*. Os danos foliares promovidos por patógenos foram estimados através da amostragem sistemática de um quadrante de 3 x 5 cm, intercalando entre a parte superior, centro e inferior desta folha sorteada. Através de uma regressão linear, avaliamos a relação entre o dano foliar e o número de indivíduos por mancha, considerando separadamente cada tipo de herbivoria. Amostramos 17 manchas que variaram de 1 a 14 indivíduos. Em média, a porcentagem de dano foliar por mastigação foi 0,54 ($\pm 0,61$), e dos quadrantes com danos por patógenos foi 52,60 ($\pm 18,09$). Encontramos uma relação positiva entre o número de indivíduos por mancha e a herbivoria por mastigação ($R^2 = 0,27$; $P = 0,03$), evidenciando que manchas maiores tendem a ser mais predadas, provavelmente devido a redução do custo energético de forrageamento para o predador. Quanto aos danos por patógenos, não encontramos relação significativa ($P = 0,99$), de forma que sua distribuição pode ter sido influenciada por outros fatores (como vento, umidade e luz) e não pelo padrão de agregação das plantas. Assim, concluímos que o tamanho de manchas pode influenciar na pressão de herbivoria por mastigação, porém não possui influência sobre os danos foliares causados por patógenos.

DISPONIBILIDADE DE RECURSOS OU AGREGAÇÃO: O QUE INFLUENCIA A HERBIVORIA FOLIAR?

Laura Facci Torezan, Thays Klitzke e José Carlos Morante-Filho

A herbivoria foliar é uma relação antagônica que pode ser influenciada por diversos fatores, como a agregação de plantas e disponibilidade de recursos no ambiente. Na primeira situação, plantas agregadas podem apresentar um menor dano foliar devido à diluição dos herbívoros. Em contrapartida, em ambientes ricos em nutrientes, as plantas podem investir mais no crescimento em comparação a produção de compostos de defesa, podendo resultar em um maior dano em suas folhas. Baseado nessas estratégias, buscamos compreender como a herbivoria foliar de *Heliconia* sp. é influenciada pela agregação de plantas e pela disponibilidade de recursos no ambiente. Para testar essa questão, escolhemos *Heliconia* sp., uma planta abundante no sub-bosque do fragmento florestal da Reserva Particular do Patrimônio Natural Estação Veracel, onde conduzimos o estudo. Alocamos 20 parcelas de 2 x 2 m, distantes por no mínimo 20 m entre si, distribuídas igualmente na borda (pobre em nutrientes) e interior (rico em nutrientes) do fragmento. Em cada parcela, contabilizamos a abundância de plantas de *Heliconia* sp. e selecionamos aleatoriamente 5 folhas de uma planta focal localizada no centro da parcela. Em laboratório, utilizamos uma grade quadriculada para estimar o dano foliar médio por parcela. Para analisar a relação entre a porcentagem de dano foliar e a abundância de plantas, utilizamos uma regressão linear, enquanto um teste t foi utilizado para verificar a diferença na porcentagem de dano foliar entre os ambientes. A abundância de plantas variou de 2 a 42 indivíduos, enquanto o dano foliar variou de 4 a 39%. Nosso resultado indica que a abundância de plantas não exerce um efeito sobre o dano foliar de *Heliconia* sp. ($R^2 = 0,001$; $P = 0,320$). Provavelmente, plantas agregadas podem atrair mais herbívoros do que indivíduos mais isolados, havendo assim uma relação proporcional entre densidade de plantas e herbivoria. Por outro lado, observamos um maior dano foliar em plantas localizadas no ambiente mais rico em nutrientes ($t = -2,99$; $P = 0,004$). Esse resultado pode estar associado ao fato de que a densidade de herbívoros tende a ser maior em plantas localizadas em ambientes com rápida ciclagem de nutrientes e maior umidade, onde há produção de folhas mais palatáveis e de maior valor nutricional. Baseado em nossos resultados, concluímos que a herbivoria não é afetada pela agregação das plantas, mas é maior em ambientes ricos em recursos.

PROJETOS III – Resumos



Foto: Thays Klitzke

É NA HORA DO APERTO QUE SE CONHECE UM AMIGO: COOCORRÊNCIA DE LÍQUENS AO LONGO DE UM GRADIENTE DE BORDA-INTERIOR EM UM FRAGMENTO DE MATA ATLÂNTICA

**Maria Alejandra Rivillas Carmona, Nayla Leticia Assunção Rodrigues e Maíra
Benchimol**

A hipótese do gradiente de estresse propõe que as interações competitivas variam ao longo de um gradiente, sendo a competição mais intensa em ambientes favoráveis, enquanto a facilitação é dominante em condições adversas. Assim, a competição pode resultar em padrões aleatórios de ocorrência, enquanto a facilitação induz a padrões não aleatórios de coocorrência. Os líquens são organismos sensíveis às variações ambientais, o que os torna adequados para estudar padrões de coocorrência influenciados por filtros ambientais. Neste contexto, avaliamos como a distância da borda influencia a coocorrência de líquens epífitos em um fragmento florestal de Mata Atlântica. Esperávamos que a coocorrência de morfotipos de líquens seria reduzido ao longo do gradiente borda-interior, impulsionada pelo estresse abiótico representado pela borda da floresta. Percorremos um transecto de 170 m, com pontos amostrais em intervalos de 10 m iniciado na borda em direção ao interior, na qual nos deslocávamos em ambos os lados do transecto em até 20 m em busca árvores rugosas e com circunferência à altura do peito entre 60 e 70 cm. No indivíduo amostral, identificamos os morfotipos presentes por toda a circunferência do tronco em uma faixa de 40 cm de comprimento entre 0,9 e 1,30 m de altura. Posteriormente, calculamos o índice C-score, que considera uma matriz de comparação par-a-par ao longo do gradiente, e através de uma regressão linear avaliamos a relação entre a distância a borda e este índice. Encontramos um total de 19 morfotipos de líquens ao longo do gradiente. O índice C-score variou de 0,4 (coocorrência positiva) a 0 (coocorrência aleatória), e foi negativamente relacionado com o aumento da distância até a borda ($R^2 = 0,55$; $P < 0,01$), indicando que os morfotipos apareceram juntos com mais frequência em locais próximos à borda do que esperado ao acaso. Assim, condições adversas da borda florestal levam à coocorrência de líquens, porém, não é mediado por facilitação. Isso provavelmente está atribuído à tolerância dos morfotipos de líquens às condições que ocorrem na borda, o que faz com que apareçam juntos nas árvores sem induzir à exclusão competitiva. Diferentemente, a ocorrência de morfotipos de líquens foi mediada por competição nos pontos mais distantes da borda da floresta, sugerindo que líquens menos tolerantes se estabelecem e potencialmente limitam a ocorrência de líquens generalistas menos competidores. Assim, nossos resultados sugerem que a coexistência de líquens foi determinada por um filtro ambiental que possivelmente atua na capacidade de fixação destes organismos, com a coocorrência sendo substancialmente reduzida ao longo do gradiente borda-interior do fragmento florestal.

COMO A BORDA AFETA A DIVERSIDADE DE FORMIGAS CARNÍVORAS EM UM FRAGMENTO FLORESTAL?

Júlia Angeli, Laura Torezan, Victória Paz e Deborah Faria

A fragmentação do habitat leva à criação de bordas, caracterizadas como regiões com mudanças bióticas e abióticas mais contrastantes quando comparadas ao interior do fragmento florestal. Assim, ambientes de borda podem apresentar diferenças substanciais em relação a riqueza e abundância de várias espécies, à exemplo das formigas carnívoras, que representam uma guilda localmente abundante e diversa em florestas tropicais. Nosso objetivo foi avaliar como a borda afeta a diversidade de formigas carnívoras em um fragmento de Mata Atlântica, localizado na RPPN Estação Veracel. Esperamos que a riqueza de morfotipos e abundância de formigas carnívoras seja maior na borda em relação ao interior, devido à maior heterogeneidade ambiental presente na borda. Com esta finalidade, selecionamos oito pontos amostrais na borda, a 5 m da entrada do fragmento a partir de uma área de pastagem, e oito no interior, distantes em 35 m da borda. Estabelecemos uma distância mínima de 20 m entre pontos da borda ou interior, e em cada ponto alocamos um prato plástico (14 cm de diâmetro) com uma isca feita a partir de linguiça calabresa macerada e misturada a óleo de soja. Após 90 minutos, os pratos foram vistoriados e os exemplares coletados foram colocados em álcool 70%. Em laboratório, triamos o material e realizamos a contagem de morfotipos e número de formigas encontradas. Utilizamos o teste de Mann-Whitney para comparar a riqueza de morfotipos e abundância de formigas entre borda e interior. Na borda, observamos uma média de $1,37 \pm 0,74$ morfotipos, enquanto no interior encontramos em média $1,62 \pm 1,06$ por amostra. A abundância de formigas variou de 0 a 32 indivíduos na borda do fragmento ($9,25 \pm 10,43$) e de 0 a 88 indivíduos no interior ($24,25 \pm 30,97$). Não houve diferença significativa na riqueza de morfotipos ($W = 28$; $P = 0,69$) e na abundância ($W = 25$; $P = 0,78$) entre borda e interior, indicando que a diversidade de formigas carnívoras não se distingue entre ambos os ambientes. A ausência de diferença na diversidade deste grupo entre borda e interior pode estar relacionada a outros fatores, como uma baixa diferenciação microclimática, disponibilidade e abundância de locais para nidificação e de alimento entre os dois ambientes. Uma vez que a amostragem no interior foi realizada a uma distância de 30 m da borda, é provável que a escala espacial adotada tenha sido insuficiente para captar a diferença entre os ambientes. Sendo assim, concluímos que não existe uma diferença na riqueza de morfotipos e na abundância de formigas carnívoras entre a borda e o interior do fragmento florestal na escala estudada.

QUANTO MAIOR, MELHOR? EFEITO DO TAMANHO DE TRONCOS EM DECOMPOSIÇÃO SOBRE A RIQUEZA DE FUNGOS

Letícia Schabiuk Cruz, Thays Klitzke, Stéphanne Guimarães Santos e José Carlos Morante-Filho

A relação espécie-área, que prediz que áreas maiores abrigam uma maior riqueza de espécies, representa um dos fenômenos ecológicos mais estudados em relação a estrutura das comunidades biológicas. Esta relação foi verificada em diversos ambientes e para distintos grupos taxonômicos, porém este fenômeno é ainda pouco compreendido quando se trata da estruturação das comunidades de fungos. Nesse contexto, buscamos entender como o tamanho de troncos em decomposição no solo influencia a diversidade de fungos. Nossa previsão é que troncos maiores irão abrigar uma maior riqueza de espécies de fungos. O estudo foi desenvolvido na RPPN Estação Veracel, em uma área de estágio sucessional intermediário. Através de busca ativa, amostramos 20 troncos de árvores caídas no solo em estágio de decomposição inicial com distância mínima de 10 metros entre si. Ao longo do comprimento de cada tronco contabilizamos os morfotipos dos fungos visíveis a olho nu. Posteriormente, medimos o comprimento total e o diâmetro médio em três pontos (base, meio e ápice) para estimar a área de cada tronco. Realizamos uma análise de regressão linear para verificar a relação entre área do tronco e riqueza de fungos. Em média, 4 morfotipos foram encontrados nos troncos estudados, sendo que observamos no máximo 9 morfotipos. A área dos troncos amostrados variou de 0,15 a 4,13 m², apresentando em média 1,19 m². Nosso estudo detectou que área do tronco não exerce efeito sobre a riqueza de fungos ($R^2 = -0,01$; $P = 0,63$). Esse resultado pode estar associado a competição por espaço e nutrientes que pode limitar o estabelecimento das espécies de fungos em uma dada localidade. Assim, a presença de uma espécie pode impedir que outras se instalem ou até mesmo excluir as já existentes, de forma que a melhor competidora prevaleça. Como reflexo disso, a riqueza de fungos é limitada apenas as espécies que conseguem coexistir em dada área. Segundo nossos resultados, concluímos que o tamanho de troncos em decomposição no solo não influencia a riqueza de fungos.

PROJETOS FINAIS – Artigos científicos



Foto: Stéphanne Guimarães Santos

INFLUÊNCIA DA BORDA DO FRAGMENTO E DA COR DO FRUTO SOBRE O CONSUMO DE FRUTOS ARTIFICIAIS EM UMA ÁREA DE MATA ATLÂNTICA

Nayla Letícia Assunção Rodrigues e Victória Paz de Souza

RESUMO

As atividades antrópicas são um dos principais responsáveis pela fragmentação florestal, resultando no aumento da proporção da borda nos fragmentos florestais. Esse aumento resulta em mudanças nas condições microclimáticas, na composição de espécies e nas interações ecológicas incluindo as relações mutualísticas. O consumo de fruto, conhecido como frugivoria, pode ser influenciado pelo efeito de borda e também por aspectos relacionados às plantas, como cor do fruto. Sendo assim, buscamos avaliar como o efeito da borda, a cor do fruto, e a interação entre esses dois fatores influenciam o consumo de frutos artificiais na Reserva Particular do Patrimônio Natural Estação Veracel, Bahia. Selecionamos 16 plantas (1,30 a 1,80 cm) em cada ambiente, sendo uma área de borda florestal adjacente à uma estrada e um ambiente de interior do fragmento florestal (200 m da borda). Em cada planta, dispusemos 10 frutos artificiais de apenas uma cor (vermelha ou verde), de forma a intercalar a cor a cada planta, resultando em 80 frutos de cada cor em cada ambiente. Os frutos foram expostos por 48 hs e, posteriormente, retirados para verificação da presença ou ausência de sinais de consumo. Construímos um modelo linear generalizado para avaliar a relação entre a cor do fruto, o ambiente e a interação destas variáveis sob o consumo dos frutos artificiais. Registramos 76 (23%) frutos artificiais consumidos, 33 (10%) na borda (27 da cor vermelha e 6 da cor verde) e 43 (13%) no interior (28 frutos da cor vermelha e 15 da cor verde). Os resultados indicaram que o consumo de frutos vermelhos foi significativamente maior do que os verdes ($P < 0,01$), independentemente do ambiente. Ainda, o consumo de fruto não foi afetado pelo tipo de ambiente (borda e interior) ($P = 0,57$) e a interação entre o ambiente e a cor do fruto ($P = 0,11$). O maior consumo de frutos vermelhos corrobora com o esperado, por ser uma cor mais conspícua e atrativa para os dispersores. A ausência de relação entre frutos consumidos na borda e interior pode estar relacionada a equivalência de consumo dos frutos pelas espécies adaptadas a borda e as espécies adaptadas ao interior da floresta.

Palavras-chave: Frugivoria, dispersão de sementes e efeito de borda.

1. INTRODUÇÃO

As atividades antrópicas estão entre os principais responsáveis pelo desmatamento, fragmentação e degradação de áreas florestais (Kapos et al. 1997; Santos et al. 2007).

Devido às mudanças que causam na paisagem, essas atividades podem provocar a perda de habitat e conseqüentemente levar à diminuição da biodiversidade (Bender et al. 1998). Uma das principais mudanças causadas pela fragmentação florestal é o aumento da proporção da borda, que induz a mudanças microclimáticas, com diminuição da umidade, aumento da entrada de luz e maiores temperaturas (Murcia 1995) e resulta em mudanças na composição de plantas e animais (Wiens et al. 1993; Laurance et al. 2006). O efeito de borda pode atuar de formas diferentes sobre os grupos biológicos (Murcia 1995), em que espécies generalistas tendem a se beneficiar da ampla diversidade de recursos provenientes tanto da floresta como da área perturbada (Gates & Gysel 1978; Andrén 1995). De forma oposta, as espécies especialistas de habitat e de dieta podem evitar ambientes de borda, e até mesmo ter suas populações reduzidas ou ausentes neste tipo de ambiente (Ricklefs et al. 2014).

Além das mudanças na composição de espécies, o efeito de borda provoca modificações que podem influenciar as interações bióticas, afetando os processos ecológicos e as relações entre espécies (Gimeses & Anjos 2003). Um exemplo são as alterações nas relações mutualísticas entre plantas e animais (Santos & Telleria 1994), que são fundamentais para a manutenção da biodiversidade e restauração do ecossistema (Janzen 1970; Fragoso 1997). Dentre as relações mutualísticas entre plantas e animais, a dispersão de sementes pode ser afetada por mudanças na composição de espécies provocadas pelo efeito de borda. Em particular, as plantas dependentes de animais para dispersão, conhecidas como espécies zoocóricas, aumentam a eficiência da dispersão e das chances de sobrevivência e desenvolvimento das sementes na presença dos dispersores (Howe & Miriti 2004), enquanto os animais frugívoros são beneficiados com a ingestão de nutrientes (Deminicis et al. 2009). Nas florestas tropicais, a grande maioria das árvores dependem da dispersão realizada por animais devido ao consumo de seus frutos, processo conhecido como frugivoria (Fleming 1987).

