



UNIVERSIDADE ESTADUAL DE FEIRA DE SANTANA
DEPARTAMENTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E EVOLUÇÃO

GABRIELA DE ARAÚJO SILVA

**GRADIENTE DE MUDANÇA NA COBERTURA VEGETAL NUMA FINA ESCALA
ESPACIAL E OS SEUS EFEITOS SOBRE A DIVERSIDADE DE BORBOLETAS
FRUGÍVORAS (NYMPHALIDAE)**

Feira de Santana, Bahia

Setembro/2023



UNIVERSIDADE ESTADUAL DE FEIRA DE SANTANA
DEPARTAMENTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E EVOLUÇÃO

**GRADIENTE DE MUDANÇA NA COBERTURA VEGETAL NUMA FINA ESCALA
ESPACIAL E OS SEUS EFEITOS SOBRE A DIVERSIDADE DE BORBOLETAS
FRUGÍVORAS (NYMPHALIDAE)**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Evolução, Universidade Estadual de Feira de Santana, como parte dos requisitos para a obtenção do título de Mestre em Ecologia e Evolução.

GABRIELA DE ARAÚJO SILVA
ORIENTADOR: DR. JHONATHAN DE OLIVEIRA SILVA

Feira de Santana, Bahia
Setembro/2023

Ficha catalográfica - Biblioteca Central Julieta Carteado - UEFS

S58g Silva, Gabriela de Araújo
Gradiente de mudança na cobertura vegetal numa fina escala espacial e os seus efeitos sobre a diversidade de borboletas frugívoras (Nymphalidae) / Gabriela de Araújo Silva. – 2023.
65f. : il.

Orientador: Jhonathan de Oliveira Silva
Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual de Feira de Santana. Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Evolução, 2023.

1. Lepidoptera. 2. Entomologia. 3. Sazonalidade. 4. Caatinga.
5. Serviços ecossistêmicos. I. Silva, Jhonathan de Oliveira, orient.
II. Universidade Estadual de Feira de Santana. III. Título.

CDU: 595.78

GABRIELA DE ARAÚJO SILVA

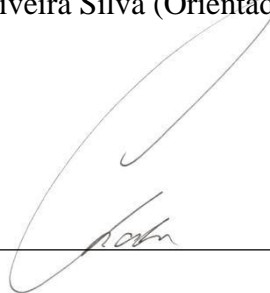
**GRADIENTE DE MUDANÇA NA COBERTURA VEGETAL NUMA FINA ESCALA
ESPACIAL E OS SEUS EFEITOS SOBRE A DIVERSIDADE DE BORBOLETAS
FRUGÍVORAS (NYMPHALIDAE)**

Aprovada em: 29 / 09 / 2023

BANCA EXAMINADORA



Dr. Jhonathan de Oliveira Silva (Orientador) – UEFS/UNIVASF



Dr. Elmo Borges de Azevedo Koch – UEFS



Dr. Geraldo de Brito Freire Júnior – UFPR

Feira de Santana, Bahia

Setembro/2023

“Nós temos que dançar na chuva, dançar na dor[...] Tudo bem derramar lágrimas, mas não derrube a si mesmo.”

(Kim Namjoon)

Ao meu pai, Pedro (*in memoriam*), e à minha mãe, Edilene, por todo o apoio e incentivo à minha educação, dedico.

AGRADECIMENTOS

Nos últimos dois anos, eu conheci e convivi com pessoas pelas quais eu serei eternamente grata. Eu tive sorte de encontrar muitas pessoas queridas nessa caminhada, as quais me ajudaram, me acompanharam em cada etapa deste trabalho, e se fizeram presentes até em momentos de distração.

Primeiramente, agradeço aos meus pais, Pedro (*in memoriam*) e Edilene, por todo o amor, zelo, apoio e investimento dado à minha educação. Eu amo vocês incondicionalmente!

Agradeço imensamente ao professor Jhonathan de Oliveira Silva, meu orientador, por cada oportunidade oferecida. Preciso dizer que se não fosse o incentivo dele no auge da pandemia, quando eu estava completamente perdida e desmotivada em relação a minha área profissional, eu provavelmente não estaria aqui finalizando o mestrado. Portanto, obrigada pelo incentivo dado aos seus alunos, obrigada pela paciência, e obrigada pela gentileza. Mesmo com o aparecimento das dificuldades durante o estágio final, o senhor sempre se mostrou incentivador, e isso faz muita diferença em um ambiente que é conhecido por tanto desgaste mental. Da orientação em projeto de iniciação científica, trabalho de conclusão de curso e, finalmente, o mestrado, eu só posso dizer que muito do que eu aprendi foi graças às oportunidades que o senhor me deu. Eu tenho um imenso respeito e admiração pela pessoa e pelo profissional que o senhor é.

Agradeço ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Evolução (PPGEcoEvol) da Universidade Estadual de Feira de Santana (UEFS) e à Universidade Federal do Vale do São Francisco (UNIVASF) pela oportunidade, suporte e estrutura, e aos professores de ambos os colegiados pelos ensinamentos.

Aos meus amigos de laboratório que me ajudaram durante todo o desenvolvimento deste trabalho: Bianca Santana, Uriel de Jesus, Allana Lina, João Rafael, Fabiana Sampaio, Emily Raquel, Ivan Santos e Nelson Carvalho. Muito obrigada por estarem presentes tanto em saídas de campo, como nas etapas de laboratório. Eu reconheço fortemente a ajuda de cada um de vocês, e sei que sem essa coletividade eu estaria muito prejudicada. Espero que a vida nos leve a trabalhar juntos cada vez mais!

Aos motoristas da UNIVASF, Silas e Álvaro (Vavá), pelo excelente trabalho, por nos acompanhar em tantas coletas e pelas conversas engraçadas durante todo o trajeto.

Aos meus amigos que estão sempre presentes em cada detalhe da minha vida: Julia Pimenta, Ana Carolina, Anne Caline, Hellen Luane, Janaína Carvalho, Aline Pinheiro, Iara

Lima, Wesley Darlyson, Brenda Rodrigues. Obrigada por cada palavra, pelo o apoio incondicional e por acreditarem em mim. Eu amo cada um de vocês!

Aos meus colegas do mestrado: Amanda Souza, Mario Daza, Deisiane Lima, Ingrid Caroline, Camila Britto, Matheus Santiago e João Victor Camargo pela companhia e suporte durante os dois anos dessa jornada.

À Marina do Vale Beirão pelo auxílio na identificação das espécies de borboletas frugívoras. Em menos de uma semana, eu aprendi muito sobre as borboletas!

Ao Mario Marcos do Espírito-Santo pelo acolhimento no Laboratório de Ecologia Evolutiva da Universidade Estadual de Montes Claros.

À Karine Melo, pela estadia fornecida em Montes Claros durante todo o período de identificação das espécies de borboletas coletadas no meu trabalho.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pela concessão da bolsa de mestrado.

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001.

RESUMO GERAL

As florestas tropicais secas (FTSs) têm sofrido modificações provocadas pela ação humana, que prejudicam a biodiversidade e a conservação biológica, e embora existam muitos estudos a respeito da estrutura da comunidade de borboletas em florestas úmidas, em FTSs as informações ainda são escassas. Este estudo analisou a variação espacial da comunidade de borboletas frugívoras em gradientes ambientais (interior de floresta, transição abrupta e pastagem) localizados em três serras pertencentes ao complexo “Serra da Jacobina”, Bahia, Brasil, em diferentes estações. As coletas de borboletas foram realizadas com 117 armadilhas com iscas, organizadas em nove transectos de 13 armadilhas cada, por estação de coleta. Foram amostrados 1092 indivíduos pertencentes a 36 espécies da família Nymphalidae. A composição de borboletas não diferiu entre os ambientes (floresta e pastagem) e estações. As florestas abrigaram a maior abundância e riqueza de borboletas, e a densidade de árvores foi um fator crucial para esse resultado. A riqueza de espécies de borboletas foi maior durante a estação chuvosa, e a abundância não diferiu entre as estações. O gradiente ambiental afetou a riqueza de espécies durante a estação seca, mas não influenciou a abundância de borboletas em nenhuma estação. *Hamadryas februa* demonstrou-se como uma excelente espécie indicadora de habitat conservados de Caatinga. A modificação de habitats e recursos, a densidade de árvores e as estações do ano são fatores importantes para explicar a estrutura de borboletas frugívoras na Caatinga. A rotação de pastagens e a manutenção de árvores nativas e frutíferas, mesmo em pastagens, pode auxiliar na manutenção da diversidade e serviços ecossistêmicos fornecidos pelos insetos, dentre eles as borboletas frugívoras.

Palavras-chave: caatinga, entomologia, lepidoptera, sazonalidade, serviços ecossistêmicos

ABSTRACT

Tropical dry forests (TDFs) have undergone modifications caused by human action, which harm biodiversity and biological conservation, and although there are many studies on the structure of the butterfly community in humid forests, in TDFs information is still scarce. This study analyzed the spatial variation of the fruit-feeding butterflies community in environmental gradients (forest interior, abrupt transition and pasture) located in three mountains belonging to the “Serra da Jacobina” complex, Bahia, Brazil, in different seasons. Butterfly collections were carried out with 117 baited traps, organized in nine transects of 13 traps each, per collection season. 1092 individuals belonging to 36 species of the Nymphalidae family were sampled. The composition of butterflies did not differ between environments (forest and pasture) and seasons. Forests had the greatest abundance and richness of butterflies, and tree density was a crucial factor in this result. Butterfly species richness was highest during the rainy season, and abundance did not differ between seasons. The environmental gradient affected species richness during the dry season, but did not influence butterfly abundance in any season. *Hamadryas februa* proved to be an excellent indicator species for conserved habitats in the Caatinga. The modification of habitats and resources, tree density and seasons are important factors in explaining the structure of fruit-feeding butterflies in the Caatinga. Rotating pastures and maintaining native and fruit trees, even in pastures, can help maintain the diversity and ecosystem services provided by insects, including fruit-feeding butterflies.

Keywords: caatinga, diversity, ecosystem services, entomology, lepidoptera, seasonality

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1.** Áreas pertencentes ao complexo “Serra da Jacobina”, durante a estação chuvosa, utilizadas no presente estudo; (a) Serra da Bananeira; (b) Serra do Mamão; e (c) Serra da Fumaça30
- Figura 2.** Localização das áreas de coleta dos dados do presente estudo no norte da Bahia, Brasil..... 31
- Figura 3.** Habitats estudados e métodos de capturas utilizados; (A) Interior de floresta; (B) Pastagem; (C) Transição entre pastagem e floresta; (D) armadilha do tipo Van Someren-Rydon para captura das borboletas; (E) e (F) momento de captura das borboletas. 34
- Figura 4.** Proporção de subfamílias presentes nos ambientes de floresta e pastagens, durante as estações seca e chuvosa 37
- Figura 5.** Curvas de acumulação de espécies de borboletas frugívoras entre os diferentes ambientes (floresta e pastagem), por número de amostras e indivíduos, durante as estações seca (A e B) e chuvosa (C e D) 38
- Figura 6.** (A) Abundância e (B) riqueza de borboletas frugívoras (média \pm erro padrão) entre os ambientes e estações (n = 26). Os asteriscos indicam diferenças significativas estatisticamente entre as estações dentro de cada ambiente ($p < 0,05$) 40
- Figura 7.** Relação entre a (A) Abundância e (B) riqueza média de borboletas frugívoras e a abundância média de árvores (n = 26). As retas foram plotadas a partir de parâmetros obtidos pelo modelo mínimo adequado dos GLMs. 41
- Figura 8.** Influência da densidade de árvores e do gradiente (floresta, transição, pastagem) na (A) abundância e (B) riqueza médias de borboletas frugívoras por armadilha. O eixo X indica a distância da borda de transição abrupta em direção ao interior da floresta (valores negativos) e ao centro da pastagem (valores positivos). 42
- Figura 9.** Curvas de resposta para a probabilidade de ocorrência das espécies em relação ao gradiente ambiental. Estão representadas as oito espécies consideradas indicadoras de habitat, em que o número indicado em cada curva é relacionado ao código para cada espécie indicadora da análise IndVal, presente na tabela 4. O eixo X indica a distância da borda de transição abrupta em direção ao interior da floresta (valores negativos) e ao centro da pastagem (valores positivos).44

LISTA DE TABELAS

- Tabela 1.** Apresentação dos modelos completos de GLM para riqueza e abundância de borboletas. Os valores significativos estão em negrito e foram retidos no modelo mínimo adequado após a simplificação por método *stepwise backward* 39
- Tabela 2.** Resultados da análise de espécies indicadoras associadas aos ambientes de floresta, transição e pastagens utilizados no estudo, assim como a resposta das espécies em relação ao gradiente ambiental. O nome dos habitats foi abreviado, em que F = floresta; T = transição; P = pastagem. Os valores significativos estão em negrito. 43

SUMÁRIO

REFERENCIAL TEÓRICO.....	12
Impactos antrópicos e o funcionamento de ecossistemas	12
Florestas tropicais secas	13
Sazonalidade em insetos	15
BIBLIOGRAFIA DO REFERENCIAL TEÓRICO.....	17
INFORMAÇÕES SOBRE A DISSERTAÇÃO	23
CAPÍTULO ÚNICO.....	24
RESUMO	25
ABSTRACT	26
INTRODUÇÃO.....	27
MATERIAIS E MÉTODOS.....	29
Área de estudo.....	29
Delineamento amostral	31
Análises estatísticas	35
RESULTADOS	36
DISCUSSÃO.....	44
CONCLUSÕES.....	49
Conflitos de interesse	49
Declaração de financiamento.....	49
Agradecimentos	49
REFERÊNCIAS	51
ANEXOS.....	58
APÊNDICES	65

REFERENCIAL TEÓRICO

Impactos antrópicos e o funcionamento de ecossistemas

A ocupação humana nos ecossistemas terrestres tem gerado mudanças drásticas no uso e cobertura da terra, com a perda constante de áreas naturais que prejudicam a biodiversidade, tornando-se uma das principais causadoras dos altos níveis de extinção e uma das principais ameaças para a conservação biológica (Morris 2010; Haddad et al. 2015; Deguines et al. 2016; Mihoub et al. 2017). A biodiversidade é de fundamental importância, visto que assegura processos ecossistêmicos e é utilizada para entender as funções e as dinâmicas ambientais (Brown 1997; Lohbeck et al. 2016). Desta forma, identificar as consequências das ações antrópicas tem sido uma questão desafiadora, porém essencial para futuras orientações a respeito de programas de conservação da biodiversidade.

O histórico de perturbações e distúrbios locais e/ou a conduta prejudicial em ambientes circunvizinhos, desencadeiam efeitos negativos nas condições de vida das espécies (Resasco et al. 2016; Ehl et al. 2019; Iserhard et al. 2019). A fragmentação de habitats e o desmatamento desenfreado estão entre as principais causadoras de mudanças na cobertura vegetal das FTSs (Espírito-Santo et al. 2020). A alteração destes ambientes heterogêneos em locais simplificados e homogêneos prejudica processos ecológicos, afetando negativamente a composição, a riqueza e a diversidade de espécies (Chazdon 2008).

Naturalmente, é esperado que com o tempo as áreas desmatadas passem por regeneração natural pelo processo de sucessão ecológica, com o aparecimento de espécies pioneiras na fase inicial que serão importantes para que restabelecimento de espécies intermediárias e tardias, resultando no retorno da complexidade do ambiente e aumento da biodiversidade (Quesada et al. 2009). Porém, os locais abertos no entorno dos remanescentes florestais são geralmente utilizados para a agropecuária, o que dificulta o processo de sucessão (Santos et al. 2010; Espírito-Santo et al. 2020). A criação animal nesses ambientes pode afetar a estrutura da comunidade vegetal (Bussan 2022), pois há o consumo constante de plantas em seus mais diversos estágios, interferindo no seu processo de desenvolvimento, além de existir o pisoteio contínuo dos animais nessas áreas, gerando uma compactação do solo.

A perda de espécies, isoladamente, não se caracteriza como o único problema. As consequências geradas por esse dano, principalmente aquelas relacionadas ao ecossistema, como perda de interações e funções ecológicas, intrínsecas ao seu funcionamento, são frequentemente documentadas (Morris 2010; Hautier et al. 2015; Barlow et al. 2016). Além

disso, as comunidades presentes em florestas que passam por perturbações podem sofrer estresses devido a mudanças nas condições e recursos, como modificações na temperatura, radiação solar, ventos, diminuição de plantas hospedeiras e outros recursos alimentares que podem limitar a permanência de determinadas espécies especializadas, assim como favorecer outras generalistas (Filgueiras et al. 2016).

Florestas tropicais secas

Entre os diversos tipos de vegetação presentes no Brasil, as florestas tropicais secas (FTSs) são conhecidas por serem geralmente mais baixas e possuírem menores níveis de biomassa e riqueza florística quando comparadas às florestas tropicais úmidas (Murphy & Lugo 1986). Tais características são, em grande parte devido à forte influência da sazonalidade climática que ocasiona períodos chuvosos e de seca bem definidos. Além disso, são florestas típicas de locais onde a pluviosidade permanece entre 500 a 1.500 milímetros anuais, com períodos de estiagem que podem durar de cinco a oito meses (Blackie et al. 2014).

De maneira geral, a escassez hídrica em locais com estes tipos de vegetação condiciona mudanças nos processos biológicos das plantas. Assim, durante os períodos de longa estiagem, as plantas perdem parte ou a totalidade de suas folhas como um mecanismo estratégico, para que haja um consumo mínimo de água em processos funcionais intrínsecos às plantas (Velooso et al. 1991; IBGE 2012).

As FTSs têm sido consideradas como um dos ecossistemas mais ameaçados do mundo (Janzen 1988; Neves et al. 2010; Bianchi & Haig 2013; Espírito-Santo et al. 2020) e ainda assim são negligenciadas por ações conservacionistas. A Caatinga, a maior FTS da América do Sul, mantém poucas áreas remanescentes protegidas, o que corresponde a 1,2% da sua área total (Dryflor et al. 2016). A baixa proteção desses remanescentes pode ser um reflexo das lacunas de estudos relacionados às FTSs, se comparado aos esforços de pesquisas destinados às florestas tropicais úmidas (Quesada et al. 2009; Siyum 2020; Schröder et al. 2021). Atualmente, sabe-se que as FTSs são muito diversas, podendo abrigar altos níveis de endemismo (Werneck et al. 2011; Andrade et al. 2020), além de, geralmente, estarem presentes em terras de solos férteis (Pennington et al. 2009).

A fertilidade do solo nessas áreas chama a atenção de agricultores e pecuaristas, que são os grandes responsáveis pela remoção vegetal local para fins econômicos. Desta forma, há uma perda de área de FTSs devido às mudanças ambientais realizadas pelo homem, como incêndios, desmatamento, abertura de áreas para a agricultura e pastagem (Miles et al. 2006; Cardoso & Queiroz 2008). Nos últimos anos (2007-2016) houve uma grande mudança no uso

e cobertura da terra em FTSs, em que, praticamente, toda a modificação foi consequência das transições de pastagem em FTSs e vice-versa (Espírito-Santo et al. 2020). Muitas áreas perdidas foram compensadas com uma grande recuperação florestal, que podem estar associadas a ações de restauração previstas em lei, rotação de pastagens e/ou abandono de terras por razões socioeconômicas. Devido a isso, a abertura de áreas para criação de pastagens merece uma atenção no que diz respeito a políticas de restauração florestal em FTSs para que haja um aumento da cobertura florestal e uma consequente melhoria dos serviços ecossistêmicos associados (Espírito-Santo et al. 2020), que desencadeiam efeitos positivos nas condições de vida das espécies.

