

UNIVERSIDADE FEDERAL DE PELOTAS
Instituto de Biologia
Programa de Pós Graduação em Entomologia



Dissertação

**Borboletas Frugívoras como Bioindicadoras Frente ao Impacto da Mineração
em Unidade de Conservação na Amazônia Brasileira**

Monayra Silva Batista

Pelotas, 2022

Monayra Silva Batista

**Borboletas Frugívoras como Bioindicadoras Frente ao Impacto da Mineração
em Unidade de Conservação na Amazônia Brasileira**

Dissertação apresentada ao
Programa de Pós-Graduação em
Entomologia do Instituto de Biologia
da Universidade Federal de Pelotas
como requisito parcial à obtenção do
título de Mestre em Entomologia.

Orientador: Marco Silva Gottschalk

Coorientador: Cristiano Agra Iserhard

Pelotas, 2022

Universidade Federal de Pelotas / Sistema de Bibliotecas
Catalogação na Publicação

B333b Batista, Monayra Silva

Borboletas frugívoras como bioindicadoras frente ao impacto da mineração em unidade de conservação na Amazônia brasileira / Monayra Silva Batista ; Marco Silva Gottschalk, orientador ; Cristiano Agra Iserhard, coorientador. — Pelotas, 2022.

67 f. : il.

Dissertação (Mestrado) — Programa de Pós-Graduação em Entomologia, Instituto de Biologia, Universidade Federal de Pelotas, 2022.

1. Biodiversidade. 2. Borboletas. 3. Mineração. 4. Unidade de conservação. 5. Amazônia. I. Gottschalk, Marco Silva, orient. II. Iserhard, Cristiano Agra, coorient. III. Título.

CDD : 595.789

Monayra Silva Batista

Borboletas Frugívoras como Bioindicadoras Frente ao Impacto da Mineração em
Unidade de Conservação na Amazônia Brasileira

Dissertação aprovada, como requisito parcial, para obtenção do grau de Mestre em
Ciências, Programa de Pós-Graduação em Entomologia, Instituto de Biologia,
Universidade Federal de Pelotas.

Data da Defesa: 14/04/2022

Banca examinadora:

Prof. Dr. Marco Silva Gottschalk (Orientador)
Doutor em Biologia Animal pela Universidade Federal do Rio Grande do Sul
(UFRGS)

Prof. Dr. Marcio Uehara Prado
Doutor em Ecologia pela Universidade Estadual de Campinas (UNICAMP)

Profª. Dra. Renata Alves Da Mata
Doutora em Ecologia pela Universidade de Brasília (UnB)

À Rita e Francisco (in memoriam)

Agradecimentos

Gratidão à Mãe Natureza, que tudo cria e dá vida!

Ao meu querido orientador Dr. Marco Gotschalk que me aceitou, acolheu e me instruiu nessa caminhada, estando sempre presente e disposto a me ajudar e a ensinar no que eu precisasse. Gratidão imensa pela empatia e por tornar esta dissertação o mais leve possível.

À minha querida e amada Dra. Andréa Siqueira que sempre me inspirou e tanto me ajudou durante esses anos. Sou grata!

Ao professor Dr. Cristiano Agra por toda amizade, acolhimento e conhecimentos ensinado durante esses anos.

Ao Programa de Pós-Graduação em Entomologia, na forma de seus funcionários e professores. Aos mestres, todo meu carinho e respeito por abraçarem a educação de nosso país. Marco Marinho, obrigada por ser o melhor coordenador possível!

À Gis, Márcio, Francisca pelos dias de levantamento e companheirismo. Obrigada por aguentarem a trilha “segura na mão de deus e vai!” sempre motivados a me ajudar. Gratidão!

Aos profissionais ICMBio, em especial ao André pela confiança e apoio. Gratidão a equipe Mosaico de Carajás, Silvana e ‘Seu’ Zé que são sempre muito atenciosos e queridos, obrigada pelo apoio e facilidade na logística de campo.

Aos guardas-florestais que sempre estiveram prontos em nos ajudar e acompanhar durante os dias de coleta, Gilvanildo, ‘Seu’ Zé Carlos, ‘Seu’ Sebá. Muito Obrigada!

Agradeço aos pesquisadores Augusto Henrique Batista Rosa e Thamara Zacca, pela ajuda nas identificações das borboletas.

Gratidão à minha família, mãe Anita e irmãos – Sté e Mayara, que sempre me apoiaram em minhas decisões e indecisões, sempre entenderam minha essência e sempre acreditaram em mim. O amor de vocês brilha!

Aos amigos que ganhei em Pelotas que tornaram a estadia na cidade mais feliz, Grati, Zé, Dionatan, Gui Sinotti, Dani, Gui Salgueiro, Bruxinho, Maria,

Claudinha, Vanessa, Midori. Gratidão pelo acolhimento, amor, e pelos lindos momentos de companheirismo. Sempre os levarei em meu coração.

À minha segunda Família que me acolheu durante o primeiro ano de pandemia no Paraná, Raquel, Fernando, Bidudi, Dani, Vó Sueli, Vó Luiza, Tia Sandra, Tia Lu, Cali e a criança mais legal do mundo, Maria.

Aos meus amigos Wendelo, Caio, Lucas e Vanessa por sempre estarem ao meu lado. Amo vocês!

Ao meu Companheiro Guilherme pela amizade, amor e paciência.

Ao meu filho Francisco, razão de todo meu esforço e dedicação. Minha estrelinha que sempre será luz em minha vida.

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

Agradeço à CAPES (Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior), pelo fomento à pesquisa e concessão da bolsa de estudos.

Gratidão aos mestres, aos guias, ao amor.

*Isto sabemos
Todas as coisas estão ligadas
Como o sangue
Que une uma família...
Tudo o que acontece com a Terra,
Acontece com os filhos da Terra.
O homem não tece a teia da vida;
Ele é apenas um fio.
Tudo o que faz à teia,
Ele faz a si mesmo.*

*(Ted Perry, inspirado no Chefe Seattle
- parte integrante do Livro
A Teia da Vida de Fritjof Capra)*

RESUMO

BATISTA, Monayra Silva. **Borboletas Frugívoras como Bioindicadoras Frente ao Impacto da Mineração em Unidade de Conservação na Amazônia Brasileira.** Orientador: Marco Silva Gottschalk 2022. 67 f. Dissertação (Mestrado em Entomologia) - Instituto de Biologia, Universidade Federal de Pelotas, Pelotas, 2022.

Os impactos ambientais que a mineração causa em unidades de conservação (UC) ainda é um tema pouco explorado no campo científico. Mesmo assim, já é reconhecido que praticamente toda atividade de mineração provoca impactos ambientais, tanto de forma direta, como com a supressão da vegetação local, quanto de forma indireta, através de substâncias que podem intoxicar a biota e corpos hídricos do entorno. Esses impactos afetam diferentes grupos de organismos e podem variar em intensidade e tipo. Um dos táxons que mais rapidamente responde aos impactos antrópicos é Insecta. Uma vez que centenas de UC brasileiras possuem alguma porção de seu território sobrepostas por processos minerários ativos, esta dissertação aborda o tema a fim de estimular a reflexão e analisar o alcance destes impactos nestas áreas em meio ao cenário produzido pelas atividades do setor minerário. Desta forma, nosso objetivo foi verificar como as assembleias de borboletas frugívoras respondem a perturbações causadas pela atividade de mineração através do estudo de seu efeito de borda na Floresta Nacional do Tapirapé-Aquiri (Estado do Pará, Brasil). O acompanhamento de áreas no entorno da mina Salobo foi realizado em transecções de 1700 metros de comprimento a partir da borda da floresta, e demonstrou que a comunidade de borboletas local apresenta padrões de diversidade distintos ao longo do gradiente espacial estudado. O efeito de borda promoveu uma distinção da composição de espécies, um aumento na dominância, uma diminuição da riqueza de espécies e na abundância. Esse efeito foi observado em todo o gradiente, mas de forma mais acentuada até 100 metros no interior da Mata. A tribo Satyrini foi a mais abundante na amostragem e apresentou correlação positiva entre sua abundância e a distância da borda da vegetação, assim como a tribo Haeterini, que também apresentou valores de indicação elevados para distâncias maiores que 300m, servindo como eficazes indicadores de vegetação conservada.

Palavras-Chave: Biodiversidade. Borboletas. Mineração. Unidade de Conservação. Amazônia.

ABSTRACT

BATISTA, Monayra Silva. **Frugivorous Butterflies as Bioindicators Facing the Impact of Mining in a Conservation Unit in the Brazilian Amazon**. Advisor: Marco Silva Gottschalk. 2022. 67 f. Dissertation (Master in Entomology) - Institute of Biology, Federal University of Pelotas, Pelotas, 2022.

The environmental impacts that mining causes in conservation units (UC) is still a topic little explored in the scientific field. Even so, it is already recognized that practically every mining activity causes environmental impacts, both directly, with the suppression of local vegetation, and indirectly, through substances that can intoxicate the biota and surrounding water bodies. These impacts affect different groups of organisms and can vary in intensity and type. One of the taxa that most quickly responds to anthropic impacts is Insecta. Since hundreds of Brazilian PAs have some portion of their territory overlapped by active mining processes, this dissertation addresses the topic in order to stimulate reflection and analyze the scope of these impacts in these areas amid the scenario produced by the activities of the mining sector. Thus, our objective was to verify how frugivorous butterfly assemblages respond to disturbances caused by mining activity through the study of its edge effect in the Tapirapé Aquiri National Forest (Pará State, Brazil). The monitoring of areas around the Salobo mine was carried out in transects of 1700 meters in length from the edge of the forest, and demonstrated that the local butterfly community presents distinct diversity patterns along the spatial gradient studied. The edge effect promoted a distinction in species composition, an increase in dominance, a decrease in species richness and abundance. This effect was observed throughout the gradient, but more pronouncedly up to 100 meters in the interior of the forest. The Satyrini tribe was the most abundant in the sampling and showed a positive correlation between its abundance and the distance from the edge of the vegetation, as well as the Haeterini tribe, which also showed high indication values for distances greater than 300m, serving as effective indicators of conserved vegetation.

Keywords: Biodiversity. Butterflies. Mining. Conservation Unit. Amazon.

Lista de Figuras

Figura 1	Localização da Floresta Nacional do Tapirapé-Aquiri	31
Figura 2	Esquema do delineamento amostral na área da mina do Projeto Salobo, apresentando a disposição das unidades amostrais utilizadas durante a pesquisa	32
Figura 3	Curva de acumulação de espécies observadas (Sobs) e dos estimadores de riqueza de espécies Chao, Jackknife 1 (Jack 1), Jackknife 2 (Jack 2), Bootstrap e Michaelis-Menten (MM) por amostras	37
Figura 4	Curva de regressão entre a riqueza de espécies de borboletas frugívoras e a distância da borda da floresta	39
Figura 5	Curva de regressão entre a abundância total de borboletas frugívoras e a distância da borda da floresta	40
Figura 6	Perfil de diversidade de Renyi das assembleias de borboletas frugívoras em cada distância da borda da floresta amostrada	40
Figura 7	Gráficos de Whittaker para cada uma das assembleias de borboletas frugívoras em cada distância da borda da floresta amostrada	41
Figura 8	Média da abundância absoluta das tribos de borboletas frugívoras por distância da borda da floresta	43
Figura 9	Análise de escalonamento multidimensional não-métrico (NMDS). A) Plano cartesiano formado pelas duas coordenadas calculadas	44

Lista de Tabelas

Tabela 1	Modelo linear multivariado entre a distância da borda da floresta (0, 100, 300, 700 e 1700 metros da borda) e as réplicas (cada uma das três trilhas) (variáveis independentes) e a riqueza observada (S) e abundância total (N) de borboletas frugívoras. gl = graus de liberdade, p = probabilidade do teste 38
----------	---

Lista de abreviaturas e siglas

UC	Unidade de Conservação
PADDD	<i>Protected Areas Downsizing, Downgrading and Degazettement</i>
PARNA	Parque Nacional
FLONA	Floresta Nacional
DNPM	Departamento Nacional de Produção Mineral
ICMbio	Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade
PM	Plano de Manejo
Mt	Metros Tonelada
Wt	Peso
g/t Au	Teor Aurífero
M	Metro
Km	Quilômetro
NMDS	<i>“Non-metric multidimensional scaling”</i>

Sumário

Introdução.....	13
Borboletas frugívoras como bioindicadores	14
O Projeto Salobo	15
Amazônia x PADDD	15
Mosaico Carajás e o PADDD	17
Hipóteses	18
Objetivos da Dissertação.....	19
Geral	19
Específicos	19
Referências	20
CAPÍTULO I	25
O Efeito de Borda em Florestas Adjacentes à Áreas de Mineração e Sua Implicação Para a Assembleia de Borboletas Frugívoras na Floresta Nacional do Tapirapé-Aquiri, Brasil.....	25
Resumo	26
Abstract.....	27
Introdução.....	28
Materiais e Métodos	30
Área de Estudo	30
Coleta	32
Análise de dados	34
Resultados	36
Discussão	45
Avaliação dos estimadores de riqueza de espécies	45
Padrões de distribuição da comunidade.....	45
Potenciais bioindicadores	47
Conclusão	49
Referências	50

Introdução

Diversidade biológica é um conceito multifacetado que tem sido um tema de interesse em ecologia e conservação. Os inúmeros processos que regulam a biodiversidade são conduzidos por variáveis bióticas e abióticas, interconectadas, dependentes de escala e afetam a distribuição de organismos de maneira complexa (LEVIN, 1992; WARDHAUGH, 2014). Documentar e conservar toda a biodiversidade é inatingível, especialmente em regiões megadiversas, devido a muitos fatores, como a grande diversidade, vastas dimensões geográficas e financiamento limitado para o estudo de conservação (DA MATA et al., 2008). O uso de bioindicadores surge como uma forma de objetivar as abordagens para a conservação e o monitoramento da biodiversidade (MAGURRAN; QUEIROZ, 2010).