Nesse contexto, o efeito de borda pode exercer uma influência sobre a taxa de frugivoria no ambiente. Estudos prévios relataram maior taxa de consumo de frutos em ambientes de borda devido à alta disponibilidade de frutos de plantas pioneiras, que proporcionam um ambiente propício para os frugívoros generalistas de habitat, como aves (Jacomassa et al. 2009), morcegos (Cosson et al. 1999) e pequenos roedores (Terborgh et al. 2001; Pardini et al. 2004). A borda pode proporcionar maior concentração de alimentos, devido a permanência temporal de árvores que atingem a maturidade rapidamente e

produzem muitos frutos ao longo do ano (Delaval & Charles-Dominique, 2006; Pessoa et al. 2016).

Outro fator que influencia a frugivoria são os aspectos intrínsecos das plantas, como a cor, o tamanho, a acessibilidade e a quantidade de frutos produzidos (Jordano et al. 2006; Jacomassa et al. 2009). Desta forma, a cor do fruto se destaca por desempenhar um papel importante na seleção e no consumo por parte dos frugívoros. Assim, cores mais conspícuas atraem mais a atenção dos animais (Aguiar & Bispo 2013) e tendem a ser mais consumidas. Cores mais chamativas também sinalizam a maturação dos frutos e uma melhor palatabilidade (Moemond & Denslow 1983). Portanto, é possível que o consumo de frutos seja afetado pelo efeito de borda combinado com a presença de frutos de cores mais conspícuas.

Diante disso, este estudo teve como objetivo avaliar como o tipo de ambiente (borda vs. interior), a cor do fruto (vermelho e verde) e a interação entre esses dois fatores influenciam o consumo de frutos artificiais pelos frugívoros. De forma experimental, utilizamos neste estudo frutos artificiais, uma vez que permitem controlar variáveis importantes, como coloração, tamanho, acessibilidade, quantidade e distância entre os frutos (Galetti et al. 2003). Esperamos encontrar maior consumo em frutos vermelhos do que em verdes, independente do ambiente, devido à sua alta atratividade para espécies frugívoras. Além disso, esperamos que essa relação seja intensificada na borda, devido a abundância de espécies generalistas que são melhores adaptadas a ambientes mais perturbados e se beneficiam dos recursos disponíveis.

2. MÉTODO

2.1. ÁREA DE ESTUDO

O presente estudo foi realizado na Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN) Estação Veracel (16°23'17"S, 39°10'11"W), localizada entre os municípios de Santa Cruz Cabrália e Porto Seguro, com uma área de 6.069 hectares. A RPPN apresenta uma temperatura média de 22°, com alta umidade e chuvas bem distribuídas ao longo do ano. A Reserva é a segunda maior RPPN da Mata Atlântica, e representa um dos principais remanescentes de floresta atlântica no extremo sul da Bahia (Santos et al. 2018).

2.2. COLETA DE DADOS

Confeccionamos 320 frutos esféricos de massa de modelar atóxica com cerca de 1,5 cm de diâmetro, sendo metade de cor vermelho e a outra metade verde, para realização do experimento em campo. Em particular, selecionamos um ambiente de borda florestal (caracterizado por uma faixa de aproximadamente 15 m de largura desde a borda do fragmento e adjacente a uma estrada não pavimentada) e um ambiente de interior (distante a ao menos 200 m da borda). Em cada ambiente, selecionamos 16 plantas com altura entre 1,30 e 1,80 m, distanciadas por 10 m uma da outra, e que não apresentassem flores e frutos. Em cada planta, dispusemos 10 frutos artificiais de apenas uma cor, fixados nos galhos com o auxílio de arames (Fig. 1). As cores dos frutos foram intercaladas de uma planta para outra, totalizando 160 frutos por área, 80 vermelhos e 80 verdes.



Figura 1. Posicionamento dos frutos artificiais em plantas na RPPN Estação Veracel, Bahia.

Após 24 hs, realizamos uma primeira visita as plantas selecionadas, e contabilizamos o número de frutos consumidos por meio da presença de marcas realizadas por animais (como aves, pequenos mamíferos e insetos). Frutos desaparecidos ou caídos no chão foram substituídos e considerados como intactos. Os frutos consumidos não foram remodelados. No dia seguinte, totalizando 48 hs amostrais, registramos as possíveis novas marcas de consumo, e assim obtivemos a contagem do total de frutos consumidos em cada ambiente.

2.3. ANÁLISE DE DADOS

Construímos um modelo linear generalizado com distribuição de Poisson para avaliar a influência da cor do fruto, do tipo de ambiente e da interação entre cor e ambiente sobre o

consumo dos frutos artificiais. Para isso, elaboramos um modelo composto pela adição dos efeitos do ambiente (borda e interior) e da cor do fruto (vermelho e verde), bem como a interação entre eles. As análises foram realizadas no programa R (R Core Team 2008).

3. RESULTADOS

Dos 320 frutos artificiais dispostos em campo, 23,7% (76 frutos) foram consumidos (Fig. 2), sendo 33 na borda e 43 no interior. Em particular, 27 frutos da cor vermelha e seis da cor verde foram consumidos no ambiente de borda, enquanto 28 frutos da cor vermelha e 15 da cor verde foram consumidos no interior (Fig. 3).

Nossas análises revelaram que o consumo de frutos vermelhos foi significativamente maior que o consumo de frutos verdes, independentemente do ambiente ($P < 0,01$) (Tabela 1, Fig. 4). Ainda, o tipo de ambiente (borda e interior) ($P = 0,57$) e a interação entre o tipo de ambiente e a cor do fruto ($P = 0,11$) não foram estatisticamente significativos, indicando que, independentemente da cor, o consumo dos frutos artificiais foi semelhante na borda e no interior (Tabela 1).



Figura 2. Registro do consumo observado em frutos artificiais na RPPN Estação Veracel, Bahia.

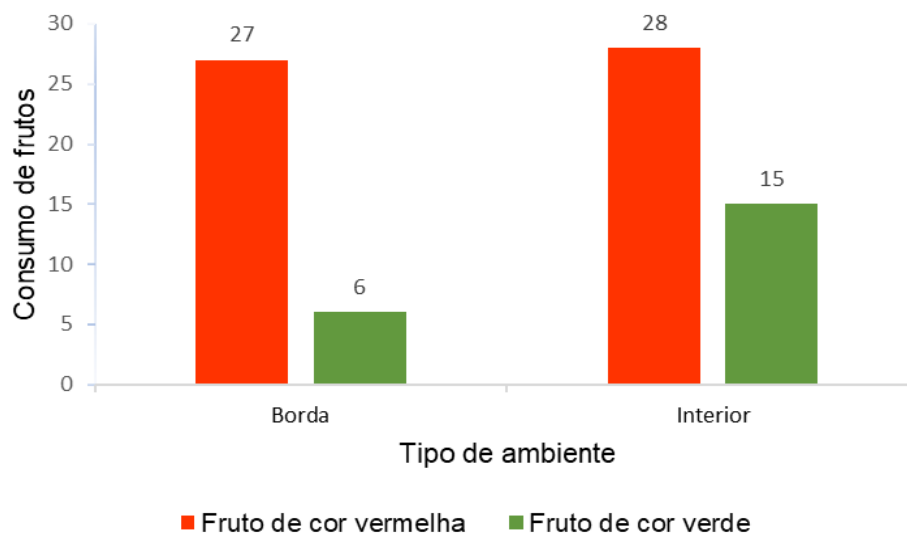


Figura 3. Total de frutos artificiais (verdes e vermelhos) consumidos em dois tipos de ambiente (borda e no interior) na RPPN Estação Veracel, Bahia.

Tabela 1. Resultado do Modelo Linear Generalizado do número de frutos artificiais consumidos em relação à cor do fruto (vermelho e verde), ao ambiente (borda e interior) e a interação entre essas variáveis.

Variável	Coefficiente	Erro padrão	P
Ambiente (interior)	0,91	0,48	0,57
Cor (vermelha)	1,50	0,45	<0,01
Ambiente*Cor	-0,87	0,53	0,11

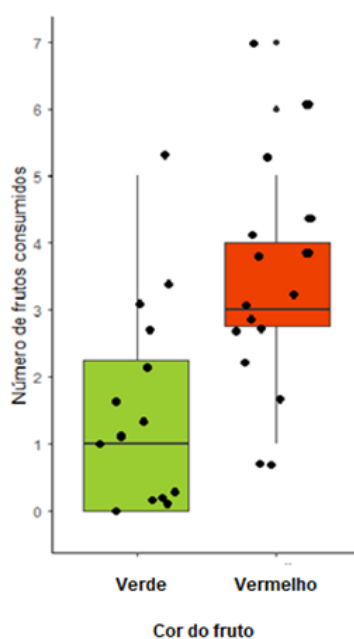


Figura 4. Número de frutos artificiais consumidos de diferentes cores (verde e vermelho) dispostos na RPPN Estação Veracel, Bahia.

4. DISCUSSÃO

Os resultados obtidos no presente estudo demonstraram que houve uma evidente preferência no consumo dos frutos artificiais pela cor vermelha em relação aos de coloração verde, corroborando com estudos prévios que relatam a preferência de frugívoros pela cor vermelha (Alves-Costa & Lopes 2001; Galetti et al. 2003; Arruda et al. 2008). De fato, o contraste promovido pelas cores em ambientes naturais é mais importante do que a própria cor (Cazetta et al. 2007). Por ser uma cor conspícua, o vermelho é facilmente detectável por espécies frugívoras, o que explica a alta atratividade e conseqüente elevado consumo. Ademais, o baixo consumo de frutos verdes pode ser reflexo da coevolução entre dispersores e plantas, já que frutos verdes são pouco nutritivos, e podem assim ser associados a frutos imaturos e impalatáveis (Willson & Whelan 1990).

Ao contrário do esperado, não encontramos diferenças no consumo de frutos entre os ambientes de borda e interior. Segundo Silva (1996), algumas espécies florestais podem forragear em ambientes menos complexos quando existe uma alta disponibilidade de recursos nesses locais e o gasto de forrageamento é menor. Devido a essa flexibilidade de algumas espécies, alguns grupos podem estar transitando de um ambiente para outro, fazendo com que as taxas de consumo entre borda e interior sejam equivalentes. Além disso, mesmo que a borda concentre altas taxas de frugivoria, estudos indicam que a diversidade de marcas de frugivoria nesses locais é menor em comparação com o interior (Galetti et al. 2003). Isso possivelmente está relacionado a maior abundância de espécies generalistas que consomem os frutos em ambientes de borda, porém não refletido em uma ampla gama de espécies. De forma contrastante, é esperado uma maior riqueza de espécies no interior, porém refletida com menor abundância. Essa diferença na composição de espécies entre borda e interior florestal pode ter acarretado em números similares de frutos consumidos entre os ambientes estudados.

Nossos resultados falharam em demonstrar um efeito interativo do ambiente com a cor do fruto no consumo de frutos. Espécies generalistas podem se beneficiar em ambientes como os de borda, aumentando suas populações, pela disponibilidade de recurso e características locais (Colles et al. 2009). Assim, frutos conspícuos, como vermelhos, seriam mais consumidos na borda, devido à grande abundância de espécies que forrageiam neste local (Jacomassa 2009). Entretanto, os frutos de cores mais conspícuas (vermelha) mostraram ser mais importante para o consumo pela facilidade de detecção, nos dois ambientes (Thomazi & Silva 2010). É provável que os frutos vermelhos apresentem

características que os tornaram mais atrativos do que os frutos verdes para os frugívoros em ambos os ambientes, superando qualquer influência que a borda poderia exercer.

5. CONCLUSÃO

Nosso estudo revelou que os frutos de cor vermelha foram substancialmente mais consumidos, provavelmente devido à sua maior atratividade. Isso sugere que plantas que apresentam frutos com cores mais conspícuas têm maior probabilidade de serem consumidos e/ou dispersados. Por outro lado, a borda não afetou o consumo de frutos artificiais no ambiente estudado, provavelmente devido às diferenças na composição e abundância de espécies de frugívoros de grupos diferentes (generalistas e especialistas), que levou a uma compensação no número consumo de frutos entre borda e interior.

6. AGRADECIMENTOS

Gostaríamos de agradecer à Universidade Estadual de Santa Cruz (UESC) e ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Biodiversidade (PPGECB), pela oportunidade de participar do curso de campo. Agradecer à Reserva Particular do Patrimônio Natural Estação Veracel por nos receber e nos proporcionar conforto e recursos para realização dos trabalhos. Agradecer também aos nossos professores Máira Benchimol, José Carlos Morante-Filho, Deborah Faria e Larissa Rocha-Santos que souberam tão bem nos orientar, contribuindo para a nossa formação acadêmica e pessoal, nos ajudando a perceber nossos pontos fracos e fortes, muito obrigada. E é claro, agradecer também a cada uma das meninas que participaram do curso de campo conosco, pelas experiências trocadas, os risos que deixavam os dias mais leves e por toda a ajuda ao longo desses dias.

7. REFERÊNCIAS

- Aguiar, A. G. D., & Bispo, A. Â. (2013). Efeitos da coloração e da distribuição de frutos artificiais nas taxas de consumo por aves em um fragmento florestal. *Bioikos*, 27, 7-65.
- Alves-Costa, C. P., & Lopes, A. V. (2001). Using artificial fruits to evaluate fruit selection by birds in the field. *Biotropica*, 33, 713-717.

- Andrén, H. (1995). Effects of landscape composition on predation rates at habitat edges. *Mosaic Landscapes and Ecological Processes*, 22, 225-255.
- Arruda, R., Rodrigues, D. J., & Izzo, T. J. (2008). Rapid assessment of fruitcolor Amazonia. *Acta Amazonica*, 38, 291-296.
- Bender, D. J., Contreras, T. A., & Fahrig, L. (1998). Habitat loss and population decline: a meta-analysis of the patch size effect. *Ecology*, 79, 517-533.
- Cazetta, E., Schaefer, H. M., & Galetti, M. (2007). Why are fruits colorful? The relative importance of achromatic and chromatic contrasts for detection by birds. *Evolutionary Ecology*, 23, 233-244.
- Colles, A., Liow L. H., & Prinzing, A. (2009). Are specialists at risk under environmental change? Neoecological paleoecological and phylogenetic approaches. *Ecology Letters*, 12, 849–863.
- Cosson, J. F., Pons, J. M., & Masson, D. (1999). Effects of forest fragmentation on frugivorous and nectarivorous bats in French Guiana. *Journal of Tropical Ecology*, 15, 515-534.
- Delaval, M., & Charles-Dominique, P. (2006). Edge effects on frugivorous and nectarivorous bat communities in a Neotropical primary forest in French Guiana. *Revue d'Ecologie (La Terre et la Vie)*, 61, 343-352.
- Derminicis, B. B. et al. (2009). Dispersão natural de sementes: importância, classificação e sua dinâmica nas pastagens tropicais. *Archivos de Zootecnia*, 58, 35-38.
- Fleming, T. H. (1987). Patterns of tropical vertebrate frugivore diversity. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 18, 91-109.
- Fragoso, J. M. V. (1997). Tapir-generated seed shadows: scale-dependent patchiness in the Amazon rain forest. *Journal of Ecology*, 85, 519-529.
- Galetti, M., Alves-Costa, C.P., Cazetta, E. (2003). Effects of forest fragmentation, anthropogenic edges and fruit colour on the consumption of ornithocoric fruits. *Biological Conservation*, 111, 269-273.
- Gates, J. E., & Gysel, L. W. (1978). Avian nest dispersion and fledging success in field-forest ecotones. *Ecology*, 59, 871-883.
- Gimenes, M. R., & Anjos, L. (2003). Efeitos da fragmentação florestal sobre as comunidades de aves. *Acta Scientiarum*, 25, 391-402.
- Howe, H. F., & Miriti, M. N. (2004). When seed dispersal matters. *BioScience*, 54, 651-660.
- Jacomassa, F. A. F. (2009). Uso de frutos artificiais por aves em borda e interior de floresta ombrófila densa no sul do Brasil. *Biodiversidade Pampeana*, 7, 23-25.
- Janzen, D. H. (1970). Herbivores and the number of tree species in a tropical forest. *American Naturalist*, 104, 501-528.
- Jordano, P., et al. (2006). Ligando frugivoria e dispersão de sementes à biologia da conservação. In: Rocha, C. F. D., Bergallo, H.G., Santos, M. A., & Va, A.E. *Biologia da conservação – essências*. São Carlos: Editorial RiMa, São Paulo, 588p.