A qualidade e a quantidade do habitat podem interferir na heterogeneidade ambiental. De forma geral, a estrutura horizontal dos ambientes apresenta diversas condições microclimáticas e oferta de recursos que podem facilitar ou prejudicar a permanência de diversas espécies. A fragmentação florestal e a crescente abertura de áreas para criação animal geram também a criação de bordas, que podem modificar totalmente a estrutura vegetal, as condições microclimáticas e a estrutura das comunidades que ali vivem (Lourenço et al. 2019; Gueratto et al. 2020).

Insetos bioindicadores: o papel das borboletas como indicadores biológicos

Os insetos são os principais representantes da riqueza de espécies em ambientes tropicais, representando cerca de 70% de toda a biodiversidade animal. Muitos aspectos da história evolutiva desses organismos fizeram com que eles se tornassem vulneráveis às mudanças em diversos tipos de ambiente e nas últimas décadas fossem considerados como bioindicadores (Basset et al. 2012). Muitas ordens de insetos, tais como Coleoptera (Noriega et al. 2020), Hymenoptera (Aranda et al. 2022) e Lepidoptera (Brown & Freitas 2000; Pereira et al. 2017) são considerados como bons bioindicadores ambientais e têm sido amplamente utilizados em diversos estudos de monitoramento ambiental (Uehara-Prado et al. 2009), uma vez que são sensíveis às modificações ambientais, como: poluição, microclima, fragmentação da paisagem, estrutura da vegetação, períodos de chuva, entre outros (Beirão et al. 2017; Melo et al. 2019; Lourenço et al. 2020; Araujo et al. 2021).

As borboletas são insetos conspícuos, coloridos, diurnos, de fácil captura e identificação relativamente simples (Brown 1997). Esses organismos são considerados adequados para a realização de estudos a respeito da ecologia, diversidade e conservação das regiões tropicais (Freire-Jr et al. 2014; Beirão et al. 2017). Ainda apresentam certo sedentarismo e não voam

distâncias muito grandes, possuem grande sensibilidade às mudanças do habitat por possuírem laços estreitos com o ambiente e oferecerem informações significativas sobre comunidades e ecossistemas, uma vez que executam papéis de decompositores, presas e são influenciados pela dinâmica vegetacional (Brown 1997; Lewinsohn et al. 2005; Lourenço et al. 2022).

Dentro da ordem Lepidoptera, as borboletas compreendem seis famílias: Hesperiiidae, Lycaenidae, Riodinidae, Papilionidae, Pieridae e Nymphalidae (Brown & Freitas 2000), e são uns dos insetos mais utilizados no monitoramento ambiental por serem muito diversificadas, facilmente amostradas e identificadas, comuns o ano inteiro e por respondem rapidamente as alterações ambientais (Brown & Freitas 2000). Em relação à alimentação destes organismos quando adultos, duas guildas dividem as borboletas: as borboletas nectarívoras, que se alimentam do néctar das flores; e as borboletas frugívoras, que se alimentam majoritariamente de frutas em decomposição, além de excrementos e carcaças de animais (DeVries 1988).

A guilda de borboletas frugívoras, representada por alguns grupos da família Nymphalidae, é a mais utilizada para estudos de estrutura de comunidades, relacionados aos padrões espaço-temporais (Beirão et al. 2021; Freire-Jr et al. 2022), pois é composta por indivíduos que são facilmente coletados através de armadilhas contendo iscas de frutas fermentadas, é rica em espécies e sua taxonomia é bem documentada. Na região neotropical, a composição desta guilda se dá através das subfamílias Biblidinae, Charaxinae, Satyrinae e Nymphalinae: Coeini (Nobre et al. 2012).

Sazonalidade em insetos

A sazonalidade é definida como um evento em que fenômenos não acontecem durante todo o ano, mas sim em determinados períodos dele (Wolda 1988; Williams et al. 2017). Geralmente, são considerados como períodos favoráveis e desfavoráveis para grande parte dos organismos, no que diz respeito ao ciclo de vida, como o desenvolvimento até a sua fase reprodutiva e o seu comportamento (Wolda 1988).

Em regiões tropicais há uma alternância marcante de estações secas e chuvosas. Tal variação faz com que haja um padrão sazonal na estrutura dos habitats, com variações na disponibilidade de recursos para diversos grupos. No caso de insetos, a disponibilidade de recursos é um fator impulsionador nos padrões de distribuição das comunidades (Wardhaugh 2014). Em herbívoros, a abundância pode flutuar ao longo do ano, com decréscimo em alguns meses, devido ao déficit na disponibilidade e qualidade de folhas e frutos em decomposição, que servem como alimento para os indivíduos, e aumento quando a disponibilidade de recursos volta a ser abundante tanto para insetos imaturos, quanto para adultos (Ribeiro et al. 2010).

Além dos fatores bióticos, como a disponibilidade de plantas hospedeiras úteis para a alimentação, abrigo e reprodução, os fatores abióticos também exercem influência sobre a diversidade de insetos (Ribeiro et al. 2010; Pereira et al. 2017; Silva et al. 2020). Desta forma, a variação da temperatura, umidade e precipitação provocam mudanças no padrão de comportamento das comunidades desta classe. Estudos em FTSs têm demonstrado uma forte relação entre as variáveis climáticas e a sazonalidade de insetos, encontrando flutuações nos picos de abundância e riqueza para diversos táxons ao decorrer dos períodos secos e chuvosos (Pereira et al. 2017; Silva et al. 2017). Para besouros escarabeíneos, por exemplo, já foi demonstrado que a abundância e a riqueza de espécies diminuíram drasticamente em períodos de seca intensa, pois a escassez de chuva provoca uma compactação da camada superficial do solo, além da redução de fezes disponíveis (Neves et al. 2010). O mesmo padrão foi encontrado também para borboletas frugívoras em FTSs, com a diversidade de borboletas apresentando um aumento significativo durante a estação chuvosa (Nobre et al. 2012; Beirão et al. 2017), devido ao aparecimento de folhas jovens e nutritivas e frutos maduros consumidos por indivíduos em estágio larval e adultos, respectivamente (Silva et al. 2012, 2017; Novais et al. 2019; Freitas et al. 2021).

BIBLIOGRAFIA DO REFERENCIAL TEÓRICO

- Andrade DC, Morais SA, Marteis LS, et al (2020) Diversity of mosquitoes (Diptera: Culicidae) in the Caatinga Biome, Brazil, from the widespread to the endemic. *Insects* 11:1–13. <https://doi.org/10.3390/insects11080468>
- Aranda R, Tibcherani M, Nacagava VAF, et al (2022) The role of urban savannah fragments and their characteristics for the conservation of ants (Hymenoptera: Formicidae) in central Brazil. *Community Ecol* 23:115–127. <https://doi.org/10.1007/s42974-022-00078-7>
- Araujo PF, Freitas AVL, Gonçalves GA de S, Ribeiro DB (2021) Vertical stratification on a small scale: the distribution of fruit-feeding butterflies in a semi-deciduous Atlantic Forest in Brazil. *Stud Neotrop Fauna Environ* 56:10–39. <https://doi.org/10.1080/01650521.2020.1728033>
- Barlow J, Lennox GD, Ferreira J, et al (2016) Anthropogenic disturbance in tropical forests can double biodiversity loss from deforestation. *Nature* 535:144–147. <https://doi.org/10.1038/nature18326>
- Basset Y, Cizek L, Cuénoud P, et al (2012) Arthropod diversity in a tropical forest. *Science* 338:1481–1484. <https://doi.org/10.1126/science.1226727>
- Beirão MV, Neves FS, Penz CM, et al (2017) High butterfly beta diversity between Brazilian cerrado and cerrado–caatinga transition zones. *J Insect Conserv* 21:849–860. <https://doi.org/10.1007/s10841-017-0024-x>
- Beirão MV, Neves FS, Fernandes GW (2021) Climate and plant structure determine the spatiotemporal butterfly distribution on a tropical mountain. *Biotropica* 53:191–200. <https://doi.org/10.1111/btp.12860>
- Bianchi CA, Haig SM (2013) Deforestation Trends of Tropical Dry Forests in Central Brazil. *Biotropica*, 45:395–400. <http://www.jstor.org/stable/23525366>
- Blackie R, Baldauf C, Gautier D, et al (2014) Tropical dry forests: The state of global knowledge and recommendations for future research. Discussion Paper. Bogor, Indonesia: CIFOR. <https://www.cifor.org/knowledge/publication/5241>. Acesso em 21 February 2023
- Brown KS (1997) Diversity, disturbance, and sustainable use of Neotropical forests: Insects as indicators for conservation monitoring. *J Insect Conserv* 1:25–42. <https://doi.org/10.1023/A:1018422807610>
- Brown KS, Freitas AVL (2000) Atlantic Forest butterflies: Indicators for landscape

- conservation. *Biotropica* 32:934–956. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2000.tb00631.x>
- Bussan SK (2022) Can cattle grazing benefit grassland butterflies? *J Insect Conserv* 26:359–374. <https://doi.org/10.1007/s10841-022-00373-8>
- Cardoso DBOS, Queiroz LP (2008) Floristic composition of seasonally dry tropical forest fragments in central Bahia, Northeastern Brazil. *J Bot Res Inst Texas* 2:551–573
<http://www.jstor.org/stable/41971674>
- Chazdon RL (2008) Chance and Determinism in Tropical Forest Succession. In: *Tropical Forest Ecology*. Editors Carson, Walter P. & Schnitzer, Stefan. In: Sciences-New York. pp 384–408
- Deguines N, Julliard R, de Flores M, Fontaine C (2016) Functional homogenization of flower visitor communities with urbanization. *Ecol Evol* 6:1967–1976.
<https://doi.org/10.1002/ece3.2009>
- DeVries P. (1988) Stratification of fruit-feeding nymphalid butterflies in a Costa Rican rainforest. *J Res Lepid* 10
- Dryflor, Banda-R K, Delgado-Salinas A, et al (2016) Plant diversity patterns in neotropical dry forests and their conservation implications. *Science* (80-) 353:1383–1387
- Ehl S, Böhm N, Wörner M, et al (2019) Dispersal and adaptation strategies of the high mountain butterfly *Boloria pales* in the Romanian Carpathians. *Front Zool* 16:1–16.
<https://doi.org/10.1186/s12983-018-0298-1>
- Espírito-Santo MM, Rocha AM, Leite ME, et al (2020) Biophysical and Socioeconomic Factors Associated to Deforestation and Forest Recovery in Brazilian Tropical Dry Forests. *Front For Glob Chang* 3:1–16. <https://doi.org/10.3389/ffgc.2020.569184>
- Filgueiras BKC, Melo DHA, Leal IR, et al (2016) Fruit-feeding butterflies in edge-dominated habitats: community structure, species persistence and cascade effect. *J Insect Conserv* 20:539–548. <https://doi.org/10.1007/s10841-016-9888-4>
- Freire-Jr GB, Nascimento AR, Malinov IK, Diniz IR (2014) Temporal occurrence of two morpho butterflies (Lepidoptera: Nymphalidae): Influence of weather and food resources. *Environ Entomol* 43:274–282. <https://doi.org/10.1603/EN12352>
- Freire-Jr GB, Diniz IR (2015) Temporal dynamics of fruit-feeding butterflies (Lepidoptera: Nymphalidae) in two habitats in a Brazilian environment. *Florida Entomol* 98:1207–1216. <https://doi.org/10.1653/024.098.0430>
- Freire-Jr GB, Ribeiro DB, Carvalho SA, et al (2022) Horizontal and vertical variation in the structure of fruit-feeding butterfly (Nymphalidae) assemblages in the Brazilian Cerrado.

- Insect Conserv Divers 15:226–235. <https://doi.org/10.1111/icad.12547>
- Freitas AVL, Muniz DG, Carreira JYO, Oliveira PS (2021) Fruit-Feeding Butterfly Assemblages in a Neotropical Savanna: Assessing Phenological Patterns Using Baited Traps. *J Lepid Soc* 75:88–103. <https://doi.org/10.18473/lepi.75i2.a2>
- Gueratto PE, Carreira JYO, Santos JP, et al (2020) Effects of forest trails on the community structure of tropical butterflies. *J Insect Conserv* 24:309–319. <https://doi.org/10.1007/s10841-019-00199-x>
- Haddad NM, Brudvig LA, Clobert J, et al (2015) Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. *Sci Adv* 1:108–112. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1500052>
- Hautier Y, Tilman D, Isbell F, et al (2015) Anthropogenic environmental changes affect ecosystem stability via biodiversity. *Science* 348:336–340. <https://doi.org/10.1126/science.aaa1788>
- IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (2012) Manual técnico da vegetação brasileira. Série Manuais Técnicos em Geociências, n. 1. 2 ed. Rio de Janeiro, 271. <https://biblioteca.ibge.gov.br/index.php/bibliotecacatalogo?view=detalhes&id=263011>. Acesso em 10 de março de 2023
- Iserhard CA, Duarte L, Seraphim N, Freitas AVL (2019) How urbanization affects multiple dimensions of biodiversity in tropical butterfly assemblages. *Biodivers Conserv* 28:621–638. <https://doi.org/10.1007/s10531-018-1678-8>
- Janzen DH (1988) Management of habitat fragments in a tropical dry forest: Growth. *Ann Missouri Bot Gard* 75:105. <https://doi.org/10.2307/2399468>
- Lewinsohn TM, Freitas AVL, Prado PI (2005) Conservação de invertebrados terrestres e seus habitats no Brasil. *Megadiversidade* 1:62–69
- Lohbeck M, Bongers F, Ramos-Martinez M, Poorter L (2016) The importance of biodiversity and dominance for multiple ecosystem functions in a human-modified tropical landscape. *Ecology* 97: 2772–2779. <https://doi.org/10.1002/ecy.1499>
- Lourenço GM, Soares GR, Santos TP, et al (2019) Equal but different: Natural ecotones are dissimilar to anthropic edges. *PLoS One* 14:1–18. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0213008>
- Lourenço GM, Luna P, Guevara R, et al (2020) Temporal shifts in butterfly diversity: responses to natural and anthropic forest transitions. *J Insect Conserv* 24:353–363. <https://doi.org/10.1007/s10841-019-00207-0>
- Lourenço GM, Dáttilo W, Ribeiro SP, Freitas AVL (2022) Biological aspects and movements of neotropical fruit-feeding butterflies. *Neotrop Entomol* 51:43–53

- <https://doi.org/10.1007/s13744-021-00913-y>
- Melo DHA, Filgueiras BKC, Iserhard CA, et al (2019) Effect of habitat loss and fragmentation on fruit-feeding butterflies in the Brazilian Atlantic forest. *Can J Zool* 97:588–596. <https://doi.org/10.1139/cjz-2018-0202>
- Mihoub JB, Henle K, Titeux N, et al (2017) Setting temporal baselines for biodiversity: The limits of available monitoring data for capturing the full impact of anthropogenic pressures. *Sci Rep* 7:41591. <https://doi.org/10.1038/srep41591>
- Miles L, Newton AC, DeFries RS, et al (2006) A global overview of the conservation status of tropical dry forests. *J Biogeogr* 33:491–505. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2005.01424.x>
- Morris RJ (2010) Anthropogenic impacts on tropical forest biodiversity: A network structure and ecosystem functioning perspective. *Philos Trans R Soc B Biol Sci* 365:3709–3718. <https://doi.org/10.1098/rstb.2010.0273>
- Murphy PG, Lugo AE (1986) Ecology of tropical dry forest. *Annu Rev Ecol Syst* Vol 17 67–88. <https://doi.org/10.1146/annurev.es.17.110186.000435>
- Neves F, Braga R, Espírito-Santo M.M, et al (2010) Diversity of arboreal ants in a Brazilian tropical dry forest: effects of seasonality and successional stage. *Sociobiology*. 56:177–194.
- Nobre CEB, Iannuzzi L, Schlindwein C (2012) Seasonality of Fruit-Feeding Butterflies (Lepidoptera, Nymphalidae) in a Brazilian Semiarid Area. *ISRN Zool* 2012:1–8. <https://doi.org/10.5402/2012/268159>
- Noriega JA, Zapata-Prisco C, García H, et al (2020) Does ecotourism impact biodiversity? An assessment using dung beetles (Coleoptera: Scarabaeinae) as bioindicators in a tropical dry forest natural park. *Ecol Indic* 117:106580. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106580>
- Novais SMA, Monteiro GF, Macedo-Reis LE, et al (2019) Changes in the insect herbivore fauna after the first rains in a tropical dry forest. *Oecologia Aust* 23:381–387. <https://doi.org/10.4257/oeco.2019.2302.16>
- Pennington RT, Lavin M, Oliveira-Filho A (2009) Woody plant diversity, evolution, and ecology in the tropics: Perspectives from seasonally dry tropical forests. *Annu Rev Ecol Evol Syst* 40:437–457. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.110308.120327>
- Pereira GCN, Coelho MS, Beirão M do V, et al (2017) Diversity of fruit-feeding butterflies in a mountaintop archipelago of rainforest. *PLoS One* 12:1–20. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0180007>

- Quesada M, Sanchez-Azofeifa GA, Alvarez-Añorve M, et al (2009) Succession and management of tropical dry forests in the Americas: Review and new perspectives. *For Ecol Manage* 258:1014–1024. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.06.023>
- Resasco J, Bruna EM, Haddad NM, et al (2016) The contribution of theory and experiments to conservation in fragmented landscapes. *Ecography (Cop)* 40:109–118. <https://doi.org/10.1111/ecog.02546>
- Ribeiro DB, Prado PI, Brown KS, Freitas AVL (2010) Temporal diversity patterns and phenology in fruit-feeding butterflies in the atlantic forest. *Biotropica* 42:710–716. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2010.00648.x>
- Santos BA, Arroyo-Rodríguez V, Moreno CE, Tabarelli M (2010) Edge-related loss of tree phylogenetic diversity in the severely fragmented brazilian atlantic forest. *PLoS One* 5:1–7. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0012625>
- Schröder JM, Ávila Rodríguez LP, Günter S (2021) Research trends: Tropical dry forests: The neglected research agenda? *For Policy Econ* 122:. <https://doi.org/10.1016/j.forpol.2020.102333>
- Silva JO, Espírito-Santo MM, Melo GA (2012) Herbivory on *Handroanthus ochraceus* (Bignoniaceae) along a successional gradient in a tropical dry forest. *Arthropod Plant Interact* 6:45–57. <https://doi.org/10.1007/s11829-011-9160-5>
- Silva JO, Leal CRO, Espírito-Santo MM, Morais HC (2017) Seasonal and diel variations in the activity of canopy insect herbivores differ between deciduous and evergreen plant species in a tropical dry forest. *J Insect Conserv* 21:667–676. <https://doi.org/10.1007/s10841-017-0009-9>
- Silva VD, Beirão MV, Cardoso DC (2020) Thermal tolerance of fruit-feeding butterflies (Lepidoptera: Nymphalidae) in contrasting mountaintop environments. *Insects* 11:278. <https://doi.org/10.3390/insects11050278>
- Siyum ZG (2020) Tropical dry forest dynamics in the context of climate change: syntheses of drivers, gaps, and management perspectives. *Ecol Process* 9:25. <https://doi.org/10.1186/s13717-020-00229-6>
- Uehara-Prado M, Fernandes JO, Bello AM, et al (2009) Selecting terrestrial arthropods as indicators of small-scale disturbance: A first approach in the Brazilian Atlantic Forest. *Biol Conserv* 142:1220–1228. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.01.008>
- Veloso HP, Rangel Filho ALR, Lima JCA (1991) *Classificação da Vegetação Brasileira Adaptada a um Sistema Universal*. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Rio de Janeiro, Brazil. <https://jbb.ibict.br/handle/1/397>. Acesso em 02 de dezembro de 2022

- Wardhaugh CW (2014) The spatial and temporal distributions of arthropods in forest canopies: uniting disparate patterns with hypotheses for specialisation. *Biol Rev* 89:1021–1041. <https://doi.org/10.1111/brv.12094>
- Werneck FP, Costa GC, Colli GR, et al (2011) Revisiting the historical distribution of seasonally dry tropical forests: New insights based on palaeodistribution modelling and palynological evidence. *Glob Ecol Biogeogr* 20:272–288. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2010.00596.x>
- Williams CM, Ragland GJ, Betini G, et al (2017) Understanding evolutionary impacts of seasonality: An introduction to the symposium. *Integr Comp Biol* 57:921–933. <https://doi.org/10.1093/icb/ix122>
- Wolda H (1988) Insect seasonality: why? *Annu Rev Ecol Syst* Vol 19 1–18. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.19.1.1>

INFORMAÇÕES SOBRE A DISSERTAÇÃO

Esta dissertação está estruturada em um único capítulo*, intitulado “Gradiente de mudança na cobertura vegetal numa fina escala espacial e os seus efeitos sobre a diversidade de borboletas frugívoras (Nymphalidae)”, que possui as seguintes hipóteses: (1) a estrutura do habitat influenciará a diversidade de borboletas frugívoras. A predição para essa hipótese é que haverá uma diminuição da abundância e riqueza ao decorrer do gradiente floresta-transição-pastagem, devido à redução na cobertura de dossel e densidade de árvores; e (2) a abundância e riqueza de borboletas frugívoras será maior na estação chuvosa quando comparada com a estação seca. A predição para essa hipótese é que na estação chuvosa haverá um aumento da diversidade, devido ao incremento na disponibilidade de recursos.