A avaliação da sustentabilidade requer o entendimento e monitoramento das funções do ecossistema local, antes, durante e após o seu uso ou de seus produtos renováveis (BROWN JR., 1997). Os indicadores biológicos vêm sendo intensamente sugeridos, principalmente, pelo crescente número de trabalhos envolvendo a escolha de áreas prioritárias para conservação (MARGULES et al., 1988). Neste sentido, os invertebrados geralmente são considerados melhores bioindicadores que os vertebrados, devido à rapidez de resposta às mudanças ambientais, sua alta diversidade e facilidade de amostragem (PEARSON; CASSOLA, 1992; KREMEN et al., 1993; WEAVER, 1995). Esses organismos apresentam padrões mais estáveis de distribuição, maior biomassa e diversidade específica e são fundamentais para o funcionamento de ambientes terrestres (ANDERSEN, 1997). Vários grupos de invertebrados têm sido utilizados como bioindicadores. Contudo, os insetos merecem destaque por representarem o grupo mais diverso de animais, atuando como organismos-chave de vários processos regulatórios dos ecossistemas (ANDERSEN et al., 2001), além de representarem um grupo efetivo para a bioindicação (BROWN JR., 1991; 1997; KREMEN et al. 1993; MCGEOCH, 1998; HILTY; MERENLENDER, 2000; ANDERSEN, 2004; SAMWAYS, 2005), desempenhando um papel importante no desenvolvimento e progresso nesse campo de investigação (MCGEOCH, 2007). Dentre os insetos com potencial para uso em programas de monitoramento ambiental, as principais espécies pertencem às ordens

Coleoptera, Diptera, Hemiptera, Hymenoptera, Lepidoptera e Orthoptera (BROWN JR., 1997; MCGEOCH et al., 2011).

Neste estudo, utilizamos borboletas frugívoras (Lepidoptera, Nymphalidae) como modelo de estudo para bioindicação, uma vez que vem sendo demonstrada seu excelente desempenho nos estudos da Biologia da Conservação (BROWN JR., 1991; PYWELL et al., 2004; EDGE, 2005; FREITAS et al., 2006; VAN SWAAY et al., 2006; UEHARA-PRADO et al., 2007; SOGA et al., 2015; BONEBRAKE et al., 2010; MCGEOCH et al., 2011).

Borboletas frugívoras como bioindicadores

As borboletas são um dos grupos de invertebrados mais conhecidos e que vem aumentando gradativamente seu uso em monitoramento e avaliação ambiental (BROWN JR., 1991; NEW, 1997), pois respondem rapidamente às perturbações nos sistemas pela íntima associação com seus microhabitats e por serem especialistas em determinados recursos no ambiente (BROWN JR., 1997; FREITAS et al., 2003). Sua presença pode indicar uma continuidade de sistemas frágeis e comunidades ricas em espécies, e sua ausência uma perturbação ou fragmentação forte demais para manter a integridade dos sistemas e da paisagem (NEW et al., 1995; BROWN JR., 1996; BROWN JR; HUTCHINGS, 1997; BROWN JR; FREITAS, 1999).

De modo geral, as borboletas podem ser divididas em dois grupos com relação ao hábito alimentar dos adultos: 1) nectarívoras, que obtêm seus nutrientes primariamente de néctar de flores, e 2) frugívoras, as quais se alimentam de frutas em decomposição, seiva fermentada, excremento de animais e carcaças (DEVRIES et al., 1997). Na região Neotropical, somente representantes da família Nymphalidae dentro das subfamílias Satyrinae, Biblidinae (com exceção de *Dynamine*), Charaxinae e algumas tribos de Nymphalinae são consideradas frugívoras estritas (FREITAS et al. 2014). As borboletas frugívoras são facilmente amostradas com armadilhas contendo isca de fruta fermentada, o que permite que a amostragem em diferentes áreas ocorra de forma simultânea e padronizada (DEVRIES; WALLA, 2001). Além disso, são relativamente fáceis de observar e identificar taxonomicamente (DEVRIES et al., 1997; BLAIR, 1999; KREMEN, 1992). Isso torna o estudo da resposta das comunidades de borboletas à perturbação ambiental

acessível e de grande utilidade. Por exemplo, sabe-se que as borboletas têm utilidade na avaliação dos efeitos diretos e indiretos das mudanças ambientais, incluindo mudanças no clima. Condições criadas pela fragmentação de habitat e pela borda de floresta adjacente a ecossistemas com estrutura distinta provocam alterações na abundância, riqueza e composição de espécies em comunidades de borboletas frugívoras (BROWN; HUTCHINGS, 1997; DEVRIES et al., 1997; UEHARA-PRADO et al., 2007; FILGUEIRAS et al., 2016). Isto significa que as comunidades encontradas dentro de áreas de florestas contínuas e preservadas diferem das comunidades encontradas em áreas perturbadas pela fragmentação ou outras ações antrópicas. De acordo com Brown Jr. (1997), as mudanças ambientais devido aos efeitos das práticas agrícolas, da exploração madeireira, do desmatamento e da introdução de espécies vegetais exóticas podem ser muito prejudiciais às assembleias de borboletas, levando à extinção das espécies mais sensíveis. Assim, ao monitorar as assembleias de borboletas, podemos obter informações valiosas sobre como aplicar esforços de conservação para reverter a perda de biodiversidade (VAN SWAAY; WARREN, 2012).

O Projeto Salobo

O depósito de Salobo é um depósito de ouro e cobre de classe mundial localizado no sudeste do Cráton Amazônico, próximo ao limite norte da Província Carajás, no Domínio Carajás, estado do Pará. Descoberto em 1975, a mina somente entrou em operação em novembro de 2012 (SOUZA; VIEIRA, 2000). A mina do Salobo está dentro da Floresta Nacional Tapirapé-Aquiri, que possui uma área superior a 190 mil hectares. É o segundo projeto de cobre desenvolvido pela empresa Vale no Brasil. O empreendimento tem capacidade nominal estimada de 100 mil toneladas anuais de cobre em concentrado. Com a expansão da operação, Salobo II, a capacidade de produção do empreendimento será duplicada para 200 mil toneladas anuais do produto (VALE, 2015).

Amazônia x PADDD

O fenômeno conhecido como PADDD, do inglês '*Protected Area Downgrading, Downsizing and Degazettement*', nada mais é do que a

desclassificação de áreas protegidas, permitindo mais atividade humana dentro delas (*downgrading*), reduzindo sua extensão espacial (*downsizing*) ou eliminando seu status de proteção (*degazettement*) (MASCIA; PAILLER, 2011). Evidências recentes mostram que muitas áreas protegidas em todo o mundo estão perdendo proteções legais por meio deste processo (MASCIA; PAILLER, 2011; WWF, 2014).

O PADDD ocorre em escala global, afetando pelo menos 503.500 km² de terras protegidas em 57 países (MASCIA et al., 2014). Embora o PADDD tenha sido usado em alguns casos para melhorar a eficácia geral de uma rede de áreas protegidas (APs), as causas imediatas da maioria dos eventos PADDD decretados estão geralmente associadas à extração e desenvolvimento de recursos em escala industrial ou pressões e reivindicações de terras locais (MASCIA et al., 2014). Segundo Symes et al. (2015), as áreas protegidas com maior extensão são as mais ameaçadas pela desclassificação. O PADDD é particularmente relevante para países com extensas áreas protegidas (APs), como o Brasil, que possui a maior rede de unidades de conservação (UCs) do mundo, e onde se encontra a maior parte do bioma amazônico, onde está concentrado o maior número de APs no território nacional (IUCN e UNEP – WCMC, 2013; DNPM, 2016). As 316 UCs federais e estaduais da Amazônia protegem aproximadamente 1,4 milhão de km², distribuídos em 234 UCs de uso sustentável e 82 UCs de proteção integral. De acordo com a plataforma *PADDDtracker*, 46 eventos de PADDD ocorreram na Amazônia entre 1988 e 2018, totalizando 14 exclusões, cinco mudanças de categoria e 27 reduções de áreas, que afetaram 37 unidades de conservação (27 estaduais e 10 federais), em especial parques (12) e florestas (14) (WWF, 2019). As atividades que mais pressionam APs no bioma amazônico são, principalmente, associadas ao agronegócio, empresas de mineração, grileiros de terras e seus representantes no Poder Legislativo, e têm sido alvo recorrente de iniciativas para sua redução de tamanho, grau de proteção ou total exclusão (KOHLHEPP, 2002; WWF, 2019).

Estudo do WWF-Brasil (2018) aponta que 219 UCs possuem alguma porção de seu território sobreposta por processos minerários considerados ativos pela Agência Nacional de Mineração (ANM). Portanto, sendo a mineração um dos setores básicos da economia do país, é explorada em boa parte do território nacional,

sobretudo em UCs Federais do bioma amazônico (FARIAS, 2002). O estado do Pará é o maior detentor de UCs do país, sendo também o estado que possui maiores investimentos para atividade minerária (DNPM, 2016). Dentre as APs presente neste estado, temos o Mosaico de Carajás, no qual, as UCs que compõem este mosaico possuem intensa atividades minerárias em seu interior e suas áreas sofrem constantemente com o fenômeno PADDD. Tais UCs não estão incluídas na plataforma *PADDDtracker*, talvez devido à negligência de pesquisa sobre este fenômeno na região. No entanto, documentos como plano de manejo destas UCs, evidenciam ações fortíssimas deste fenômeno.

Mosaico Carajás e o PADDD

O Mosaico Carajás está inserido dentro da Serra dos Carajás, a maior província mineral do mundo, com jazidas de cobre, estanho, ouro, alumínio, manganês, níquel e ferro (SOUZA-FILHO et al., 2015). Situado no interior da Amazônia, na região Norte do Brasil, o mosaico Carajás é composto por seis UCs e uma Reserva Indígena, sendo: a Área de Proteção Ambiental do Igarapé Gelado (21.600,00 ha), a Reserva Biológica do Tapirapé (103.000,00 ha), o Parque Nacional dos Campos Ferruginosos (79.086,04 ha), a Reserva Indígena Xikrin do Cateté (439.000,00 ha) e três Florestas Nacionais, a FLONA Itacaiúnas (141.400,00 ha), a FLONA Tapirapé-Aquiri (190.000,00 ha) e a FLONA de Carajás (391.263,04 ha). Destas UCs, nas áreas do Parque Nacional dos Campos Ferruginosos e nas três FLONAS acontecem atividades minerárias intensas, sujeitando-as ao fenômeno PADDD, devido a .

No Plano de Manejo (PM) da FLONA Carajás consta um instrumento denominado 'Zoneamento Ecológico Econômico' (ZEE). Este instrumento possibilita a espacialização das decisões de manejo, projetando o que se espera no futuro da UC e objetiva diferenciar as áreas atribuídas em função das suas características, potencialidades e usos atuais e futuros. Nele, a UC é dividida em sete zonas: Preservação; Primitiva; Uso Público; Uso Especial; Manejo Florestal Sustentável; Mineração; e Conflitante (ICMBio, 2016).

Quando observamos as questões relacionadas com o PADDD no mosaico de Carajás, elas se aplicam pela possibilidade de revisão do PM da FLONA de Carajás. Zonas primitivas e zonas de uso sustentável podem se tornar zonas de mineração caso a empresa mineradora demonstre que as áreas possuam viabilidade econômica para o processo de exploração. Nesse sentido, teríamos então áreas que antes resguardariam ecossistemas naturais, revertidas em estruturas antrópicas e, consequentemente, haveria uma perda da área efetivamente preservada (*Downgrading*) e, como resultado, perda de biodiversidade local (IBAMA, 2004). Outra questão está relacionada à elaboração do PM da FLONA Tapirapé-Aquiri pela empresa responsável pelo empreendimento de mineração na região. O PM elaborado não aponta o ZEE, abrindo brechas para a mineração em outras áreas além do previsto, tal como, áreas legalmente protegidas (*Degazettement*).

Hipóteses

A mineração é uma atividade que provoca destruição maciça da flora e da fauna pela alteração em grande escala da topografia e modificação das propriedades físico-químicas do solo (SALOMÃO, 1992). Perturbações em ecossistemas terrestres podem afetar a estrutura e funcionamento da comunidade de vertebrados (VALLAN, 2000; WANGER et al., 2009; LOBO et al., 2011) e de invertebrados (LONGCORE, 2003). Como apresentado anteriormente, a região de Carajás apresenta um histórico de embate entre conservação e mineração dos ecossistemas (MARTINS, 2015). Os impactos ambientais relacionados à mineração sobre ecossistemas associados a jazidas minerais crescem em uma velocidade muito maior que o conhecimento sobre a ecologia de sua flora e fauna (JACOBI et al. 2011). Partindo desta premissa, este estudo teve como objetivo geral verificar como as assembleias de borboletas frugívoras respondem a perturbações causadas pela atividade de mineração na Floresta Nacional do Tapirapé-Aquiri.

Uma vez que as espécies de borboletas podem ajudar na preservação ambiental, atuando como indicadores da 'saúde' de muitos habitats e sistemas naturais sob pressão antrópica, como por processos minerários e seus efeitos, esta dissertação buscou responder as seguintes questões: 1) "as assembleias de

borboletas respondem às alterações causadas pela mineração, onde a riqueza de espécies diminui e sua composição se alteram em função da mesma?" 2) "as assembleias podem ser indicadoras das alterações ambientais causadas pela mineração na FLONA Tapirapé-Aquiri?"

Objetivos da Dissertação

Geral

Verificar o efeito de mineração da mina Salobo sobre assembleias de borboletas frugívoras na FLONA do Tapirapé-Aquiriri.

Específicos

- i) Levantar a composição de espécies de borboletas frugívoras no Mosaico Carajás;
- ii) Verificar como a assembleia de borboletas frugívoras responde à mineração;

Referências

- ANDERSEN, A. N. Ants as indicators of ecosystem restoration following mining: a functional group approach. **Pacific Conservation Biology**, v. 1, n. 1, p. 17, 1997.
- ANDERSEN, A. N. Use of terrestrial invertebrates for biodiversity monitoring in Australia rangelands, with particular reference to ants. **Austral Ecology**, v. 29, p. 87-92, 2004.
- ANDERSEN, A. N; LUDWIGJ. A; LOWEL.M & RENTZD, D. C.F. Grasshopper Biodiversity And Bioindicators In Australian Tropical Savannas: Responses To Disturbance In Kakadu National Park. **Austral Ecology**, v. 26, n. 3, p. 213-222, 2001.
- BLAIR, R. B. Birds and butterflies along an urban gradient: surrogate taxa for assessing biodiversity? **Ecological Applications**, v. 9, n. 1, p. 164-170, 1999.
- BONEBRAKE, T. C et al. More than just indicators: a review of tropical butterfly ecology and conservation. **Biological Conservation**, v. 143, p. 1831-1841, 2010.
- BROWN JR., K. S; FREITAS, A. V. L. **Biodiversidade do Estado de São Paulo, Brasil: Síntese do Conhecimento ao Final do Século XX**. Invertebrados terrestres. C. R. F. Brandão & E. M. Cancellato (eds.). São Paulo, FAPESP, v. 5, n. 18, p. 279, 1999.
- BROWN JR., K.S; HUTCHINGS, W.R. Disturbance, fragmentation, and the dynamics of diversity in Amazonian forest butterflies. In: W.F. LAURENCE & R.O. BIERREGAARD JR (Eds). **Tropical forest remnants: ecology, mangement and conservation of fragmented communities**. Chicago, University of Chicago Press. p. 91-110, 1997.
- BROWN JR., K.S. Diversity of Brazilian Lepidoptera: history of study, methods for measurement, and use as indicator for genetic, specific and system richness. In: C.E.M. BICUDO & N.A. MENEZES (Eds). **Biodiversity in Brazil: a first approach**. São Paulo, Instituto de Botânica, CNPq, p. 221-253, 1996.
- BROWN JR., K.S. Conservation of Neotropical Environments: Insects as Indicators. In the conservation of insects and their habitats (N.M.Collins & J.A.Thomas, eds). **Academic Press**, London, p. 350-404, 1991.
- DA MATA, R. A; MCGEOCH, M; TIDON, R. Drosophilid assemblages as a bioindicator system of human disturbance in the Brazilian savanna. **Biodiversity and Conservation**, v. 17, p. 2899-2916, 2008.
- DEVRIES, P. J. Stratification of fruit-feeding nymphalid butterflies in a Costa Rican rainforest. **Journal of Research on the Lepidoptera Z6**, v. 26, p. 98-108, 1988.
- DEVRIES, P. J; WALLA, T. R. Species diversity and community structure in neotropical fruit-feeding butterflies. *Biological Journal of the Linnean Society*, v. 74, p. 1-15, 2001.
- DEVRIES, P. J; WALLA, T. R; GREENEY, H. F. Species diversity in spatial and temporal dimensions of fruit-feeding butterflies from two Ecuadorian rainforests. **Biological Journal of the Linnean Society**, v. 68, p. 333-353, 1997.