- Kapos, V. et al. (1997). Edge-related changes in environmental and plant responses due to forest fragmentation in Central Amazonia. In: Laurance, W. F., Bierregaard, R.O. *Tropical Forest Remnants*. Chicago: Chicago University Press, 632p.
- Laurance W.F., et al. (2006). Rain forest fragmentation and the proliferation of successional trees. *Ecology*, 87, 469-482.
- Moermond, T. C., & Denslow, J. S. (1983). Fruit choice in neotropical birds: effects of fruit type and accessibility on selectivity. *Journal of Animal Ecology*, 52, 407-420.
- Murcia C. (1995). Edge effects in fragmented forest: implications for conservation. *Trends in Ecology and Evolution*, 10, 58-62.
- Pardini, R. (2004). Effects of forest fragmentation on small mammals in an Atlantic Forest landscape. *Biodiversity & Conservation*, 13, 2567-2586.
- Pessoa, M. S., Rocha-Santos, L., Talora, D. C., Faria, D., Mariano-Neto, E., Hambuckers, A., & Cazetta, E. (2017). Fruit biomass availability along a forest cover gradient. *Biotropica*, 49, 45-55.
- R Core Team. (2008). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, julho 2023. Disponível em: <<https://www.R-project.org/>>. Acesso em: 13 de julho 2023.
- Ricklefs, R. E., Relyea, R., & Richter, C. (2014). *Ecology: the economy of nature* (Vol. 7). New York: WH Freeman.
- Santos, G. P., et al. (2018). Influência do entorno de uma unidade de conservação sobre a pressão de caça: RPPN Estação Veracel como estudo de caso. *Biodiversidade Brasileira*, 8, 219-231.
- Santos, T., & Tellería, J. L. (1994). Influence of forest fragmentation on seed consumption and dispersal of Spanish juniper *Juniperus thurifera*. *Biological Conservation*, 70, 129-134.
- Santos, T. G. D., Rossa-Feres, D. D. C., & Casatti, L. (2007). Diversidade e distribuição espaço-temporal de anuros em região com pronunciada estação seca no sudeste do Brasil. *Iheringia Série Zoologia*, 97, 37-49.
- Silva, J. M. C., Uhl, C., & Murray, G. (1996). Plant succession, landscape management, and the ecology of frugivorous birds in abandoned Amazonian pastures. *Conservation Biology*, 10, 491-503.
- Terborgh, J. et al. (2001). Ecological meltdown in predator-free forest fragments. *Science*, 294, 1923-1926.
- Thomazi, R., & Silva, A. G. (2010). Preferência de aves por coloração de frutos artificiais na Reserva Biológica de Duas Bocas, Cariacica, Espírito Santo, sudeste do Brasil. *Natureza on line*, 8, 71-73.
- Wiens, J. A., et al. (1993). Ecological mechanisms and landscape ecology. *Oikos*, 66, 369-380.
- Willson, M. F. & Whelan, C. J. (1990). The evolution of fruit color in fleshy-fruited plants. *American Naturalist*, 136, 790-809.

INFLUÊNCIA DA DISTÂNCIA GEOGRÁFICA SOBRE A DIVERSIDADE BETA DE PLANTAS REGENERANTES EM FLORESTAS EM DIFERENTES ESTÁGIOS SUCESSIONAIS

Júlia Angeli¹ e Thays Klitzke¹

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

RESUMO

A diversidade beta é uma métrica utilizada para comparar a composição de espécies entre comunidades. Além de mudanças nas características ambientais, a diversidade beta pode ser afetada pela distância geográfica. Portanto, ambientes com características ambientais distintas, como grande heterogeneidade ambiental e distantes entre si, devem ser compostos por comunidades de espécies dissimilares (maior diversidade beta). Nesse contexto, o objetivo do nosso estudo foi (i) investigar como a distância geográfica entre habitats influencia a diversidade beta de plantas regenerantes em florestas com distintos estágios sucessionais; e (ii) avaliar como a composição de espécies muda entre florestas com diferentes estágios sucessionais. O estudo foi realizado em dois ambientes da Reserva Particular do Patrimônio Natural Estação Veracel, sendo uma floresta em estágio avançado de regeneração e outra em estágio inicial após ser submetida a restauração ativa (denominadas aqui como conservada e restaurada, respectivamente). Foram alocadas 12 parcelas de 2 x 2 m em cada ambiente, distantes pelo menos 13 m entre si. Em cada parcela foram coletadas as plantas regenerantes, com altura entre 10 e 50 cm, e em laboratório cada planta foi morfotipada. A diversidade beta entre parcelas foi estimada pelo Índice de Sorensen. A distância entre parcelas foi calculada a partir das coordenadas geográficas de cada parcela. Para avaliar o efeito da distância na diversidade beta e comparar a diversidade beta entre ambientes foi utilizado um modelo linear generalizado. Registramos um total de 122 morfotipos de plantas regenerantes. A riqueza média de morfotipos encontrada por parcela foi de 6,9 ($\pm 1,67$) na floresta restaurada e 10,17 ($\pm 3,43$) na floresta conservada. As distâncias e o Índice de Sorensen variaram de 13 a 180 m e 0,33 a 1 na floresta restaurada e de 14 a 114 m e 0,6 a 1 m na floresta conservada. Os resultados mostram que a distância entre parcelas não afeta a diversidade beta em ambos os tipos de floresta. Enquanto na área restaurada este resultado pode estar intrinsecamente relacionado com o fato de a distribuição das espécies ser resultado do plantio de mudas, na floresta conservada é possível que a maior heterogeneidade tenha sido um fator importante. Contudo, observamos que a floresta conservada apresentou uma maior diversidade beta de plantas regenerantes do que a floresta restaurada ($P = 0,014$). Isso pode ser reflexo da maior variedade de microhabitats e distintas condições, que contribui para a dissimilaridade na composição de espécies na floresta conservada. Concluímos que a distância entre as parcelas não influencia a diversidade beta dentro das florestas. Porém, o tipo de floresta exerceu efeito sobre a

diversidade beta, na qual a floresta conservada mostrou maior dissimilaridade na composição de plantas regenerantes.

Palavras-chave: Comunidades de plantas, Composição de espécies, Floresta tropical e Heterogeneidade ambiental.

1. INTRODUÇÃO

Um aspecto importante da estrutura de comunidades biológicas é a compreensão dos mecanismos subjacentes que moldam os padrões de diversidade, como a composição de espécies entre locais. Para identificar as diferenças na composição de espécies entre comunidades, podemos utilizar a diversidade beta, medida que indica a mudança biótica ao longo do gradiente ambiental (Whittaker 1972). Assim, os índices de diversidade beta podem ser usados para comparar a diversidade de espécies entre diferentes sistemas que estejam sendo estudados (Wilson & Shmida 1984).

Entre os fatores que podem influenciar os padrões de diversidade beta pode-se destacar a distância geográfica entre os habitats. A distância pode limitar a dispersão dos organismos (Matos et al. 2013) e, portanto, afetar a similaridade da composição de espécies entre dois ou mais ambientes. Na verdade, à medida que a distância entre os habitats aumenta, a dispersão das espécies pode ficar mais limitada e resultar em um aumento da dissimilaridade da composição de espécies (Nekola & White 1999).

As variações na disponibilidade de recursos e nas condições dos microhabitats favorecem a coexistência de espécies com diferentes requerimentos ecológicos (Tamme et al. 2010). Esta diversidade de nichos possibilita que várias espécies compartilhem o mesmo habitat, aumentando a riqueza e a dissimilaridade de espécies em uma comunidade (Castellanos-Castro & Newton 2015). Portanto, ambientes com grande heterogeneidade local de recursos e condições, como as florestas tropicais, possuem uma grande diversidade de microhabitats (Holl et al. 2013), possibilitando uma maior diversidade beta.

Entretanto, ações humanas têm levado a uma simplificação das condições ambientais das florestas, o que pode acarretar uma mudança na estrutura das comunidades. Por exemplo, florestas em regeneração, após um distúrbio, apresentam uma maior homogeneidade nas características físicas (Kitching et al. 2013), induzindo, portanto, em uma maior similaridade na composição de espécies. Semelhante às florestas em regeneração, as florestas restauradas a partir do plantio de mudas nativas, devem apresentar condições abióticas homogêneas (Corbin & Holl 2012; Halpern & Spies 1995),

consequentemente contribuindo para uma menor heterogeneidade. Por outro lado, florestas conservadas podem apresentar maior heterogeneidade, uma vez que foram submetidas a um processo natural de sucessão ecológica ao longo do tempo, permitindo o estabelecimento de microhabitats variados (Han & Wang 2002).

Nesse contexto, o presente estudo buscou investigar como a distância espacial entre habitats influencia a diversidade beta de espécies de plantas regenerantes em uma área de floresta restaurada e outra de floresta conservada. Espera-se que quanto menor a distância entre as áreas amostradas dentro de uma floresta, menor a diversidade beta entre elas, portanto, menor dissimilaridade, já que a proximidade pode facilitar a dispersão das espécies de plantas (Condit et al. 2002). Além disso, espera-se que essa relação seja mais acentuada na floresta conservada, com pontos próximos mais dissimilares entre si, devido à maior diversidade de nichos e consequentemente à heterogeneidade do ambiente (Jones et al. 2006). Também é esperado que a floresta conservada apresente maior diversidade beta de plantas regenerantes em comparação com a floresta restaurada, devido a maior heterogeneidade ambiental característica desse tipo de ambiente (Castellanos-Castro & Newton 2015).

2. MÉTODO

2.1. ÁREA DE ESTUDO

O estudo foi desenvolvido na Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN) Estação Veracel, localizada entre os municípios de Santa Cruz Cabrália e Porto Seguro, Bahia (16°23'16" S 39°10'10" O), no bioma Mata Atlântica. A região possui precipitação anual média de 1.635 mm e a média de temperatura é 22,6°C. A área total da reserva é de 6.069 hectares e a principal vegetação encontrada é a floresta ombrófila densa de terras baixas, em diferentes estágios de regeneração (RPPN Estação Veracel 2016).

2.2. COLETA DE DADOS

As coletas foram realizadas entre os dias 11 e 12 de julho de 2023 em uma área de floresta restaurada e outra de floresta conservada (Fig. 1), ambas pertencentes à RPPN Estação Veracel. A área restaurada possui cerca de 30 anos, e consistiu no passado em

uma área de pastagem abandonada que passou pelo processo de plantio de mudas de diferentes espécies nativas (Fig. 1 a).



Figura 1. Áreas de florestas amostradas na RPPN Estação Veracel, incluindo (A) Floresta restaurada e (B) Floresta conservada.

Foram alocadas 12 parcelas de 2 x 2 m em cada floresta. O primeiro ponto foi localizado a 50 m de distância da borda, buscando evitar possíveis influências do efeito de borda. A primeira parcela foi alocada aleatoriamente a 5 m de distância desse ponto e, a partir dela, as demais foram alocadas respeitando uma distância mínima de 13 m entre si, buscando garantir a independência amostral. Em cada parcela foi realizada a coleta de todos os indivíduos de plantas regenerantes com altura entre 10 e 50 cm (Fig. 2). As distâncias entre as parcelas variaram de 13 a 180 m na floresta restaurada e de 14 a 114 m na conservada. Posteriormente, foi realizada a triagem em laboratório para a morfotipagem das plantas coletadas, com ajuda de uma especialista (L. Rocha-Santos).



Figura 2. Amostragem de morfotipos de plantas regenerantes nas parcelas estabelecidas na RPPN Estação Veracel, Bahia.

2.3. ANÁLISE DE DADOS

Para o cálculo da diversidade beta foi gerada uma matriz de presença e ausência dos morfotipos registrados em cada parcela dentro de cada tipo de floresta. Foi utilizado o índice de similaridade de Sorensen para o cálculo da diversidade beta a partir da função *beta.pair* do pacote do *betapart* (Baselga et al. 2021) no programa R (versão 4.1.9, R Development Core Team, 2021). O índice de Sorensen varia de 0 a 1, onde 0 representa grande similaridade, ou seja, as duas parcelas apresentam as mesmas espécies, e 1 indica maior dissimilaridade, quando nenhuma espécie é compartilhada entre as parcelas. A partir das coordenadas geográficas de cada parcela, registradas com o aplicativo “Avenza Maps” (versão 4.2.2), foi criada uma tabela com as distâncias espaciais entre os pares de parcelas usando a função *vegdist* do pacote *vegan* (Oksanen et al. 2019) no programa R.

A normalidade dos dados foi testada para o índice de Sorensen entre pares de parcelas para cada floresta usando a função *shapiro.test* no programa R. Para avaliar o efeito da distância geográfica sobre a diversidade beta (Índice de Sorensen) entre parcelas de cada floresta e verificar a diferença no Índice de Sorensen entre as florestas, foi utilizado um modelo linear generalizado (GLM).

3. RESULTADOS

No total registramos 122 morfotipos de plantas regenerantes, sendo 41 exclusivos da floresta restaurada, 76 exclusivos da floresta conservada e 5 morfotipos compartilhados

entre dois tipos de florestas. Na floresta restaurada, a maior riqueza encontrada por parcela foi de oito morfotipos e a menor de quatro, com média de 6,9 ($\pm 1,67$) morfotipos. Em contrapartida, a riqueza média foi de 10,17 ($\pm 3,43$) morfotipos por parcela na floresta conservada, e a maior riqueza encontrada foi de 17 morfotipos e a menor de seis. Os valores do Índice de Sorensen entre pares de parcelas variaram de 0,33 a 1 na floresta restaurada e de 0,6 a 1 na floresta conservada.

Nossos resultados indicaram que a distância entre parcelas não exerceu efeito ($P > 0,05$) sobre a diversidade beta (índice de Sorensen) de plantas regenerantes em ambos os tipos de florestas (Fig. 4).

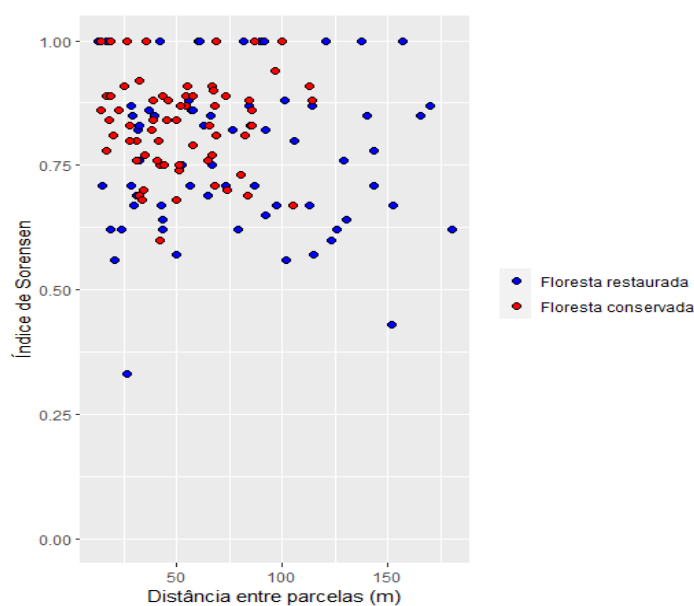


Figura 4. Efeito da distância entre parcelas sobre a diversidade beta (Índice de Sorensen) de plantas regenerantes registradas na floresta restaurada e na floresta conservada.

Foi encontrada uma maior dissimilaridade (i.e., maior diversidade beta) na composição de plantas regenerantes na floresta conservada quando comparada à floresta restaurada ($P = 0,014$; Fig. 5). Além disso, foi observado que a floresta restaurada apresentou uma maior variação da dissimilaridade de morfotipos entre parcelas do que a floresta conservada (Fig. 5).