*Formatado de acordo com as normas da revista *Journal of Insect Conservation*. Disponível em <https://www.springer.com/journal/10841/submission-guidelines>.

CAPÍTULO ÚNICO

Gradiente de mudança na cobertura vegetal numa fina escala espacial e os seus efeitos sobre a diversidade de borboletas frugívoras (Nymphalidae)

Gabriela de Araújo Silva¹, Jhonathan de Oliveira Silva^{1,2}

¹ Universidade Estadual de Feira de Santana, Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Evolução, Av. Transnordestina, s/n, Novo Horizonte, Feira de Santana, Bahia, Brasil, CEP 440036-900.

² Universidade Federal do Vale do São Francisco, Colegiado de Ecologia. Rua Tomaz Guimarães, S/N, Condomínio Aeroporto, Senhor do Bonfim, Bahia, Brasil, CEP 48970-000.

Autor para correspondência: Gabriela de Araújo Silva. Universidade Estadual de Feira de Santana, Feira de Santana, Bahia. E-mail: gabriela.95as@gmail.com

Agradecimentos

Ao professor Dr. Jhonathan de Oliveira Silva pela orientação; aos parceiros de pesquisa do Laboratório de Ecologia Básica e Aplicada (LEBA) da Universidade Federal do Vale do São Francisco (UNIVASF): Bianca Santana Dias Nascimento, Uriel de Jesus Araújo Pinto, Allana Lina Coutinho dos Santos, João Rafael de Souza Macêdo, Fabiana Sampaio da Silva, Emily Raquel Queiroz de Lima Pinto e Ivan Santos Teixeira. À CAPES, pela Bolsa de mestrado concedida à Gabriela de Araújo Silva. Ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Evolução PPGEcoEvol) da Universidade Estadual de Feira de Santana (UEFS), e à UNIVASF pela estrutura e suporte. “O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001”.

RESUMO

As florestas tropicais secas (FTSs) têm sofrido modificações provocadas pela ação humana, que prejudicam a biodiversidade e a conservação biológica, e embora existam muitos estudos a respeito da estrutura da comunidade de borboletas em florestas úmidas, em FTSs as informações ainda são escassas. Este estudo analisou a variação espacial da comunidade de borboletas frugívoras em gradientes ambientais (interior de floresta, transição abrupta e pastagem) localizados em três serras pertencentes ao complexo “Serra da Jacobina”, Bahia, Brasil, em diferentes estações. As coletas de borboletas foram realizadas com 117 armadilhas com iscas, organizadas em nove transectos de 13 armadilhas cada, por estação de coleta. Foram amostrados 1092 indivíduos pertencentes a 36 espécies da família Nymphalidae. A composição de borboletas não diferiu entre os ambientes (floresta e pastagem) e estações. As florestas abrigaram a maior abundância e riqueza de borboletas, e a densidade de árvores foi um fator crucial para esse resultado. A riqueza de espécies de borboletas foi maior durante a estação chuvosa, e a abundância não diferiu entre as estações. O gradiente ambiental afetou a riqueza de espécies durante a estação seca, mas não influenciou a abundância de borboletas em nenhuma estação. *Hamadryas februa* demonstrou-se como uma excelente espécie indicadora de habitat conservados de Caatinga. A modificação de habitats e recursos, a densidade de árvores e as estações do ano são fatores importantes para explicar a estrutura de borboletas frugívoras na Caatinga. A rotação de pastagens e a manutenção de árvores nativas e frutíferas, mesmo em pastagens, pode auxiliar na manutenção da diversidade e serviços ecossistêmicos fornecidos pelos insetos, dentre eles as borboletas frugívoras.

Palavras-chave: caatinga, entomologia, lepidoptera, sazonalidade, serviços ecossistêmicos

ABSTRACT

Tropical dry forests (TDFs) have undergone modifications caused by human action, which harm biodiversity and biological conservation, and although there are many studies on the structure of the butterfly community in humid forests, in TDFs information is still scarce. This study analyzed the spatial variation of the fruit-feeding butterflies community in environmental gradients (forest interior, abrupt transition and pasture) located in three mountains belonging to the “Serra da Jacobina” complex, Bahia, Brazil, in different seasons. Butterfly collections were carried out with 117 baited traps, organized in nine transects of 13 traps each, per collection season. 1092 individuals belonging to 36 species of the Nymphalidae family were sampled. The composition of butterflies did not differ between environments (forest and pasture) and seasons. Forests had the greatest abundance and richness of butterflies, and tree density was a crucial factor in this result. Butterfly species richness was highest during the rainy season, and abundance did not differ between seasons. The environmental gradient affected species richness during the dry season, but did not influence butterfly abundance in any season. *Hamadryas februa* proved to be an excellent indicator species for conserved habitats in the Caatinga. The modification of habitats and resources, tree density and seasons are important factors in explaining the structure of fruit-feeding butterflies in the Caatinga. Rotating pastures and maintaining native and fruit trees, even in pastures, can help maintain the diversity and ecosystem services provided by insects, including fruit-feeding butterflies.

Keywords: caatinga, diversity, ecosystem services, entomology, lepidoptera, seasonality

INTRODUÇÃO

A busca do conhecimento a respeito da estrutura e distribuição das comunidades naturais é um dos pontos que mais desperta o interesse da comunidade científica, no sentido de entender quais fatores bióticos e abióticos estão atrelados a esta organização (Storch & Gaston 2004; Wardhaugh 2014). Particularmente, em regiões tropicais, a disponibilidade de recursos, as relações ecológicas, os processos históricos e evolutivos, a estrutura do habitat e as perturbações ambientais têm sido constantemente utilizados para explicar e entender a organização e a complexidade das comunidades naturais, além da sua importância para a conservação dos serviços ecossistêmicos e da biodiversidade (Leal et al. 2016; Beirão et al. 2017; Silva et al. 2017; Neves et al. 2020). Porém, pouco se conhece a respeito da variação espaço-temporal e os mecanismos determinantes desta modificação em comunidades presentes em ambientes tropicais secos e montanhosos.

O bioma Caatinga, maior floresta tropical seca (FTS) da América do Sul (Pennington et al. 2009), apresenta uma enorme biodiversidade e endemismo de espécies (Silva et al. 2017; Tabarelli et al. 2018), além de apresentar uma acentuada sazonalidade nas condições climáticas que desencadeia flutuações na variedade e abundância de recursos para diversos organismos (Nobre et al. 2012; La Corte et al. 2019; Andrade et al. 2020). Tratando-se da variedade florística, o bioma apresenta arbustos espinhosos até fragmentos florestais, que podem atuar como refúgios para a fauna em períodos adversos (Velooso et al. 1991; Silva et al. 2017). Muitas áreas da Caatinga têm sido modificadas pela ação humana, devido à crescente instalação de parques eólicos, incêndios e abertura de áreas para a criação de rebanhos (Melo et al. 2023a, b). Um total de 14.394 km² de FTSs brasileiras já foram convertidas em pastagens, considerando somente o período de 2007 a 2016 (Espírito-Santo et al. 2020). A perda constante de áreas naturais causadas pela ação humana promove a redução da biodiversidade e prejudica a conservação biológica. Nesse sentido, a redução de áreas nativas para a implementação de pastagens tem elevado o efeito de borda, e conseqüentemente, afetado processos ecológicos, a composição, abundância e a riqueza de plantas e animais (Filgueiras et al. 2016; Filazzola et al. 2020; Santos et al. 2020), podendo levar espécies-chave, com dispersão limitada, ao desaparecimento (Ehl et al. 2019).

Entre os artrópodes, os insetos têm sido muito utilizados em estudos que procuram entender a configuração de efeitos de mudança na cobertura e uso da terra sobre a biodiversidade (Schulze et al. 2004; Magura et al. 2017; Outhwaite et al. 2022). Além de

atuarem como um instrumento mais acessível, devido à sua ampla distribuição geográfica, fácil amostragem, e ciclo de vida curto, os insetos são conhecidos por possuírem estreitos laços com o ambiente que ocupam, por responderem de forma rápida a qualquer alteração do habitat (Brown 1997; Freitas et al. 2006; Pereira et al. 2017; Lourenço et al. 2019). Por essas características, alguns representantes dessa classe são considerados ótimos bioindicadores (Gardner et al. 2008; Pereira et al. 2017; Lourenço et al. 2019; Gueratto et al. 2020). O termo ‘bioindicador’ geralmente é atribuído para aqueles organismos que fornecem informações sobre a qualidade/estado ambiental, devido à sua sensibilidade a mudanças ambientais e que, quando está presente no ambiente, indica a ocorrência de uma determinada condição ambiental (Allaby 1992).

As borboletas estão entre os insetos bioindicadores mais reconhecidos (Bonebrake et al. 2010) e utilizados como modelos para estudos relacionados à estrutura de comunidades, pois são sensíveis às modificações sazonais (e.g clima e disponibilidade de recursos) e à fragmentação de habitats (Uehara-Prado et al. 2007; Nobre et al. 2012; Freire-Jr & Diniz 2015). Além disso, são organismos conspicuos, devido às suas colorações chamativas, mais ativas durante o dia, comuns o ano inteiro, fáceis de serem coletadas, e podem ser identificadas ainda em campo (DeVries et al. 2016; Beirão et al. 2017). Em ambientes tropicais, é relatado que a comunidade de borboletas frugívoras é frequentemente influenciada pela estrutura do habitat, qualidade da matriz, níveis de distúrbios, cobertura de dossel e pela densidade da vegetação (Brown 1997; Freire-Jr et al. 2014; Beirão et al. 2017). Portanto, as modificações da paisagem causadas pelo homem podem alterar as condições (i.e. microclima local) e recursos (i.e. disponibilidade de folhas e frutos utilizadas por borboletas imaturas e adultas, respectivamente) do ambiente e, conseqüentemente, alterar a abundância, composição e riqueza de espécies de borboletas (Sant’Anna et al. 2014; Beirão et al. 2017; Pereira et al. 2017; Lourenço et al. 2019).

Além das alterações na estrutura do habitat, a variação sazonal nas condições climáticas tem uma forte influência sobre a abundância, riqueza e/ou atividade dos insetos tropicais (Freire-Jr et al. 2014; Pereira et al. 2017; Silva et al. 2017). Em FTSs, o ciclo de vida das borboletas é afetado pelas estações do ano e atingem o seu pico de abundância e riqueza durante a estação chuvosa (Nobre et al. 2012; Checa et al. 2014; Beirão et al. 2017). Herbívoros têm a seus picos de abundância em períodos de condições favoráveis, quando muitas folhas jovens e mais nutritivas para os imaturos estão disponíveis (Silva et al. 2012, 2017). Além disso, é o momento em que as FTSs apresentam maior quantidade de frutos carnosos (Machado et al.

1997; Sampaio & Scariot 2011), que são utilizados como alimento pelos indivíduos adultos de borboletas frugívoras.

Muitos estudos com borboletas frugívoras têm sido realizados em florestas tropicais úmidas (Ribeiro et al. 2010; Lourenço et al. 2019; Gueratto et al. 2020; Rosa et al. 2023), porém, estudos realizados com borboletas em FTSs brasileiras ainda são escassos (Nobre et al. 2012; Beirão et al. 2017; Melo et al. 2023a, b). A porção setentrional da Cadeia do Espinhaço, maior cordilheira brasileira (Fernandes 2016), está inserida no domínio Caatinga, região semiárida do Brasil, marcada por forte sazonalidade na precipitação. Apesar de ser um ambiente de extrema riqueza de espécies, de alta importância hídrica e estar classificada com importância ‘extremamente alta’ para prioridade de conservação (MMA 2018), ainda existem lacunas de conhecimento envolvendo as borboletas, limitando-se apenas a listagem de espécies (Zacca & Bravo 2012; Lima & Zacca 2014). Desta forma, pesquisas relacionadas aos padrões de distribuição e a utilização deste grupo como bioindicadores são extremamente necessárias para entender como as comunidades estão estruturadas no espaço e no tempo, a fim de fornecer uma tentativa de sintetizar informações a respeito de comunidades e ecossistemas que em médio ou longo prazo possam embasar decisões relacionadas à conservação desses ambientes.

Este estudo analisou a variação espacial da comunidade de borboletas frugívoras em uma fina escala de gradiente de mudança de cobertura vegetal com transição abrupta (interior de floresta seca, transição e pastagem), situados na Serra da Jacobina, Bahia, em diferentes estações do ano, para testar as seguintes hipóteses: (1) a estrutura do habitat influenciará a diversidade de borboletas frugívoras. A predição para essa hipótese é que haverá uma diminuição da abundância e riqueza ao decorrer do gradiente floresta-transição-pastagem, devido à redução na cobertura de dossel e densidade de árvores; e (2) a abundância e riqueza de borboletas frugívoras será maior na estação chuvosa quando comparada com a estação seca. A predição para essa hipótese é que na estação chuvosa haverá um aumento da diversidade, devido ao incremento na disponibilidade de recursos.

MATERIAIS E MÉTODOS

Área de estudo

O estudo foi desenvolvido em três áreas pertencentes ao complexo denominado Serra da Jacobina, situado na porção setentrional da Cadeia do Espinhaço, estado da Bahia, nordeste do Brasil, sendo elas: Serra da Bananeira (10°36'07"S, 40°21'01"W), Serra da Fumaça

(10°39'48"S, 40°21'30"W) e Serra do Mamão (10°22'44"S, 40°12'01"W) (Fig. 1), nos municípios de Antônio Gonçalves, Pindobaçu e Senhor do Bonfim, respectivamente (Fig. 2). A área deste complexo serrano está localizada na ecorregião denominada Depressão Sertaneja Meridional (Velloso et al. 2002), domínio da Caatinga, compreendendo uma extensão de 220 km, no sentido norte-sul, que vai de Miguel Calmon a Jaguarari, no norte do estado (IBGE 2006; CPRM 2017). Apresenta altitudes que chegam a 1.300 m, com soerguimentos datados do paleoproterozoico (Milesi et al. 2002). O clima presente na região, de acordo com a classificação de Köppen, varia de tropical subúmido (Aw'), com verões chuvosos e invernos secos e vegetação de caatinga e/ou floresta estacional e/ou de tensão ecológica e clima quente de caatinga (BSwh), com presença de chuvas no verão e estiagens no inverno (Alvares et al. 2013). Apresenta temperatura média anual de 24°C e precipitação que pode variar de 477,6 a 1.129,3 mm ao ano.

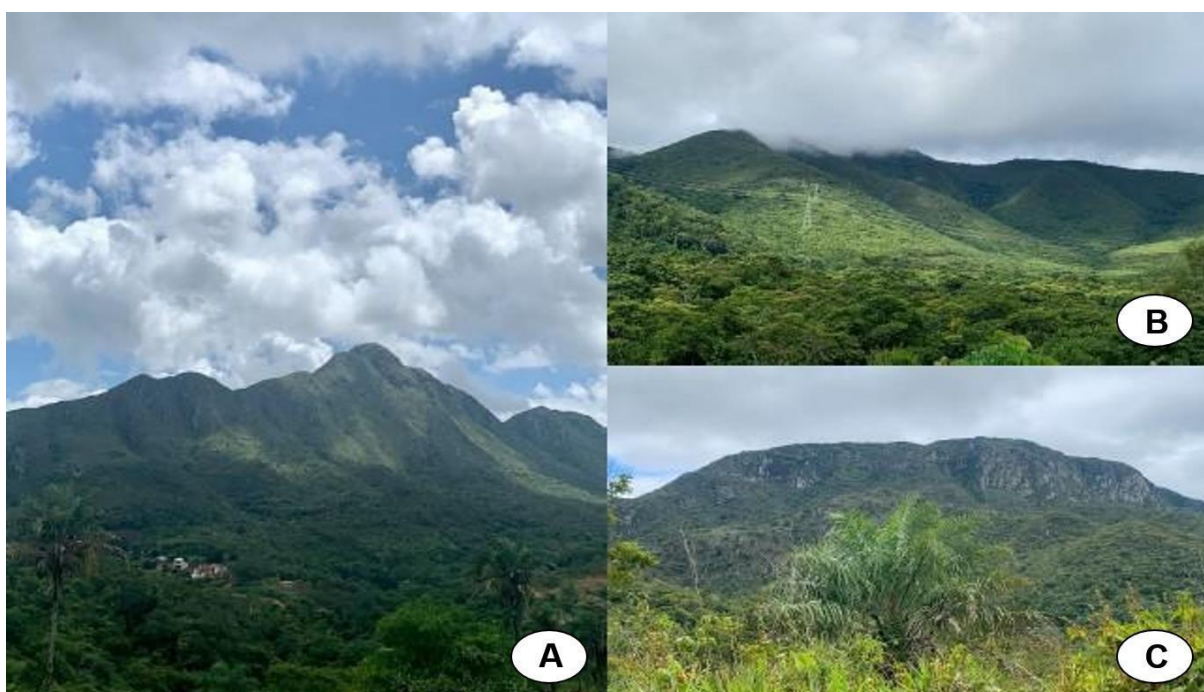


Fig. 1 Áreas pertencentes ao complexo “Serra da Jacobina”, durante a estação chuvosa, utilizadas no presente estudo; (a) Serra da Bananeira; (b) Serra do Mamão; e (c) Serra da Fumaça

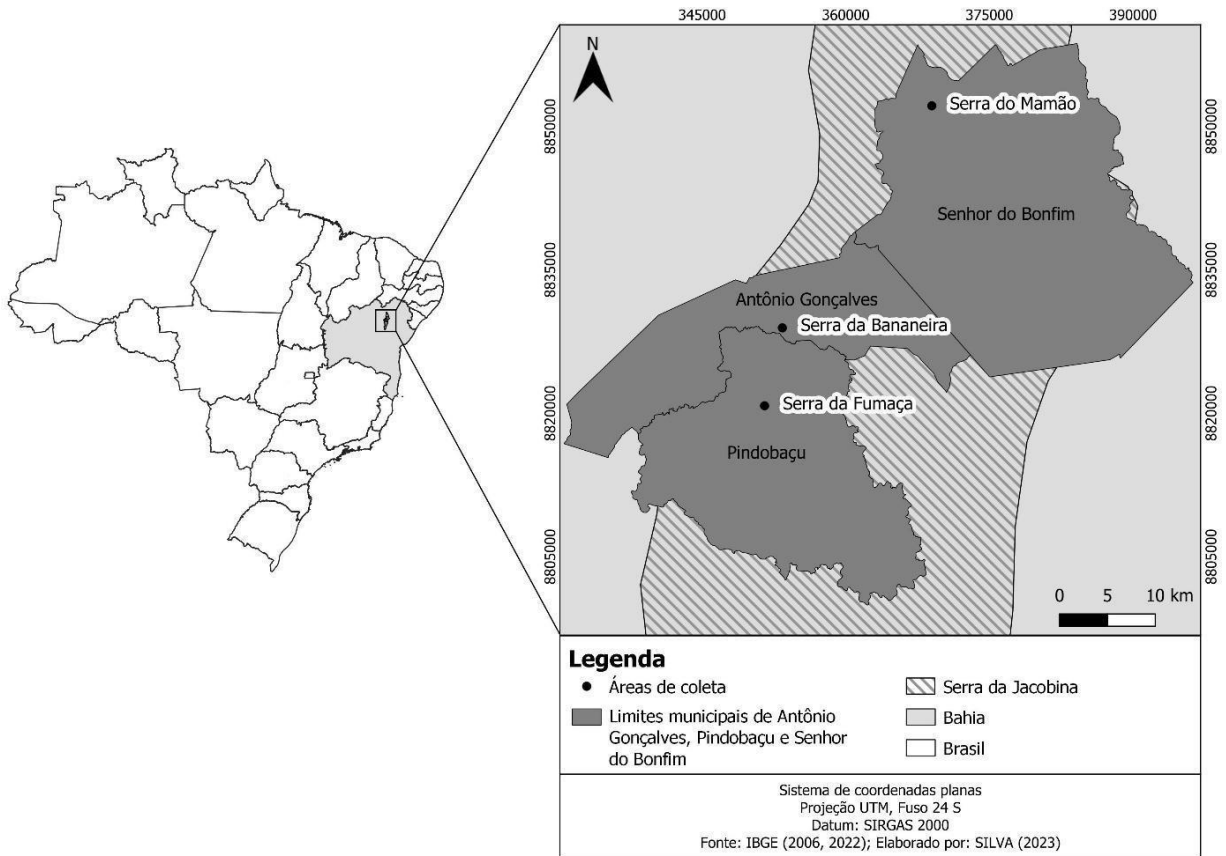


Fig. 2 Localização das áreas de coleta dos dados do presente estudo no norte da Bahia, Brasil.