- DNPM. Informe mineral do Estado do Pará: Ano base 2016. Departamento Nacional de Produção Mineral, 2016. Disponível em: <http://www.dnpm.gov.br/dnpm/publicacoes/serie-estatisticas-e-economia-mineral/anuario-mineral/anuario-mineral-estadual/para/amest-2017_pa_v1>. Acesso em 02 fev. 2022.
- EDGE D. A. Butterfly conservation in the southern Cape. **Metamorphosis**, v. 16, p. 28-46, 2005.
- FARIAS, C. E. G. Mineração e meio ambiente no Brasil. **Relatório do CGEE/PNUD**, v. 76, p. 2, 2002.
- FILGUEIRAS, B. K et al. Fruit-feeding butterflies in edge-dominated habitats: community structure, species persistence and cascade effect. **Journal of insect conservation**, v. 20, p. 539-548, 2016.
- FREITAS, A. V. L. et al. Insetos como indicadores de conservação da paisagem. In: Rocha CDF, Bergallo HG, Van Sluys M, Alves MAS (eds) *Biologia da Conservação: Essências*. Rima, São Carlos, p. 357-384, 2006.
- FREITAS, A.V.L.; FRANCINI, R.B.; BROWN JR., K.S. Insetos como indicadores ambientais. In: Cullen, L.; Rudran, R.; Valladares-Pádua, C. (Eds.). **Métodos de estudos em biologia da conservação e manejo da vida silvestre**. Editora da UFPR, Curitiba, Brasil. p. 125-161, 2003.
- FREITAS, A. V. L. et al. Studies with butterfly bait traps: an overview. *Revista Colombiana de Entomología*, v. 40, p. 203-212, 2014.
- HILTY, J; MERENLENDER, A. Faunal indicator taxa selection for monitoring ecosystem health. **Biological Conservation**, v. 92, p. 185-197, 2000.
- IBAMA - Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. Companhia Vale do Rio Doce. STCP Engenharia de Projetos Ltda. **Plano de Manejo para Uso Múltiplo da Floresta Nacional de Carajás**. Brasília: MMA, 2004.
- ICMBIO - Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. STCP Engenharia de Projetos Ltda. **Plano de Manejo da Floresta Nacional de Carajás**. Volume I: Diagnóstico. Brasília: MMA, 2016.
- IUCN, and UNEP-WCMC. **The World Database on Protected Areas (WDPA)**: (UNEP-WCMC), 2013. Cambridge, UK. Available at: <http://www.protectedplanet.net>. Acesso em: 01 de outubro de 2021.
- JACOBI, C. M; CARMO, F. F; CAMPOS, I. C. Soaring extinction threats to endemic plants in Brazilian metal-rich regions. **AMBIO**, v. 40, p. 540-543, 2011.
- KOHLHEPP, G. **Conflitos de interesse no ordenamento territorial da Amazônia brasileira**. Estud. av., São Paulo, v. 16, n. 45, 2002. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S010340142002000200004&lng=en&nrm=iso>. Acesso em: 07 de nov. 2021.
- KREMEN, C. Assessing the indicator properties of species assemblages for natural areas monitoring. **Ecological Applications**, v. 2, p. 203-217, 1992.

- KREMEN, C. et al. Terrestrial arthropod assemblages: their use in conservation planning. **Conservation Biology**, v. 7, p. 796-80, 1993.
- LEVIN, S. A. The problem of pattern and scale in ecology. **Ecology**, v. 73, p. 1943-1967, 1992.
- LOBO, D. T. et al. fragmentation drives Atlantic forest of northeastern Brazil to biotic homogenization. **Diversity and Distributions**, v. 17, p. 287-296, 2011.
- LONGCORE, T. Terrestrial Arthropods as Indicators of Ecological Restoration Success in Coastal Sage Scrub (California, U.S.A.). **Restoration Ecology**. V. 11, p. 397-409, 2003.
- MAGURRAN, A. E; QUEIROZ, H. Evaluating tropical biodiversity: do we need a more refined approach? **Biotropica**, v. 42, p. 537-539, 2010.
- MARGULES, C. R.; NICHOLLS, A. O.; PRESSEY, R. L. Selecting networks of reserves to maximize biological diversity. **Biological Conservation**, v. 43, p. 63-76, 1988.
- MARTINS, F. D. **O Conflito de Carajás: Cenários para a conservação da savana Metalófila**. (Dissertação de Mestrado). Instituto de Pesquisa Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro, 2015.
- MASCIA, M. B; PAILLER, S. Protected area downgrading, downsizing, and degazettement (PADDD) and its conservation implications. **Conservation Letters**, v. 4, p. 9-20, 2011.
- MASCIA, M.B. et al. Protected area downgrading, downsizing, and degazettement (PADDD) in Africa, Asia, and Latin America and the Caribbean, 1900–2010. **Biology Conservation**, v. 169, p. 355-361, 2014.
- MCGEACH, M. A. **Insects and bioindication: theory and progress**. In **insect Conservation Biology** (eds A.J.A. Stewart, O.T.Lewis & T.R. New). CABI, v. 23, p. 144-174, 2007.
- MCGEACH, M. A. The selection, testing and application of terrestrial insects as bioindicators. **Biological reviews of the Cambridge Philosophical Society**, v. 73, p. 181–201, 1998.
- MCGEACH, M.A et al. Conservation and monitoring of invertebrates in terrestrial protected areas. **Koedoe**, v. 53, n. 2, 2011.
- NEW, T.R. Are Lepidoptera an effective "umbrella group" for biodiversity conservation? **Jornal Insect Conservation**, v.1, p. 5-12. 1997.
- NEW, T.R. et al. Butterfly Conservation Management. **Annual Review of Entomology**, v. 40, p. 57-83, 1995.
- PEARSON, D. L; F. CASSOLA. World-side species richness patterns of tiger beetles (Coleoptera: Cicindelidae): Indicator taxon for biodiversity and conservation studies. **Conservation Biology**, v. 6, p. 376-391, 1992.
- PYWELL, R. F et al. Assessing habitat quality for butterflies on intensively managed arable farmland. **Biological Conservation**, v. 118, p. 313-325, 2004.

SALOMÃO, F. X. Erosão e ocupação rural e urbana. In: **Curso de Geologia de Engenharia Aplicada a Problemas Ambientais**, v. 3, p. 31-57, 1992.

SAMWAYS, M. J. **Insect diversity conservation**. Cambridge University Press, Cambridge, v. 15, p. 16-102, 2005.

SOGA, M et al. Landscape versus local factors shaping butterfly communities in fragmented landscapes: Does host plant diversity matter? **Journal of Insect Conservation**, v. 19, p. 781-790, 2015.

SOUZA L. J, VIEIRA E. A. **Salobo 3 Alpha deposit: geology and mineralization**. In: Porter TM (ed) Hydrothermal iron oxide copper–gold and related deposits: a global perspective. Australian Mineral Foundation, Adelaide, p. 213–224, 2000.

SOUZA-FILHO, P. W. M. et al. Changes in the land cover and land use of the Itacaiúnas river watershed, arc of deforestation, Carajás, southeastern amazon. Berlin: **The International Archives of The Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences**, p. 1491-1496, 2015.

SYMES, W. S; RAO, M; MASCIA, M. B; CARRASCO, L. R. Why do we lose protected areas? Factors influencing protected area downgrading, downsizing and degazettement in the tropics and subtropics. **Global Change Biology**, v. 22, p. 656-65, 2015.

UEHARA-PRADO, M; BROWN, K. S; FREITAS, A. V. L. Species richness, composition and abundance of fruit-feeding butterflies in the Brazilian Atlantic Forest: comparison between a fragmented and a continuous landscape. **Global Ecology and Biogeography**, v. 16, p. 43-54, 2007.

UEHARA-PRADO, M. Efeito de fragmentação florestal na guilda de borboletas frugívoras do Planalto Atlântico Paulista. Dissertação de Mestrado, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, São Paulo. 2003.

VALE. Conheça Salobo, o maior projeto de cobre da Vale. Vale.com. 13 de fevereiro de 2015. Disponível em:<<http://www.vale.com/brasil/pt/aboutvale/news/paginas/conheca-salobo-maior-projeto-cobre-vale.aspx>>. Acesso em: 22 de setembro de 2021.

VALLAN, D. Influence of forest fragmentation on amphibian diversity in the nature reserve of Ambohitantely, highland Madagascar. **Biological Conservation**. V. 96, p. 31-43, 2000.

VAN SWAAY, C. A. M; WARREN, M.S. **Developing butterflies as indicators in Europe: current situation and future options**. De Vlinderstichting/Dutch Butterfly Conservation, Butterfly Conservation UK, Butterfly Conservation Europe, Wageningen, reportnr. P. 201, 2012.

VAN SWAAY, C.A.M.; WARREN, M. & LOIS, G. Biotope use and trends of European butterflies. **Journal of Insect Conservation**, v. 10, p. 189-209, 2006.

WANGER, T. C et al. Effects of land-use change on community composition of tropical amphibians and reptiles in Sulawesi, Indonesia. **Conservation Biology**, v. 24, p. 795-802, 2009.

WARDHAUGH, C.W. The spatial and temporal distributions of arthropods in forest canopies: uniting disparate patterns with hypotheses for specialization. **Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society**, v. 89, p. 1021-1041, 2014.

WEAVER J.C. Indicator species and scale of observation. **Conservation Biology**, v. 9 p. 939–942, 1995.

WWF - World Wide Fund for Nature. **Padd em unidades de conservação na Amazônia**. Brasília: WWF, 2018.

WWF - World Wide Fund for Nature. PADD TRENDS IN BRAZILIAN AMAZON PROTECTED AREAS: **Mapping the risk of protected area downgrade, downsize and degazettement in the biome**. Brasília: WWF, 2019.

WWF - World Wide Fund for Nature. Planeta Vivo. **Relatório 2014**. WWF, 2014.

CAPÍTULO I

**O Efeito de Borda em Florestas Adjacentes à Áreas de Mineração e Sua
Implicação Para a Assembleia de Borboletas Frugívoras na Floresta Nacional
do Tapirapé-Aquiri, Brasil**

Resumo

O estado do Pará é o segundo maior produtor de minerais do Brasil e tende a se destacar como o maior produtor nos próximos anos, o que gera um embate com a conservação ambiental, uma vez que a extração do minério gera impactos ambientais negativos, normalmente de elevada magnitude, como a supressão vegetal e a intensa transformação de paisagens. O estudo das borboletas frugívoras, que são excelentes organismos modelo para entender a estrutura de comunidades biológicas, e pode nos permitir entender os impactos causados pela mineração nos organismos que vivem nos arredores do empreendimento de mineração. Desta forma, o presente estudo tem como objetivo investigar como as atividades da mina de cobre do projeto Salobo, localizada na FLONA Tapirapé-Aquiri, afetam a comunidade de borboletas frugívoras presente no entorno do empreendimento. Para tal, foram realizadas três campanhas de amostragem entre o mês de dezembro de 2019 à fevereiro de 2020. Em cada campanha foram utilizadas 75 armadilhas distribuídas ao longo de três transecções de 1700 metros dispostas perpendicularmente à borda da vegetação em contato com a área suprimida pela atividade minerária. Assim, utilizamos um gradiente de distância iniciando na borda da vegetação e partindo perpendicularmente para dentro da floresta. As armadilhas foram dispostas em 5 unidades amostrais, uma na borda da floresta (0m) e as outras a 100, 300, 700 e 1700m em relação ao ponto inicial. Cada unidade amostral foi constituída por cinco armadilhas com espaçamento de pelo menos 20m entre elas, a uma altura de 1,5m do solo, as quais permaneceram expostas durante sete dias, com manutenção a cada 24 horas. A compilação de dados totalizou 440 indivíduos de 63 espécies. Foi evidenciado um padrão de aumento na diversidade de espécie à medida em que se afasta da borda para o interior da floresta demonstrando que os efeitos de borda afetam a distribuição das espécies dentro da assembleia de borboletas frugívoras. Quando analisamos o potencial de indicação ambiental das tribos de borboletas frugívoras, os Satyrini e Haeterini apresentaram padrões que mais proximamente refletem a variação da comunidade, presentes em todas as unidades amostrais servindo como eficazes indicadores de vegetação mais conservadas. Portanto, os resultados desta pesquisa reforçam as discussões que os efeitos secundários da mineração causam impacto significativo na comunidade de borboletas.

Palavras-Chave: Bioindicadores. Gradiente ambiental. Unidade de Conservação. Mineração.