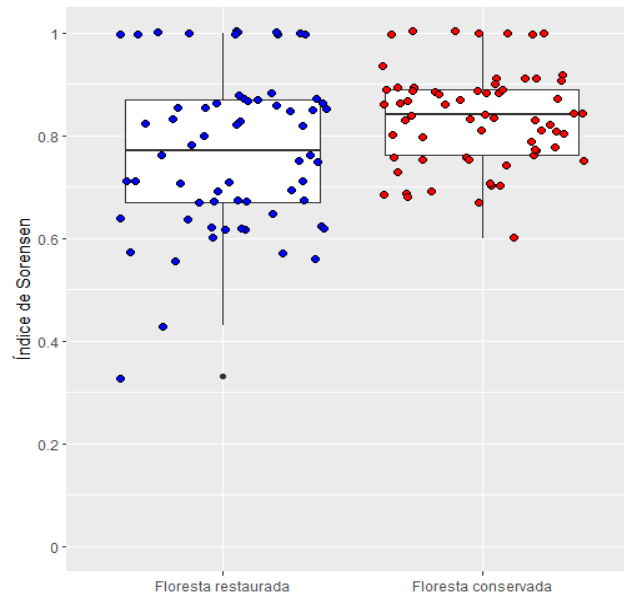


Figura 5. Efeito do tipo de floresta sobre a diversidade beta de comunidades de plantas regenerantes, medida a partir do Índice de Sorensen.

4. DISCUSSÃO

Nossos resultados indicam que a distância espacial entre parcelas não afetou a diversidade beta de plantas regenerantes em ambos os tipos de florestas. Em contrapartida, foi observado uma maior diversidade beta de plantas entre parcelas localizadas na floresta conservada quando comparado a floresta restaurada. Ainda, os dados obtidos não apoiam nossa predição de que o aumento da distância espacial iria aumentar a dissimilaridade da composição de espécies de plantas regenerantes. Em particular, florestas em estágios iniciais de regeneração, como a área restaurada avaliada, são caracterizadas pela abundância de espécies pioneiras, que apresentam grande capacidade de dispersão (Peroni & Hernández 2011). Sendo assim, áreas em regeneração inicial podem fornecer condições adequadas para que as espécies pioneiras se estabeleçam (Connell & Slatyer 1977) e a grande capacidade de dispersão dessas espécies pode favorecer a homogeneização das comunidades. Além disso, a restauração ativa por plantio de mudas nativas pode ter moldado a trajetória de sucessão desse local (Celentano et al. 2011), de forma que o processo de dispersão pode ter apresentado fraca influência na colonização inicial desse ambiente. Assim, a distância entre as parcelas amostradas não foi um fator determinante ao analisar a dissimilaridade da composição de plantas regenerantes na floresta restaurada.

Na floresta conservada também não foi encontrada relação entre a distância entre parcelas e a diversidade beta. Esse resultado pode estar associado ao fato que mesmo duas parcelas próximas uma da outra, podem apresentar diferentes condições ambientais, como diferentes microhabitats e microclimas, uma característica de florestas tropicais (Holl et al. 2013). Essas diferenças ambientais podem levar a uma composição distinta entre as parcelas, independente da distância geográfica entre elas, resultando em um padrão de substituição de espécies e assim um aumento da diversidade alfa e beta (Castellanos-Castro & Newton 2015).

Conforme o esperado, a diversidade beta foi maior na floresta conservada quando comparada a floresta restaurada, indicando que as características específicas de cada floresta desempenham um papel significativo na determinação da composição de espécies de plantas regenerantes (Veech & Crist 2007). Tendo em vista a grande heterogeneidade usualmente encontrada em florestas conservadas, é possível que este ambiente ofereça uma maior variedade de recursos e microhabitats, o que pode permitir a coexistência de espécies com diferentes amplitudes de nicho e necessidades ecológicas (Douda et al. 2012). Essa variedade de condições ambientais pode resultar em uma maior diversidade alfa e beta, uma vez que diferentes grupos funcionais de plantas podem encontrar nichos específicos para sobreviver e prosperar (Douda et al. 2012).

5. CONCLUSÃO

Com base em nossos resultados, conclui-se que a distância avaliada entre as parcelas não influenciou a diversidade beta de plantas regenerantes nos diferentes tipos de florestas estudadas, de forma que pares de parcelas próximas não são menos dissimilares do que pares de parcelas distantes. Porém, detectamos que a floresta conservada apresenta uma maior diversidade beta, portanto, maior dissimilaridade na composição de plantas quando comparada a floresta restaurada.

6. AGRADECIMENTOS

Agradecemos a oportunidade de estudo e pesquisa concedida pela Reserva Particular do Patrimônio Natural Estação Veracel. A Universidade Estadual de Santa Cruz (UESC) e

ao Programa de Pós-graduação em Ecologia e Conservação da Biodiversidade. Aos professores Dra. Maíra Benchimol, Dr. José Carlos Morante-Filho, Dra. Deborah Faria e Dra. Larissa Rocha-Santos pela organização do Curso de Campo, aprendizado e apoio durante o curso. Agradecemos também as colegas participantes do curso pelo apoio e conhecimentos compartilhados.

7. REFERÊNCIAS

- Baselga, A. et al. (2021). Betapart: Partitioning beta diversity into turnover and nestedness components. R package version 1.6.
- Castellanos-Castro, C., & Newton, A. C. (2015). Environmental heterogeneity influences successional trajectories in Colombian seasonally dry tropical forests. *Biotropica*, 47, 660–671.
- Celentano, D. et al. (2011). Litterfall dynamics under different tropical forest restoration strategies in Costa Rica: litterfall dynamics in tropical forest. *Biotropica*, 43, 279–287.
- Condit, R. et al. (2002). Beta-Diversity in tropical forest trees. *Science*, 295, 666-669.
- Connell, J. H., & Slatyer, R. O. (1977). Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. *The American Naturalist*, 111, 1119-1144.
- Corbin, J. D., & Holl, K. D. (2012). Applied nucleation as a forest restoration strategy. *Forest Ecology and Management*, 265, 37-46.
- Douda, J. et al. (2012). Plant species coexistence at local scale in temperate swamp forest: test of habitat heterogeneity hypothesis. *Oecologia*, 169, 523-534.
- Duivenvoorden, J. F. et al. (2002). Beta diversity in tropical forests. *Science*, 295, 636-637.
- Halpern, C. B., & Spies, T. A. (1995). Plant species diversity in natural and managed forests of the Pacific Northwest. *Ecological Applications*, 5, 913-934.
- Han, Y., & Wang, Z. (2002). Spatial heterogeneity and forest regeneration. *Ying Yong Sheng Tai Xue Bao: the Journal of Applied Ecology*, 13, 615-619.
- Holl, K. D. et al. (2013). Testing heterogeneity–diversity relationships in tropical forest restoration. *Oecologia*, 173, 569-578.
- Jones, M. M. et al. (2006). Effects of mesoscale environmental heterogeneity and dispersal limitation on floristic variation in rain forest ferns. *Journal of Ecology*, 94, 181-195.
- Kitching, R. L. et al. (2013). Distance-driven species turnover in Bornean rainforests: homogeneity and heterogeneity in primary and post-logging forests. *Ecography*, 36, 675-682.
- Matos, D. C. L., Ferreira, L. V., & Salomão, R. D. P. (2013). Influência da distância geográfica na riqueza e composição de espécies arbóreas em uma Floresta Ombrófila Densa na Amazônia Oriental. *Rodriguésia*, 64, 357-367.

- Nekola, J. C., & White, P. S. (1999). The distance decay of similarity in biogeography and ecology. *Journal of Biogeography*, 26, 867-878.
- Oksanen, J. et al. (2019). Package 'vegan'. Community ecology package, R package version 2.6-4.
- Peroni, N., & Hernández, M. I. M. (2011). *Ecologia de populações e comunidades*. Florianópolis: Biologia/EAD/UFSC.
- R Core Team. (2021) R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- RPPN Estação Veracel. (2016). Plano de Manejo. Eunápolis: Veracel Celulose, Gerência de Sustentabilidade, e Conservação Internacional.
- Tamme, R. et al. (2010). Environmental heterogeneity, species diversity and co-existence at different spatial scales. *Journal of Vegetation Science*, 21, 796-801.
- Veech, J. A. & Crist, T. O. (2007). Habitat and climate heterogeneity maintain beta-diversity of birds among landscapes within ecoregions. *Global Ecology and Biogeography*, 16, 650-656.
- Whitaker, R. H. (1972). Evolution and measurement of species diversity. *Taxon*, 21, 213–251.
- Wilson, M. V., & Shmida, A. (1984). Measuring beta diversity with presence-absence data. *The Journal of Ecology*, 72, 1055.

SINGLE LARGE OU SEVERAL SMALL: COMO A DISTÂNCIA ESPACIAL ENTRE MANCHAS PEQUENAS AFETA A DIVERSIDADE DE PLÂNTULAS?

Laura Facci Torezan¹ e Letícia Schabiuk Cruz¹

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

RESUMO

Um grande desafio para a conservação da biodiversidade é definir quais áreas são mais indicadas para serem protegidas. No debate conhecido como SLOSS, alguns defendem que uma única mancha grande (*Single Large*, SL) abriga maior riqueza de espécies, enquanto outros apontam que um conjunto de manchas menores de mesmo tamanho (*Several Small*, SS) apresenta maior heterogeneidade de habitat e conseqüentemente maior riqueza. Entretanto, a distribuição espacial das manchas não é considerada nessa discussão e outros fatores, como a distância geográfica entre SS, podem influenciar na riqueza de espécies. Neste estudo, comparamos a riqueza de espécies de plântulas entre SS e SL, e, no caso de SS, testamos se a distância entre as parcelas afeta a riqueza de espécies. Distribuimos, na RPPN Estação Veracel, 10 blocos com distância mínima de 50 m entre si. Cada bloco consistiu em uma parcela grande de 4 m² (SL) e quatro menores de 1 m² (SS). A distância entre SS variou de 5 a 28 m. Coletamos e morfotipamos as plântulas (≤ 30 cm de altura) de cada parcela e calculamos a razão da riqueza de morfotipos de SS por SL para cada bloco. Testamos se existe diferença na riqueza de morfotipos de plântulas entre SS e SL utilizando um teste T pareado e avaliamos a influência da distância entre SS sobre a razão da riqueza de morfotipos através de uma regressão linear. Encontramos uma diferença significativa ($t = 7,37$, $P < 0,001$) na riqueza entre SS e SL, sendo maior em SS. No entanto, não observamos influência da distância entre SS sobre a razão da riqueza de morfotipos ($R^2 = -0,10$, $P = 0,71$). Nossos resultados corroboram a hipótese de que SS apresenta maior diversidade que SL, possivelmente por abranger uma maior heterogeneidade ambiental. No entanto, a distância entre SS não afetou a riqueza de plântulas, provavelmente devido à escala estudada (até 28 m) e à ausência de isolamento entre as parcelas. Sendo assim, sugerimos que futuros estudos avaliem o efeito de distâncias maiores entre SS em manchas de fato isoladas por uma matriz.

Palavras-chave: Dispersão, Diversidade, Fragmentação e SLOSS.

1. INTRODUÇÃO

A intensificação de ações antrópicas, como a perda e fragmentação de habitats, tem levado à perda da diversidade biológica em todo o mundo (Myers 1996). Uma das principais medidas de conservação, mundialmente adotada, é a criação de áreas protegidas (Watson et al. 2014). Entretanto, áreas e recursos financeiros disponíveis para este fim são limitados (Armsworth et al. 2018), de forma que prioridades se fazem necessárias (Myers et al. 2000). Frente a este cenário, um dos maiores desafios na conservação da biodiversidade é definir critérios para selecionar quais áreas são mais indicadas para serem protegidas. Neste sentido, iniciou em 1975 um debate entre conservacionistas se uma única reserva grande ou várias reservas pequenas com tamanho total equivalente (*Single Large Or Several Small - SLOSS*) seriam melhores para conservar a biodiversidade.

Diamond (1975) propôs que uma única mancha grande (*Single Large, SL*) abrigaria mais espécies do que várias manchas pequenas com tamanho total equivalente (*Several Small, SS*). A predição ($SL > SS$) seria explicada pela diminuição da taxa de extinção com o aumento do tamanho da mancha, por conta da menor estocasticidade demográfica, e pela presença de espécies (e.g., grandes predadores) que precisam de uma grande área de vida (Diamond 1976). Esta ideia foi posteriormente endossada por Terborgh (1976), mas, em estudos subsequentes, a maioria dos pesquisadores defendeu a predição oposta ($SS > SL$), principalmente devido a maior heterogeneidade ambiental captada por um conjunto de manchas menores (Simberloff & Abele 1976; Virolainen et al. 1998; Fahrig 2017, 2020; Riva & Fahrig 2022, 2023).

De fato, a predição de que várias manchas pequenas abrigam maior riqueza de espécies ($SS > SL$) está baseada no efeito geométrico (e não demográfico) da fragmentação, no qual as espécies que ocorrem em uma mancha são as que existiam ali antes do habitat ter sido subdividido (May et al. 2019). Se as espécies não estiverem distribuídas ao acaso, uma mesma área subdividida em várias pequenas manchas irá abranger uma maior heterogeneidade ambiental, e, conseqüentemente, um maior número de espécies quando comparados à uma única mancha grande (May et al. 2019). Assim, o número de espécies em conjuntos de manchas pequenas depende do quanto a composição de espécies varia entre elas – ou seja, da diversidade beta (Rösch et al. 2015).

No entanto, outros fatores podem influenciar a diversidade de espécies em um conjunto de manchas pequenas, os quais não foram considerados nas discussões iniciais do debate

SLOSS. Por exemplo, o formato e o grau de fragmentação das pequenas manchas, os quais estão intrinsicamente relacionados aos efeitos de borda (i.e., mudanças na estrutura, microclima e diversidade biológica no interior de uma mancha de habitat associadas à criação de uma fronteira artificial no processo de fragmentação; Laurance 2009), bem como a distância entre as manchas (Aparicio et al. 2008, Herrero-Jáuregui et al. 2022). De fato, a distância entre manchas de habitat está intrinsicamente relacionada à heterogeneidade ambiental e à substituição de espécies (*turnover*) entre as manchas (Qian et al. 2004), além de aumentar a probabilidade de encontrar espécies raras. Assim, a diferença da composição de espécies entre as manchas pequenas (diversidade beta) tende a ser maior quanto maior a distância entre elas (Qian et al. 2004). Desse modo, é esperado que um conjunto de pequenas manchas mais distantes entre si abrigue maior riqueza de espécies do que mais próximas entre si.

Sendo assim, o objetivo deste estudo é contribuir com o debate SLOSS e (i) comparar a riqueza de espécies entre um conjunto de pequenas manchas (*Several Small, SS*) e uma única mancha grande (*Single Large, SL*) e (ii) avaliar o efeito da distância espacial entre manchas pequenas sobre a riqueza de espécies de plântulas. Espera-se que SS abrigue maior riqueza de morfotipos de plântulas do que SL, devido à maior heterogeneidade ambiental abrangida. Além disso, também se espera que quanto maior a distância entre as manchas pequenas, maior a riqueza de morfotipos do conjunto SS, em função da maior substituição de espécies e consequente aumento da riqueza.

2. MÉTODO

2.1. ÁREA DE ESTUDO

O estudo foi realizado em um fragmento florestal em estágio tardio de sucessão de Mata Atlântica, localizado na Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN) Estação Veracel, em Porto Seguro, Bahia (Fig. 1). A vegetação local se caracteriza como floresta ombrófila densa em mata de tabuleiro, a qual apresenta relevo plano com altitude que varia entre 0 e 200 metros (RPPN Estação Veracel 2016). O clima da região é classificado como tropical super úmido sem seca, com média acima de 18°C em todos os meses do ano (IBGE 2002).