Delineamento amostral

Em cada uma das três serras, a amostragem de borboletas frugívoras ocorreu em áreas onde existiam transições abruptas entre fragmentos de florestas estacionais secas e habitats não florestais, neste caso, pastagens (Fig. 3a, b, c). Os fragmentos florestados utilizados na amostragem possuíam árvores de pequeno a médio porte, com alturas estimadas a 8~10 m, e diferentes históricos de perturbações locais. Em grande parte, devido à retirada de madeira, em pequena escala, para uso da comunidade circunvizinha, formando clareiras em alguns trechos do interior da floresta. Além disso, por estarem próximos a áreas de pastagem, o gado foi comumente visto no interior dos fragmentos florestais da Serra da Bananeira e da Serra do Mamão. Os pastos das áreas de estudo demonstravam diferenças no uso: na Serra da Bananeira e Serra do Mamão as pastagens estavam ativas e em constante utilização para a criação de gado, enquanto que os pastos da Serra da Fumaça já se encontravam abandonados. Todos os ambientes de pastagem possuíam algumas plantas lenhosas esparsas, em sua grande maioria, representada por Fabaceae e Arecaceae.

Para observar o efeito das estações na variação de borboletas, foram realizadas duas amostragens, uma durante o auge da estação seca de 2022 (agosto e setembro) e outra durante o auge da estação chuvosa de 2023 (abril e maio). A definição das datas de coleta foi estabelecida com base nos dados de precipitação dos últimos 20 anos para as regiões de estudo. Para isso, foi realizada uma análise de Cluster utilizando uma matriz de distância euclidiana, seguida de análise de coeficiente de correlação cofenética (Anexo 1), para agrupar os meses mais secos e chuvosos, de acordo com a precipitação ocorrida ao decorrer dos meses do ano. A partir disso, foi escolhido o mês mais seco e o mais chuvoso para realização das coletas.

As borboletas frugívoras são facilmente atraídas por armadilhas que contêm iscas de frutas fermentadas, permitindo que o pesquisador consiga realizar uma amostragem de forma simultânea e padronizada (Uehara-Prado et al. 2007). A amostragem ocorreu através de três transectos de 360 m de comprimento para cada serra ($n = 3$ transectos por estação de coleta). Cada transecto foi montado a partir da inserção de uma armadilha para borboletas do tipo Van Someren-Rydon – VSR (DeVries 1988), (Fig. 3d) na transição abrupta (borda) entre a floresta e o pasto e, a partir dessa unidade amostral, eram dispostas seis armadilhas em direção ao interior da floresta (-180m) e outras seis armadilhas em direção ao centro da pastagem (180 m), totalizando 13 armadilhas por transecto ($n = 39$ armadilhas por estação de coleta). Essa distância foi considerada suficiente para capturar efeito de borda em condições microclimáticas neste tipo de vegetação, já que as maiores mudanças ocorrem dentro dos primeiros 50 m (Oliveira et al. 2013). As armadilhas se distanciaram 30 m uma das outras e foram erguidas entre 1,0 e 1,5 m de altura acima do solo sobre matrizes arbóreas existentes nos locais. A isca utilizada continha uma mistura de banana com caldo de cana fermentados, numa proporção de 3:1, preparada 48 horas antes da amostragem.

Fotografias hemisféricas do dossel foram capturadas através de uma lente *fisheye* acoplada à câmera de um celular em cada um dos pontos amostrais. Este método apresenta uma forma alternativa, eficiente e de baixo custo para obter informações a respeito do dossel (Bianchi et al. 2017). Assim, para cada ponto amostral, duas fotografias foram capturadas a uma altura de 1,30 m do solo, sendo a primeira no sentido norte-sul e a segunda no sentido leste-oeste, com o auxílio de uma bússola, mantendo a câmera do celular apontada para cima, nivelada o máximo possível. Foi utilizado o mesmo celular para capturar todas as imagens. As imagens foram processadas utilizando o pacote “*imager*” (Barthelmé & Tschumperlé 2019) do software R e posteriormente foi mensurado a porcentagem de abertura de dossel. A captura de fotos hemisféricas foi realizada durante as duas estações amostradas. Em cada ponto em que a

armadilha foi suspensa, foram quantificados todos os indivíduos arbóreos com diâmetro à altura do peito (DAP) superior a 2,5 cm, situados num raio de 5 m da armadilha para estimativa da densidade de árvores.

Foram necessários três dias de campo para amostragem de cada serra, na qual o primeiro dia foi utilizado para montar os transectos e dispor as armadilhas no ambiente com as devidas iscas; no segundo dia houve a reposição da isca, a captura de fotos hemisféricas, contagem de indivíduos arbóreos e a retirada de borboletas capturadas durante este período; e no terceiro dia houve o desmonte dos transectos e a retirada das borboletas capturadas (Fig. 3e, f). Todas as borboletas foram coletadas e armazenadas em envelopes devidamente identificados, contendo o número da armadilha, transecto e ambiente (floresta, transição ou pastagem) onde foram capturadas. Todos os indivíduos ficaram armazenados no Laboratório de Ecologia Básica e Aplicada (LEBA) da Universidade Federal do Vale do São Francisco, Senhor do Bonfim, Bahia, e posteriormente levados ao Laboratório de Ecologia Evolutiva (LEE) da Universidade Estadual de Montes Claros, Minas Gerais, Brasil, onde foram identificados ao menor nível taxonômico possível pela Dra. Marina do Vale Beirão. Posteriormente, os exemplares retornaram ao laboratório da Universidade Federal do Vale do São Francisco, onde os exemplares de melhor estado de cada espécie foram montados e depositados, para a elaboração de uma coleção entomológica para a instituição.



Fig. 3 Habitats estudados e métodos de capturas utilizados; (A) Interior de floresta; (B) Pastagem; (C) Transição entre pastagem e floresta; (D) armadilha do tipo Van Someren-Rydon para captura das borboletas; (E) e (F) momento de captura das borboletas.

Análises estatísticas

Para testar se a composição de espécies de borboletas difere entre os ambientes e estação do ano foi aplicado um procedimento de permutação não-paramétrico (PERMANOVA), gerado com 1000 aleatorizações (Anderson 2001), ordenando a similaridade das matrizes. Para ilustrar os resultados, foi realizada uma análise de escalonamento multidimensional não-métrico (NMDS), com a ordenação das armadilhas dos dois ambientes e estações utilizando a densidade de espécies de borboletas ($n = 36$, os dados foram agrupados por ponto para os transectos de cada uma das três serras, excluindo os pontos de transição), através da distância de Bray-Curtis. Esta análise foi realizada com a utilização de funções do pacote *vegan* (Oksanen et al. 2017) do Software R.

As relações entre a riqueza de espécies foram demonstradas através de curvas de acumulação de espécies dos ambientes (floresta vs pastagem) entre as diferentes estações (seca vs chuvosa), ($n = 216$, devido à exclusão das amostras da transição). Nesta análise, foi feita uma conversão dos dados para uma matriz de presença e ausência e, para as análises e elaboração da curva de rarefação, foram utilizados os pacotes *vegan* (Oksanen et al. 2017) e *iNEXT* (Hsieh et al. 2013), do software R. Foi realizada uma extrapolação dos dados utilizando o estimador *Chao1* com 300 aleatorizações, para determinar um intervalo de confiança. Este estimador é utilizado por possuir um menor viés e baixa dependência quanto ao tamanho amostral (Chao & Jost 2012).

Para verificar o efeito do gradiente ambiental floresta-transição-pastagem sobre a diversidade de borboletas, os dados das três serras ($n = 234$) foram agrupados em média para cada ponto amostral, a fim de evitar pseudoréplica espacial e promover a eliminação de efeitos aleatórios entre transectos e serras ($n = 26$). Modelos lineares generalizados (GLMs) foram construídos para testar se a abundância e a riqueza médias de borboletas frugívoras diferiam entre ambientes, as estações, e se eram afetados pela quantidade de árvores e a abertura de dossel. Esses modelos utilizaram família de distribuição Gaussian e os modelos mínimos adequados tiveram adequação de erro verificadas por meio da análise de resíduos com a pacote *RT4Bio* (Reis-Jr et al. 2015).

Afim de identificar quais as espécies de borboletas frugívoras cujas abundâncias estavam associadas melhor respondiam ao gradiente de mudança de cobertura vegetal floresta-transição-pastagem, foi realizada uma análise de espécies indicadoras *IndVal* (Dufrene & Legendre 1997). Esta técnica gera um valor de indicador denominado “IV”, que varia de 0% a

100% para cada espécie, em que 0% representa nenhuma associação há quaisquer dos habitats, enquanto que o valor máximo indica que todos os indivíduos de uma determinada espécie são registrados em um determinado habitat. Apenas as espécies que ocorreram em pelo menos 5% da amostragem total foram utilizadas nesta análise. Neste caso, do total de espécies encontradas no presente estudo, apenas 13 foram utilizadas na análise de espécie indicadora. Foi realizado um teste de Monte Carlo, com 999 permutações para testar a significância das espécies. As espécies foram consideradas indicadoras quando apresentaram um valor de $p \leq 0.05$ (Dufrene & Legendre 1997).

RESULTADOS

No geral, foram capturados 1092 indivíduos distribuídos em 36 espécies, de 25 gêneros da família Nymphalidae (Anexo 2), pertencentes a quatro subfamílias (Biblidinae, Charaxinae, Nymphalinae e Satyrinae). Em relação às subfamílias, Satyrinae obteve a maior representatividade, com 14 espécies; seguida de Biblidinae, com 12 espécies; Charaxinae, com sete espécies e Nymphalinae, com três espécies. As borboletas da subfamília Biblidinae foram mais abundantes, com 500 indivíduos. As espécies mais abundantes do estudo foram *Hamadryas februa* (Hübner), subfamília Biblidinae, com 272 registros, seguida de *Paryphthimoides poltys* (Prittwitz), subfamília Satyrinae, com 230 indivíduos e *Biblis hyperia* (Cramer), subfamília Biblidinae, com 112 indivíduos. Cinco espécies foram consideradas singletons (ocorreram apenas uma vez durante toda a amostragem) e três doubletons (encontradas apenas duas vezes durante a amostragem realizada). Da riqueza total, 24 espécies (497 indivíduos) foram capturadas durante a estação seca e 36 espécies (595 indivíduos) foram amostradas durante a estação chuvosa. Doze espécies foram registradas apenas na estação chuvosa e nenhuma espécie foi exclusiva da estação seca (Anexo 2). Em relação ao ambiente, 30 espécies (416 indivíduos) foram encontradas em áreas de pastagens, contendo cinco espécies exclusivas desses ambientes. Trinta e uma espécies (456 indivíduos) foram encontradas em florestas, com seis espécies exclusivas para o habitat. Vinte e três espécies foram encontradas em armadilhas da transição abrupta (104 indivíduos). Em habitats de florestas, durante as estações seca e chuvosa, houve uma maior representatividade de espécies da subfamília Biblidinae. Para pastagens, foi visualizada uma maior representatividade de espécies da subfamília Satyrinae nas estações seca e chuvosa (Fig. 4).

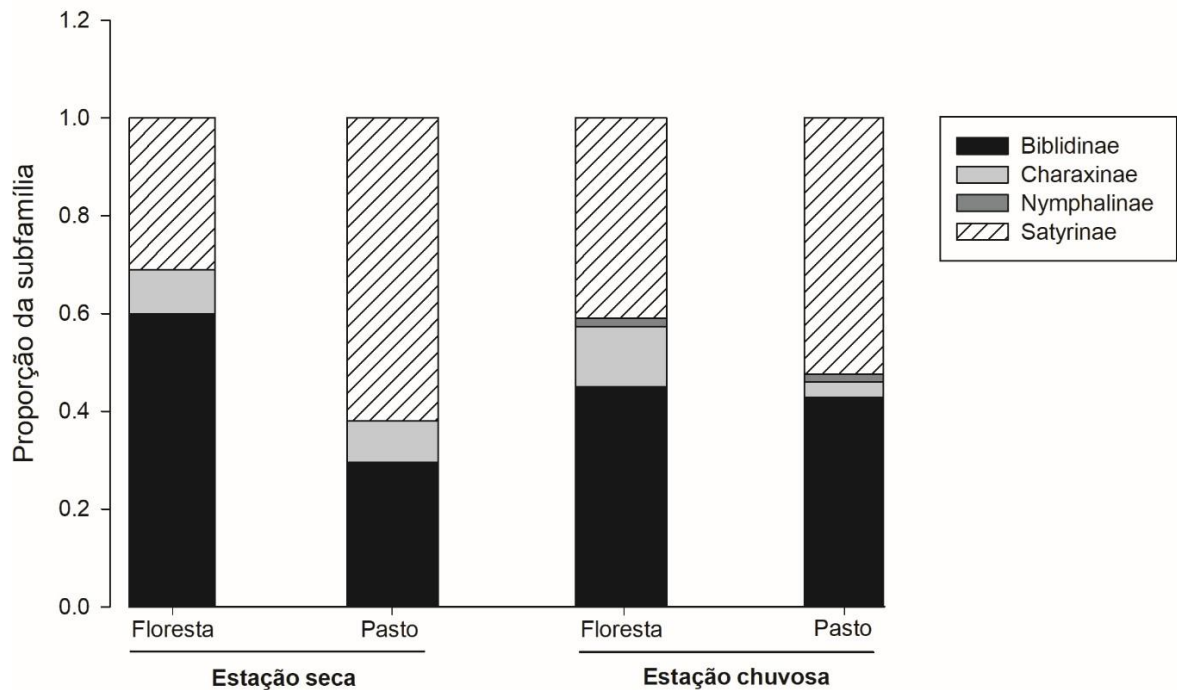


Fig. 4 Proporção de subfamílias presentes nos ambientes de floresta e pastagens, durante as estações seca e chuvosa.

A composição de espécies não diferiu entre os ambientes de floresta e pastagem (PERMANOVA: $F = 0.23$, $p = 0.62$), (Anexo 3a), e não diferiu quando se considera os distintos ambientes para cada estação (PERMANOVA: $F = 0.13$, $p = 0.93$), (Anexo 3b). A composição de espécies também não diferiu entre as serras (PERMANOVA: $F = 1.23$, $p = 0.3$), (Anexo 3c).

As curvas de acumulação de espécies demonstram, de acordo com o estimador *Chao1*, que, durante a estação seca, foram esperadas 30 espécies de borboletas em ambiente de floresta (22 observadas) e 19,29 espécies esperadas (18 observadas) em ambientes de pasto (Fig. 5a, b). Para a estação chuvosa eram esperadas 35,99 espécies de borboletas (28 observadas) em ambiente de floresta e 43,27 espécies esperadas (27 observadas) na pastagem (Fig. 5c, d). Dados com a acumulação de espécie agrupados por estação demonstraram sobreposição nos limites de intervalo de confiança entre os ambientes e entre as serras (Anexos 4 e 5).

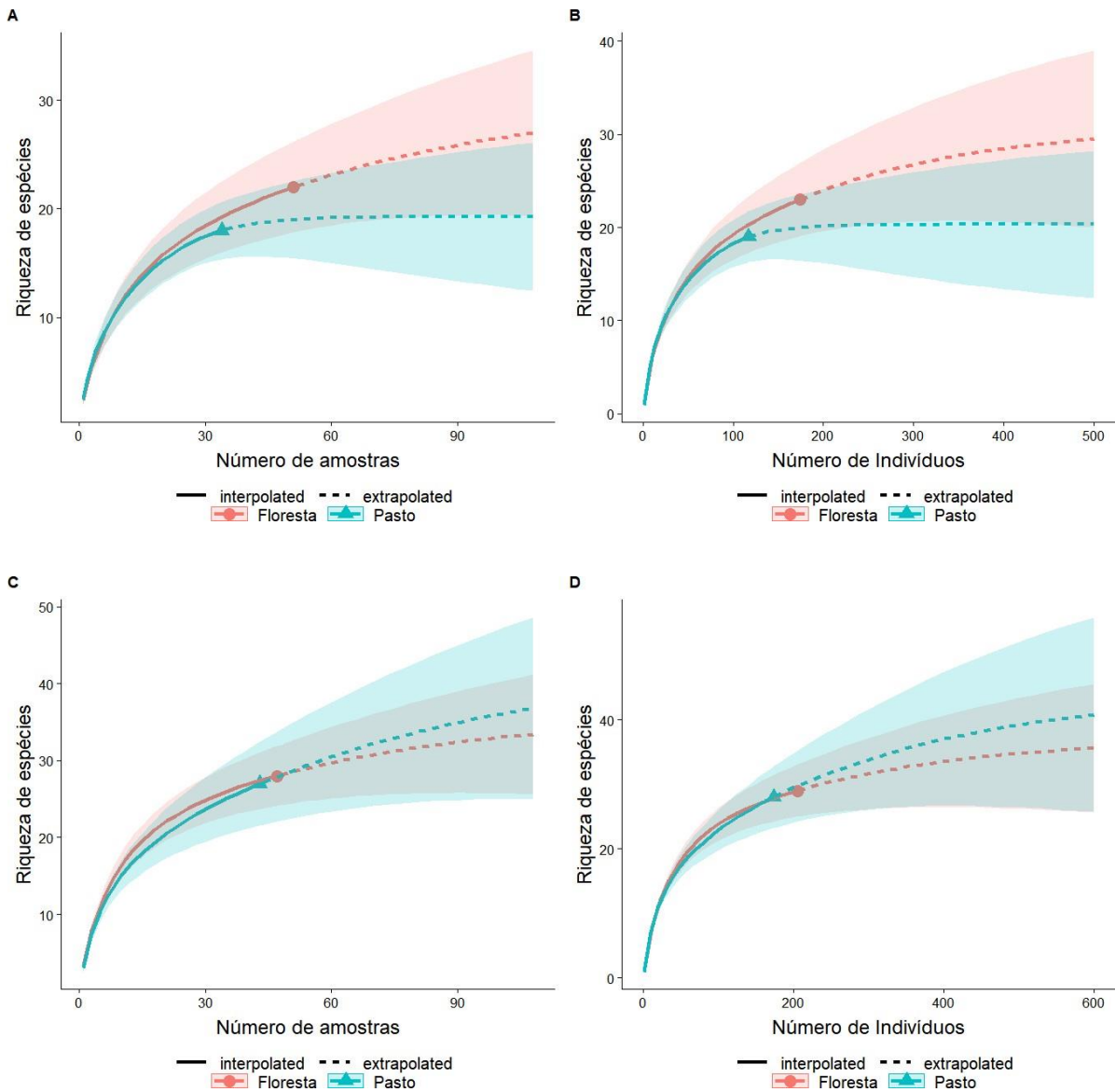


Fig. 5 Curvas de acumulação de espécies de borboletas frugívoras entre os diferentes ambientes (floresta e pastagem), por número de amostras e indivíduos, durante as estações seca (A e B) e chuvosa (C e D).