Abstract

The state of Pará is the second largest producer of minerals in Brazil and tends to stand out as the largest producer in the coming years, which generates a clash with environmental conservation, since the extraction of the ore generates negative environmental impacts, usually of magnitude, such as the suppression of vegetation and the intense transformation of landscapes. The study of frugivorous butterflies, which are excellent model organisms for understanding the structure of animal biological communities, can allow us to understand the impacts caused by mining on organisms that live in the vicinity of mines. In this way, the present study aims to investigate how the activities of the copper mine of the Salobo project, located in FLONA Tapirapé-Aquiri, affect the community of frugivorous butterflies present in the surroundings of the project. To this end, three sampling campaigns were carried out during the month of December 2019 to February 2020. In each campaign, 75 traps were used distributed along three 1700-meter transects arranged perpendicularly to the edge of the vegetation in contact with the area suppressed by the mining activity. Thus, we used a distance gradient starting at the edge of the vegetation and starting perpendicularly into the forest. The traps were arranged in 5 sampling units, one at the edge of the forest (0m) and the others at 100, 300, 700 and 1700m in relation to the starting point. Each sampling unit consisted of five traps with a spacing of at least 20m between them, at a height of 1.5m from the ground, which remained exposed for seven days, with maintenance every 24 hours. The data compilation totaled 440 individuals from 63 species. A pattern of increase in species diversity was evidenced as one moves away from the edge to the interior of the forest, demonstrating that the difference between environmental conditions must affect the species. When we analyzed the potential for environmental indication at the tribe level, the Satyrini and Haeterini showed patterns that more closely reflect the variation of the community, present in all sampling units, serving as effective indicators of both environmental disturbance and more conserved vegetation. Therefore, the results of this research reinforce the discussions that the secondary effects of mining have a significant impact on the butterfly community.

Keywords: Bioindicators. Conservation Unit. Environmental gradient. Mining.

Introdução

A floresta Amazônica é a maior floresta tropical do mundo (HANSEN et al., 2013) e uma região em crescente atividade de mineração (FERREIRA et al., 2014; EDWARDS; LAURANCE, 2015). O processo de desmatamento deste bioma intensificou-se nas décadas de 70 e 80 do século passado devido à implementação do plano desenvolvimentista e concomitante descoberta de jazidas minerais (ALENCAR et al., 2004).

A mineração causa desmatamento dentro e além dos limites dos arrendamentos, onde as florestas são suprimidas para extração mineral, processamento e desenvolvimento de infraestrutura (SONTER et al., 2014; ALVAREZ-BERRÍOS; AIDE, 2015). No entanto, os impactos fora dos arrendamentos são potencialmente extensos e seus caminhos complexos (BUTT et al., 2013; BRIDGE, 2004; FERREIRA et al., 2014; DURAN et al., 2013; SONTER et al., 2014).

Em todo o Brasil, arrendamentos de mineração, concessões e licenças de exploração cobrem cerca de 1,65 milhão de km² de terras, dos quais 60% está localizado na floresta amazônica (DNPM, 2012). Apesar da atividade minerária causar impactos direto ao equilíbrio dos ecossistemas, por outro lado ela contribui de forma positiva para a economia do país. Em 2011, esta atividade contribuiu com 4% para o produto interno bruto do Brasil (USGS, 2010) e este valor deve aumentar quatro vezes até 2030 (MME, 2011).

Considerando a importância de mensurar os impactos que as atividades minerárias podem causar na biota amazônica, para que políticas públicas sejam propostas para minimizá-los; e que as borboletas frugívoras são importantes organismos para o monitoramento ambiental, empregadas em estudos que comparam diferentes graus de perturbação (SHAHABUDDIN; TERBORGH, 1999, FERMON et al., 2000, BARLOW et al., 2007, UEHARA-PRADO et al. 2007, 2009, RIBEIRO; FREITAS, 2012), inclusive já sendo propostos e utilizados para este fim por órgãos públicos brasileiros (INSTRUÇÃO NORMATIVA Nº

2/2022/GABIN/ICMBIO, DE 28 DE JANEIRO DE 2022), este trabalho visou investigar como a diversidade, riqueza e abundância das borboletas frugívoras são afetados pelo efeito de borda no entorno de áreas adjacentes à mineração na Flona do Tapirapé-Aquiri, no estado do Pará, Brasil.

Materiais e Métodos

Área de Estudo

Localizada no Sudeste do estado do Pará ($5^{\circ}54' - 6^{\circ}33' \text{ S}$ e $49^{\circ}53' - 50^{\circ}34' \text{ W}$), a Floresta Nacional do Tapirapé-Aquiri (Figura 1) é uma Unidade de Conservação de uso sustentável com área de 190.000 hectares, que se estende pelos municípios de Marabá e São Félix do Xingu, aproximadamente 600 km ao sul de Belém (capital do Estado) e integra, por extensão, a chamada região de Carajás (IBAMA, 2003; SILVEIRA et al., 2008). Limita-se ao norte pela Reserva Biológica do Tapirapé; a leste pela Área de Proteção Ambiental (APA) do Igarapé Gelado; a sudeste pela Flona de Carajás; e, ao sul, pela Reserva Indígena Xicrin do Cateté. O limite sudoeste é conferido pela Floresta Nacional de Itacaiúnas e a noroeste, com projetos de colonização do INCRA (figura 2). Em seu interior, localiza-se a jazida de cobre do Salobo, dentre as vertentes do rio Itacaiúnas. Esta jazida foi descoberta em 1977 em atividade de exploração mineral na região (Figura 2) e, em 1996, iniciou-se com o objetivo do aproveitamento da jazida de cobre, a 77 km noroeste da Mina de Ferro Carajás, sendo geologicamente parte integrante da Província Mineral de Carajás (IBAMA, 2003).

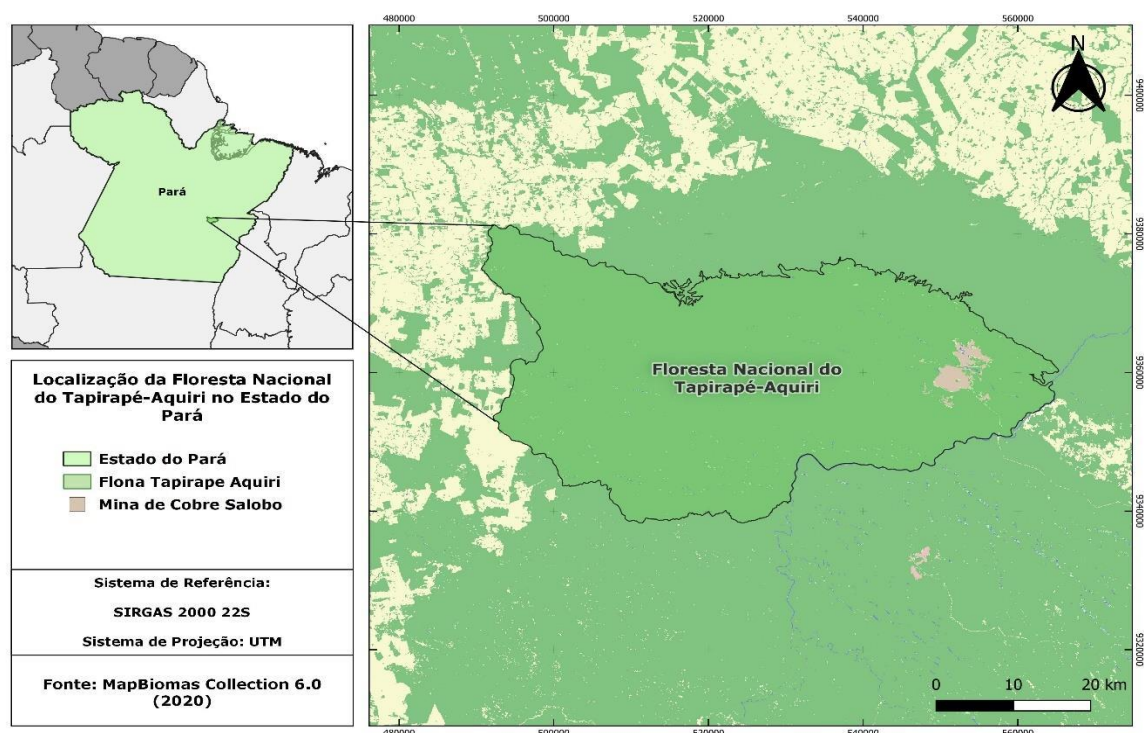


Figura 1- Localização da Floresta Nacional do Tapirapé-Aquiri

Fonte: MAPBIOMAS, 2020

A vegetação predominante na região é a Floresta Ombrófila Aberta, com variações locais, a maioria associada a mudanças no relevo. Nas áreas escarpadas predomina "floresta com cipó", que se caracteriza por uma biomassa mediana, rala, com forte penetração de luz no seu interior e alta incidência de cipós, formando emaranhados que dificultam o deslocamento em seu interior. Nos topos dos platôs apresenta mata fechada (IBAMA, 2003).

O clima da região encontra-se na classificação de Köppen como "Aw", tropical chuvoso com seca de inverno, apresentando dois subtipos: o Equatorial Continental, associado às encostas e terras baixas, e o clima Equatorial Mesotérmico de Altitude, associado aos topos de serra. Apresenta duas estações bem definidas: verão chuvoso, entre os meses de novembro a abril, e inverno seco, entre os meses de maio a outubro. As temperaturas médias anuais estão entre 19 e 31 °C (AB'SABER, 1986).

Coleta

Para o estudo foram realizadas três campanhas na FLONA do Tapirapé-Aquiri para a coleta de borboletas frugívoras entre dezembro de 2019 e fevereiro de 2020. Cada campanha teve a duração de sete dias.

Para a amostragem foram utilizadas armadilhas Van Someren-Rydon, que são constituídas de uma rede tubular de 70 cm de comprimento, feita de tecido tipo voal, com as bordas superiores e inferiores de 26 cm de diâmetro cada, com superfície superior fechada e a inferior aberta, com um funil interno invertido impedindo com que as borboletas escapem. Quatro fios de náilon são ligados a uma superfície de plástico de 29x29 cm, que funciona como sustentação para posicionar a isca. A isca utilizada foi constituída de banana com caldo de cana (garapa), para aumentar a velocidade no processo de fermentação (ALMEIDA et al. 2003).

As armadilhas foram dispostas adjacientemente à área de implantação da mina de Cobre do Projeto Salobo ($05^{\circ}35'06''\text{S}$; $50^{\circ}24'51''\text{W}$), em três transecções que iniciam na borda da vegetação partindo perpendicularmente a ela para dentro da floresta. Em cada transecção, com 1.700 metros de comprimento, foram dispostas 5 unidades amostrais, uma na borda da floresta e as outras a 100, 300, 700 e 1700m distantes da borda. Tais distâncias foram definidas uma vez que o efeito de borda deve ser mais forte próximo à borda, variando rapidamente e diminuindo de intensidade não linearmente com a distância. Desta forma também, pode-se cobrir maior distância para ser mensurada quanto ao possível efeito de borda. Cada unidade amostral foi constituída por cinco armadilhas com espaçamento de 20m entre elas a uma altura de 1,5m do solo, as quais permaneceram expostas durante sete dias, com manutenção a cada 24 horas (Figura 2).

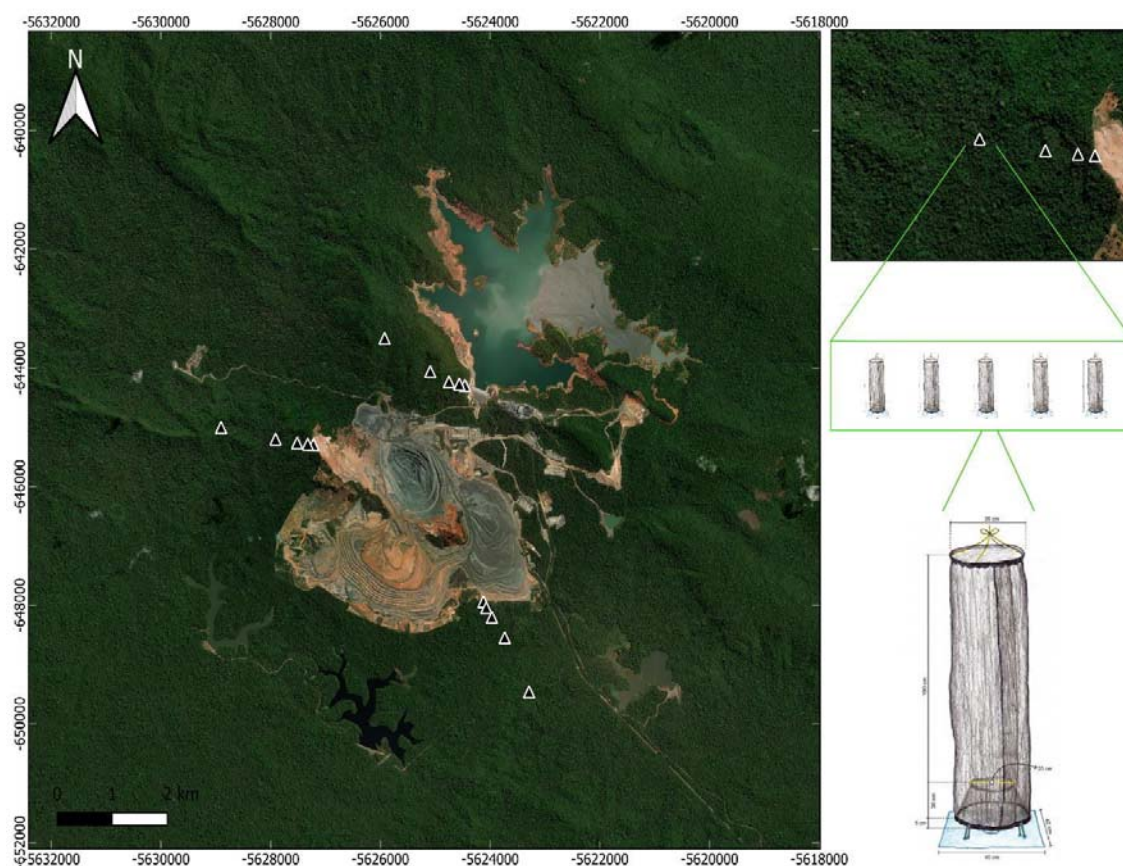


Figura 2- Fotografia de satélite da área da mina do Projeto Salobo e arredores (esquerda), apresentando a disposição das unidades amostrais (triângulos) e o esquema do delineamento amostral em cada unidade (direita, acima) e o modelo da armadilha (direita, abaixo).

Imagens de satélite - fonte: GOOGLE EARTH, 2020

Imagens das armadilhas - fonte: ICMBio, 2021

Foram coletados todos exemplares de borboletas amostradas como material testemunho. Os espécimes encontram-se no Laboratório de Evolução e Genética de Insetos – LEGIN da Universidade Federal de Pelotas – UFPEL. Futuramente serão alfinetados, etiquetados e depositados na Coleção de Lepidoptera do Museu Paraense Emílio Goeldi.

A identificação das espécies de borboletas foi realizada com auxílio de bibliografia especializada (D'ABRERA, 1981, 1987a, b, c, 1988, 1994, 1995; BROWN JR., 1992; CASAGRANDE, 1995; CANALS, 2000, 2003; GLASSBERG, 2007; ALMEIDA; FREITAS, 2012; WARREN et al., 2013) e com o auxílio de especialistas Thamara Zacca e Augusto Rosa (Departamento de Biologia Animal, Unicamp).