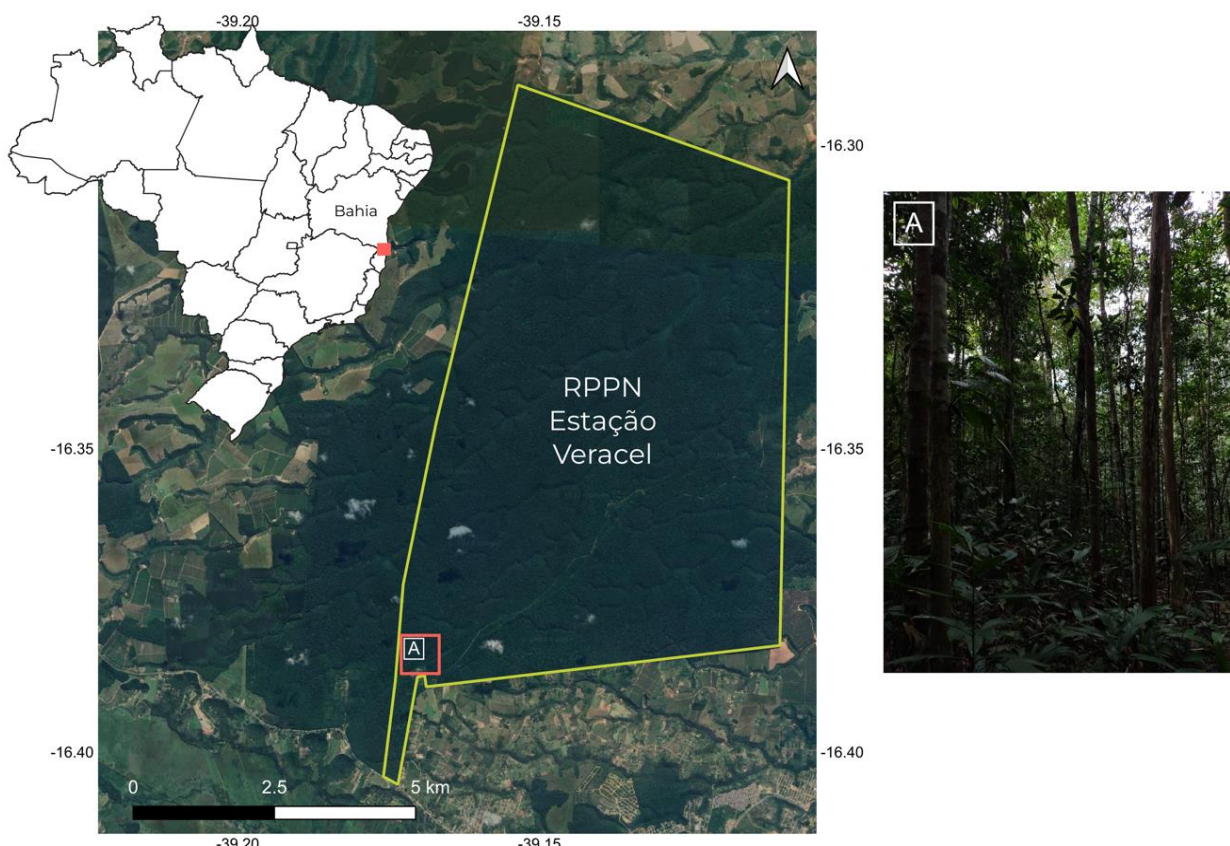


Figura 1. Área de estudo, localizada na RPPN Estação Veracel, em Porto Seguro, Bahia. Em destaque (A) se evidencia o local onde foram realizadas as amostragens.

2.2. DELINEAMENTO AMOSTRAL

Foram estabelecidas parcelas (Fig. 2) para a amostragem de plântulas em 10 blocos no interior da floresta (pelo menos 250 m da borda do fragmento florestal) com distância mínima de 50 m entre si. Em cada bloco foi estabelecida uma parcela “grande” (*Single Large*, SL) com área de 4 m² (2 X 2 m) e um conjunto de quatro parcelas menores (*Several Small*, SS) com área de 1 m² cada, totalizando a mesma área da parcela grande. A distância entre a parcela grande e a lateral do conjunto de parcelas pequenas de cada bloco foi padronizada em 10 m (Fig. 2).

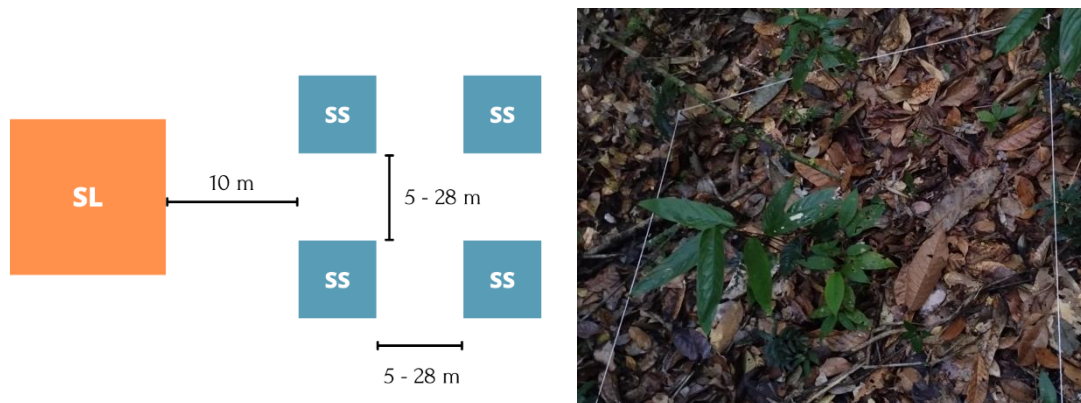


Figura 2. Disposição espacial das parcelas de amostragem de plântulas em cada bloco. Em laranja, a parcela grande (*Single Large*, SL) e em azul o conjunto de quatro parcelas pequenas (*Several Small*, SS). A distância entre SL e a lateral de SS foi padronizada em 10 m, enquanto a distância entre SS variou de 5 a 28 m. A fotografia à direita mostra uma parcela pequena no interior do fragmento da área de estudo.

A distância entre as parcelas pequenas dos diferentes blocos variou entre 5 e 28 m (Fig. 2) para que houvesse um gradiente de distância entre elas. Em cada parcela, foram coletadas todas as plântulas, aqui consideradas como indivíduos com altura de até 30 cm. Posteriormente, em laboratório, as plântulas coletadas foram triadas e identificadas por morfotipos.

2.3. ANÁLISE DE DADOS

Em cada bloco, obteve-se a riqueza de morfotipos da parcela grande (SL) e para o conjunto de quatro parcelas pequenas (SS). Em seguida, foi dividida a riqueza de morfotipos de plântulas no conjunto de parcelas pequenas pela riqueza da parcela grande, obtendo-se uma razão que indica se há maior riqueza de morfotipos no conjunto de parcelas menores (valores superiores a 1). Para testar o pressuposto de normalidade dos dados, foi utilizado o teste de Shapiro-Wilk. Posteriormente, foi realizado um teste t pareado para comparar a riqueza de morfotipos de plântulas entre SL e SS dentro de cada bloco. Esta análise foi escolhida porque há dependência entre as amostras, uma vez que existe uma parcela grande e um conjunto de parcelas pequenas no mesmo bloco. Por fim, foi feita uma regressão linear para avaliar se a distância entre as parcelas menores afeta a razão da riqueza de morfotipos. Todas as análises foram feitas em R versão 4.3 (R Core Team 2023).

3. RESULTADOS

A riqueza média de morfotipos de plântulas encontradas na parcela “grande” (*Single Large*, SL) foi de $17,30 \pm 4,67$, variando entre 9 e 24 morfotipos, enquanto nos conjuntos de quatro parcelas pequenas (*Several Small*, SS) o valor médio foi superior, de $33,10 \pm 10,37$ (Fig. 3), variando de 18 a 51 morfotipos.

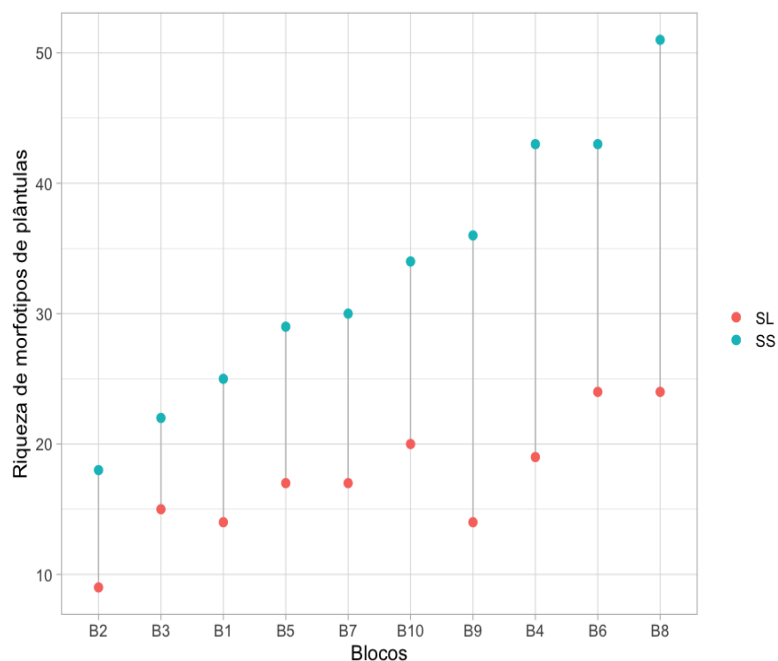


Figura 3. Riqueza de morfotipos de plântulas registrada em conjuntos de quatro parcelas pequenas (*Several Small*, SS), e em parcelas grandes (*Single Large*, SL), nos dez blocos de amostragem.

Nossos resultados indicaram que a riqueza de plântulas foi significativamente maior em SS quando comparado com SL do mesmo bloco ($t = 7,37$, $P < 0,001$; Fig. 4). Ademais, a razão da riqueza de morfotipos de plântulas no conjunto de parcelas pequenas pela riqueza da parcela grande foi superior a 1 em todos os blocos, indicando que a riqueza de morfotipos foi maior nos conjuntos de parcelas pequenas. Ao contrário do esperado, a distância entre parcelas pequenas não teve relação significativa ($R^2 = -0,10$, $P = 0,71$) com a razão da riqueza de morfotipos entre SS e SL (Fig. 5).

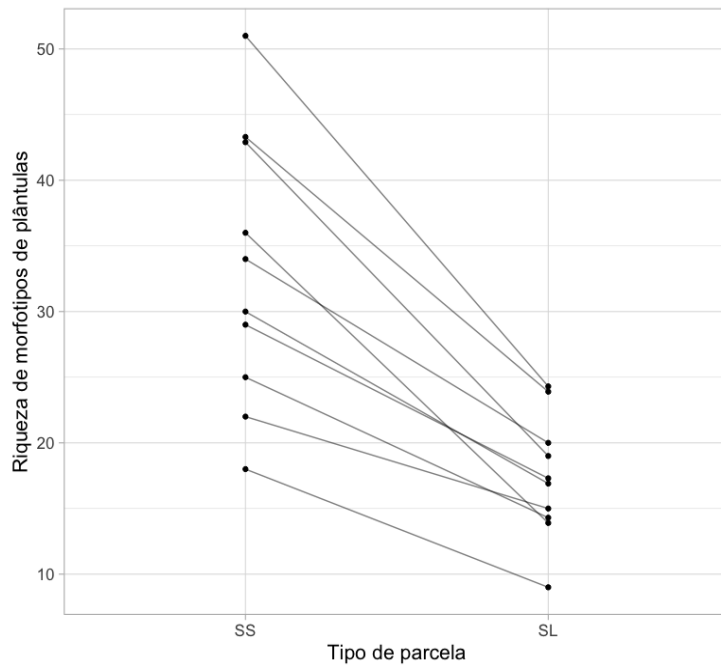


Figura 4. Riqueza de morfotipos de plântulas nos conjuntos de quatro parcelas pequenas (*Several Small*, SS) e em parcelas grandes (*Single Large*, SL). As linhas unem as parcelas do mesmo bloco de amostragem.

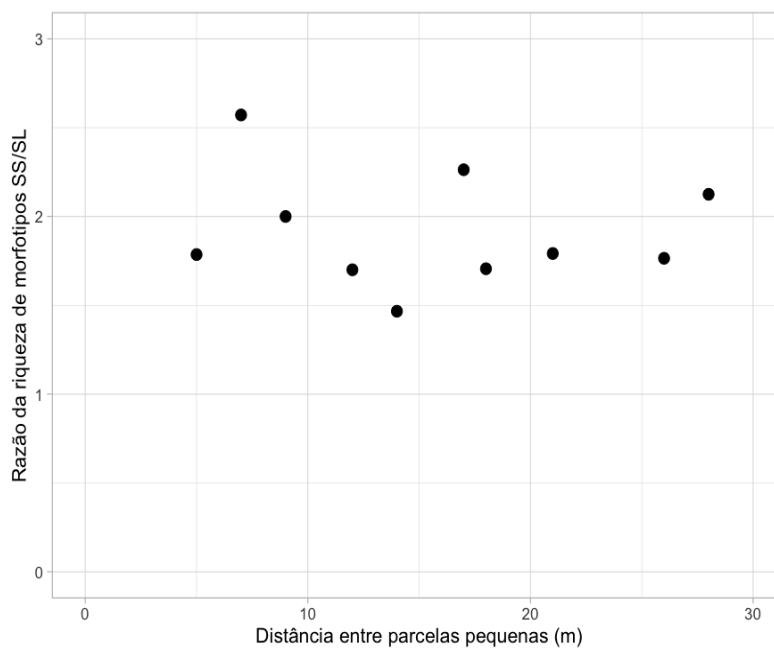


Figura 5. Razão da riqueza de morfotipos de plântulas entre conjunto de quatro parcelas pequenas (*Several Small*, SS) e parcela grande (*Single Large*, SL) variando em função da distância espacial entre parcelas pequenas.

4. DISCUSSÃO

Nossos resultados corroboram a hipótese de que um conjunto de pequenas manchas apresenta maior riqueza de espécies do que uma única mancha grande com tamanho equivalente, contrariando a predição de Diamond (1975). Em contrapartida, a distribuição espacial das manchas pequenas, representada em nosso estudo pela distância entre as parcelas, não afetou o número de morfotipos de plântulas no fragmento florestal estudado.

Em nosso estudo, todos os conjuntos de parcelas pequenas (SS) apresentaram maior riqueza de morfotipos de plântulas do que a única parcela grande comparável (SL). Este resultado foi encontrado em diversos outros estudos, os quais defendem que várias manchas pequenas podem abrigar uma biodiversidade maior do que uma única mancha grande (Simberloff & Abele 1976; Virolainen et al. 1998; Fahrig 2017, 2020; Riva & Fahrig 2022, 2023). Por exemplo, Quinn & Harrison (1998) analisaram mais de 30 bancos de dados com informações de diversidade de espécies de vários táxons em arquipélagos e manchas de habitat terrestres, e encontraram maior riqueza no conjunto de pequenas manchas em todos os casos. Rösch e colaboradores (2015) registraram 85% da riqueza de espécies de plantas e de outros três grupos taxonômicos em manchas pequenas, comparados a 37% da riqueza em duas manchas grandes. Estes resultados, assim como o do nosso estudo, podem ser explicados pelo fato de que áreas subdivididas abrangem uma maior heterogeneidade ambiental e englobam a distribuição de mais espécies do que uma única mancha grande, levando à uma beta diversidade maior no conjunto de manchas pequenas (May et al. 2019).

Nosso estudo demonstrou que distâncias de até 28 metros entre parcelas pequenas não influenciam a riqueza de morfotipos de plântulas. Este resultado pode estar associado a outros fatores, como, por exemplo, a síndrome de dispersão das espécies (Qian et al. 2004; Le Roux 2015; Lindgren & Cousins 2017). Em particular, o presente estudo foi conduzido em uma área de floresta em estágio de sucessão tardio, de forma que a maioria das espécies de plantas apresentam dispersão zoocórica (Aparico et al. 2008). Uma vez que não há isolamento entre as parcelas, é possível que animais dispersores apresentem grande mobilidade entre as diferentes parcelas pequenas alocadas no interior do fragmento florestal, facilitando a chegada de sementes e o estabelecimento de plântulas dentro da escala de 28 metros de distância entre parcelas.

É importante destacar que o sistema do presente estudo não condiz com uma paisagem fragmentada, em que as manchas são isoladas por uma matriz, o que contrasta com a

maioria dos estudos que investigaram o SLOSS. Por exemplo, Le Roux et al. (2015), constatou que o isolamento entre as manchas influenciou a riqueza de espécies de árvores em diferentes tipos de uso do solo. No nosso caso, apesar de existir uma variação de distância entre as manchas, todas as parcelas estavam inseridas dentro de um continuum florestal, o qual não apresentou diferenças na riqueza de plântulas em até 28 metros de distância.