A abundância de borboletas foi maior na floresta quando comparado à pastagem, mas não diferiu entre estações (Tabela 1, fig. 6). Além disso, dentro de cada ambiente, não houve diferença na abundância de borboleta entre as estações. A abundância de borboletas foi afetada positivamente pela abundância de árvores (Tabela 1, fig. 7). A riqueza de borboletas foi maior na floresta e durante a estação chuvosa (Tabela 1, fig. 6), sendo positivamente afetada pela abundância de árvores (Tabela 1, fig. 7). Quando a variação dos dados foi verificada, separadamente, dentro de cada estação, existiu efeito positivo do adensamento de árvores para ambos os ambientes (Anexo 6 e 7).

Tabela 1 Apresentação dos modelos completos de GLM para riqueza e abundância de borboletas. Os valores significativos estão em negrito e foram retidas no modelo mínimo adequado após a simplificação por método *stepwise backward*.

Variável dependente	Variáveis explicativas	df	F	<i>p</i>
Abundância	Ambiente	1	4.12	<0.05
	Estação	1	2.68	0.09
	Quantidade de árvores	1	4.87	<0.05
	Abertura de dossel	1	0.64	0.42
Riqueza	Ambiente	1	7.76	<0.01
	Estação	1	11.70	<0.01
	Quantidade de árvores	1	6.11	<0.05
	Abertura de dossel	1	1.18	0.27

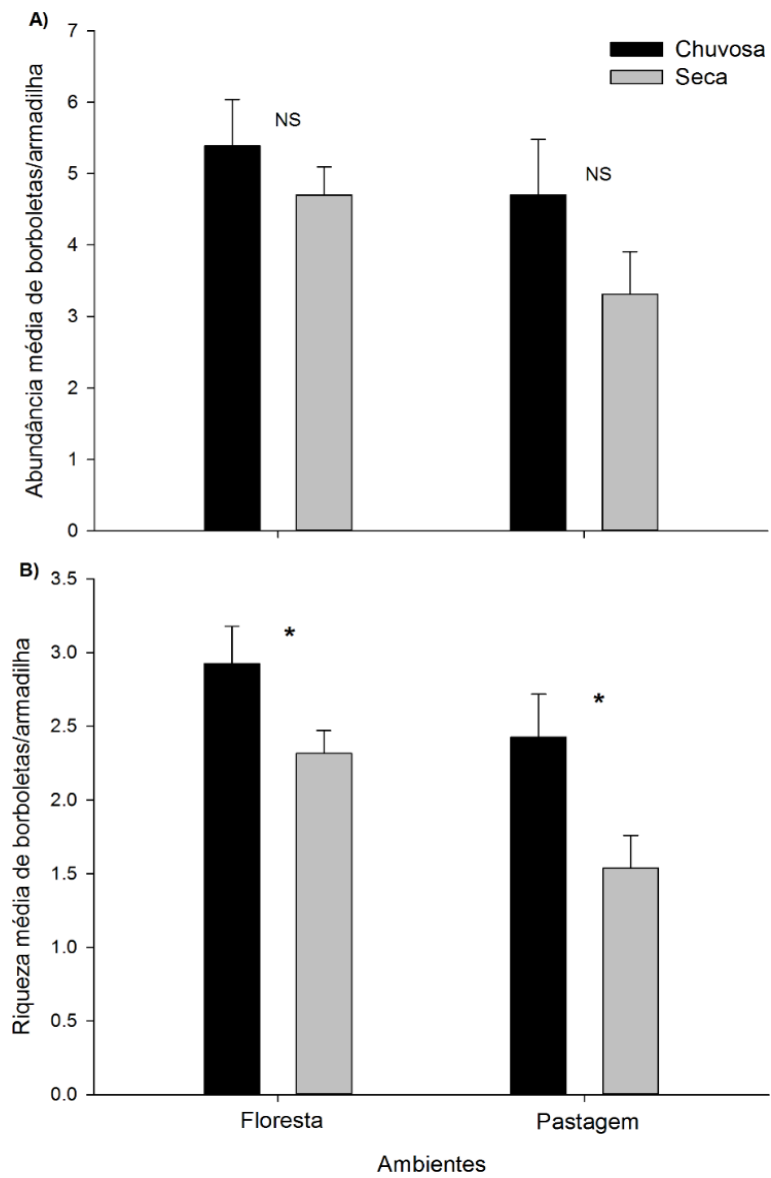


Fig. 6 (A) Abundância e (B) riqueza de borboletas frugívoras (média \pm erro padrão) entre os ambientes e estações (n = 26). Os asteriscos indicam diferenças significativas estatisticamente entre as estações dentro de cada ambiente ($p < 0,05$).

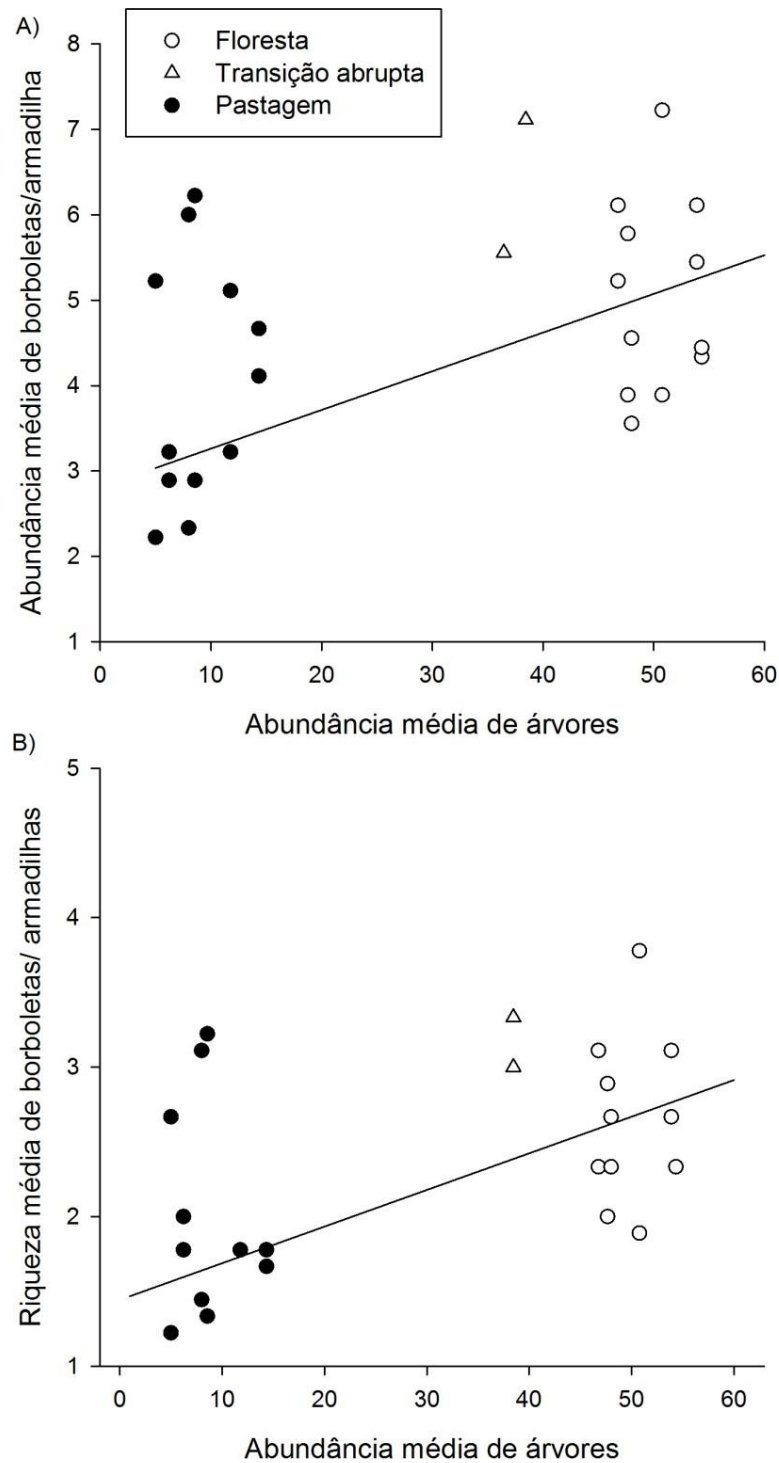


Fig. 7 Relação entre a (A) Abundância e (B) riqueza média de borboletas frugívoras e a abundância média de árvores (n = 26). As retas foram plotadas a partir de parâmetros obtidos pelo modelo mínimo adequado dos GLMs.

Através da observação do gradiente de mudança da cobertura vegetal, foi verificada uma redução expressiva da abundância de árvores, acompanhada pela variação da abundância e riqueza média de borboletas (Fig. 8; anexo 8). O gradiente ambiental de floresta-transição-pastagem afetou a riqueza apenas durante a estação seca ($F = 1,27; p < 0,05$), e não teve efeito sobre a abundância em nenhuma das estações ($p > 0,05$; anexo 6).

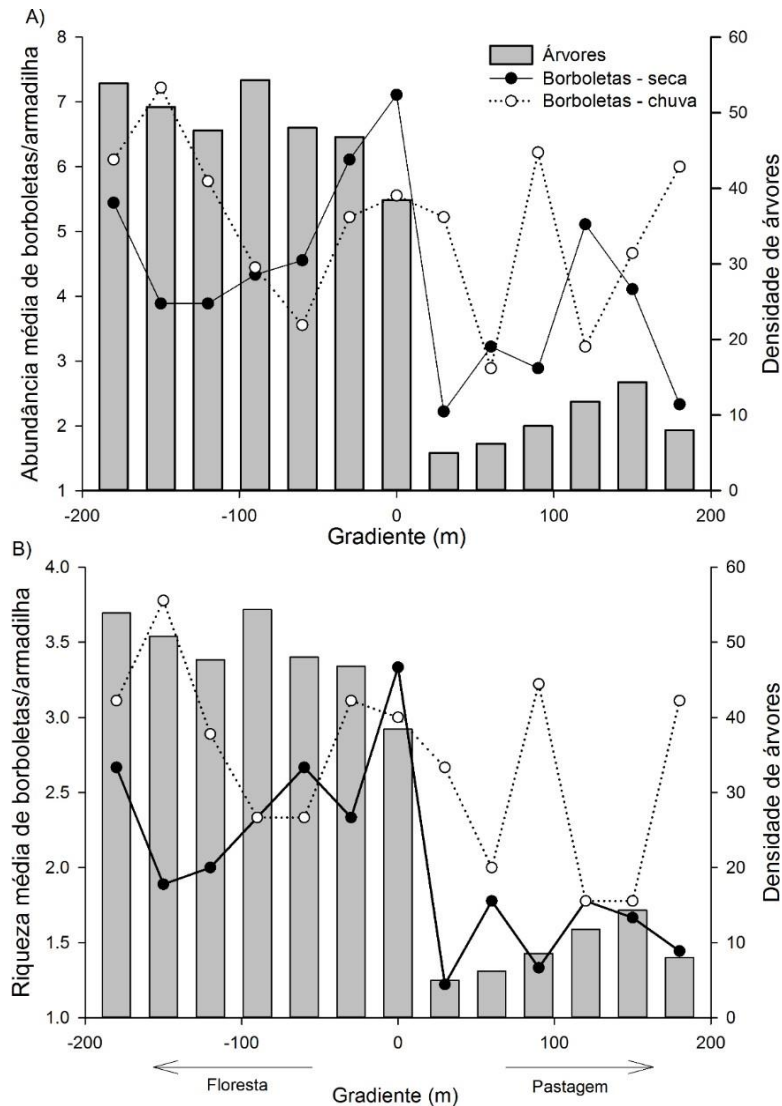


Fig. 8 Influência da densidade de árvores e do gradiente (floresta, transição, pastagem) na (A) abundância e (B) riqueza médias de borboletas frugívoras por armadilha. O eixo X indica a distância da borda de transição abrupta em direção ao interior da floresta (valores negativos) e ao centro da pastagem (valores positivos).

Das 13 espécies selecionadas para a análise de espécies indicadoras, oito foram consideradas indicadoras de habitat ($p \leq 0.05$). Dessas, cinco espécies foram indicadoras para ambientes de floresta e três espécies foram indicadoras para ambiente de pastagem (Tabela 2).

As cinco espécies restantes da análise não demonstraram nenhuma resposta aos ambientes ($p > 0.05$). Ao analisar a resposta das espécies ao gradiente floresta-transição-pastagem, foi identificado que *H. februa*, *Pharneuptychia ca. pharnabazos* (Bryk) e *Eunica tatila* (Herrich-Schäffler) têm o pico de abundância no interior de floresta e diminui ao decorrer do gradiente, em direção à pastagem (Fig. 9). *Fountainea glycerium cratais* (Hewitson) possui um pico de abundância em florestas, mas não demonstra nenhuma resposta ao gradiente. *Hypna. Clitemnestra forbesi* (Godman & Salvin) possui uma resposta unimodal, em que tem uma baixa abundância no interior de floresta e um aumento ao decorrer do gradiente em direção à transição abrupta, com redução na pastagem. As espécies *Hamadryas feronia* (Linnaeus) e *Callicore sorana* (Godart) demonstraram um pico de abundância nos ambientes de pastagem, enquanto que *Ypthimoides ochracea*, (A. Butler) mesmo que tenha preferência pela pastagem, não demonstrou nenhuma resposta ao gradiente ambiental (Fig. 9).

Tabela 2 Resultados da análise de espécies indicadoras associadas aos ambientes de floresta, transição e pastagens utilizados no estudo, assim como a resposta das espécies em relação ao gradiente ambiental. O nome dos habitats foi abreviado, em que F = floresta; T = transição; P = pastagem. Os valores significativos estão em negrito.

Código	Espécie	Ambiente	IndVal	<i>p</i> -value	Resposta ao gradiente F-T-P
1	<i>Hamadryas februa</i>	Floresta	48.14	0.0001	Diminui
2	<i>Fountainea glycerium</i>	Floresta	14.54	0.0224	Nenhuma
3	<i>Pharneuptychia ca. pharnabazos</i>	Floresta	14.48	0.0003	Diminui
4	<i>Eunica tatila</i>	Floresta	11.34	0.0013	Diminui
5	<i>Hypna Clitemnestra forbesi</i>	Floresta	8.642	0.0057	Unimodal
6	<i>Hamadryas feronia</i>	Pastagem	15.15	0.0005	Aumenta
7	<i>Ypthimoides ochracea</i>	Pastagem	13.06	0.0504	Nenhuma
8	<i>Callicore sorana</i>	Pastagem	9.722	0.0045	Aumenta
9	<i>Parypthimoides poltys</i>	Nenhum	13.58	0.3495	Nenhuma
10	<i>Biblis hyperia</i>	Nenhum	9.742	0.455	Nenhuma
11	<i>Taygetis Sylvia</i>	Nenhum	8.725	0.9017	Nenhuma
12	<i>Taygetis thamira</i>	Nenhum	5.658	0.5653	Nenhuma
13	<i>Fountainea halice moretta</i>	Nenhum	4.986	0.9496	Nenhuma

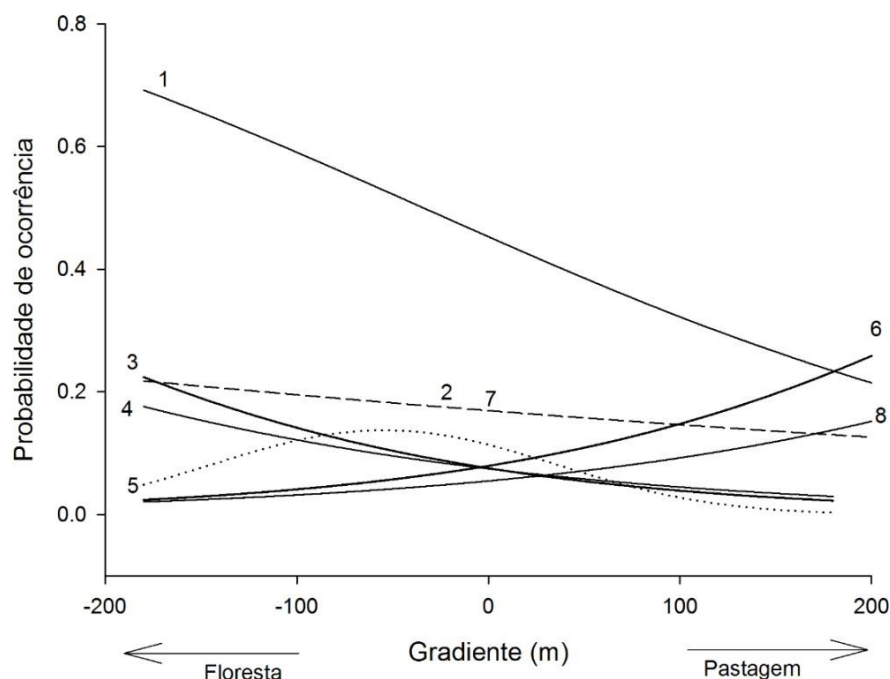


Fig. 9 Curvas de resposta para a probabilidade de ocorrência das espécies em relação ao gradiente ambiental. Estão representadas as oito espécies consideradas indicadoras de habitat, em que o número indicado em cada curva é relacionado ao código para cada espécie indicadora da análise IndVal, presente na tabela 4. O eixo X indica a distância da borda de transição abrupta em direção ao interior da floresta (valores negativos) e ao centro da pastagem (valores positivos).

DISCUSSÃO

Nossos resultados mostraram uma maior riqueza de espécies de borboletas frugívoras quando comparada a outros trabalhos realizados na Caatinga. Nobre et al. (2012) e Melo et al. (2023a) encontraram 15 e 22 espécies, respectivamente, em áreas do Parque Nacional do Vale do Catimbau, estado do Pernambuco. Além disso, a composição das espécies encontrada no presente estudo se mostrou similar a estes estudos, o que sugere uma baixa diversidade beta para espécies de borboletas frugívoras na Caatinga. Duas subespécies comumente encontradas em áreas de Caatinga, *Fountainea halice moretta* (H. Druce), (Nobre et al. 2012), e *H. clitemnestra forbesi* (Zacca & Bravo 2012), foram registradas nas áreas estudadas. Estes organismos são considerados endêmicos do semiárido brasileiro, e podem servir como potenciais espécies-bandeira para fins de conservação da região. Devido à escassez de estudos que envolvem a estrutura da comunidade de borboletas frugívoras da Caatinga, estes dados são importantes para o conhecimento e descrição da fauna local, uma vez que existem diversas

lacunas de conhecimento para um bioma constantemente ameaçado e que está presente em áreas que possuem uma alta prioridade de conservação. Além disso, esta é a primeira pesquisa a envolver teste de hipóteses e gradientes de mudança na cobertura vegetal na porção setentrional da Cadeia do Espinhaço.