Análise de dados

Para este estudo, as assembleias amostradas foram analisadas quanto a abundância absoluta e relativa das espécies e das tribos de borboletas frugívoras e sua riqueza de espécies (S). Uma curva de riqueza de espécies baseada em amostras foi construída para toda a amostra utilizando a função *poolaccum* do pacote *vegan* v. 2.5-7 no programa R v. 4.1.0 (<https://www.r-project.org>). A mesma função foi utilizada para construir curvas de estimativas de espécies com os algoritmos *Chao*, *Jackknife 1*, *Jackknife 2*, *Bootstrap*. A função *richcurve* do pacote *wiqid* v. 0.3.0 do programa R foi utilizada para as estimativas com o algoritmo *Michaelis-Menten*, para comparar os padrões de acumulação de espécies ao longo das amostragens. Uma vez que as curvas atinjam uma assíntota, não é esperado um aumento no número de espécies com o aumento das amostragens.

Foi utilizado um modelo linear multivariado para testar os efeitos da distância da borda da floresta e das trilhas amostradas (réplicas) (variáveis independentes) sobre a abundância total de borboletas frugívoras e a riqueza de espécies (variáveis dependentes). Os dados das amostras foram agrupados por distância da borda e por trilha, onde cada uma das trilhas amostradas foi considerada uma réplica verdadeira nas análises. Testes de normalidade dos dados foram realizados (Apêndice 4). A análise foi conduzida no programa PAST 4.01 (HAMMER et al., 2001).

O perfil de diversidade de Rényi, que são curvas que provêm informação sobre a riqueza e equabilidade das espécies, foi utilizado para comparar as assembleias de borboletas coletadas em cada distância da borda da floresta. Este método permite comparar a diversidade entre diferentes áreas utilizando quatro índices de diversidade na mesma análise. Cada índice é representado por um valor de alfa (α) que varia numa escala de zero a infinito. Sendo assim, a riqueza de espécies é representada pelo valor de $\alpha = 0$, o índice de Shannon quando $\alpha = 1$, o índice de Simpson quando $\alpha = 2$ e o índice de Berger-Parker quando $\alpha = \infty$ (KINDT et al., 2001). Para as análises, foram agrupados os dados das três trilhas e utilizada a função *renyiresult* do pacote *BiodiversityR* v. 2.14-1 no programa R. Complementarmente, foram construídos gráficos de Whittaker para compararmos as amostras de cada distância da borda da floresta.

Buscamos realizar análises de regressão entre abundância das tribos de borboletas frugívoras e a distância da borda da floresta, para tribos com valores de abundância absoluta > 10 . Entretanto, ao verificarmos a normalidade dos dados, percebemos que tal análise é impraticável (Apêndice 5), pois as variáveis dependentes (abundância das tribos de borboletas) não possuem distribuição normal. Desta forma, optamos por realizar a análise de correlação não-paramétrica de Spearman.

O valor do indicador (IndVal) (DUFRENE; LEGENDRE, 1997) de cada espécie e tribo de borboletas para cada uma das distâncias da borda da floresta ou combinações entre elas foi calculado com a função *multipatt* do pacote *indicspecies* v. 1.7.9 do Programa R. Esta função ainda permite avaliar quais combinações de ambientes (no caso, as distâncias da borda) possuem maiores valores de indval e testou, através de 999 permutações, qual a probabilidade de observar esse valor ao acaso.

As diferenças entre assembleias encontradas ao longo do gradiente ambiental estudado foram avaliadas através de uma análise escalonamento multidimensional não-métrico (NMDS, sigla do nome em inglês “*Non-metric multidimensional scaling*”) (MELO; HEPP, 2008), no programa PAST 4.01, usando a medida de dissimilaridade de Bray-Curtis. Para esta análise foi utilizada a abundância absoluta das tribos de borboletas, ao invés das espécies, em função do grande número de *singletons* observados. Complementarmente, foi realizada uma análise de variância multivariada permutacional (PERMANOVA) para testar se as assembleias coletadas nas diferentes distâncias da borda realmente diferiram entre si. Para tal foi utilizado o índice de dissimilaridade de Bray-Curtis e um total de 9999 permutações.

Resultados

Foram amostrados 440 indivíduos de 63 espécies de borboletas frugívoras (apêndice 1). Do total de indivíduos registrados, 265 (60%) pertencem à subfamília Satyrinae; 110 (25%) à subfamília Biblidinae; 50 (11%) à subfamília Nymphalinae 14 (3%) à subfamília Charaxinae. Entre as espécies registradas, 43 pertencem à subfamília Satyrinae (66%), Biblidinae 10 (15%), Charaxinae 7 (11%), Nymphalinae 3 (5%). A tribo mais abundante foi Satyrini (com abundância relativa de 46%, com 202 indivíduos), seguida de Epicalini (23%, 99 indivíduos) e Coeini (11%, 50 indivíduos). Com 29 espécies, Satyrini foi também a tribo mais rica (39% do total de espécies coletadas), seguida de Haeterini com 05 espécies registradas (8%). As tribos Callicorini e Epiphilini apresentaram somente 1 espécie registrada cada.

Quanto às espécies, *Nessaea obrinus* (Linnaeus, 1758) foi a mais abundante com 57 indivíduos amostrados (abundância relativa de 13%), seguida por *Magneptychia iris* (C. Felder & R. Felder, 1867) com 56 indivíduos (12,7%), *Taygetis cleopatra* C. Felder & R. Felder, 1867 com 30 indivíduos (6,8%), *Colobura dirce* (Linnaeus, 1758) com 29 indivíduos (6,6%) e *Nessaea hewitsonii* (C. Felder & R. Felder, 1859) com 22 indivíduos (5,0%). As demais espécies tiveram uma abundância relativa menor que 5,0%. Ainda, um total de 26 espécies apareceu somente uma vez durante toda a amostragem (*singletons*) e, delas, 21 são também unicatas (*uniques*).

Na Figura 3, observa-se que a curva de adição de espécies por amostra não atinge uma assíntota, apesar disso o indicador *Michaelis-Menten* começa a convergir com a curva de número de espécies observadas (Sobs), indicando um início de estabilização da curva de adição de espécies. Todos os estimadores de riqueza indicam que parte das espécies da assembleia ainda não foi coletada. Os estimadores *Chao*, *Jackknife 1*, *Jackknife 2*, *Bootstrap* e *Michaelis-Menten* apontam que 69,4%, 72,8%, 63,1%, 85,8% e 78,9% das espécies locais foram coletadas, respectivamente.

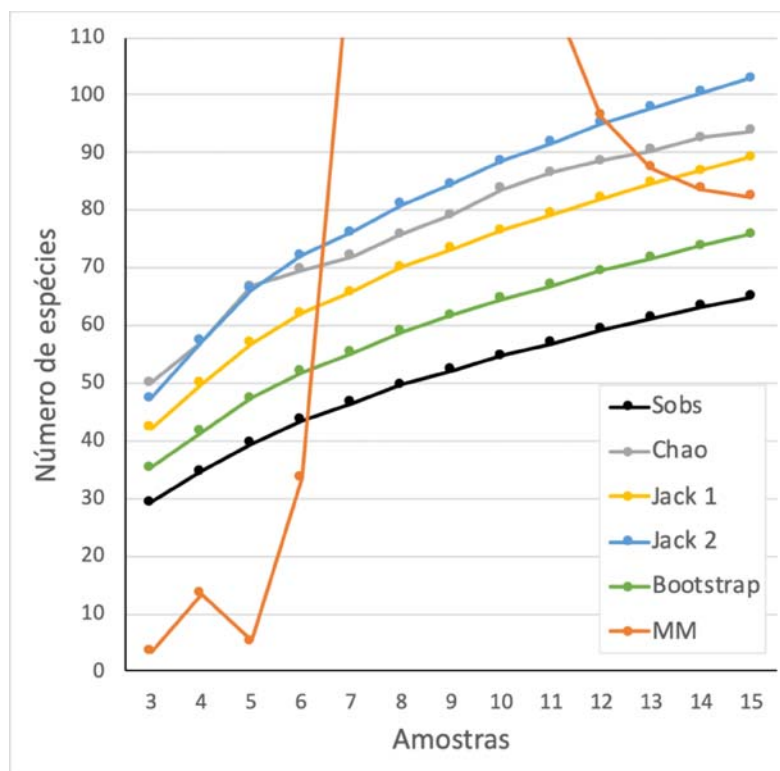


Figura 3 - Curva de acumulação de espécies observadas (Sobs) e dos estimadores de riqueza de espécies Chao, Jackknife 1 (Jack 1), Jackknife 2 (Jack 2), Bootstrap e Michaelis-Menten (MM) por amostras.

Quando utilizamos um modelo linear multivariado para testar o efeito da distância da borda da floresta e das réplicas (cada uma das três trilhas amostradas) sobre a abundância total (N) e a riqueza (S) de borboletas frugívoras, observamos um efeito positivo significativo entre a distância da borda e as variáveis dependentes (Tabela 1). Tanto a abundância de borboletas, como o número de espécies aumenta com a distância da borda da floresta (Figuras 4, 5).

Quando traçamos o perfil de diversidade de Renyi das assembleias de borboletas em cada uma das distâncias da borda da floresta (Figura 6), observamos que quanto mais próximo da borda da floresta, menor a riqueza de espécies e maior a dominância das espécies. Em $\alpha = 0$ (valores equivalentes ao $\ln S$), podemos observar uma riqueza de espécies mais elevada a partir de 300 metros da borda da floresta. Em $\alpha = 1$ (valores equivalentes ao índice de Shannon), ainda podemos

observar que os valores de diversidade mais elevados a partir de 300 metros. Em $\alpha = 2$ (valores equivalentes ao índice de Simpson), observamos os pontos a 100 e 300 metros da borda com os valores mais baixos, demonstrando uma menor dominância das espécies. Já em $\alpha \rightarrow \infty$ (valores equivalentes ao índice de Berger-Parker), que expressa a importância da espécie mais abundante da comunidade, indica uma elevada dominância na borda minerada da floresta (0 metros), diminuindo tais valores a partir dos 100 metros.

Tabela 1 – Modelo linear multivariado entre a distância da borda da floresta (0, 100, 300, 700 e 1700 metros da borda) e as réplicas (cada uma das três trilhas) (variáveis independentes) e a riqueza observada (S) e abundância total (N) de borboletas frugívoras. gl = graus de liberdade, p = probabilidade do teste.

Testes das variáveis independentes	Wilks lambda	F	gl 1	gl 2	P
Réplicas (trilhas)	0,8239	1,176	2	11	0,3445
Distância	0,4741	6,101	2	11	0,0165
Testes das variáveis dependentes	R²	F	gl 1	gl 2	P
Riqueza de espécies (S)	0,4968	5,923	2	12	0,0162
Abundância total (N)	0,5277	6,704	2	12	0,0111
Riqueza de espécies (S)	Coefficiente de regressão	Erro padrão	t	P	R²
Constante	95,144	27,856	34,155	0,005	
Réplicas (trilhas)	1,300	1,220	10,656	0,3076	0,0476
Distância	0,0053	0,0016	32,728	0,0067	0,4492
Abundância total (N)					
Constante	17,815	77,264	23,057	0,0398	
Réplicas (trilhas)	1,200	33,839	0,3546	0,7290	0,0049
Distância	0,0163	0,0045	36,444	0,0034	0,5227

Os gráficos de Whittaker (Figura 7) corroboram os padrões descritos com a análise de perfil de diversidade, com uma tendência de alongamento da curva nas áreas mais distantes da borda da floresta. Em especial, observa-se que as curvas das distâncias entre 300 e 1700 metros são bastante semelhantes, com muitas espécies únicas.

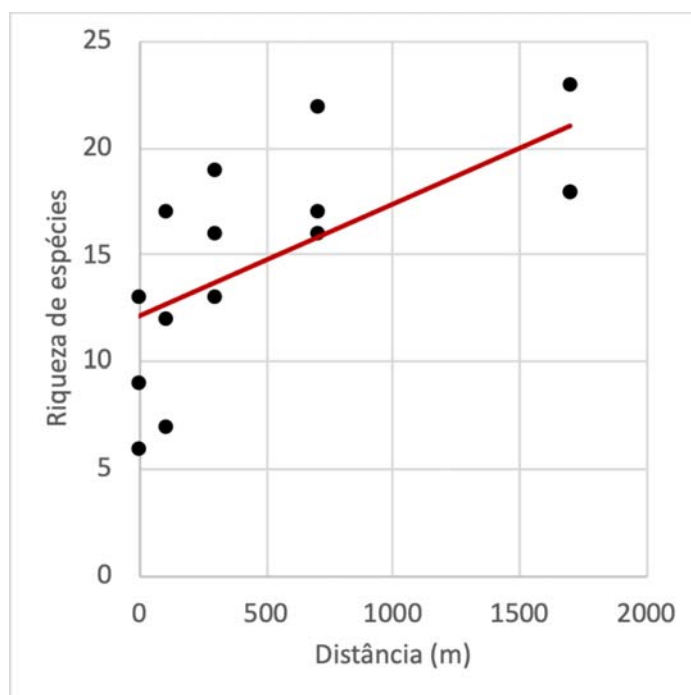


Figura 4 - Curva de regressão entre a riqueza de espécies de borboletas frugívoras e a distância da borda da floresta.

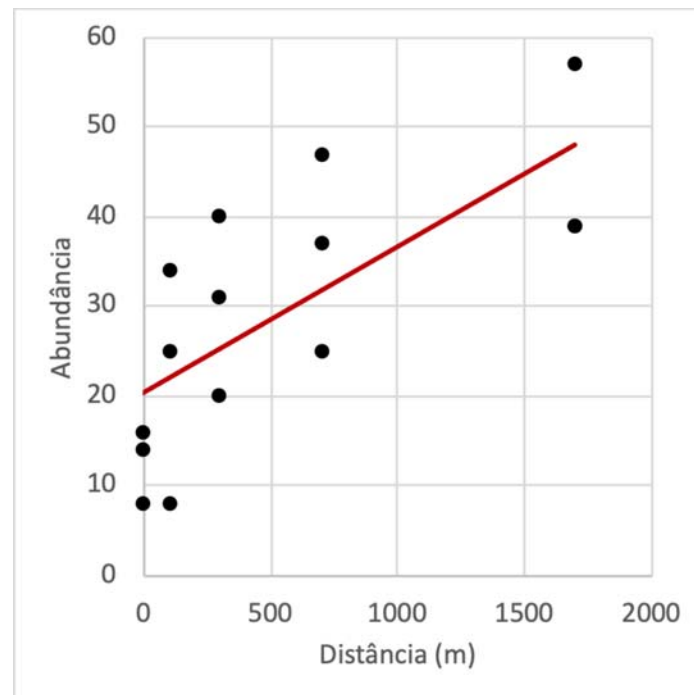


Figura 5- Curva de regressão entre a abundância total de borboletas frugívoras e a distância da borda da floresta.