5. CONCLUSÃO

Ao testar o debate SLOSS (*Single Large or Severall Small*) utilizando riqueza de plântulas em um fragmento florestal, podemos concluir que um conjunto de parcelas pequenas abriga maior riqueza de plântulas do que uma única parcela grande de igual tamanho total. Parcelas pequenas e espacialmente distribuídas pelo fragmento florestal podem captar a heterogeneidade ambiental local, e, portanto, serem compostas por diferentes espécies de plantas (grande diversidade beta), o que contribuiu para o maior número de espécies observado. Entretanto, observamos que em até 28 metros o aumento da distância entre parcelas pequenas em um fragmento florestal não afetou a riqueza de plântulas registrada. Sendo assim, sugerimos que futuros estudos que busquem avaliar a influência da configuração espacial das manchas pequenas na diversidade de espécies testem distâncias espaciais maiores entre as manchas pequenas, bem como que os estudos sejam feitos em manchas que estejam de fato isoladas entre si por uma matriz. Outra questão que não foi abordada no presente estudo e que poderia ser explorada neste contexto é a influência do grau de fragmentação, refletido pelo número de manchas pequenas – aqui mantido constante. Por fim, também é importante considerar a composição de espécies das manchas, uma vez que pode haver espécies com maior área de vida restrita às manchas grandes. Para além de agregarem ao debate SLOSS, estas informações seriam de extrema relevância para otimizar o processo de seleção de áreas protegidas.

6. AGRADECIMENTOS

Agradecemos à Veracel Celulose e ao Programa de Pós-graduação em Ecologia e Conservação da Biodiversidade da UESC por possibilitarem a realização do VII Curso em

Campo de Ecologia de Florestas no Sul da Bahia; à equipe da RPPN Estação Veracel por todo o apoio durante as duas semanas de curso; aos professores Deborah Faria, José Carlos Morante-Filho, Larissa Rocha-Santos e Maíra Benchimol pelos ensinamentos, pela paciência e compreensão; ao motorista Roberto por nos transportar em segurança; e às nossas colegas de turma, Alejandra, Júlia, Nayla, Stéfhanne, Thays e Victoria pelo companheirismo.

7. REFERÊNCIAS

Aparicio, A. et al. (2008). Dispersal potentials determine responses of woody plant species richness to environmental factors in fragmented Mediterranean landscapes. *Forest Ecology and Management*, 255, 2894–2906.

Armsworth, P. R. et al. (2018). Is conservation right to go big? Protected area size and conservation return-on-investment. *Biological Conservation*, 225, 229-236.

Diamond, J. M. (1975). The island dilemma: lessons of modern geographic studies for the design of natural reserves. *Biological Conservation*, 7, 129–146.

Diamond, J. M. (1976). Island Biogeography and Conservation: strategy and limitations. *Science*, 193, 1027-1029.

Fahrig, L. (2017). Ecological responses to habitat fragmentation *per se*. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 48, 1–23.

Fahrig, L. (2020). Why do several small patches hold more species than few large patches? *Global Ecology and Biogeography*, 29, 615–628.

Herrero-Jáuregui, C. et al. (2022). Past and present effects of habitat amount and fragmentation *per se* on plant species richness, composition, and traits in a deforestation hotspot. *Biological Conservation*, 276, 109815.

IBGE (2002). Mapa de Clima do Brasil. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística.

Laurance, W. F. (2009). Beyond Island Biogeography Theory. The Theory of Island Biogeography Revisited. Princeton University Press, p. 214–236.

Lindgren, J. P. & Cousins, S. A. O. (2017). Island biogeography theory outweighs habitat amount hypothesis in predicting plant species richness in small grassland remnants. *Landscape Ecology*, 32, 1895–1906.

Le Roux D. S. et al. (2015). Single large or several small? Applying biogeographic principles to tree-level conservation and biodiversity offsets. *Biological Conservation*, 191, 558–566.

May, F. et al. (2019). The geometry of habitat fragmentation: effects of species distribution patterns on extinction risk due to habitat conversion. *Ecology and Evolution*, 9, 2775–2790.

Myers, N. (1996). Two key challenges for biodiversity: discontinuities and synergisms. *Biodiversity and Conservation*, 5, 1025-1034.

- Myers, N. et al. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403, 853-858.
- Qian, H. et al. (2004). Beta diversity of angiosperms in temperate floras of eastern Asia and eastern North America. *Ecology Letters*, 8, 15-22.
- Quinn, J. F. & Harrison, S. P. (1998). Effects of habitat fragmentation and isolation on species richness: evidence from biogeographic patterns. *Oecologia*, 75, 132-140.
- R Core Team. (2023). R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <<https://www.R-project.org/>>.
- Riva, F. & Fahrig, L. (2022). The disproportionately high value of small patches for biodiversity conservation. *Conservation Letters*, 15:e12881.
- Riva, F., & Fahrig, L. (2023). Obstruction of biodiversity conservation by minimum patch size criteria. *Conservation Biology*, e14092.
- Rösch, V. et al. (2015). Biodiversity conservation across taxa and landscapes requires many small as well as single large habitat fragments. *Oecologia*, 179, 209–222.
- RPPN Estação Veracel (2016). Plano de Manejo. Eunápolis: Veracel Celulose, Gerência de Sustentabilidade e Conservação Internacional.
- Simberloff, D. S. & Abele, L. G. (1976). Island Biogeography Theory and Conservation Practice. *Science*, 191, 285-286.
- Terborgh, J. (1976) Island Biogeography and Conservation: Strategy and Limitations. *Science*, 193, 1029-1030.
- Virolainen, K. M. et al. (1998). Conservation of vascular plants in single large and several small mires: species richness rarity and taxonomic diversity. *Journal of Applied Ecology*, 35, 700-707.
- Watson, J. et al. (2014). The performance and potential of protected areas. *Nature*, 515, 67-73.

INFLUÊNCIA DO USO DO SOLO SOBRE A COMPOSIÇÃO DE ARTRÓPODES DE SERAPILHEIRA

Maria Alejandra Rivillas Carmona¹ e Stéphanne Guimarães Santos¹

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

RESUMO

A hipótese da heterogeneidade de habitat postula que ambientes mais heterogêneos proporcionam maior disponibilidade de recursos, resultando em uma maior diversidade de espécies. Entretanto, a rápida modificação dos habitats florestais, principalmente associada a diferentes usos de solo, pode alterar a composição das espécies devido à baixa heterogeneidade ambiental. Nesse contexto, avaliamos como os diferentes tipos de usos do solo afetam a composição de assembleias de artrópodes de serapilheira. O estudo foi desenvolvido na RPPN Estação Veracel, em dois ambientes florestais (uma floresta conservada e outra restaurada) e uma plantação de eucalipto. Estabelecemos 18 armadilhas de interceptação e queda em cada ambiente, divididas em dois transectos de 40 m. Após 24hs, coletamos e triamos o material e quantificamos o número de indivíduos por morfotipo de artrópode encontrado em cada amostra. Realizamos uma análise de escalonamento multidimensional não métrico (NMDS) para visualizar a composição de artrópodes em cada ambiente, e posteriormente realizamos um ANOSIM para avaliar a influência dos tipos de uso do solo sobre a dissimilaridade na comunidade de artrópodes de serapilheira. No total, encontramos 997 indivíduos considerando os três ambientes amostrados, distribuídos em 118 morfotipos de artrópodes, pertencentes predominantemente à ordem Hymenoptera. Dos morfotipos identificados, 12 ocorreram nos três ambientes e 71 foram exclusivos, sendo 32 na floresta conservada, 19 na floresta restaurada e 20 na plantação de eucalipto. Baseado na ordenação do NMDS, observamos uma grande similaridade entre as florestas conservada e restaurada, enquanto a plantação de eucalipto apresentou forte dissimilaridade na composição de espécies com os demais ambientes. De fato, o ANOSIM evidenciou que a composição de espécies foi diferente entre os ambientes florestais e a plantação de eucalipto ($r = 0,43$; $P < 0,001$). Os resultados indicam que o tipo de uso do solo influenciou a composição dos artrópodes de serapilheira nos ambientes investigados, sendo as comunidades na plantação de eucalipto menos semelhantes em relação às comunidades florestais, que por sua vez não diferiram entre si. É provável que a elevada heterogeneidade vegetal dos ambientes florestais favorece a manutenção de espécies de artrópodes, enquanto o ambiente severamente modificado pelo homem, como o eucalipto, limita a persistência de determinadas espécies e induz a uma drástica mudança na composição. Assim, ressaltamos a importância de manter uma estrutura vegetal diversificada para abrigar grande diversidade de artrópodes.

Palavras-chave: Heterogeneidade, Mata Atlântica, Similaridade e Usos da terra.

1. INTRODUÇÃO

A heterogeneidade de habitat pode ser definida como a presença de uma variedade de elementos que contribuem para a complexidade do ambiente (Addicott et al. 1987). A hipótese da heterogeneidade de habitat postula que ambientes mais heterogêneos proporcionam uma maior disponibilidade de recursos, resultando em uma maior diversidade de espécies devido ao aumento dos nichos ecológicos (MacArthur & MacArthur 1961; Silva et al. 2010). Dessa forma, as diferentes condições ambientais geradas pela heterogeneidade dos habitats podem determinar a presença ou ausência de espécies e influenciar processos como reprodução, nidificação, desenvolvimento e forrageamento (Li & Reynolds 1994; Silva et al. 2010). Adicionalmente, modificações antrópicas dos ambientes naturais podem acarretar alterações que terão impacto direto na heterogeneidade desses ecossistemas e, conseqüentemente, nas espécies que os habitam (Lassau & Hochuli 2004).

Nas últimas décadas, diversas atividades antrópicas têm sido intensificadas, incluindo o desmatamento florestal e alterações no uso do solo (Santos et al. 2017). De fato, extensas áreas de floresta nativas são convertidas para cultivos agrícolas e de silvicultura, levando a uma homogeneização e simplificação da biota com alteração da fauna local devido à redução de nichos e habitats (Ganho & Marinoni 2005; Arraes et al. 2012). Como resultado, ambientes drasticamente modificados apresentam comunidades com estruturas diferenciadas e pouco heterogêneas (Ronqui & Lopes 2006).

Em geral, ambientes florestais não perturbados apresentam grande complexidade estrutural e grande diversidade de espécies vegetais, com copas interconectadas que formam um dossel contínuo (Elton 1973). Essas características contribuem para uma biodiversidade abundante no solo, uma vez que proporcionam uma ampla diversidade de recursos alimentares e disponibilidade de materiais orgânicos presentes na serapilheira (Vallejo et al. 1987). Além disso, esses ambientes têm um microclima mais estável, com sombreamento e umidade elevados (Corrêa et al. 2006). Isso cria condições favoráveis para espécies menos tolerantes a mudanças, enquanto proporciona maior oferta de abrigos contra predadores (Vallejo et al. 1987).

De outra forma, floresta tropicais em estágios iniciais de sucessão apresentam mudanças na vegetação e grande variabilidade nas condições ambientais causada tanto pela umidade quanto pelas mudanças de temperatura (Finegan 1984). Em casos de áreas desmatadas que passaram por processos de restauração, há uma menor diversidade de espécies quando comparada com florestas naturais (Eiras et al. 2015). Nesse sentido, usos

do solo que geram maior modificação estrutural, como a agricultura, tendem a afetar de forma drástica a diversidade biológica devido à grande homogeneidade ambiental (Quintero & Roslin 2005).

Plantações de eucalipto (*Eucalyptus* spp.), por exemplo, constituem um ambiente que não oferece as mesmas condições que uma floresta para o estabelecimento de diferentes organismos, como é o caso da fauna edáfica. Isto porque estes ambientes apresentam dossel descontínuo, maior variação de temperatura e o forte impacto da chuva no solo, contribuindo para a diminuição gradual da diversidade (Ferreira & Marques 1998). Essas variações na luminosidade, umidade e temperatura, também afetam a composição das comunidades das espécies em diferentes níveis, já que ocorre uma simplificação das espécies vegetais (Lassau & Hochuli 2004). Dessa forma, em plantações de eucalipto, ocorre uma redução na diversidade de serapilheira presente no solo, o que resultará em menor variedade de nutrientes e recursos para organismos que habitam esses estratos, como os artrópodes (Lassau & Hochuli 2004; Franklin et al. 2005).

Os artrópodes compreendem um diverso grupo biológico em florestas tropicais, e incluem espécies que apresentam variadas susceptibilidades às mudanças ambientais, sejam elas de natureza biológica, física ou química (Freitas et al. 2006). Em especial, os artrópodes de serapilheira desempenham um papel importante na ciclagem de nutrientes por meio da fragmentação e ingestão de material orgânico (Höfer et al. 2001) e são sensíveis às mudanças no uso do solo (Vargas et al. 2013). Em particular, a diversidade das comunidades de artrópodes de serapilheira está relacionada à heterogeneidade e complexidade estrutural do habitat. Em ambientes mais complexos estruturalmente, como as florestas, são encontradas uma maior variedade de espécies, devido à ampla oferta de recursos alimentares, sítios de nidificação e refúgio contra predadores (Vieira & Mendel 2002). No entanto, ambientes em que o solo é mais intensivamente utilizado e degradado, é observado uma redução no número de espécies de artrópodes de serapilheira (Wink et al. 2005). Assim, compreender como os artrópodes de serapilheira são afetados em diferentes ambientes pode ser crucial para monitorar as consequências das ações antrópicas e as pressões que elas exercem sobre os ecossistemas (Herrera & Cuevas 2011; Brose & Hillebrand 2016).

Nesse contexto, nosso estudo buscou avaliar como o uso do solo (floresta conservada, floresta restaurada e plantação de eucalipto) afeta a composição de artrópodes de serapilheira dentro e entre ambientes. Esperamos que as comunidades da floresta conservada apresentem uma menor similaridade na composição de espécies de artrópodes, tanto entre si como em relação a plantação de eucalipto, devido à sua estrutura complexa

que proporciona maior heterogeneidade. No entanto, é possível que as comunidades de artrópodes avaliadas na floresta restaurada apresentem uma composição de espécies semelhante à encontrada na floresta conservada e uma maior dissimilaridade dentro de suas próprias comunidades, como consequência de uma simplificação na composição de suas espécies vegetais. Por fim, esperamos que as comunidades presentes na plantação de eucalipto sejam mais similares entre si como resultado da homogeneização dos habitats, e que a sua composição de espécies seja drasticamente diferente à composição de artrópodes presente nas florestas.

2. MÉTODO

2.1. ÁREA DE ESTUDO

O estudo foi conduzido em diferentes ambientes localizados dentro e no entorno da Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN) Estação Veracel (16°20'00" S - 39°30'00" O), uma área de conservação de propriedade da empresa Veracel Celulose S.A localizada nos municípios de Porto Seguro e Santa Cruz Cabrália, sul da Bahia (Falcão et al. 2012). De acordo com a classificação climática de Köppen, a região possui um clima Af, caracterizado por ser quente e úmido, sem estação seca (Kottek et al. 2006). A temperatura média é de 22,6°C, com variação de 18,9°C a 27,9°C.

A RPPN Estação Veracel possui uma área total de 6.069 hectares e encontra-se inserida em um fragmento florestal de Mata Atlântica, isolado em uma matriz agropecuária, com destaque para o cultivo de eucalipto. A formação vegetal predominante na região é de floresta ombrófila densa, porém outras formações são encontradas, incluindo florestas de tabuleiro, áreas de brejos, muçunungas e área de restauração em menor escala (RPPN Estação Veracel 2016).

O estudo foi realizado em três ambientes distintos pertencentes à empresa Veracel. A primeira área corresponde a uma floresta conservada, caracterizada pela ampla diversidade de espécies arbóreas, um dossel contínuo e densamente vegetado. A segunda área corresponde a uma floresta em estágio inicial de regeneração (~25 anos) que passou por um processo de restauração assistida pelo homem (i.e., com mudas plantadas por pessoas da reserva), após ter sido uma área de pastagem. Esta floresta restaurada é atualmente constituída por árvores de menor porte, predominantemente pioneiras e

apresentam um dossel menos contínuo. Ambos os ambientes florestais se encontram dentro da RPPN Estação Veracel. Adicionalmente, a terceira área, situada a 3,4 km da RPPN, é composta por uma plantação de eucalipto, com idade de sete anos, caracterizada por um dossel descontínuo e formado apenas por eucalipto, ausências de plantas de sub-bosque e presença de espécies herbáceas, e que foi exposta ao manejo por herbicida.