A homogeneidade na composição de espécies de borboletas entre os ambientes sugere que a abertura de áreas para a criação animal, nessas localidades, não esteja afetando a composição de borboletas frugívoras. Isso demonstra que os indivíduos estão conseguindo se deslocar dos trechos mais distantes da floresta em direção às pastagens e vice-versa. Além disso, bordas antrópicas de florestas são reconhecidas por serem permeáveis por espécies de insetos generalistas que podem se dispersar no interior de florestas, homogeneizando a composição entre os diferentes habitats (Magura et al. 2017). Em florestas úmidas que possuem contato direto com ambientes perturbados, foi visualizado um padrão similar, em que a composição de espécies de borboletas frugívoras em áreas de interior de floresta e bordas antrópicas não diferiu (Gueratto et al. 2020). Ainda, fragmentos de florestas úmidas afetados por efeitos de borda têm abrigado uma abundância e riqueza de espécies de borboletas típicas de áreas perturbadas (Ribeiro et al. 2012; Filgueiras et al. 2016). Estudos com florística em FTSs demonstram que a comunidade de plantas (árvore e arbustos) não varia significativamente entre borda e interior de fragmento, padrão que parece ser comum para ambientes semiáridos (Sampaio & Scariot 2011; Oliveira et al. 2013), visto que a Caatinga é naturalmente composta por árvores de menor porte e possui baixa cobertura de dossel (Oliveira et al. 2013). De forma similar, os resultados encontrados no presente estudo, quanto a composição de espécies de borboletas, que foi similar entre os habitats, mesmo com a mudança das estações, demonstra que as espécies presentes possuem uma alta tolerância às diferentes estações.

Mesmo que não haja diferença na composição de borboletas nos diferentes ambientes e em diferentes estações, foi observado que o pico de abundância para alguns representantes da subfamília Biblidinae, como *H. februa*, aconteceu durante a estação seca, já para *B. hyperia*, houve um aumento durante a estação chuvosa (Anexo 2). Este mesmo padrão para Biblidinae foi visualizado por Nobre et al. (2012) em áreas de clima semiárido, no estado do Pernambuco. A espécie mais abundante do estudo, *H. februa*, demonstra um aumento durante a estação seca em ambientes savânicos, e isso está relacionado a fatores como o desenvolvimento incessante dos indivíduos durante esse período, possuírem um período de vida que pode durar até três meses, além da disponibilidade de plantas utilizadas pelos imaturos ao decorrer de todo o ano (Freitas et al. 2021). Os adultos dessa espécie também apresentam uma morfologia críptica

(Nobre et al. 2012), com coloração diferente de outras borboletas conspícuas, apresentando um padrão acinzentado que permite os indivíduos se camuflarem em troncos de árvores e passem despercebidos por predadores. Ao observar as espécies mais abundantes entre os habitats, *H. februa*, *B. hyperia* e *P. poltys*, é notável que elas aparecem em quase todos os ambientes. *Hamadryas februa* só não esteve presente na transição da Serra do Mamão, enquanto que *B. hyperia* foi ausente na transição da Serra da Bananeira, e *P. poltys* não foi visualizada nas pastagens da Serra do Mamão (Anexo 2). Ambientes que possuem uma temperatura mais elevada e uma alta luminosidade favorecem o crescimento de plantas pioneiras que são muito utilizadas por várias espécies de borboletas frugívoras (Gueratto et al. 2020). Este fenômeno pode estar relacionado à presença das cinco espécies de borboletas (Anexo 2), que foram exclusivas de pastagens no presente estudo, e são reconhecidas pela preferência por ambientes abertos (Ribeiro et al. 2012; Gueratto et al. 2020), além dos muitos indivíduos da tribo Satyrini encontrados nessas áreas abertas e em bordas de florestas, que utilizam representantes de Poaceae como plantas hospedeiras em seu estágio larval (Brown 1991; Ribeiro et al. 2012).

A maior riqueza e abundância de borboletas na floresta quando comparado às pastagens pode estar relacionado à destruição e/ou modificação de habitats e recursos (Hill Hamer 2004; WallisDeVries et al. 2007). Nosso estudo demonstrou que a densidade de árvores foi um fator importante para explicar este resultado, uma vez que influenciou a abundância e a riqueza de espécies de borboletas frugívoras de forma positiva. A menor diversidade de borboletas frugívoras em pastagens pode ser resultado de um filtro ecológico (Silva et al. 2020) que impede muitas espécies de viverem nesses ambientes, por outro lado, permitiu uma alta dominância de algumas espécies (*B. hyperia*, *P. poltys*, *Y. ochracea*), por serem resistentes às condições oferecidas por esses ambientes mais abertos. Adicionalmente, as estações do ano também influenciaram a riqueza de espécies. Este resultado pode estar relacionado ao incremento de recursos existentes tanto para a alimentação dos indivíduos em diferentes fases do ciclo de vida, como também pelo aumento de áreas de sombra e microclimas mais amenos, interessantes para muitas espécies (Beirão et al. 2017; Lourenço et al. 2019). Além disso, houve um aumento na riqueza de espécies de borboletas durante a estação chuvosa, com o surgimento de 12 espécies exclusivas para a estação. Isso demonstra que os adultos de borboletas de algumas espécies podem ser beneficiados pela estação, e utilizam, de modo estratégico, o período para serem mais ativos e aproveitarem o acúmulo de recursos da estação para possível reprodução (Nobre et al. 2012; Lourenço et al. 2022), auxiliando na perpetuação da prole. A fenologia das plantas também impacta na diversidade de borboletas frugívoras, visto que durante a estação chuvosa

há maior disponibilidade e produção de folhas novas, macias e nutritivas, na qual muitos insetos herbívoros, incluindo larvas de Lepidoptera (Silva et al. 2012, 2017; Novais et al. 2019; Freitas et al. 2021), podem ter os seus ciclos de vida ajustados à estação para se alimentarem delas. Esse impacto positivo da fenologia também é visualizado para borboletas adultas, pois durante a estação chuvosa são encontradas muitas plantas com frutos carnosos maduros, que são consumidos durante esse estágio de vida (Freire-Jr & Diniz 2015; Beirão et al. 2017). O padrão de aumento da riqueza e abundância de espécies de insetos na estação chuvosa é bastante difundido para borboletas frugívoras na região neotropical (Grøtan et al. 2014; Beirão et al. 2017; Lourenço et al. 2020). Em contraste à nossa hipótese, a cobertura de dossel não se mostrou um bom preditor para a riqueza e abundância de borboletas. Devido à baixa cobertura de dossel na Caatinga, os mecanismos relacionados à luz que podem interferir em comportamentos de herbívoros não têm um efeito robusto nessa FTS (Oliveira et al. 2013; Siqueira et al. 2018), podendo inferir que essa característica justifique a ausência de influência da cobertura de dossel sobre a comunidade de borboletas frugívoras aqui observada.

Quando analisada a riqueza e a abundância de borboletas ao decorrer do gradiente durante as estações, os maiores números estiveram presentes em áreas com maior densidade de árvores (Anexo 7). Este resultado reforça a importância do adensamento de árvores sobre a diversidade de borboletas, principalmente na estação seca. Áreas com maior adensamento florestal pode fornecer refúgios para predadores e/ou camuflagem, fornecer um microclima mais favorável para insetos, mesmo os que são transeuntes (Silva et al. 2017). A riqueza de espécies foi afetada pelo gradiente de floresta-transição-pastagem, mas somente durante a estação seca, e a transição abrupta apresentou elevada abundância e riqueza de espécies, principalmente durante a estação seca. Estudos têm demonstrado que distúrbios ambientais tem um efeito positivo tanto na riqueza, como na abundância de espécies de borboletas tropicais (DeVries et al. 1999; Uehara-Prado et al. 2007). DeVries et al. (1999) visualizaram um padrão do acréscimo da abundância de borboletas frugívoras em bordas de florestas úmidas em contato com pastagens, e essa abundância era maior do que no interior de florestas. Em nosso estudo, possivelmente, esses resultados não estiveram associados apenas aos distúrbios ambientais nesses locais, que podem abrigar características distintas benéficas para a ocorrência de diversas espécies (Lourenço et al. 2019), mas também pelos impactos da própria estação em ambientes secos, em que os recursos utilizados pelas borboletas frugívoras estão mais escassos. Durante a estação chuvosa, a baixa influência do gradiente para a abundância e riqueza de espécies de

borboletas pode se relacionar ao incremento de recursos em todos os ambientes, permitindo que as borboletas não precisem se deslocar entre os habitats com uma maior frequência.

O pastoreio de baixa intensidade pode ser benéfico para a comunidade de borboletas, quando comparado a ambientes onde existem o pastoreio de uso intensivo, somado a alta ingestão de gramíneas pelos animais, que prejudica a interação entre larvas de borboletas e suas plantas hospedeiras (Bussan 2022). A baixa intensidade de pastoreio é interessante para as métricas da comunidade de borboletas devido à maior heterogeneidade vegetal em uma fina escala espacial, que proporciona um número maior de nichos, e consequentemente uma menor competição interespecífica e intraespecífica por recursos, aumentando a riqueza e a diversidade de borboletas. Isso pôde ser observado nos pastos das serras amostradas durante o presente estudo: as pastagens da Serra da Fumaça, que demonstraram estar abandonadas, possuíam uma abundância e riqueza de espécies de borboletas maiores do que àquelas encontradas nas pastagens da Serra da Bananeira e Serra do Mamão, que possuem uma criação animal moderada/contínua (Anexo 2).

Através das nossas hipóteses e predições, foi visualizado que borboletas frugívoras mostraram ser sensíveis às mudanças da cobertura vegetal, apresentando maior abundância e riqueza em ambientes florestais. Assim, atuam como ótimos bioindicadores, demonstrando estreitos limites de tolerância ou baixa amplitude de tolerância a um ou mais fatores ambientais, indicando a ocorrência de uma determinada condição ambiental (Allaby 1992). Segundo Dufrene & Legendre (1997), as melhores espécies consideradas indicadoras deveriam apresentar valores de IndVal acima de 25. Dessa forma, *H. februa* demonstrou-se como uma excelente espécie modelo para ser utilizada como ferramenta em estudos de monitoramento de espécies de borboletas na Caatinga. Tal espécie também poderia ser considerada em estudos que preconizam a resposta rápida de distúrbios antrópicos sobre a biodiversidade, como estudos de levantamento de fauna e/ou licenciamento ambiental. Além disso, a existência de subespécies endêmicas da Caatinga, como *H. Clitemnestra forbesi* e *F. halice moretta*, encontradas nas áreas de estudo, podem servir como potenciais organismos que chamam a atenção para a conservação da região (Nobre et al. 2012) Ao se utilizar insetos como alvos e ferramentas para se estimular o interesse na conservação da biodiversidade, diversos outros organismos coexistentes e codependentes, tais como suas plantas hospedeiras e seus inimigos naturais, e os processos ecossistêmicos associados podem também ser protegidos de maneira eficaz (Pereira et al. 2017; Lourenço et al. 2020).

CONCLUSÕES

Este estudo mostrou que a composição de espécies não diferiu entre ambientes de pastagem e fragmentos de florestas, mas em florestas houve uma maior abundância e riqueza de borboletas, quando comparada às pastagens. A densidade de árvores afetou positivamente a diversidade de borboletas, sendo este efeito mais acentuado durante a estação seca. O incremento de recursos durante a estação chuvosa pode ser um fator impulsionador para o aumento da riqueza de espécies durante esse período. Para o nosso conhecimento, este foi o primeiro estudo testando os efeitos de mudanças na cobertura vegetal sobre borboletas frugívoras na porção setentrional da Cadeia do Espinhaço, e reforçou a ideia de que as borboletas são um excelente grupo bioindicador. A intensidade de criação animal tem um efeito crucial para a comunidade de borboletas frugívoras, em que pode ser benéfica em níveis de intensidade mais baixos. Dessa forma, a rotação de pastagens pode ser uma sugestão interessante para diminuir as consequências negativas do pastoreio sobre as assembleias de borboletas. Além disso, a manutenção de árvores nativas e frutíferas, mesmo na pastagem, pode fornecer sombra e alimento para o gado, além de auxiliar na manutenção da diversidade e serviços ecossistêmicos fornecidos por várias espécies de insetos, dentre eles as borboletas frugívoras.

Conflitos de interesse

Os autores declaram não ter conflitos de interesse.

Declaração de financiamento

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001.

Agradecimentos

Ao professor Dr. Jhonathan de Oliveira Silva pela orientação; aos parceiros de pesquisa do Laboratório de Ecologia Básica e Aplicada (LEBA) da Universidade Federal do Vale do São Francisco (UNIVASF): Bianca Santana Dias Nascimento, Uriel de Jesus Araújo Pinto, Allana Lina Coutinho dos Santos, João Rafael de Souza Macêdo, Fabiana Sampaio da Silva, Emily Raquel Queiroz de Lima Pinto e Ivan Santos Teixeira. À CAPES, pela Bolsa de mestrado concedida à Gabriela de Araújo Silva. Ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Evolução

PPGEcoEvol) da Universidade Estadual de Feira de Santana (UEFS) e à UNIVASF pela estrutura e suporte. “O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001”.

REFERÊNCIAS

- Allaby, M (1992) *The concise Oxford dictionary of zoology*. Oxford: Oxford University Press.
- Alvares CA, Stape JL, Sentelhas PC, et al (2013) Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorol Zeitschrift* 22:711–728. <https://doi.org/10.1127/0941-2948/2013/0507>
- Anderson MJ (2001) A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecol* 26:32–46. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2001.01070.pp.x>
- Andrade DC, Morais SA, Marteis LS, et al (2020) Diversity of mosquitoes (Diptera: Culicidae) in the Caatinga Biome, Brazil, from the widespread to the endemic. *Insects* 11:1–13. <https://doi.org/10.3390/insects11080468>
- Barthelmé S, Tschumperlé D (2019) imager: an R package for image processing based on CImg. *J Open Source Softw* 4:1012. <https://doi.org/10.21105/joss.01012>
- Beirão MV, Neves FS, Penz CM, et al (2017) High butterfly beta diversity between Brazilian cerrado and cerrado–caatinga transition zones. *J Insect Conserv* 21:849–860. <https://doi.org/10.1007/s10841-017-0024-x>
- Bianchi S, Cahalan C, Hale S, Gibbons JM (2017) Rapid assessment of forest canopy and light regime using smartphone hemispherical photography. *Ecol Evol* 7:10556–10566. <https://doi.org/10.1002/ece3.3567>
- Bonebrake TC, Ponisio LC, Boggs CL, Ehrlich PR (2010) More than just indicators: A review of tropical butterfly ecology and conservation. *Biol Conserv* 143:1831–1841. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.04.044>
- Brown KS (1991) *Conservation of Neotropical Environments: Insects as Indicators*. The Royal Entomological Society of London
- Brown KS (1997) Diversity, disturbance, and sustainable use of Neotropical forests: Insects as indicators for conservation monitoring. *J Insect Conserv* 1:25–42. <https://doi.org/10.1023/A:1018422807610>
- Bussan SK (2022) Can cattle grazing benefit grassland butterflies? *J Insect Conserv* 26:359–374. <https://doi.org/10.1007/s10841-022-00373-8>
- Chao A, Jost L (2012) Coverage-based rarefaction and extrapolation: standardizing samples by completeness rather than size. *Ecology* 93:2533–2547. <https://doi.org/10.1890/11-1952.1>
- Checa MF, Rodriguez J, Willmott KR, Liger B (2014) Microclimate variability significantly affects the composition, abundance and phenology of butterfly communities in a highly threatened neotropical dry forest. *Florida Entomol* 97:1–13.

- <https://doi.org/10.1896/054.097.0101>
- CPRM (2017) Mineralização aurífera em veios de pirita maciça na Serra da Paciência - Bahia - tipologia distinta dos conglomerados com Au-U do Grupo Jacobina. 1–8. Informe técnico, <https://rigeo.sgb.gov.br/handle/doc/17637>. Acesso em 10 de março de 2023
- DeVries PJ, (1988) Stratification of fruit-feeding nymphalid butterflies in a Costa Rican rainforest. *J Res Lepid* 26: 98-108.
- DeVries PJ, Walla TR, Greeney HF (1999) Species diversity in spatial and temporal dimensions of fruit-feeding butterflies from two Ecuadorian rainforests. *Biol J Linn Soc* 68:333–353. <https://doi.org/10.1006/bijl.1999.0319>
- DeVries PJ, Hamm CA, Fordyce JA (2016) A standardized butterfly sampling protocol: fruit-feeding butterflies (Nymphalidae). In: Larsen TH (ed) Core standardized methods for rapid biological field assessment. Conservation International, Arlington, pp 139–148
- Dufrêne M, Legendre P. (1997), Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs*, 67: 345-366.
[https://doi.org/10.1890/0012-9615\(1997\)067\[0345:SAAIST\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9615(1997)067[0345:SAAIST]2.0.CO;2)
- Ehl S, Böhm N, Wörner M, et al (2019) Dispersal and adaptation strategies of the high mountain butterfly *Boloria pales* in the Romanian Carpathians. *Front Zool* 16:1–16.
<https://doi.org/10.1186/s12983-018-0298-1>
- Espírito-Santo MM, Rocha AM, Leite ME, et al (2020) Biophysical and socioeconomic factors associated to deforestation and forest recovery in Brazilian tropical dry forests. *Front For Glob Chang* 3:1–16. <https://doi.org/10.3389/ffgc.2020.569184>
- Fernandes GW (2016) Cerrado to rupestrian grasslands: Patterns of species distribution and the forces shaping them along an altitudinal gradient. In *Ecology and Conservation of Mountaintop Grasslands in Brazil* 345–378. https://doi.org/10.1007/978-3-319-29808-5_15
- Filazzola A, Brown C, Dettlaff MA, et al (2020) The effects of livestock grazing on biodiversity are multi-trophic: a meta-analysis. *Ecol Lett* 23:1298–1309.
<https://doi.org/10.1111/ele.13527>
- Filgueiras BKC, Melo DHA, Leal IR, et al (2016) Fruit-feeding butterflies in edge-dominated habitats: community structure, species persistence and cascade effect. *J Insect Conserv* 20:539–548. <https://doi.org/10.1007/s10841-016-9888-4>
- Freire-Jr GB, Nascimento AR, Malinov IK, Diniz IR (2014) Temporal occurrence of two morpho butterflies (Lepidoptera: Nymphalidae): Influence of weather and food resources. *Environ Entomol* 43:274–282. <https://doi.org/10.1603/EN12352>

- Freire-Jr GB, Diniz IR (2015) Temporal dynamics of fruit-feeding butterflies (Lepidoptera: Nymphalidae) in two habitats in a seasonal Brazilian environment. *Florida Entomol* 98:1207–1216. <https://doi.org/10.1653/024.098.0430>
- Freitas AVL, Leal IR, Uehara-Prado M, Iannuzzi L (2006) Insetos como indicadores de conservação da paisagem. In: Rocha CFD, Bergallo HG, Van Sluys M, Alves MAS (eds) *Biologia da Conservação: Essências*. RiMa Editora, São Carlos, pp 357–384
- Freitas AVL, Muniz DG, Carreira JYO, Oliveira PS (2021) Fruit-Feeding butterfly assemblages in a neotropical savanna: assessing phenological patterns using baited traps. *J Lepid Soc* 75:88–103. <https://doi.org/10.18473/lepi.75i2.a2>
- Gardner TA, Barlow J, Araujo IS, et al (2008) The cost-effectiveness of biodiversity surveys in tropical forests. *Ecol Lett* 11:139–150. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2007.01133.x>
- Grøtan V, Lande R, Chacon IA, Devries PJ (2014) Seasonal cycles of diversity and similarity in a Central American rainforest butterfly community. *Ecography (Cop)* 37:509–516. <https://doi.org/10.1111/ecog.00635>
- Gueratto PE, Carreira JYO, Santos JP, et al (2020) Effects of forest trails on the community structure of tropical butterflies. *J Insect Conserv* 24:309–319. <https://doi.org/10.1007/s10841-019-00199-x>
- Hill JK, Hamer KC (2004) Determining impacts of habitat modification on diversity of tropical forest fauna: The importance of spatial scale. *J Appl Ecol* 41:744–754. <https://doi.org/10.1111/j.0021-8901.2004.00926.x>
- Hsieh TC, Ma KH, Chao A (2013) iNEXT online: interpolation and extrapolation (Version 1.0) [Software]. <http://chao.stat.nthu.edu.tw/inext/>. Acesso em 23 de agosto de 2023
- IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (2006) Unidades de Relevo 1:5.000.000. <https://www.ibge.gov.br/geociencias/informacoes-ambientais/geomorfologia/15827-unidades-de-relevo.html>. Acesso em 14 de julho de 2023
- La Corte R, Maia PCR, Dolabella SS, et al (2019) Mosquitoes of the caatinga. III. Larval habitats, frequency, and dynamics of immature and adult stages in a dry brazilian forest. *J Med Entomol* 56:120–128. <https://doi.org/10.1093/jme/tjy160>
- Leal CRO, Silva JO, Sousa-Souto L, Neves FS (2016) Vegetation structure determines insect herbivore diversity in seasonally dry tropical forests. *J Insect Conserv* 20:979–988. <https://doi.org/10.1007/s10841-016-9930-6>
- Lima JNR, Zacca T (2014) Borboletas (Lepidoptera: Hesperioidea e Papilionoidea) de uma área de semiárido na região nordeste do Brasil. *EntomoBrasilis* 7:33–40.