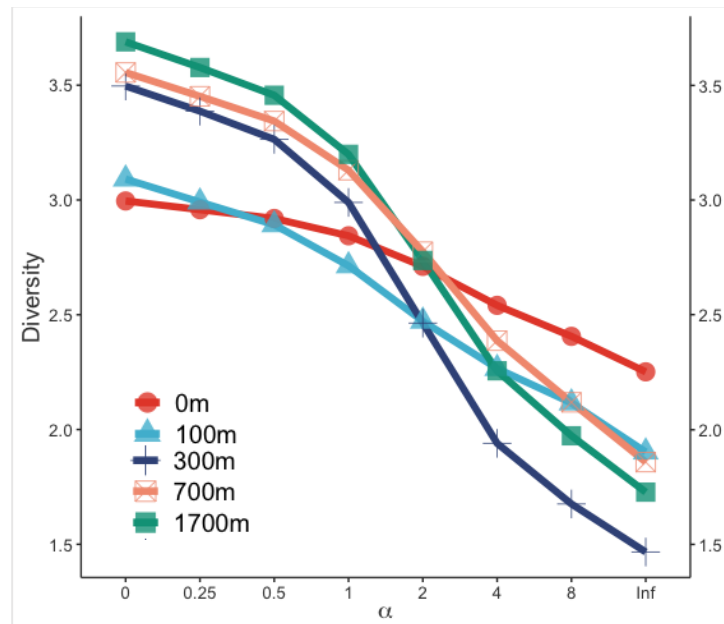


Figura 6 – Perfil de diversidade de Renyi das assembleias de borboletas frugívoras em cada distância da borda da floresta amostrada.

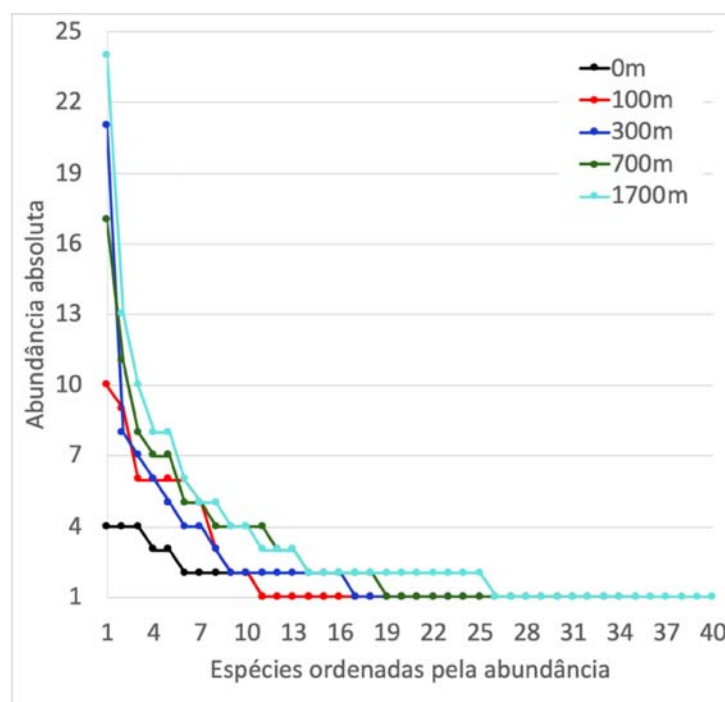


Figura 7- Gráficos de Whittaker para cada uma das assembleias de borboletas frugívoras em cada distância da borda da floresta amostrada.

Através de uma análise de valores de indicação, pudemos detectar que apenas uma espécie, *T. cleopatra*, apresentou valores do índice *indval* significantes para a indicação de áreas de floresta acima de 100 metros da borda (Apêndice 2).

Como a presença de unicatas e *singletons* é elevada na amostra, propomos uma abordagem similar à utilizada nos protocolos de monitoramento de fauna do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio, 2016), com a utilização dos dados organizados em nível de tribos de borboletas frugívoras. Desta forma, atingiremos valores de abundância para cada táxon em níveis mais apropriados para uma análise. Portanto, conduzimos análises de correlação entre a abundância das tribos coletadas (com abundância absoluta > 10) e da distância da borda da trilha. Observamos que Haeterini e Satyrini possuem forte correlação positiva com a distância da borda ($r_s = 0,77$, $p = 0,004$, $gl = 14$; $r_s = 0,79$, $p = 0,003$, $gl = 14$, respectivamente) (Figura 8A e B, respectivamente). As tribos Epicaliini, Morphini e Preponini apresentaram uma correlação positiva moderada ($r_s = 0.40$, $p = 0.13$, $gl = 14$; $r_s = 0.48$, $p = 0.07$, $gl = 14$; $r_s = 0.44$, $p = 0.10$, $gl = 14$,

respectivamente) (Figura 8C, D e E, respectivamente). Já, as tribos Brassolini e Coeini apresentaram uma correlação fraca com a distância da borda ($r_s = 0.01$, $p = 0.98$, $gl = 14$; $r_s = -0.13$, $p = 0.62$, $gl = 14$, respectivamente) (Figura 8F e G, respectivamente).

Uma análise de valores de indicação também foi realizada para as tribos de borboletas frugívoras (Apêndice 3). A única tribo que apresentou valores de indval estatisticamente significativo foi Haeterini (IndVal = 0,93, $p = 0,022$). Por esta análise, a presença de Haeterini tem potencial bioindicador para áreas a 300 metros de distância da borda da floresta ou mais.

Finalmente, uma análise de escalonamento multidimensional não-métrico (NMDS, do inglês *Non-metric MultiDimensional Scaling*) foi conduzida para verificar a influência da distância da borda da floresta na composição de tribos de borboletas frugívoras (Figura 9). O *stress* obtido na análise foi de 0,14, o R^2 para o eixo 1 foi de 0,57 e para o eixo 2 de 0,07. Podemos observar uma clara ordenação dos pontos com diferentes distâncias da borda no eixo 1, com uma maior diferenciação da composição das tribos que ocorrem na borda da floresta (0 metros) e 700+1700 metros, com as distâncias de 100+300 metros possuindo uma fauna intermediária (Figura 9A). O resultado da análise PERMANOVA com o coeficiente de Bray-Curtis comparando a composição das tribos nas diferentes distâncias da borda da floresta não apresentou valores significante ($F = 1,42$, $p = 0,12$, $gl = 14$).

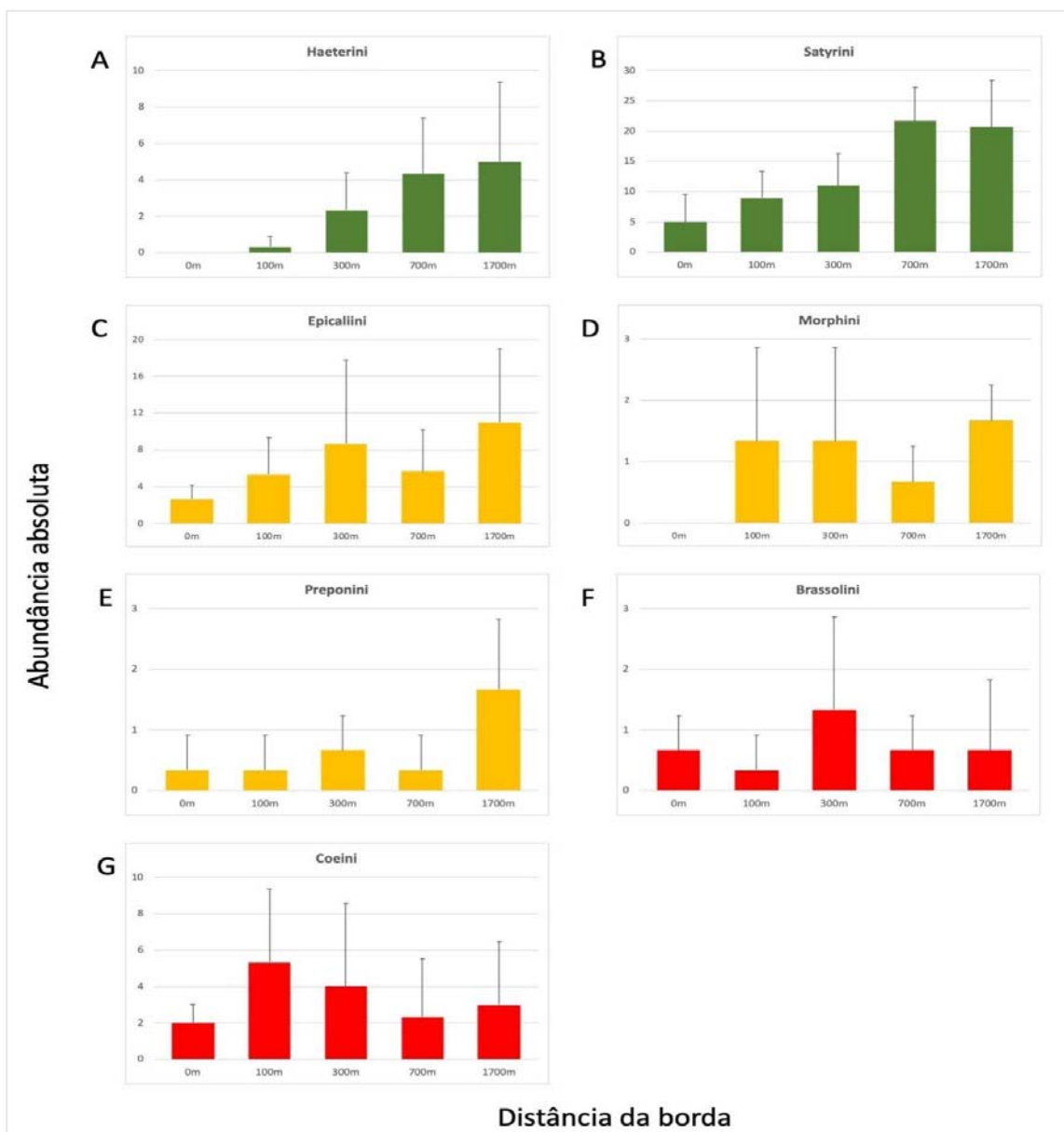


Figura 8- Média da abundância absoluta das tribos de borboletas frugívoras por distância da borda da floresta. As barras verticais apontam o desvio padrão entre as amostras obtidas nas três réplicas. A) Haeterini; B) Satyrini; C) Epicaliini; D) Morphini; E) Preponini; F) Brassolini; G) Coeini. Barras verdes apresentaram valores de forte correlação positiva entre a abundância da tribo de borboleta e a distância da borda. Barras amarelas apresentaram valores de correlação positiva moderada entre a abundância da tribo de borboleta e a distância da borda. Barras vermelhas apresentaram fraca ou nenhuma correlação entre a abundância da tribo de borboleta e a distância da borda.

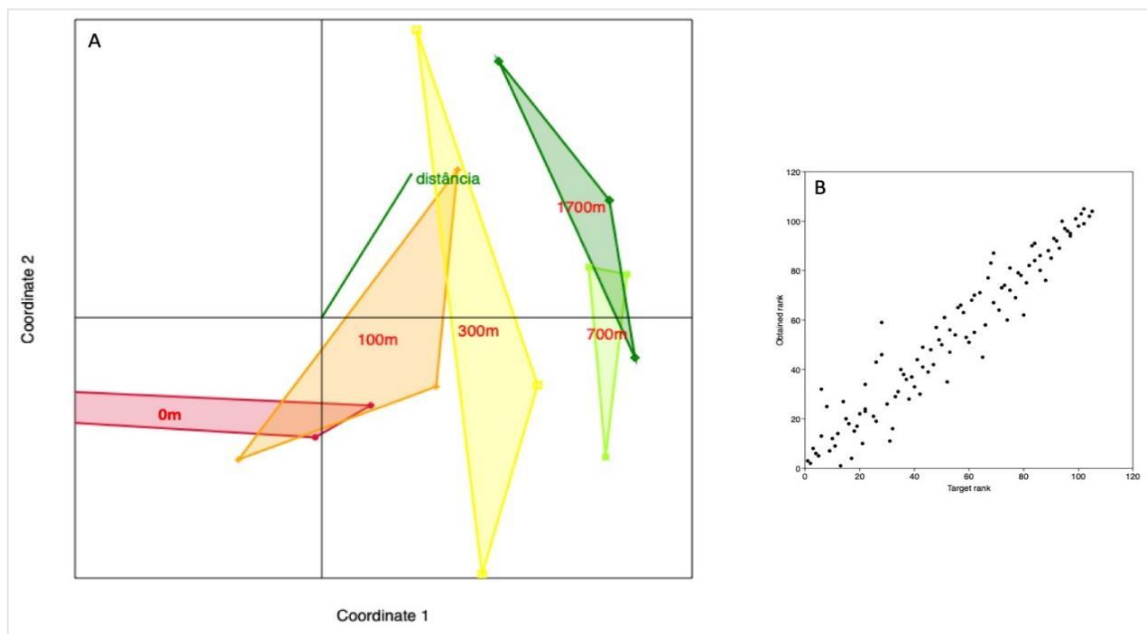


Figura 9 - Análise de escalonamento multidimensional não-métrico (NMDS) utilizando os dados de abundância absoluta organizados ao nível das tribos de borboletas frugívoras. A) Plano cartesiano formado pelas duas coordenadas calculadas. A Coordenada 1 (eixo x) está fortemente relacionada à variável distância da borda da floresta. As três réplicas de cada distância da borda estão conectadas para demonstrar sua dispersão no gráfico. Um dos pontos de 0m não foi exibido na figura pois ele se encontra muito distante dos demais, com valores da coordenada 1 muito baixos, se posicionando muito à esquerda na representação. B) Gráfico de dispersão entre os ranks obtidos e alvo utilizado para calcular o stress da análise. Observa-se que há uma forte relação entre os dois ranks.

Discussão

Considerando que a tribo Satyrini é a maior dentre as tribos de borboletas frugívoras da Região Neotropical com mais de 1.000 representantes entre as quase 1.600 (LAMAS 2004), a alta riqueza e abundância desta tribo evidenciada no presente estudo não surpreende. O predomínio de Satyrini é comumente relatado na literatura em diferentes áreas, mesmo comparando estudos na região amazônica (DEVRIES; WALLA, 1999; DEVRIES; MURRAY; LANDE, 1997; DEVRIES et al., 2012; GRAÇA et al., 2015). No entanto, este padrão para outros estudos no Brasil é muito variável, inclusive esta tribo não foi a mais rica em alguns casos como na Floresta Amazônica no sul do Estado do Amazonas (RIBEIRO; FREITAS, 2012) e Mata Atlântica em São Paulo (UEHARA-PRADO et al., 2007; PETTIROSSI, 2009). Porém, não há estimativas de como a intensidade amostral influencia nas diferenças observadas nas proporções destes grupos entre as diferentes regiões brasileiras.