2.2. COLETA DE DADOS

O estudo foi desenvolvido entre os dias 11 e 13 de julho de 2023, durante a estação de inverno, marcada por muitas chuvas na região. Em cada um dos três ambientes, estabelecemos dois transectos de 40 m, distantes entre si por 40 m e com distância mínima da borda de 30 m. Estabelecemos cinco pontos amostrais com um espaçamento de 10 m entre eles. Em cada ponto, foram alocadas duas armadilhas de queda e interceptação paralelas ao transecto, distanciadas entre si por 10 m (5 m para direita e 5 m para esquerda), sendo que no último ponto de cada transecto foi alocada somente uma armadilha (Fig. 1). As armadilhas consistiram em copos plásticos de 500 mL, enterrados com a abertura no nível do solo, contendo 80 mL de álcool 70% e cinco gotas de detergente como líquido conservante para os espécimes capturados. Após 24 horas, os indivíduos foram coletados e triados em laboratório, a fim de obtermos o número e abundância de morfotipos de artrópodes por amostra.

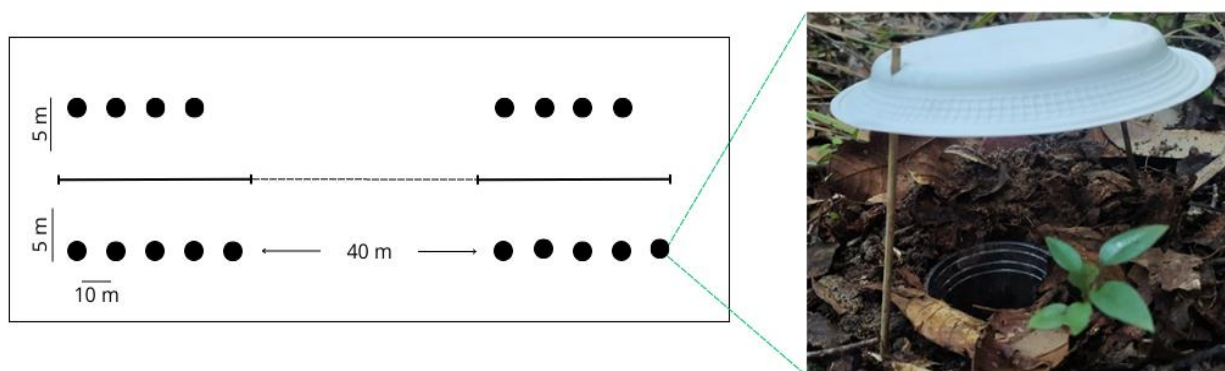


Figura 1. Distribuição das armadilhas do tipo interceptação e queda ao longo de cada transecto, para captura de artrópodes de serapilheira.

2.3. ANÁLISES DE DADOS

Realizamos uma análise de ordenação em escala multidimensional não métrico (NMDS) baseada na dissimilaridade de Bray-Curtis a fim de representar a composição quantitativa de artrópodes de serapilheira entre os diferentes ambientes. Posteriormente, para determinar a influência dos tipos de uso do solo sobre a dissimilaridade na comunidade de artrópodes de serapilheira, realizamos a análise de similaridade (ANOSIM; Clarke & Warwick 2001). Todas as análises estatísticas foram realizadas no programa estatístico R versão 4.2.2 (R Core Team 2023), utilizando o pacote *vegan* (Oksanen et al. 2022).

3. RESULTADOS

Encontramos um total de 118 morfotipos de artrópodes e 997 indivíduos considerando os três ambientes amostrados. Na floresta conservada, a média de riqueza de morfotipos de artrópodes foi de 8,61 ($\pm 2,63$), enquanto a abundância média foi de 16 ($\pm 6,52$). A floresta restaurada apresentou uma riqueza média de 9,5 ($\pm 3,0$) morfotipos e uma abundância média de 20,9 ($\pm 10,7$) indivíduos. Na plantação de eucalipto, a média de riqueza de artrópodes foi de 6,61 ($\pm 3,87$) e a média de abundância foi de 18,2 ($\pm 10,1$). Dos morfotipos encontrados, 12 ocorreram nos três ambientes e 71 foram exclusivos a um único ambiente, sendo 32 na floresta conservada, 19 na floresta restaurada e 20 na plantação de eucalipto (Fig. 2).



Figura. 2. Diagrama de Venn mostrando a distribuição dos morfotipos de artrópodes de serapilheira encontrados em três ambientes com usos de solo diferentes.

Identificamos 61,02% dos morfotipos (N = 72) até o nível de ordem, totalizando 14 ordens de artrópodes. Hymenoptera, representado por formigas, e Diptera foram as ordens mais frequentes nas amostras, ambas com 11,01%, e estavam presentes nos três ambientes avaliados, seguidos pela ordem Orthoptera (7,62%), que só foi encontrada na floresta conservada e na floresta restaurada. A ordem Araneae representou 5,93% do total de morfotipos encontrados, sendo mais abundante na floresta conservada do que nos outros ambientes. A ordem Parasitiformes também ocorreu nos três ambientes e representou 4,23% dos morfotipos encontrados. Coleoptera, Hemiptera, Isopoda e Opiliones apresentaram morfotipos nos três ambientes avaliados, com cada uma delas representando 3,38% do total. Collembola também foi encontrada nos três ambientes, e esteve representada por dois morfotipos (1,69%), sendo um deles mais abundante na plantação de eucalipto (158 indivíduos). As ordens Dermaptera (2,54%) e Lepidoptera (1,69%) ocorreram apenas na floresta restaurada e na floresta conservada. Por fim, as ordens Diplura e Diplopoda estiveram representadas por apenas um morfotipo cada (0,84%). A ordem Diplura ocorreu nos três ambientes, enquanto a ordem Diplopoda foi encontrada apenas na plantação de eucalipto.

Considerando o NMDS da composição quantitativa dos morfotipos de artrópodes de serapilheira, observamos a formação de dois grupos distintos. O primeiro grupo é composto pelas florestas conservada e restaurada, que apresentam uma composição de espécies semelhante entre si. No entanto, esse grupo se diferencia da plantação de eucalipto, que possui uma composição de espécies diferente. Dentro dos ambientes avaliados, observa-se que a composição dos artrópodes presentes exibe comunidades com baixa similaridade entre si, indicando que cada ambiente abriga comunidades diversas. No caso específico da floresta restaurada, suas comunidades são em grande parte representadas pelas comunidades de espécies de artrópodes encontradas na floresta conservada (Fig. 3). Adicionalmente, dentro da floresta conservada existe uma comunidade altamente dissimilar em relação ao número total de amostras avaliadas em todos os ambientes. Essa comunidade faz parte de uma amostra da floresta conservada que é composta por morfotipos únicos, cada um representado por apenas 1 indivíduo (*singletons*) (Fig. 3a). A retirada dessa amostra da análise não alterou os resultados, mantendo a distinção dos grupos no NMDS e por sua vez mantendo comunidades dissimilares dentro dos ambientes (Fig. 3b).

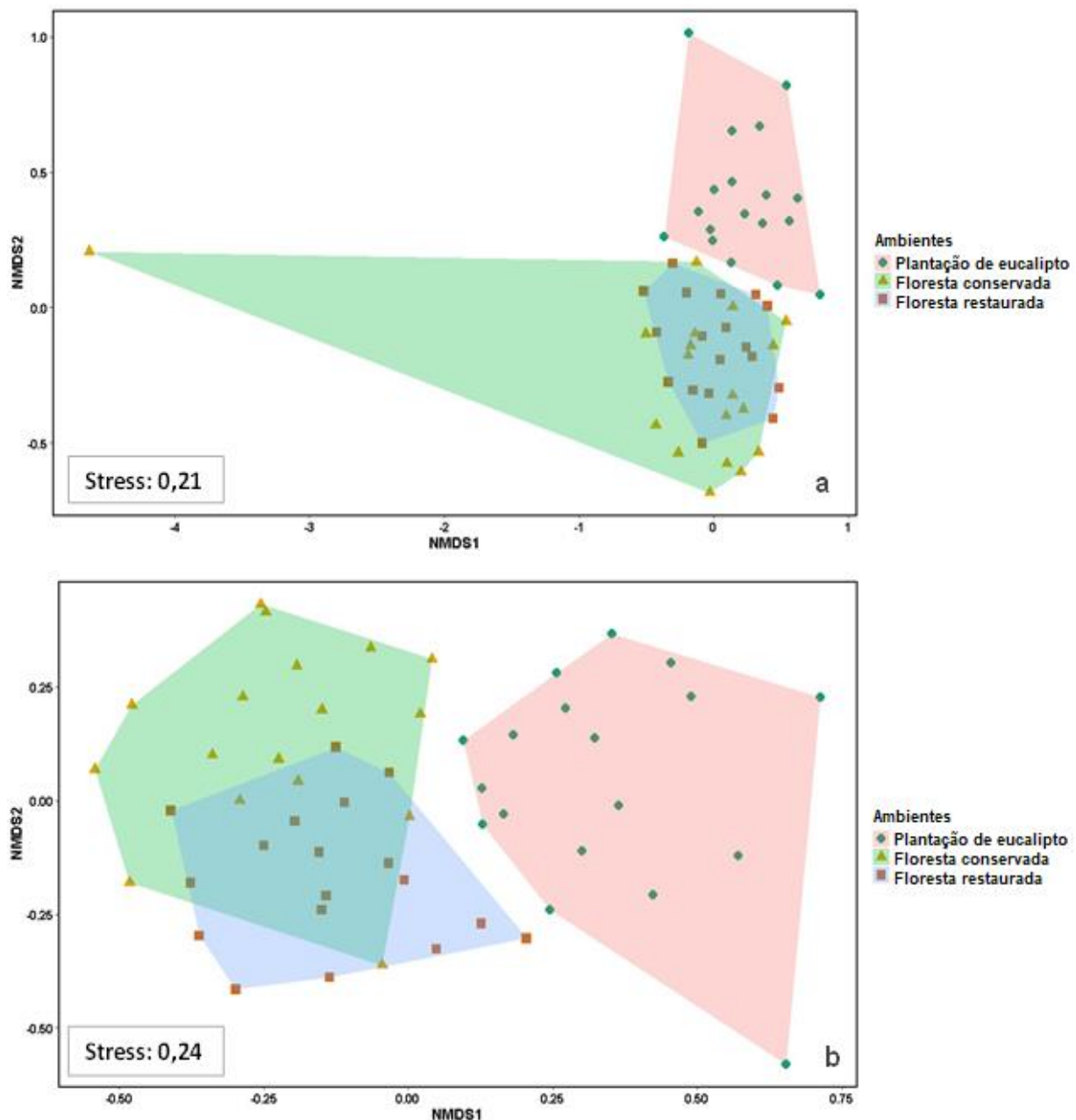


Figura 3. Escalonamento multidimensional não métrico (NMDS), baseado na dissimilaridade de Bray-Curtis, representando a dissimilaridade na composição de artrópodes de serapilheira em três ambientes. **a:** NMDS realizado com todas as amostras dos ambientes avaliados. **b:** NMDS realizado depois de excluir a amostra mais dissimilar registrada na floresta conservada.

A análise de similaridade (ANOSIM) evidenciou que a composição de espécies foi significativamente diferente entre os ambientes florestais (floresta conservada e floresta restaurada) e a plantação de eucalipto ($r = 0,43$; $P < 0,001$). Essa diferença se manteve mesmo após a exclusão da amostra da floresta conservada que apresentava grande dissimilaridade em relação às outras ($r = 0,45$; $P < 0,001$).

4. DISCUSSÃO

Com base em nossos resultados, evidencia-se uma grande riqueza e abundância de artrópodes (118 morfotipos e 997 indivíduos) nos ambientes estudados, apesar do baixo esforço de amostragem (24 horas e 18 armadilhas de queda em cada ambiente). Uma comparação pode ser realizada com o estudo desenvolvido por Amaral & Santos (2015) em áreas antropizadas com diferentes usos do solo (agricultura, pastagens, bambuzal, florestas e jardins arborizados) na Mata Atlântica, onde obtiveram um total de 269 indivíduos usando 50 armadilhas de queda ao longo de 3 dias. Outro estudo similar foi conduzido por Milagre et al. (2022) em distintos ambientes (floresta restaurada e bambuzal) localizados no Rio Grande do Sul, em uma região de transição entre os biomas Mata Atlântica e Pampa, no qual foram encontrados um total de 1481 indivíduos e 14 ordens de artrópodes em uma coleta realizada ao longo de 7 dias, utilizando 8 coletores do tipo Provid. Portanto, os resultados do presente estudo podem-se equiparar à quantidade de artrópodes encontrada por Milagre et al. (2022), porém nosso esforço de coleta foi menor.

Das ordens de artrópodes encontrados neste estudo, Hymenoptera foi um dos mais comuns e esteve presente nos três ambientes. Esta ordem é caracterizada por ter espécies generalistas e especialistas, o que significa que pode estar presente em diferentes tipos de uso do solo, e algumas espécies desse grupo podem se beneficiar de ambientes mais abertos, com temperaturas mais altas e menor umidade, como ocorre nas plantações de eucalipto (Ferreira & Marques 1998). O mesmo acontece com a ordem Coleóptera, que é muito diversa, com presença de espécies detritívoras, herbívoras e predadoras, o que lhes permite utilizar uma ampla variedade de ambientes (Da Silva & Garces Da Silva 2011). Por outro lado, algumas ordens foram detectadas apenas em ambientes florestais (i.e., floresta conservada e floresta restaurada), incluindo Lepidoptera. Uma vez que espécies desta ordem são altamente dependentes da matéria orgânica diversa (Díaz et al. 2014), seu registro exclusivo em ambientes florestais está possivelmente relacionado a ampla diversidade de matéria orgânica, principalmente refletida na heterogeneidade de sua serapilheira. Em contraste, a ordem Diplopoda foi encontrada apenas na plantação de eucalipto, o que era esperado devido à grande tolerância das espécies dessa ordem às mudanças nas condições ambientais. De fato, Silva Souza et al. (2014) sugerem que as espécies desse grupo podem estar constantemente expostas a contaminantes e podem até mesmo desenvolver adaptações para lidar com isso, o que lhes permite ocorrer e proliferar em ambientes perturbados e expostos a herbicidas, como a plantação de eucalipto avaliada.

Constatamos que o tipo de uso do solo influenciou a composição dos artrópodes de serapilheira nos três ambientes investigados, sendo as comunidades da plantação de eucalipto menos semelhantes em relação às comunidades da floresta conservada e restaurada. Isso pode indicar que a heterogeneidade vegetal dos ambientes florestais permite que a composição de espécies de artrópodes seja mantida nos diferentes estágios de sucessão (conservado e restaurado). Esse resultado pode ser devido ao fato de que a floresta restaurada passou por um processo de recuperação que permitiu que sua composição de espécies de artrópodes começasse a se assemelhar à composição da floresta conservada (Aquino et al. 2022). Além disso, a sua proximidade com a floresta conservada provavelmente favoreceu o deslocamento de indivíduos da floresta conservada para a floresta restaurada, permitindo a similaridade da composição de espécies entre estes ambientes. Como consequência, é possível que a funcionalidade do ambiente restaurado esteja de fato sendo recuperada (Milici 2011; Aquino et al. 2022). Em contrapartida, a plantação de eucalipto apresenta uma composição de morfotipos diferente dos ambientes florestais, o que pode ser devido à mudança abrupta das condições e recursos ambientais para estes organismos como consequência da sua simplificação da comunidade vegetal. Por exemplo, altas temperaturas e baixos níveis de umidade no solo, bem como uma maior incidência de radiação solar, podem limitar o estabelecimento de espécies de artrópodes florestais em áreas agrícolas, especialmente espécies que apresentam alta dependência de solos úmidos e serrapilheiras diversas (Ferreira & Marques 1998). Barberena-Arias & Aide (2003) e Ruppert et al. (2023) sugerem que a composição das comunidades de artrópodes de serapilheira é determinada pela composição das árvores presentes em seus habitats, o que pode resultar em comunidades especificamente associadas a cada tipo de vegetação, refletindo na funcionalidade de cada ecossistema.

Dentro dos ambientes amostrados, as comunidades de artrópodes presentes na floresta restaurada foram mais semelhantes entre si do que as comunidades nos outros ambientes. No entanto, ainda são comunidades diversas que contêm morfotipos característicos desse ambiente, assim como morfotipos típicos de florestas conservadas. Portanto, a floresta em regeneração não está representando uma limitação para a incidência de alguns artrópodes que necessitam de recursos específicos para sua sobrevivência (Aquino et al. 2022). A grande riqueza encontrada nessas comunidades, somado com à grande sobreposição de espécies da floresta conservada, sugere uma efetiva restauração deste ambiente no que se refere aos artrópodes de serapilheira. De fato, estudos demonstram que em florestas em regeneração que passaram por um processo de

restauração assistida pelo homem, a determinação de organismos bioindicadores como os artrópodes, permite monitorar a direção que esses sistemas restaurados estão tomando e, ao mesmo tempo, fornece uma medida de efetividade da restauração (Suding et al. 2004; Herrera & Cuevas 2011).