- <https://doi.org/10.12741/ebrasilis.v7i1.351>
- Lourenço GM, Soares GR, Santos TP, et al (2019) Equal but different: Natural ecotones are dissimilar to anthropic edges. *PLoS One* 14:1–18.
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0213008>
- Lourenço GM, Luna P, Guevara R, et al (2020) Temporal shifts in butterfly diversity: responses to natural and anthropic forest transitions. *J Insect Conserv* 24:353–363.
<https://doi.org/10.1007/s10841-019-00207-0>
- Lourenço GM, Dáttilo W, Ribeiro SP, Freitas AVL (2022) Biological Aspects and Movements of Neotropical Fruit-Feeding Butterflies. *Neotrop Entomol.*
<https://doi.org/10.1007/s13744-021-00913-y>
- Machado ICS, Barros LM, Sampaio EVSB (1997) Phenology of caatinga species at Serra Talhada, PE, Northeastern Brazil. *Biotropica* 29:57–68. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.1997.tb00006.x>
- Magura T, Lövei GL, Tóthmérész B (2017) Edge responses are different in edges under natural versus anthropogenic influence: a meta-analysis using ground beetles. *Ecol Evol* 7:1009–1017. <https://doi.org/10.1002/ece3.2722>
- Novais SMA, Monteiro GF, Macedo-Reis LE, et al (2019) Changes in the insect herbivore fauna after the first rains in a tropical dry forest. *Oecologia Aust* 23:381–387.
<https://doi.org/10.4257/oeco.2019.2302.16>
- Melo DHA, Freitas AVL, Tabarelli M, et al (2023a) Aridity and chronic anthropogenic disturbance as organizing forces of fruit-feeding butterfly assemblages in a Caatinga dry forest. *Biotropica* 55:173–184. <https://doi.org/10.1111/btp.13173>
- Melo DHA, Freitas AVL, Tabarelli M, et al (2023b) Resilient fruit-feeding butterfly assemblages across a Caatinga dry forest chronosequence submitted to chronic anthropogenic disturbance. *J Insect Conserv* 27:467–477.
<https://doi.org/10.1007/s10841-023-00470-2>
- Milesi JP, Ledru P, Marcoux E, et al (2002) The Jacobina Paleoproterozoic gold-bearing conglomerates, Bahia, Brazil: A “hydrothermal shear-reservoir” model. *Ore Geol Rev* 19:95–136. [https://doi.org/10.1016/S0169-1368\(01\)00038-5](https://doi.org/10.1016/S0169-1368(01)00038-5)
- MMA. Ministério do Meio Ambiente. Áreas prioritárias para conservação para a Caatinga. 2ª atualização. 2018. <https://www.gov.br/mma/pt-br/assuntos/servicosambientais/ecossistemas-1/conservacao-1/areas-prioritarias/2a-atualizacao-das-areas-prioritarias-para-conservacao-da-biodiversidade-2018>. Acesso em 10 de março de 2023
- Neves FDS, Silva PG, Solar R, et al (2020) Habitat generalists drive nestedness in a tropical

- mountaintop insect metacommunity. *Biol J Linn Soc* 133:577–586.
<https://doi.org/10.1093/biolinnean/blaa059>
- Nobre CEB, Iannuzzi L, Schlindwein C (2012) Seasonality of Fruit-Feeding Butterflies (Lepidoptera, Nymphalidae) in a Brazilian Semiarid Area. *ISRN Zool* 2012:1–8.
<https://doi.org/10.5402/2012/268159>
- Oksanen J, Blanchet FG, Kindt P, Friendly M, et al (2017) Vegan: community ecology package. R package version 2.4-2. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>. Acesso em 10 agosto de 2023
- Oliveira DG, Nascimento PAP, Sousa SL, Anastácio FR (2013) O efeito de borda influencia a estrutura da comunidade vegetal em uma floresta tropical seca? *Rev Arvore* 37:311–320.
<https://doi.org/10.1590/S0100-67622013000200012>
- Outhwaite CL, McCann P, Newbold T (2022) Agriculture and climate change are reshaping insect biodiversity worldwide. *Nature* 605:97–102. <https://doi.org/10.1038/s41586-022-04644-x>
- Pennington RT, Lavin M, Oliveira-Filho A (2009) Woody plant diversity, evolution, and ecology in the tropics: Perspectives from seasonally dry tropical forests. *Annu Rev Ecol Evol Syst* 40:437–457. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.110308.120327>
- Pereira GCN, Coelho MS, Beirão MV, et al (2017) Diversity of fruit-feeding butterflies in a mountaintop archipelago of rainforest. *PLoS One* 12:1–20.
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0180007>
- Reis-Jr R, Oliveira ML, Borges GRA. 2015. RT4Bio: R Tools for Biologists (RT4Bio). R package version 1.0. <https://sourceforge.net/projects/rt4bio/> Acesso em 10 de agosto de 2023
- Ribeiro DB, Prado PI, Brown KS, Freitas AVL (2010) Temporal diversity patterns and phenology in fruit-feeding butterflies in the atlantic forest. *Biotropica* 42:710–716.
<https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2010.00648.x>
- Ribeiro DB, Batista R, Prado PI, et al (2012) The importance of small scales to the fruit-feeding butterfly assemblages in a fragmented landscape. *Biodivers Conserv* 21:811–827. <https://doi.org/10.1007/s10531-011-0222-x>
- Rosa AHB, Ribeiro DB, Freitas AVL (2023) How data curation and new geographical records can change the conservation status of threatened brazilian butterflies. *J Insect Conserv* 27:403–414. <https://doi.org/10.1007/s10841-023-00464-0>
- Sampaio AB, Scariot A (2011) Edge effect on tree diversity, composition and structure in a deciduous dry forest in central Brazil | Efeito De Borda Na Diversidade, Composição E

- Estrutura Da Comunidade Arbórea Em Uma Floresta Estacional Decidual No Brasil Central. *Rev Arvore* 35:1121–1134. <https://doi.org/10.1590/S0100-67622011000600018>
- Sant’Anna CLB, Ribeiro DB, Garcia LC, Freitas AVL (2014) Fruit-feeding butterfly communities are influenced by restoration age in tropical forests. *Restor Ecol* 22:480–485. <https://doi.org/10.1111/rec.12091>
- Santos AC, Sales PCL, Ribeiro DB, Silva PRR (2020) Habitat conversion affects beta diversity in frugivorous butterfly assemblages. *Stud Neotrop Fauna Environ* 55:180–192. <https://doi.org/10.1080/01650521.2019.1710335>
- Schulze CH, Waltert M, Kessler PJA, et al (2004) Biodiversity indicator groups of tropical land-use systems: comparing plants, birds, and insects. *Ecological Applications*, 14: 1321-1333. <https://doi.org/10.1890/02-5409>
- Silva JO, Espírito-Santo MM, Melo GA (2012) Herbivory on *Handroanthus ochraceus* (Bignoniaceae) along a successional gradient in a tropical dry forest. *Arthropod Plant Interact* 6:45–57. <https://doi.org/10.1007/s11829-011-9160-5>
- Silva JO, Leal CRO, Espírito-Santo MM, Morais HC (2017) Seasonal and diel variations in the activity of canopy insect herbivores differ between deciduous and evergreen plant species in a tropical dry forest. *J Insect Conserv* 21:667–676. <https://doi.org/10.1007/s10841-017-0009-9>
- Silva VD, Beirão MV, Cardoso DC (2020) Thermal tolerance of fruit-feeding butterflies (Lepidoptera: Nymphalidae) in contrasting mountaintop environments. *Insects* 11:278. <https://doi.org/10.3390/insects11050278>
- Siqueira FFS, Ribeiro-Neto JD, Tabarelli M, et al (2018) Human disturbance promotes herbivory by leaf-cutting ants in the Caatinga dry forest. *Biotropica* 50:779–788. <https://doi.org/10.1111/btp.12599>
- Storch D, Gaston KJ (2004) Untangling ecological complexity on different scales of space and time. *Basic Appl Ecol* 5:389–400. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2004.08.001>
- Tabarelli M, Leal IR, Scarano FR, Silva JMC (2018) Caatinga: legado, trajetória e desafios rumo à sustentabilidade. *Cienc Cult* 70:25–29. <https://doi.org/10.21800/2317-66602018000400009>
- Uehara-Prado M, Brown KS, Freitas AVL (2007) Species richness, composition and abundance of fruit-feeding butterflies in the Brazilian Atlantic Forest: comparison between a fragmented and a continuous landscape. *Glob Ecol Biogeogr* 0:061120101210014-??? <https://doi.org/10.1111/j.1466-822x.2006.00267.x>
- Velloso AL, Sampaio EVSB, Pareyn FGC (2002) Ecorregiões: Propostas para o Bioma

Caatinga; resultados do seminário de planejamento ecorregional da Caatinga.

Veloso HP, Rangel Filho ALR, Lima JCA (1991) Classificação da Vegetação Brasileira

Adaptada a um Sistema Universal. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Rio de Janeiro, Brasil. <https://jbb.ibict.br/handle/1/397>. Acesso em 02 de dezembro de 2022

WallisDeVries MF, Parkinson AE, Dulphy JP, Sayer M, Diana E (2007), Effects of livestock breed and grazing intensity on biodiversity and production in grazing systems. 4. Effects on animal diversity. *Grass and Forage Science*, 62: 185-197.

<https://doi.org/10.1111/j.1365-2494.2007.00568.x>

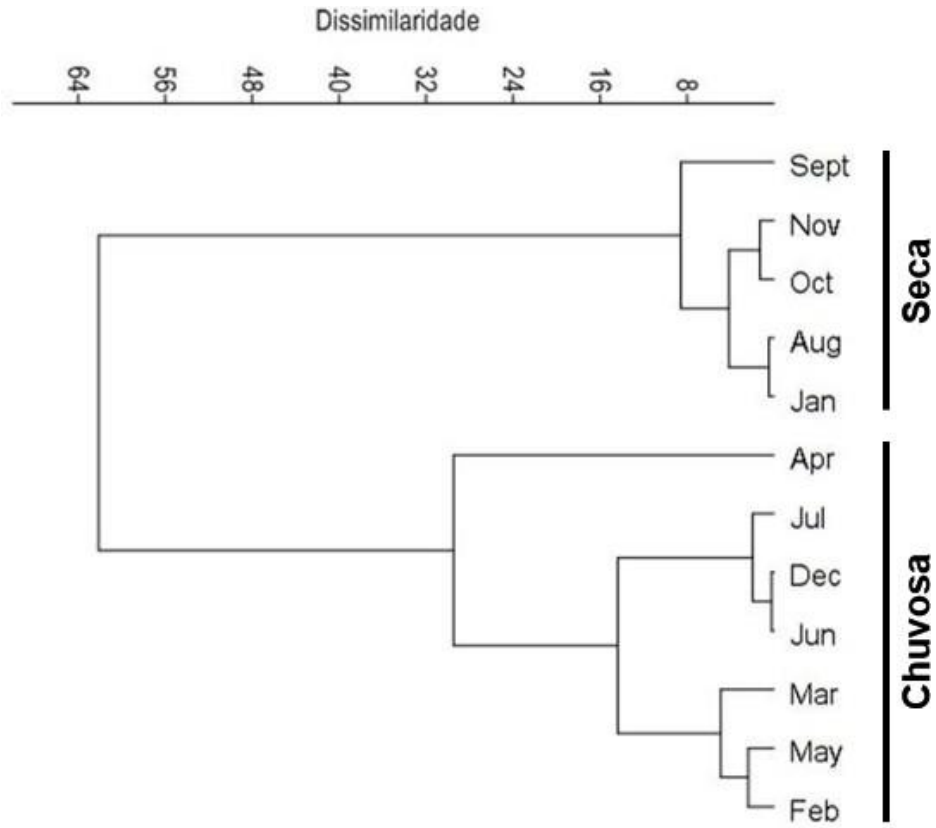
Wardhaugh CW (2014) The spatial and temporal distributions of arthropods in forest canopies: Uniting disparate patterns with hypotheses for specialisation. *Biol Rev* 89:1021–1041. <https://doi.org/10.1111/brv.12094>

Zacca T, Bravo F (2012) Borboletas (Lepidoptera: Papilionoidea e Hesperioidea) da porção norte da chapada Diamantina, Bahia, Brasil. *Biota Neotrop* 12:117–126.

<https://doi.org/10.1590/S1676-06032012000200012>

ANEXOS

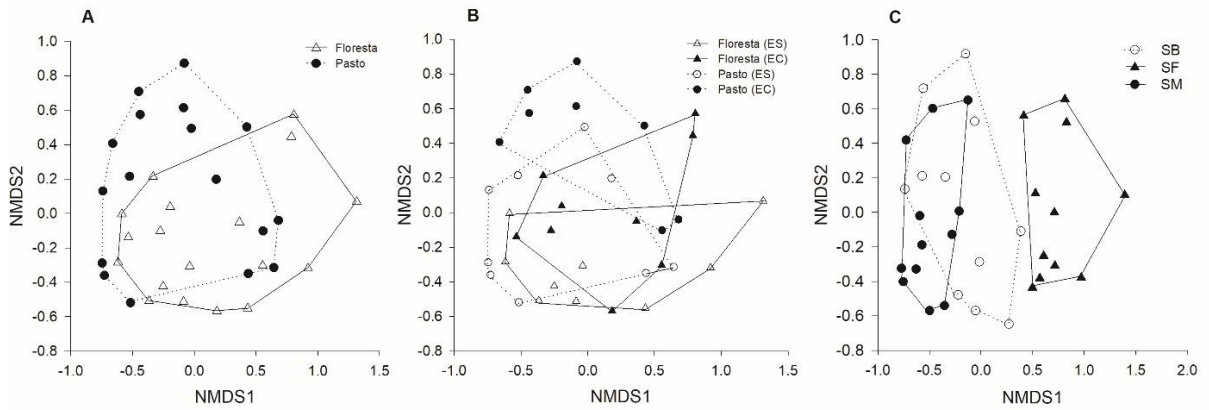
Anexo 1. Dendrograma realizado através do método de ligação baseado na distância média (UPGMA) para agrupar os meses secos e chuvosos da região de coleta dos dados.



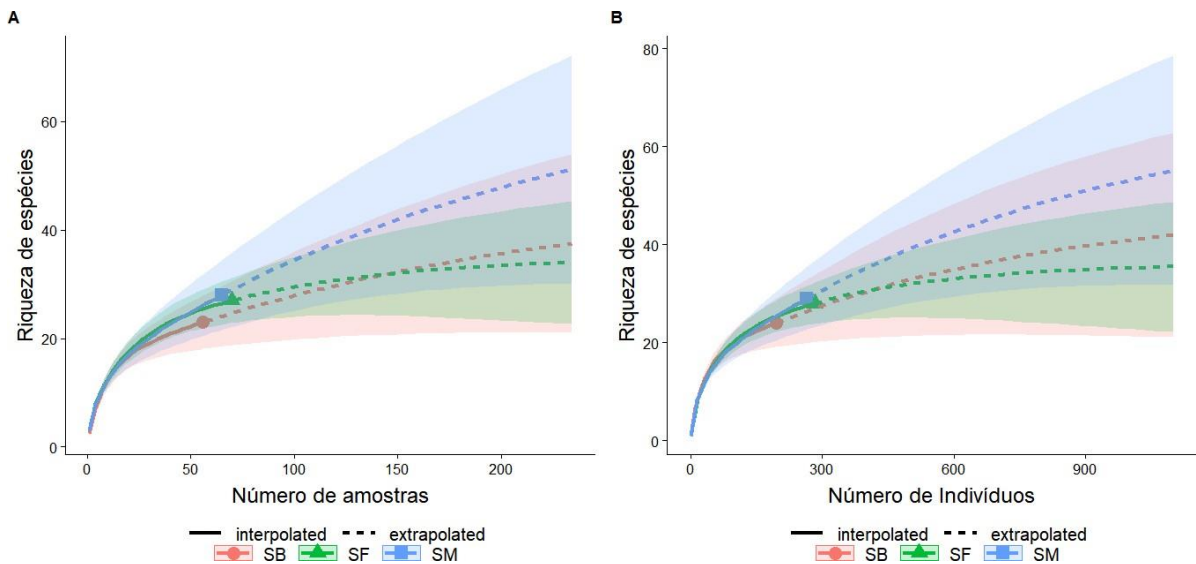
Anexo 2. Lista de espécies de borboletas frugívoras registradas durante a amostragem do estudo. SB = Serra da Bananeira, SF = Serra da Fumaça; SM = Serra do Mamão; F = Floresta, T = Transição, P = Pastagem.