Avaliação dos estimadores de riqueza de espécies

As curvas de extrapolação fornecem respostas confiáveis, pois o esforço de amostragem empenhado na coleta de dados refletiu uma comunidade de borboletas bem amostrada, ao menos para o intervalo de tempo estudado, com cobertura amostral estimada acima de 70%. A riqueza estimada por Michaelis-Menten direcionou-se para estabilização a partir de 80 espécies. No entanto, segundo Brown Jr.; Freitas (2000), em ambientes tropicais, a curva raramente se estabiliza. Alguns estudos mostram que a riqueza de espécies frugívoras é maior em ambientes sob distúrbios mais fortes (UEHARA-PRADO et al., 2005), enquanto outros mostram que a riqueza é menor nesses ambientes e maior em ambientes mais preservados (DEVRIES et al., 1997).

Padrões de distribuição da comunidade

Nossos resultados ainda mostraram um padrão consistente no qual a abundância absoluta e riqueza de espécies das borboletas frugívoras

correlacionaram-se positivamente com a distância da borda. Em 0m e 100m apresentaram maior dissimilaridade em relação as unidades amostrais mais adentro da floresta, e os pontos a partir de 300m a 1700m apresentaram maior riqueza, abundância e diversidade de espécies. Este padrão indica que a mineração afetou a estrutura do habitat, provocando um efeito de borda, e promoveu mudanças na composição das espécies, pelo menos até 100m, o que levou a diferenças da composição das borboletas. O efeito de borda observado se demonstrou um importante filtro ambiental, agindo como um mecanismo de seleção.

Vários fatores influenciam diretamente na distribuição de borboletas frugívoras. Estudos ecológicos indicam que padrões de diversidade desses insetos estão associados a variáveis como precipitação (DEVRIES; WALLA, 2001), estrutura da vegetação (KOH; SODHI, 2004; PARDONNET et al., 2013), temperatura (RIBEIRO; FREITAS, 2010), fenologia de folhas e abertura do dossel florestal (BARLOW et al., 2007). De certo modo, é possível interpretar que a relação entre a riqueza, abundância e a diversidade de borboletas encontradas aqui estão relacionada com a estrutura da paisagem, dado que a heterogeneidade das florestas tropicais em diversos aspectos leva à distribuição das espécies ao longo das dimensões espacial e temporal (DEVRIES; WALLA, 1999). Os resultados obtidos no presente estudo são congruentes com os reportados em uma comunidade de borboletas em uma área no sul da Amazônia, descrita por Rossi (2018), onde há uma relação positiva de diversidade, riqueza e abundância de espécies de borboletas com áreas mais integras da floresta. No entanto, os resultados descritos por Rossi (2018) foram associados não somente a escalas espaciais, mas a estações climáticas específicas. Assim, de maneira geral, é preciso levar em consideração que os resultados obtidos aqui foram obtidos em curto prazo e, portanto, são limitados às condições específicas do período de amostragem e variações particulares das populações, não considerando os efeitos temporais de dinâmica populacional (CARDINALE et al., 2007).

É relevante salientar que as características do entorno de todas as áreas amostradas foram equivalentes à mineração, podendo influenciar na composição da fauna e favorecer a alta dominância de algumas espécies de borboletas frugívoras.

Segundo Littlewood et al. (2011), a forma como a matriz influencia a fauna pode variar entre as diferentes espécies ou assembleias, então, em geral, os distúrbios favorecem as espécies generalistas e afetam negativamente as especialistas (UEHARA-PRADO et al., 2005). A alta dominância de espécies neste estudo pode ser explicada pela modificação constante dos ambientes, que tende a alterar o equilíbrio natural na diversidade de diferentes grupos (SAMWAYS, 2005).

De acordo com Bonebrake et al. (2010), as comunidades de borboletas são muito variáveis entre locais e entre anos, e são afetadas em curto prazo por diferenças nas condições ambientais/temporais. Além disso, as borboletas saem em busca de plantas hospedeiras, recursos alimentares para adultos, locais de acasalamento e refúgio, chegando ao que é reconhecido como habitat funcional (MARIN et al., 2009). Uehara-Prado et al. (2007) mostraram diferenças na composição e distribuição das espécies de borboletas na escala de paisagem. Outros estudos revelaram diferenças na composição em resposta a variáveis estruturais do habitat e associações de espécies de borboletas e suas subfamílias a habitats com graus variados de perturbação (KREMEN, 1992, BROWN JR.; FREITAS, 2000). Pode-se inferir, com base nos resultados obtidos, que o fato das abundâncias das borboletas terem sido maiores no interior da floresta pode estar relacionado com a criação de habitats afetados pela borda. Segundo Uehara-Prado et al. (2007), o efeito de borda afeta as populações de borboletas devido as mudanças no microclima e/ou quantidade de recursos disponíveis, particularmente a abundância de plantas hospedeiras ou microambientes particulares associados à estratificação florestal. O padrão de abundância de borboletas frugívoras observados aqui começam aumentar a partir de 100 m, essa inferência é corroborada por Bossart; OpuniFrimpog (2009) que encontraram efeito de borda sobre a diversidade de borboletas se estendendo até 100m no interior da mata.

Potenciais bioindicadores

Membros da subfamília Biblidinae são geralmente encontrados em áreas de mata menos conservadas (UEHARA-PRADO et al., 2009; SILVA, 2011) e, por isso, podem demonstrar elevada abundância em ambientes perturbados pela ação antrópica. Neste estudo, os Biblidinae *N. obrinus* e *N. hewitsonii*, além de

apresentarem uma alta abundância, foram pouco congruentes em suas distribuições espaciais, ou seja, não apresentaram nenhuma correlação específica quanto à borda e ao interior da floresta, mostrando-se como espécie generalista.

O estudo revelou, através do indicador de espécies, a preferência de *T. cleopatra* em relação ao interior da floresta. Esse resultado é congruente em estudos equivalentes descrito por Uehara-Prado (2003) em florestas da mata atlântica, nas quais espécies de *Taygetis* apresentaram resposta negativa à fragmentação, assim como foi descrito por Shahabuddin; Terborgh (1999) em ilhas de floresta no lago Guri, Venezuela. Ainda assim, segundo Xing et al. (2016), borboletas mais escuras e maiores, como as *Taygetis*, são mais prevalentes em florestas frias e de dossel fechado do que em áreas abertas quentes adjacentes, podendo assim, *T. cleopatra* ser atribuída como indicadores de florestas íntegras e contínuas ou estruturalmente mais complexas. Ademais, o fato desta espécie ser uma das mais abundantes neste estudo, pode ter relação com os períodos escolhidos para a realização das amostragens, visto que esta espécie mostra uma tendência a ser mais abundante entre os meses de dezembro-abril, período de inverno chuvoso na região estudada (PEDROTTI, 2016).

Quando analisamos o potencial de indicação ambiental em nível de tribo, os Satyrini se mostram presentes em todas as unidades amostrais servindo como eficazes indicadores tanto de perturbação ambiental (*Pareuptychia ocirrhoe* e *Magneuptychia iris*) quanto de vegetação mais conservadas (*T. cleopatra*). Uehara-Prado et al. (2007) descreveram Charaxinae e Satyrinae como possuindo maior abundância de indivíduos em áreas perturbadas, porém alguns trabalhos também descrevem as Satyrinae como indicadores de locais não perturbados, ou apenas associadas a locais não perturbados (FUCILINI; ISERHARD, 2009; SILVA, 2011).

De acordo com o relatório do Programa Nacional de Monitoramento da Biodiversidade, Haeterini e Morphini são tribos típicas de fitofisionomias florestais mais conservadas (MONITORA, 2018). No presente estudo, estas tribos também apresentaram potencial de serem bioindicadoras de área de floresta conservada, possuindo maiores abundâncias e frequências a partir de 100m e 300m, respectivamente.

Estudos enfatizam como a identificação e uso de indicadores na gestão ambiental de instituições tornou-se essencial (SANTOS et al. 2016) e comprovam como as borboletas frugívoras são excelentes modelos para caracterização da paisagem (KREMEN, 1992; BROWN JR; FREITAS, 2000, UEHARA-PRADO et al. 2007), o que foi reafirmado pelos resultados obtidos em nosso estudo, onde podemos detectar diferenças entre a composição de espécies frente ao efeito de borda causado pela mineração nesta UC.

Conclusão

Nossas descobertas apontam que, as causas e efeitos da mineração sob os regulamentos e condições atuais promovem mudanças significativas na diversidade de borboletas frugívoras. As análises demonstraram que a composição e diversidade das comunidades de borboletas frugívoras são fortemente correlacionadas com as unidades amostrais mais distantes da borda. Isto significa que as borboletas não estão distribuídas ao acaso ao longo das trilhas. O padrão de distribuição das borboletas encontrado é o resultado de uma interação de diversos fatores bióticos e abióticos, como a temperatura, umidade, luminosidade, estrutura da vegetação, assim como a distribuição diferencial de recursos, que atuam juntos na guilda destes insetos, pois são fatores importantes para as borboletas frugívoras e as alterações nestes fatores refletiu na comunidade destas.

As informações produzidas neste estudo melhoram as informações de base que ajudarão a preencher lacunas sobre efeitos de atividade antrópica na assembleia de borboletas frugívoras, as quais poderão ser utilizadas para propor medidas de conservação para as espécies e para o bioma. Portanto, para que as propostas conservacionistas sejam eficazes é necessário avaliar as particularidades das comunidades biológicas local e empenhar esforços em amostragens com replicação temporal. Neste último caso, enfatiza-se o uso de borboletas frugívoras como indicadores dos padrões temporais das comunidades biológicas, permitindo a adoção de ações que contribuam para a conservação de espécies (SANTOS et al. 2016).

Referências

- AB`SABER, A.N. Geomorfologia da região. In: ALMEIDA JR., T.J.M.G. (Org). **Carajás: desafio político, ecologia e desenvolvimento**. São Paulo, Brasiliense CNPq, v. 1, p. 88-124, 1986.
- ALENCAR, A. et al. **Desmatamento na Amazônia: indo além da emergência crônica**. Manaus, Instituto de Pesquisa Ambiental da Amazônia (Ipam), 2004.
- ALMEIDA, L. M.; RIBEIRO-COSTA, C. S.; MARINONI, L. **Manual de coleta, conservação, montagem e identificação de insetos**. Ribeirão Preto, Editora Holos, v. 1. p. 78, 2003.
- ALVAREZ-BERRÍOS, N. L; AIDE, T. M. Global demand for gold is another threat for tropical forests. **Environmental Research**, v. 10, p. 140-146, 2015.
- BARLOW, J. et al. The value of primary, secondary and plantation forests for fruit-feeding butterflies in the Brazilian Amazon. **Journal of Applied Ecology**, v. 44, p. 1001–1012, 2007.
- BONEBRAKE, T. C. et al. More than just indicators: a review of tropical butterfly ecology and conservation. **Biological Conservation**, v. 143, p. 1831-1841, 2010.
- BOSSART, J. L; OPUNI-FRIMPONG, E. Distance from edge determines fruit-feeding butterfly community diversity in Afrotropicalforest fragments. **Environmental Entomology**, v. 38, p. 43-52, 2009.
- BRIDGE, G. Contested terrain: mining and the environment. Annu. **Review of Environment and Resources**, v. 29, p. 205-259, 2004.
- BROWN Jr., K. S. Borboletas da Serra do Japi: diversidade, habitats, recursos alimentares e variação temporal. Pp. 142-187. In: Morellato, L.P.C. (Org.). **História natural da Serra do Japi: ecologia e preservação de uma área no sudeste do Brasil**. Editora da UNICAMP/FAPESP. Campinas, São Paulo. p. 321,1992.
- BROWN, K. S.; FREITAS, A. V. L. Atlantic forest butterflies: indicators for landscape conservation. **Biotropica**, v. 32, p. 934-956, 2000.
- BUTT, N. et al. Biodiversity risks from fossil fuel extraction. **Science**, v 342, p. 425-426, 2013.
- CANALS, G. R. **Butterflies of Buenos Aires**. Buenos Aires, L.O.L.A, p. 347, 2000.
- CANALS, G. R. **Mariposas de Misiones**. Buenos Aires, L.O.L.A., p. 492, 2003.
- CARDINALE, B. J. et al. Impacts of plant diversity on biomass production increase through time because of species complementarity. **Proceedings of the National**

Academy of Sciences of the United States of America, v. 104, p. 18123-18128, 2007.

CASAGRANDE, M. M. Notas sistemáticas sobre Brassolinae: I. Tribos (Lepidoptera, Nymphalidae). **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 12, p. 671-699, 1995.

D'ABRERA, B. Butterflies of the Neotropical region. **Part I. Papilionidae & Pieridae**. Melbourne: Landsowne, p. 172, 1981.

D'ABRERA, B. Butterflies of the Neotropical region. **Part II. Danaidae, Ithomiidae, Heliconiidae & Morphidae**. Victoria: Hill House, p.174-384, 1987a.

D'ABRERA, B. Butterflies of the Neotropical region. **Part III. Brassolidae, Acraeidae & Nymphalidae (partim)**. Victoria: Hill House, p.386-525, 1987b.

D'ABRERA, B. Butterflies of the Neotropical region. **Part IV. Nymphalidae (partim)**. Victoria: Hill House, p.528-678, 1987c.

D'ABRERA, B. Butterflies of the Neotropical region. **Part V. Nymphalidae (Conc.), Satyridae**. Victoria: Hill House, p.680-877, 1988.

D'ABRERA, B. Butterflies of the Neotropical region. **Part VI. Riodinidae**. Victoria: Hill House, p.880-1096, 1994.

D'ABRERA, B. Butterflies of the Neotropical region. **Part VII. Lycaenidae**. Victoria: Hill House, p.1098-1270, 1995.

DEVRIES, P. J. et al. Similarity and difference among rainforest fruit-feeding butterfly communities in Central and South America. **Journal of Animal Ecology**. v. 81, p. 472–482, 2012.

DEVRIES, P. J.; MURRAY, D.; LANDE, R. Species diversity in vertical, horizontal, and temporal dimensions of a fruit-feeding butterfly community in an Ecuadorian rainforest. **Biological Journal of the Linnean Society**. v. 62, p. 343–364, 1997.

DEVRIES, P. J.; WALLA, T. R. Species diversity in spatial and temporal dimensions of fruit-feeding butterflies from two Ecuadorian rainforests. **Biological Journal of the Linnean Society**, v. 68, p. 333-353, 1999.