No caso da floresta conservada, evidencia-se uma composição mais diferenciada entre si do que a composição dentro dos outros ambientes. Isso pode ser atribuído ao fato de que as florestas conservadas possuem altos níveis de heterogeneidade vegetal, o que permite a formação de diversos micro-habitat, abrangendo uma ampla variedade de espécies e comunidades diferentes entre si (Elton 1973). De fato, uma das amostras revelou uma grande dissimilaridade em relação as demais, contendo cinco *singletons*, resultando em uma distinção considerável das demais amostras avaliadas (Fig. 3a).

Ao contrário do esperado, as comunidades de artrópodes de serrapilheira presentes na plantação de eucalipto mostraram baixa similaridade entre si. Isso pode estar associado com a época do ano em que a amostragem foi realizada. De fato, o estudo foi conduzido no período de inverno, que pode favorecer a presença desses organismos. Li et al. (2018) sugerem que durante a época chuvosa, a diversidade de artrópodes aumenta significativamente em plantações de *Alnus* sp. devido à maior umidade e temperatura mais baixa, que criam melhores condições ambientais para os artrópodes. No entanto, essa diversidade pode não ser mantida ao longo do tempo, pois as comunidades são altamente sensíveis às mudanças de temperatura que ocorrem em outras estações do ano. Adicionalmente, é possível que a presença de uma grande quantidade de plantas herbáceas nesta plantação também esteja favorecendo a existência de uma comunidade diversa. Estudos realizados em plantações de eucalipto na África (Yekwayo & Mwabvu 2023) indicaram que o alto número de espécies herbáceas presentes em algumas plantações pode atrair um grande número de artrópodes herbívoros, o que pode resultar em altos níveis de diversidade de artrópodes e menor similaridade em suas comunidades.

Portanto, de acordo com nossos resultados, evidencia-se que em um ambiente mais homogêneo, como a plantação de eucalipto, podem existir comunidades de artrópodes de serrapilheira com uma diversidade que supera até mesmo a das comunidades de artrópodes presentes em ambientes mais heterogêneos, como as florestas restauradas. De fato, essa diversidade nas comunidades das plantações de eucalipto pode chegar a ser comparável à diversidade das comunidades de artrópodes encontradas em florestas conservadas. No entanto, são comunidades que, apesar de diversas, diferem das comunidades de artrópodes presentes nas florestas. Isso pode ter implicações para a funcionalidade dos ecossistemas,

já que os artrópodes presentes na serapilheira das plantações de eucalipto podem ser espécies resilientes às mudanças e perturbações. De fato, em processos de degradação do solo como as monoculturas, as condições criadas são favoráveis para espécies generalistas e tolerantes e até mesmo podem favorecer a chegada de espécies exóticas que conseguem proliferar e sobreviver nesses ambientes, levando ao desaparecimento de grupos funcionais-chave, que são substituídos por essas espécies oportunistas (Lavelle 1996). Essa dinâmica pode resultar em uma diferenciação acentuada entre as comunidades de artrópodes presentes em solos degradados e aquelas em solos florestais (Ferreira & Marques 1998). Nesse sentido, é importante que pesquisas futuras se concentrem na identificação taxonômica dos artrópodes da serapilheira presentes em diversos tipos de uso de solo. Isso forneceria informações sobre quais organismos estão especificamente associados a cada ambiente e como essas associações podem influenciar na funcionalidade geral dos ecossistemas.

5. CONCLUSÃO

Nosso estudo demonstra que o tipo de uso do solo tem forte influência sobre a composição dos morfotipos de artrópodes de serapilheira, especialmente impulsionado pela modificação antrópica, uma vez que a plantação de eucalipto apresentou substancial dissimilaridade com os ambientes florestais (conservado e restaurado). No entanto, não encontramos diferenças contrastantes na composição dos artrópodes entre floresta conservada e floresta restaurada, sugerindo que ambas podem abrigar uma diversidade semelhante de artrópodes, independentemente do seu estágio sucessional. Esses resultados ressaltam a importância de manter uma estrutura vegetal diversificada para sustentar a diversidade de artrópodes, uma vez que monoculturas como plantações de eucalipto podem levar a uma completa alteração na composição de espécies de artrópodes e, conseqüentemente, impactar a funcionalidade do ecossistema.

6. AGRADECIMENTOS

Agradecemos, primeiramente, à Reserva Particular do Patrimônio Natural Estação Veracel pela acomodação, alimentação e por ceder a sua área, permitindo que fizéssemos

nossas coletas. Ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Biodiversidade (PPGECB) e a Universidade Estadual de Santa Cruz (UESC), pela realização do VII Curso de Campo em Ecologia de Floresta no Sul da Bahia. Aos professores Maíra Benchimol, José Carlos Morante-Filho, Deborah Faria e Larissa Rocha-Santos por todo ensinamento ao longo do curso e disposição para sanar dúvidas. E por último, mas não menos importante, as nossas colegas de curso, que a todo momento estiveram presentes, compartilhando histórias, perrengues e palavras de conforto.

7. REFERÊNCIAS

- Addicott, J. F., et al. (1987). Ecological neighborhoods: scaling environmental patterns. *Oikos*, 49, 340-346.
- Amaral, A., & Santos, G. (2015). Artrópodes do solo em áreas antrópicas com diferentes coberturas vegetais. *Enciclopédia Biosfera*, 11, 22.
- Aquino, K. K. S., et al. (2022). Forest fragments, primary and secondary forests harbour similar arthropod assemblages after 40 years of landscape regeneration in the Central Amazon. *Agricultural and Forest Entomology*, 24, 178-188.
- Arraes, R. D. A., et al. (2012). Causas do desmatamento no Brasil e seu ordenamento no contexto mundial. *Revista de Economia e Sociologia Rural*, 50, 119-140.
- Barberena-Arias, M. F., & Aide, T. M. (2003). Species diversity and trophic composition of litter insects during plant secondary succession. *Caribbean Journal of Science*, 39, 161-169.
- Brose, U., & Hillebrand, H. (2016). Biodiversity and ecosystem functioning in dynamic landscapes. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 371, 20150267.
- Clarke K. R. & R. M. Warwick. (2001). Change in marine communities: An approach to statistical analysis and interpretation. 2nd Ed. Plymouth Marine Laboratory, Plymouth, UK.172 p.
- Corrêa, M. M., et al. (2006). Diversidade de formigas epigéicas (Hymenoptera: Formicidae) em capões do Pantanal Sul Matogrossense: relações entre riqueza de espécies e complexidade estrutural da área. *Neotropical Entomology*, 35, 724-730.
- Da Silva, P., & Garces Da Silva, F. (2011). Besouros (Insecta: Coleoptera) utilizados como bioindicadores. *Revista Congrega URCAMP*, 5, 1-16.
- Díaz, P. M., et al. (2014). Artrópodos del suelo: Relaciones entre la composición faunística y la intensificación agropecuaria. *Ecología Austral*, 24, 327-334.
- Eiras, R. V., et al. (2015). Estrutura, diversidade e heterogeneidade do estrato regenerante em um fragmento florestal urbano após 10 anos de sucessão florestal. *Floresta*, 45, 535-544.

- Elton, C. S. (1973). The structure of invertebrate populations inside neotropical rain forest. *The Journal of Animal Ecology*, 42, 55-104.
- Falcão, F., Guanaes, D., & Paglia, A. (2012). Medium and large-sized mammals of RPPN Estação Veracel, southernmost Bahia, Brazil. *Check List*, 8, 929-935.
- Ferreira, R. L., & Marques, M. M. (1998). A fauna de artrópodes de serrapilheira de áreas de monocultura com *Eucalyptus* sp. e mata secundária heterogênea. *Anais da Sociedade Entomológica do Brasil*, 27, 395-403.
- Finegan, B. (1984). Forest Succession. *Nature*, 312, 109-114.
- Franklin, E., Magnusson, W. E., & Luizão, F. J. (2005). Relative effects of biotic and abiotic factors on the composition of soil invertebrate communities in an Amazonian savanna. *Applied Soil Ecology*, 29, 259-273.
- Freitas, A. V. L., et al. (2006). Insetos como indicadores de conservação da paisagem. In: Rocha, C. F. D., Bergallo, H.G., Santos, M. A., & Va, A.E. *Biologia da conservação – essências*. São Carlos: Editorial RiMa, São Paulo, 588p.
- Ganho, N. G., & Marinoni, R. C. (2005). A diversidade inventarial de Coleoptera (Insecta) em uma paisagem antropizada do Bioma Araucária. *Revista Brasileira de Entomologia*, 49, 535-543.
- Herrera, F. F., & Cuevas, E. (2011). Artrópodos del suelo como bioindicadores de recuperación de sistemas perturbados. *Venesuelos*, 11, 67-78.
- Höfer, H., et al. (2001). Structure and function of soil fauna communities in Amazonian anthropogenic and natural ecosystems. *European Journal of Soil Biology*, 37, 229-235.
- Kottek, M., et al. (2006). World map of the Köppen-Geiger climate classification updated.
- Lassau, S. A., & Hochuli, D. F. (2004). Effects of habitat complexity on ant assemblages. *Ecography*, 27, 157-164.
- Lavelle, P. (1996). Diversity of soil fauna and ecosystem function. *Biology International*, 33, 3-16.
- Li, H., & Reynolds, J. F. (1994). A simulation experiment to quantify spatial heterogeneity in categorical maps. *Ecology*, 75, 2446-2455.
- Li, Y., et al. (2018). Changes in soil arthropod abundance and community structure across a poplar plantation chronosequence in reclaimed coastal saline soil. *Forests*, 9, 644.
- MacArthur, R. H., & MacArthur, J. W. (1961). On bird species diversity. *Ecology*, 42, 594-598.
- Milagre, J. C., et al. (2022). Caracterização de artrópodes edáficos em duas áreas com diferentes coberturas vegetais na região central do Rio Grande do Sul. *Revista Ecologia e Nutrição Florestal*, 10, e04-e04.
- Milici, V. (2011). Terrestrial invertebrate community composition as an indicator of forest regeneration. *Tropical Ecology and Conservation* [Monteverde Institute]. 574.
- Oksanen J., et al (2022). Vegan: Community Ecology Package. R package version 2.6-4, <<https://CRAN.R-project.org/package=vegan>>.

- Quintero, I., & Roslin, T. (2005). Rapid recovery of dung beetle communities following habitat fragmentation in Central Amazonia. *Ecology*, 86, 3303-3311.
- R Core Team. (2023) R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
- Ronqui, D. C., & Lopes, J. (2006). Composição e diversidade de Scarabaeoidea (Coleoptera) atraídos por armadilha de luz em área rural no norte do Paraná, Brasil. *Iheringia. Série Zoologia*, 96, 103-108.
- RPPN Estação Veracel. (2016). Plano de Manejo. Eunápolis: Veracel Celulose, Gerência de Sustentabilidade e Conservação Internacional.
- Ruppert, L. S., et al. (2023). Leaf litter arthropods show little response to structural retention in a Central European forest. *Biodiversity and Conservation*, <https://doi.org/10.1007/s10531-023-02677-w>.
- Santos, T. O., et al. (2017). Os impactos do desmatamento e queimadas de origem antrópica sobre o clima da Amazônia brasileira: um estudo de revisão. *Revista Geográfica Acadêmica*, 11, 157-181.
- Silva Souza, T., et al. (2014). The use of diplopods in soil ecotoxicology - A review. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 103, 68-73.
- Silva, R. J., Diniz, S., & Vaz-de-Mello, F. Z. (2010). Heterogeneidade do habitat, riqueza e estrutura da assembléia de besouros rola-bostas (Scarabaeidae: Scarabaeinae) em áreas de cerrado na Chapada dos Parecis, MT. *Neotropical Entomology*, 39, 934-940.
- Suding, K. N., et al. (2004). Alternative states and positive feedbacks in restoration ecology. *Trends in Ecology & Evolution*, 19, 46-53.
- Vallejo, L. R., Fonseca, C. D., & Gonçalves, D. R. P. (1987). Estudo comparativo da mesofauna do solo entre áreas de *Eucalyptus citriodora* e mata secundária heterogênea. *Revista Brasileira de Biologia*, 47, 363-70.
- Vargas, A. B., et al. (2013). Diversidade da macrofauna edáfica em diferentes usos da terra em Pinheiral, RJ. *Acta Scientiae et Technicae*, 1, 2317-8957.
- Vieira, L. M., & Mendel, S. M. (2002). Riqueza de artrópodes relacionada à complexidade estrutural da vegetação: uma comparação entre métodos. *Ecologia de campo: curso de campo*. Campo Grande: UFMS.
- Wink, C., et al. (2005). Insetos edáficos como indicadores da qualidade ambiental. *Revista de Ciências Agroveterinárias*, 4, 60-71.
- Yekwayo, I., & Mwabvu, T. (2023). Age of Eucalyptus plantations differentially affects assemblages of surface-active arthropods. *African Journal of Ecology*, 2023, 1–7.

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

Somos extremamente gratos a diversas Instituições e pessoas que viabilizaram a execução desse curso. À Universidade Estadual de Santa Cruz (UESC) e ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Biodiversidade por todo o apoio logístico e financeiro. À Estação Veracel pela acomodação, alimentação e toda a logística que permitiu a realização dos diversos projetos. Em especial, agradecemos à Virgínia Camargo, Ludimila Campostrini, Maria Regina Damascena, Sandro e Gil por toda a hospitalidade que nos receberam na Veracel, e pela imensa ajuda na organização e execução das atividades. Aos demais funcionários da RPPN Veracel, nosso agradecimento por toda atenção conosco. Ao nosso motorista Roberto, por nos transportar com segurança no decorrer do curso. Às discentes, agradecemos por serem tão dedicadas e harmônicas, permitindo a realização do curso em um ambiente descontraído e leve.



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.



Dra. Larissa Rocha Santos (PPGECB – UESC)

Foco principal em pesquisas que contribuam para o entendimento dos efeitos dos distúrbios antrópicos nos padrões de diversidade, processos ecossistêmicos e serviços ambientais na Floresta Atlântica.



Dra. Deborah Faria (PPGECB – UESC)

Busca compreender como a perda e conversão da floresta em outros usos, como o estabelecimento de plantações sombreadas de cacau, afeta os padrões de diversidade e processos ecológicos em paisagens antrópicas localizadas no sul do estado da Bahia.

CORPO DISCENTE



Laura Facci Torezan



Júlia Angeli



Letícia Schabiuk



Maria Alejandra Rivillas Carmona



Nayla Letícia A. Rodrigues



Stéphanne Guimarães Santos



Thays Klitzke



Victória Paz de Souza

ÍNDICE REMISSIVO

C

Composição de Espécies: 20, 21, 26, 30, 31, 36, 40, 41, 47, 50, 52, 53, 56, 57, 59, 61.

Comunidades de Plantas: 30, 35.

D

Dispersão: 13, 20, 21, 31, 32, 36, 39, 46.

Dispersão de Sementes: 20, 21.

Diversidade: 8, 17, 18, 21, 30, 31, 32, 34, 35, 36, 37, 39, 40, 41, 46, 47, 50, 51, 52, 53, 58, 60, 61.

E

Efeito de Borda: 20, 21, 22, 33.

F

Floresta Tropical: 10, 30.

Formigas Carnívoras: 17.

Fragmentação: 17, 20, 21, 39, 40, 47, 52.

Frugivoria: 20, 21, 22, 26.

H

Heliconia: 10, 12, 14.

Herbivoria: 13, 14.

Heterogeneidade: 8, 17, 30, 31, 32, 36, 39, 40, 41, 46, 47, 50, 51, 52, 53, 58, 59, 60.

L

Líquens: 9, 16.

M

Macroinvertebrados: 8.

Mata Atlântica: 8, 9, 10, 12, 13, 16, 17, 20, 22, 32, 41, 50, 53, 58.

R

Riqueza de Fungos: 18.

S

Serapilheira: 8, 50, 51, 52, 54, 55, 56, 57, 58, 59, 60, 61.

Sloss: 39, 40, 41, 47.

Usos da Terra: 50.



Participantes do VII Curso ECOLOGIA DE FLORESTAS NO SUL DA BAHIA,
oferecido pelo Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da
Biodiversidade da Universidade Estadual de Santa Cruz
Edição 2023

PPG Ecologia & Conservação



Universidade Estadual de Santa Cruz

VERACEL