Subfamília/Espécie	Local									Estação		Total
	SB			SF			SM			Seca	Chuvosa	
	F	T	P	F	T	P	F	T	P			
Biblidinae (12)												
<i>Hamadryas februa</i> (Hübner, 1823)	96	9	17	10	2	22	88	11	17	177	95	272
<i>Hamadryas feronia</i> (Linnaeus, 1758)	1	2	14		1	6	2		10	10	26	36
<i>Hamadryas arinome</i> (Lucas, 1853)				4	1						5	5
<i>Hamadryas epinome</i> (C. Felder & R. Felder, 1867)			1	4	2				1	6	2	8
<i>Myscelia orsis</i> (Drury, 1782)	3					1	1			1	4	5
<i>Biblis hyperia</i> (Cramer, 1779)	4		7	3	1	4	36	17	40	13	99	112
<i>Eunica tatila</i> (Herrich-Schäffler, 1855)	8		2		1		13	2	1	15	12	27
<i>Dynamine postverta</i> (Cramer, 1779)	1						2	2		1	4	5
<i>Callicore sorana</i> (Godart, 1824)			6			1	2	2	7	6	12	18
<i>Temenis laothoe</i> (Cramer, 1777)						1				1	2	2
<i>Paulogramma pygas</i> (Godart, 1824)							4	3	1	4	4	8
<i>Mestra dorcas</i> (Fabricius, 1775)						2					2	2
Charaxinae (7)												
<i>Hypna clytemnestra</i> forbesi (Godman & Salvin, 1884)	9	2			1	4	4	1		9	12	21
<i>Fountainea ryphea</i> (Cramer, 1775)	1					1	1		1	3	1	4
<i>Fountainea glycerium cratais</i> (Hewitson, 1874)	12	3	3	1		2	15	5	8	30	19	49
<i>Fountainea halice moretta</i> (H. Druce, 1877)							10	2	3	3	12	15
<i>Siderone galanthis</i> (Cramer, 1775)	2								1		3	3
<i>Zaretis strigosus</i> (Gmelin, 1790)							1				1	1
<i>Prepona laertes</i> (Hübner, 1811)							1				1	1
Nymphalinae (3)												
<i>Colobura dirce</i> (Linnaeus, 1758)				5	1						6	6
<i>Historis odius</i> (Fabricius, 1775)			1			1			1		3	3
<i>Junonia evarete</i> (Cramer, 1779)									1		1	1
Satyrinae (14)												
<i>Pareuptychia ocirrhoe</i> (Fabricius, 1776)									1		1	1
<i>Pharneuptychia ca. pharnabazos</i> (Bryk, 1953)	3	4				1	20	3	1	17	15	32
<i>Paryphthimoides poltys</i> (Prittwitz, 1865)	18	1	1	73	19	112	4	2		102	128	230
<i>Paryphthimoides phronius</i> (Godart, 1824)	1			1		1		2		3	2	5
<i>Opsiphanes invirae</i> (Hübner, 1808)	2		1	2		1	1		2		9	9
<i>Opsiphanes cassiae</i> (Linnaeus, 1758)							1				1	1
<i>Magneuptychia lethra</i> (Möschler, 1883)				1		1				1	1	2
<i>Yphthimoides ochracea</i> (A. Butler, 1867)	13	1	1	9	4	43			1	41	31	72
<i>Yphthimoides renata</i> (Stoll, 1780)	6		1		1	7				5	10	15
<i>Yphthimoides pacta</i> (Weymer, 1911)		2		4		4				3	7	10
<i>Yphthimoides celmis</i> (Godart, 1824)		1		2		5	1			3	6	9
<i>Taygetis sylvia</i> (Bates, 1866)				17	1	35				27	26	53
<i>Taygetis thamyra</i> (Cramer, 1779)	5			11	3	19			1	10	29	39
<i>Hermeuptychia sp1.</i> (Forster, 1964)	4		3	1		2				7	3	10

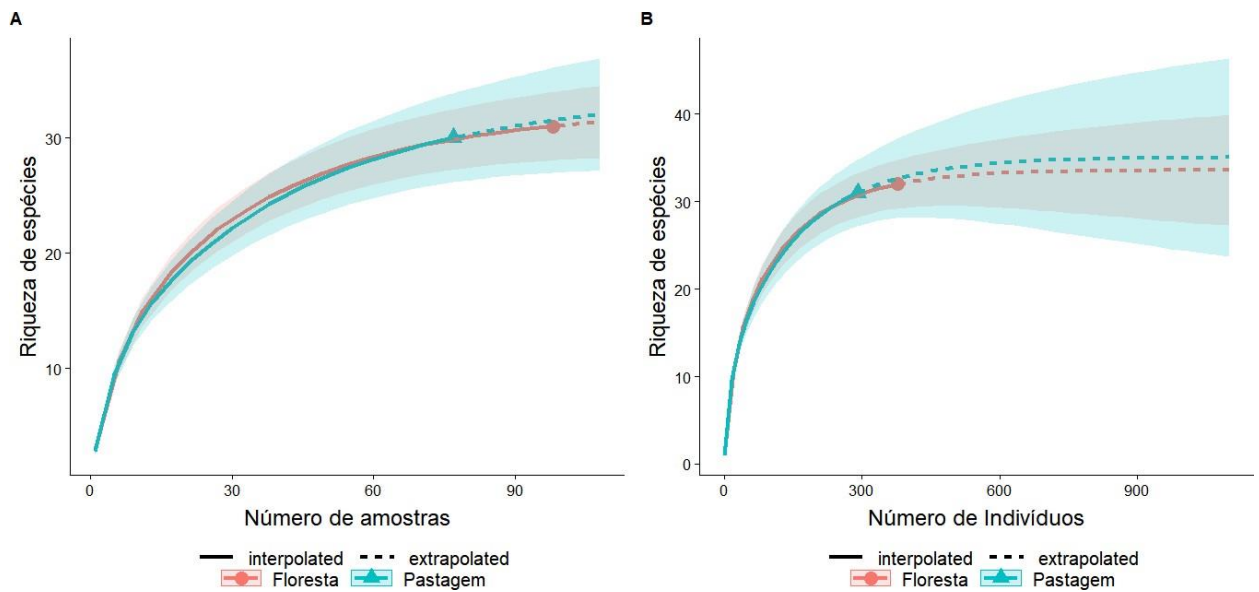
Anexo 3. NMDS ilustrando a composição de borboletas frugívoras (A) entre os ambientes de floresta e pastagem (n = 36; stress = 0.19), (B) entre os ambientes dentro de cada estação (n = 36; stress = 0.19), e (C) entre as diferentes serras (n=36; stress = 0.19). Siglas: ES = Estação seca; EC = Estação chuvosa; SB = Serra da Bananeira, SF = Serra da Fumaça, SM = Serra do Mamão.



Anexo 4. Curvas de acumulação de espécies de borboletas frugívoras por (A) amostras e (B) por indivíduos das serras utilizadas na amostragem. SB = Serra da Bananeira, SF = Serra da Fumaça, SM = Serra do Mamão.



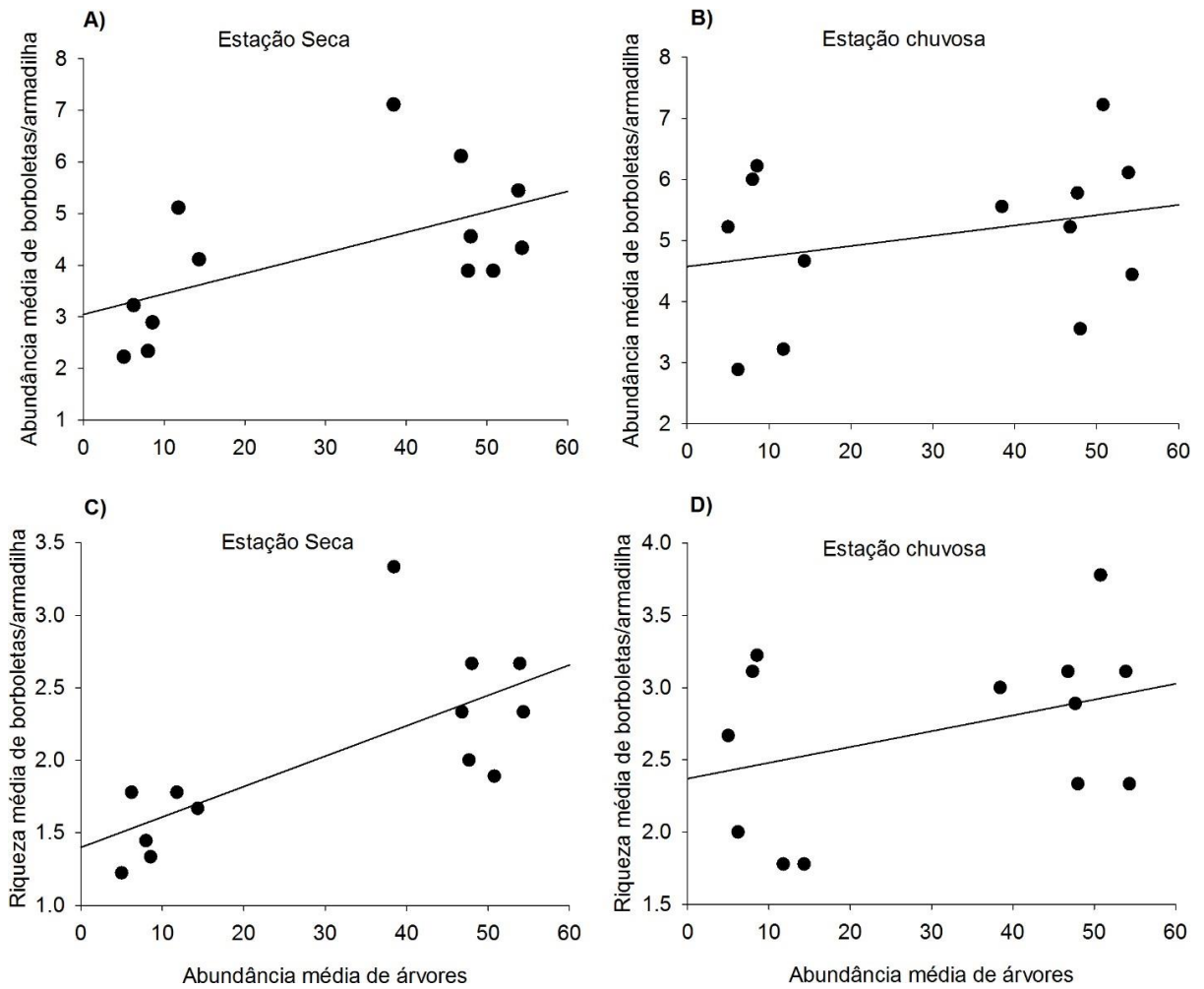
Anexo 5. Curvas de acumulação de espécies de borboletas frugívoras por (A) amostras e (B) por indivíduos, agrupando os dados das duas estações entre os diferentes ambientes (floresta e pastagem).



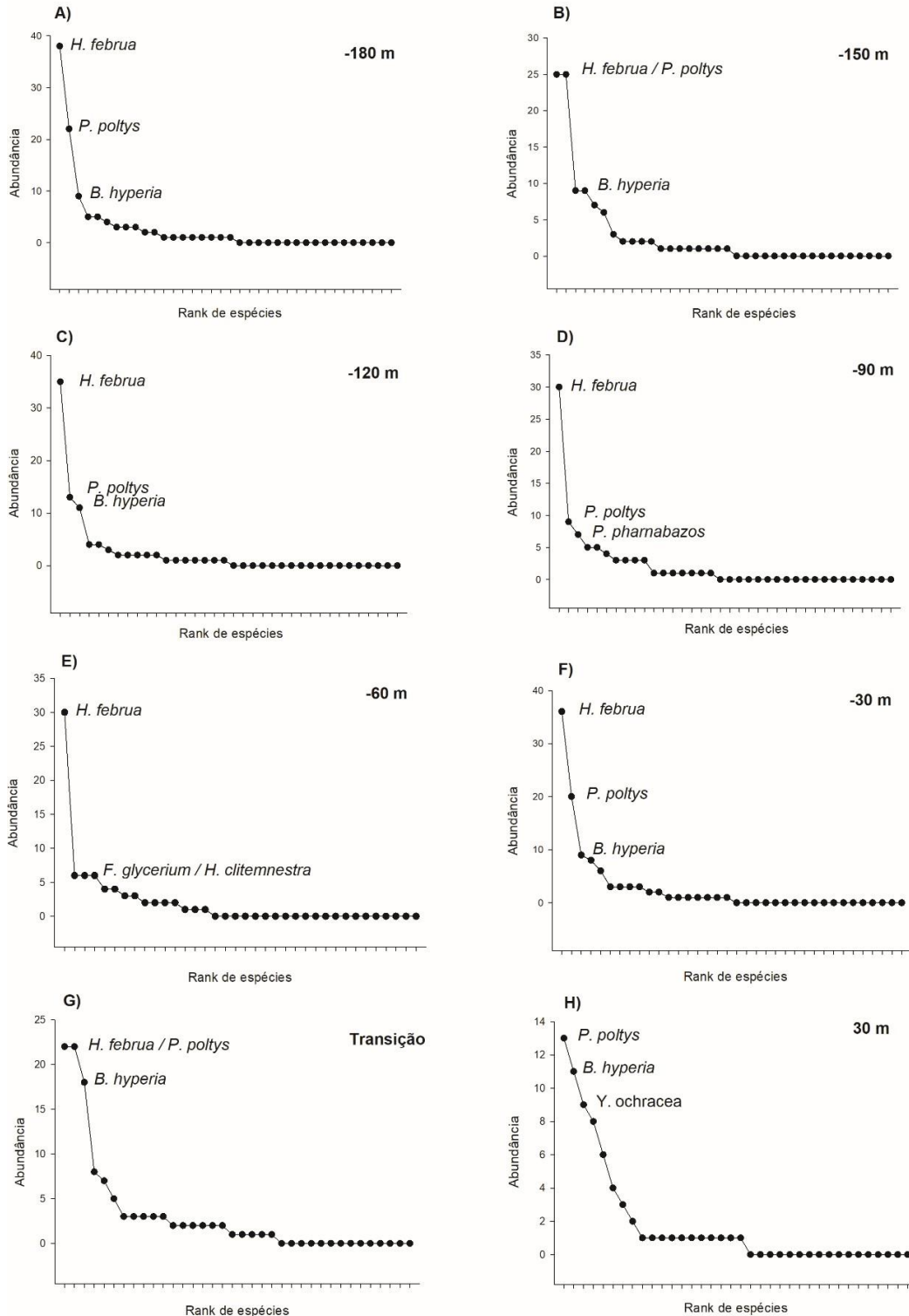
Anexo 6. Demonstração dos resultados dos GLMs a respeito do efeito da quantidade média de árvores e do gradiente sobre a abundância e a riqueza de borboletas entre as diferentes estações. Siglas: ES = estação seca; EC = estação chuvosa.

Variável dependente	Variáveis explicativas	F	df	p
Abundância	Quantidade média de árvores (ES)	8.1634	1	0.03
	Quantidade média de árvores (EC)	6.7383	1	0.04
	Gradiente (ES)	3.0487	1	0.16
	Gradiente (EC)	2.12515	1	0.29
Riqueza	Quantidade média de árvores (ES)	4.75871	1	0.02
	Quantidade média de árvores (EC)	2.2554	1	0.03
	Gradiente (ES)	1.2732	1	0.04
	Gradiente (EC)	0.91277	1	0.14

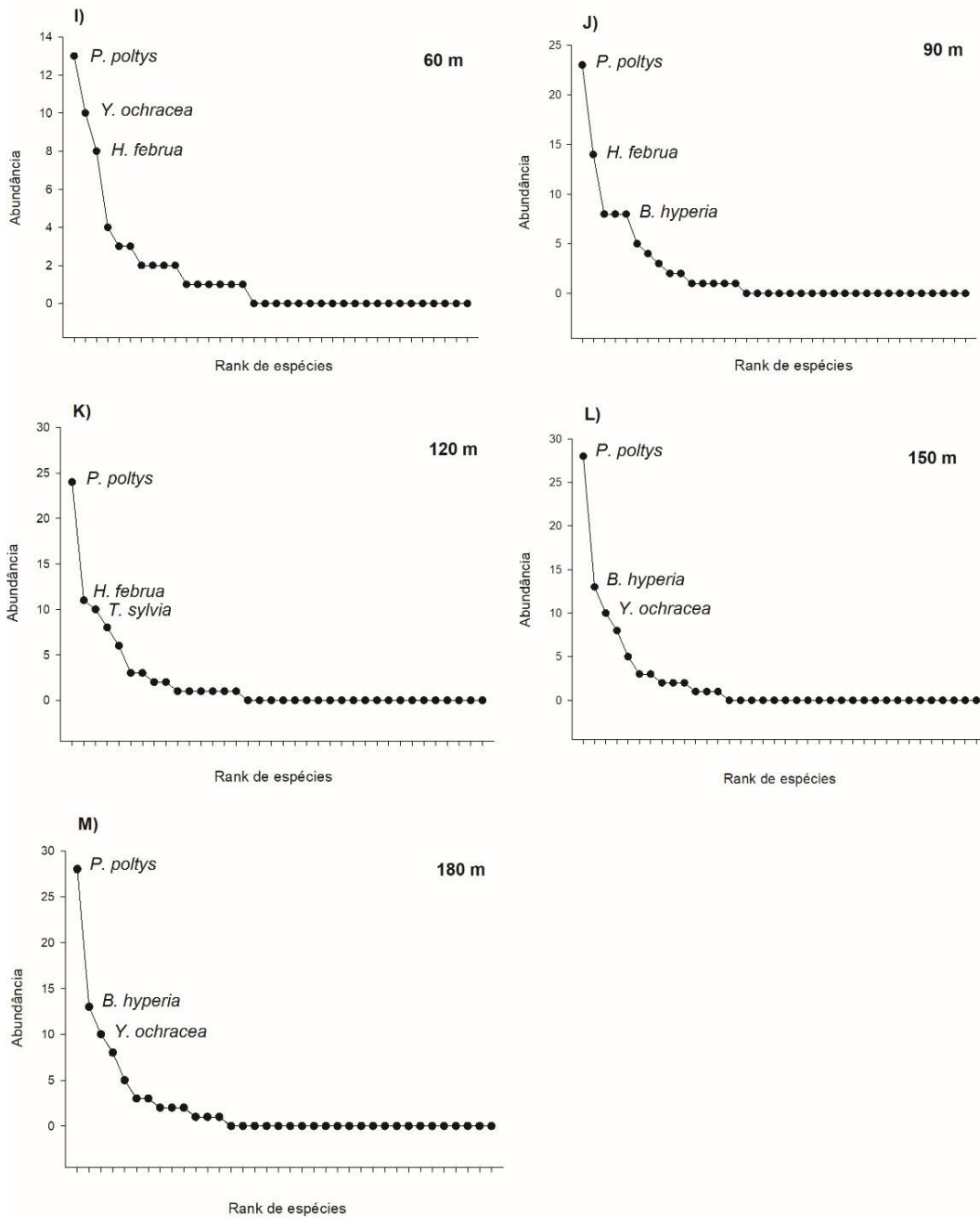
Anexo 7. Efeito da abundância de árvores sobre a abundância (A e B) e riqueza (C e D) de espécies de borboletas frugívoras durante a estação chuvosa e seca (n=13).



Anexo 8. Rank de abundância de espécies de borboletas frugívoras por armadilhas dos transectos montados no gradiente ambiental de floresta-transição-pastagem. Os valores negativos (-30 m a -180 m) referem-se às armadilhas da floresta (A, B, C, D, E, F); (G) armadilhas da transição; os valores positivos (30 m a 180 m) referem-se às armadilhas da pastagem (H, I, J, K, L, M). Apenas as três espécies mais abundantes de cada ponto amostral foram nomeadas nos gráficos.



Continuação - Anexo 8



APÊNDICES

Apêndice 1. Carta de solicitação à Prefeitura de Pindobaçu, Bahia, com pedido de autorização para a realização de coleta de dados, referente ao presente estudo, na Serra da Fumaça, após a publicação do decreto N.º 046, de 09 de fevereiro de 2023, o qual “Estabelece, em caráter provisório e excepcional, as medidas e os procedimentos de controle de acesso e de acompanhamento de visitantes às áreas da Serra e Complexo de Cachoeiras do Povoado Municipal de Lutanda, e dá outras providências.”



Universidade Estadual de Feira de Santana
Programa de Pós-graduação em Ecologia e Evolução
 Av. Transnordestina s/n, Novo Horizonte. CEP 44036-900,
 Feira de Santana, Bahia



CARTA DE SOLICITAÇÃO

Senhor do Bonfim, 13 de abril de 2023

À Secretaria Municipal de Meio Ambiente de Pindobaçu

Assunto: Pedido de autorização para realização de pesquisa científica na Serra da Fumaça

Prezados(as),

Venho solicitar autorização para a realização de coleta de dados na Serra da Fumaça nos dias 17, 18 e 19 de abril de 2023. A coleta de dados é referente à dissertação de mestrado da discente Gabriela de Araújo Silva, intitulada “Variação espaço-temporal de borboletas frugívoras na Serra da Jacobina, Bahia, Brasil”, vinculado ao Programa de Pós-graduação em Ecologia e Evolução da Universidade Estadual de Feira de Santana. A pesquisa visa fornecer dados a respeito da diversidade de borboletas na região e servirá de material para futuro plano de manejo da serra, auxiliando na conservação ambiental.

Atenciosamente,

Gabriela de Araújo Silva

(Handwritten signature)
 Cláudia S. S. Silva
 Discente
 Universidade Estadual de Feira de Santana
 Secretaria de Meio Ambiente