DEVRIES, P. J.; WALLA, T. R. Species diversity and community structure in neotropical fruit-feeding butterflies. **Biological Journal of the Linnean Society**, v. 74, p. 1–15, 2001.

DNPM. **Processos Minerarios: Sistema de Informações Geográficas da Mineração (SIGMINE)**. Departamento Nacional de Produção Mineral (DNPM). 2012.

DUFRENE, M.; LEGENDRE, P. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. **Ecological Monographs**, v. 3, p. 345-366, 1997.

DURAN, A. P.; RAUCH, J; GASTON, K. J. Global spatial coincidence between protected areas and metal mining activities. **Biological. Conservation**, v. 160, p. 272-278, 2013.

EDWARDS, D. P; LAURANCE, W. F. Preventing tropical mining disasters. **Science**, v. 350, p. 1482-1482, 2015.

Fermon, H. et al. Effects of forest management on diversity and abundance of fruit-feeding nymphalid butterflies in southeastern Côte d'Ivoire. **Journal of Insect Conservation**, v. 4, p. 173-188, 2000.

FERREIRA, J. et al. Brazil's environmental leadership at risk. **Science**, v. 346, p. 706-707, 2014.

FUCILINI, L. L; ISERHARD C. A. **Padrões de Diversidade de Satyrinae (Lepidoptera, Nymphalidae) no Rio Grande do Sul, Brasil**. Salão de Iniciação Científica, Livro de resumos, UFRGS, Porto Alegre, v. 21, p19-23, 2009.

GLASSBERG, J. A swift guide to the butterflies of Mexico and Central America. **Sunstreak Books Inc**, p. 199, 2007.

GRAÇA, M. B et al. Combining Taxonomic and Functional Approaches to Unravel the Spatial Distribution of an Amazonian Butterfly Community. **Environmental Entomology**. v. 0, p. 1–9, 2015.

HAMMER, D.A.T. HARPER, P.D. RYAN. PAST: paleontological statistics software package for education and data analysis. **Palaeontologia Eletrônica**, v.4, p. 9, 2001.

HANSEN, M. C. et al. High-resolution global maps of 21st-century forest cover change. **Science**, v. 342, p. 850-853, 2013.

IBAMA. **Plano de manejo para uso múltiplo da Floresta Nacional de Carajás** - IBAMA Instituto Brasileiro de Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis, CVRD Companhia Vale do Rio Doce e STCP. Engenharia de Projetos LTDA, Impresso. 2003.

KINDT, R. et al. Comparing species richness and evenness contributions to on farm tree diversity for data sets with varying sample sizes from Kenya, Uganda, Cameroon and Nigeria with randomized diversity profiles. Ghent University. Belgium. 2001.

KOH, L.P; SODHI, N.S. Importance of reserves, fragments, and parks for butterfly conservation in a tropical urban landscape. **Ecological Applications**, v. 14, p. 1695-1708, 2004.

KREMEN, C. Assessing the indicator properties of species assemblages for natural areas monitoring. **Ecological Applications**, v. 2, p. 203-217, 1992.

LAMAS, G. Checklist: part 4A, Hesperioidea - Papilionoidea. In: HEPPNER, J. landscape: temperature affects the sampling of diurnal, but not nocturnal fruit-feeding Lepidoptera. *Journal of Research on the Lepidoptera*, v. 42, p.1-4, 2010.

LITTLEWOOD, N.A., STEWART, A.J.A. & WOODCOCK, B.A. Science into practice how can fundamental science contribute to better management of grasslands for invertebrates? *Insect Consect. Diver*, v. 5, p. 1-8, 2011.

MARÍN, L., LEÓN-CORTES, J.L. & STEFANESCU, C. The effect of an agro-pasture landscape on diversity and migration patterns of frugivorous butterflies in Chiapas, Mexico. *Biodiversity Conservation*, v. 18, p. 919-934, 2009.

MELO, A.S.; HEPP, L.U. Ferramentas estatísticas para análises de dados provenientes de biomonitoramento. **Oecologia Brasiliensis**, v. 12, p. 463-486, 2008.

MME. **Plano Nacional de Mineração 2030: Geologia, Mineração e Transformação Mineral**. Ministério de Minas e Energia. 2011.

MONITORA – Programa Nacional de Monitoramento da Biodiversidade Subprograma Terrestre Componente Florestal: **Relatório Triênio 2014 -2016/ Monitora ...** [et al.]. Brasília: ICMBio, 2018.

PARDONNET, S. et al. Effect of tree-fall gaps on fruitfeeding nymphalid butterfly assemblage in a Peruvian rain forest. **Biotropica**, v. 54, p. 612-619, 2013.

PETTIROSSI, N. Riqueza, abundância e composição de espécies de borboletas frugívoras (Lepidoptera, Nymphalidae) da Reserva Florestal Mata de Santa Genebra, Campinas, Brasil.– **Boletim do Museu de Biologia Mello Leita**, v. 25, p. 13-29, 2009.

RIBEIRO, D. B.; FREITAS, A. V. L. Differences in thermal responses in a fragmented landscape: temperature affects the sampling of diurnal, but not nocturnal fruit-feeding Lepidoptera. **Journal of Research on the Lepidoptera**, v. 42, p. 1-4, 2010.

RIBEIRO, D. B.; FREITAS, A. V. L. The effect of reduced-impact logging on fruit-feeding butterflies in Central Amazon, Brazil. **Journal of Insect Conservation**, v. 16, p. 733-744, 2012.

ROSSI, M. D. P. **Análise de séries temporais em um gradiente espacial: compreendendo os efeitos da construção de barragens sobre a assembleia de borboletas frugívoras** / Dissertação de mestrado. Alta Floresta-MT, 2018.

SANTOS, J. et al. Monitoramento de Borboletas: o Papel de um Indicador Biológico na Gestão de Unidades de Conservação. *Biodiversidade Brasileira*. v. 6 p. 87-99, 2016.

SAMWAYS, M. J. **Insects Diversity conservation**. Cambridge, University Press, v. 32, p. 342, 2005.

SHAHABUDDIN, G.; TERBORGH, J. W. Frugivorous butterflies in Venezuelan forest fragments: abundance, diversity and the effects of isolation. **Journal of Tropical Ecology**, v. 15, p. 703–722, 1999.

SILVEIRA, M. I.; OLIVEIRA, E. R.; RODRIGUES, M. C. L. F. Sexto relatório do Projeto de salvamento arqueológico na área do Projeto Salobo - PA (sítios Abraham, Orlando, Edinaldo e ocorrências Castanheira, Nascente e Cinzento). **Relatório de Pesquisa**. Belém: Museu Paraense Emílio Goeldi. 2008.

SONTER, L. et al. Global demand for steel drives extensive land-use change in Brazil's Iron Quadrangle. *Glob. Environmental. Change*, v. 26, p. 63–72, 2014.

SILVA, G. C. **Distribuição temporal e espacial de borboletas Nymphalidae em áreas de Mata Atlântica do Parque Estadual da Serra do Tabuleiro, SC: um aporte à conservação e ao manejo de áreas protegidas**. Dissertação de mestrado. Universidade Federal de Santa Catarina, Centro de Ciências Biológicas. Florianópolis, 2011.

PEDROTTI, V. S. **Ecologia populacional de *Taygetis ypthima* Hübner, [1821] (Nymphalidae)** / Tese de Mestrado. UFRGS. Porto Alegre. 2016.

UEHARA-PRADO, M.; BROWN JR., K. S; FREITAS, A. V. L. Biological traits of frugivorous butterflies in a fragmented and a continuous landscape in the south Brazilian Atlantic Forest. *J. Lepidoptera Society*, v. 59, p. 96-106, 2005.

UEHARA-PRADO, M. et al. Species richness, composition and abundance of fruit-feeding butterflies in the Brazilian Atlantic Forest: comparison between a fragmented and a continuous landscape. **Global Ecology and Biogeography**, v. 16, p. 43-54, 2007.

UEHARA-PRADO, M. et al. Selecting terrestrial arthropods as indicators of small-scale disturbance: A first approach in the Brazilian Atlantic Forest. **Biological Conservation**, v. 142, p. 1220-1228, 2009.

USGS. **Minerals Yearbook, Brazil**. U.S. Geological Survey, v. 17, p. 1089-1104, 2008.

WARREN, A. D. et al. **Illustrated Lists of American Butterflies**. 2013.

XING, S. et al. Cool habitats support darker and bigger butterflies in Australian tropical forests. **Ecology and Evolution**, v. 6, p. 8062-8074, 2016.

Apêndices

Apêndice A - Tabela S1 – Distribuição e abundância de borboletas frugívoras por tribo e espécie registradas na Floresta Nacional do Tapirapé-Aquiri, PA, Brasil, em três trilhas estudadas entre dezembro de 2019 e janeiro de 2020.

Tribo/Espécies	Trilha A					Trilha B					Trilha C					Total
	0	100	300	700	1700	0	100	300	700	1700	0	100	300	700	1700	
Ageroniini											2			1	2	5
<i>Ectima thecla</i>														1		1
<i>Hamadryas chloe</i>															2	2
<i>Hamadryas feronia</i>											2					2
Anaeini		1	1			1								1		4
<i>Consul fabius</i>														1		1
<i>Memphis laertes</i>		1														1
<i>Zaretis itys</i>			1			1										2
Brassolini	1					1		3	1			1	1	1	2	11
<i>Bia actorion</i>	1					1								1	2	5
<i>Caligo idomeneus</i>								1					1			2
<i>Eryphanis lycomedon</i>									1							1
<i>Opsiphanes invirae</i>								2	1							3
<i>Opsiphanes quiteria</i>												1				1
Callicorini						3										3
<i>Diaethria clymena</i>						3										3
Coeini	3	9	9	1	1	1	1			1	2	6	3	6	7	50
<i>Colobura annulata</i>	1	4	1							1		2	1	1	1	12
<i>Colobura dirce</i>	2	4	5	1	1	1	1				1	4	2	3	4	29
<i>Tigridia acesta</i>		1									1			2	2	6
Epicaliini	4	10	19	6	19	1	3	2	1	3	3	3	5	10	11	100
<i>Catonephele acontius</i>		1					2				1		1			5
<i>Catonephele orites</i>			2		1					1						4
<i>Nessaea batesii</i>		1			3						1		1	4	5	15

<i>Cissia palladia</i>				1												1	2
<i>Cissia penelope</i>	1															1	2
<i>Cissia proba</i>										2						2	4
<i>Cissia terrestris</i>											1					1	1 3
<i>Magneuptychia fugitiva</i>				1	2				1	4				1	2		11
<i>Magneuptychia iris</i>		1	2	7	2				2	5	3	5	4	8	17		56
<i>Magneuptychia ocypete</i>					2											1	3
<i>Nhambikuara mima</i>										1							1
<i>Pareuptychia binocula</i>											1						1
<i>Pareuptychia hesionides</i>	1														1	1	3
<i>Pareuptychia metaleuca</i>										1							1
<i>Pareuptychia ocirrhoe</i>	3	3	1	5			1		2		1	2	2			1	21
<i>Pseudodebis valentina</i>				1													1
<i>Splendeuptychia sp.</i>									1								1
<i>Taygetis cleopatra</i>		2	1	2	2		1	3	3	4		3	4	3	2		30
<i>Taygetis echo</i>			1		2												3
<i>Taygetis rufomarginata</i>									1								1
<i>Taygetis sosis</i>									1								1
<i>Taygetis thamyra</i>	1		1								1		1				4
<i>Taygetis virgilia</i>	1	3		3	2		1	1	1		1	1	3	3			20
<i>Yphthimoides eriphule</i>								1		3							4
Total Geral	14	34	40	37	39	8	8	20	25	39	#	25	31	47	57		440

Apêndice B - Tabela S2 – Resultados da análise de IndVal para as espécies de borboletas frugívoras registradas na Floresta Nacional do Tapirapé-Aquiri, PA, entre dezembro de 2019 e janeiro de 2020. A análise foi rodada para cada distância individualmente e para combinações de distâncias, onde é apresentado o resultado com maior valor no índice de indicação (IndVal) de todas as combinações possíveis para cada espécie. Distância da borda: 0) espécie não indicadora para aquela distância, 1) espécie indicadora para aquela distância ou combinação de distâncias. IndVal: índice IndVal. p: valor de probabilidade associada ao teste nulo com 50 permutações. * Resultado significativo para $\alpha = 0,05$. ** Resultado marginalmente significativo para $\alpha = 0,05$.

Espécies	Distância da borda					IndVal	P
	0m	100m	300m	700m	1700m		
<i>Antirrhea philaretas</i>	0	0	0	1	0	0,58	1,00
<i>Archaeoprepona amphinachus</i>	0	1	1	1	1	0,58	1,00
<i>Archaeoprepona demophon</i>	1	0	1	0	1	0,67	0,70
<i>Archaeoprepona licomedes</i>	0	0	0	0	1	0,58	1,00
<i>Bia actorion</i>	1	0	0	1	1	0,67	0,74
<i>Caeruleptychia coelestis</i>	0	0	1	1	1	0,58	1,00
<i>Caeruleptychia cyanites</i>	0	0	1	1	0	0,58	1,00
<i>Caeruleptychia penicillata</i>	0	1	0	0	0	0,58	1,00
<i>Caligo idomeneus</i>	0	0	1	0	0	0,82	0,14
<i>Catonephele acontius</i>	1	1	1	0	0	0,67	0,70
<i>Catonephele orites</i>	0	0	1	0	1	0,71	0,40
<i>Chloreptychia arnaca</i>	0	0	0	1	1	0,73	0,31
<i>Chloreptychia herseis</i>	0	1	1	1	1	0,71	0,75
<i>Cissia confusa</i>	0	0	0	0	1	0,58	1,00
<i>Cissia palladia</i>	0	0	1	0	1	0,58	1,00
<i>Cissia penelope</i>	1	0	0	0	1	0,58	1,00
<i>Cissia proba</i>	0	0	0	1	1	0,58	1,00
<i>Cissia terrestris</i>	1	0	0	1	1	0,58	1,00
<i>Cithaerias andromeda</i>	0	0	0	1	1	0,58	1,00
<i>Colobura annulata</i>	0	1	1	0	1	0,75	0,77
<i>Colobura dirce</i>	1	1	1	1	1	0,89	NA
<i>Consul fabius</i>	0	0	0	1	0	0,58	1,00
<i>Diaethria clymena</i>	1	0	0	0	0	0,58	1,00
<i>Ectima thecla</i>	0	0	0	1	0	0,58	1,00
<i>Eryphanis lycomedon</i>	0	0	0	1	0	0,58	1,00

<i>Haetera piera</i>	0	0	1	1	1	0,67	0,72
<i>Hamadryas chloe</i>	0	0	0	0	1	0,58	1,00
<i>Hamadryas feronia</i>	1	0	0	0	0	0,58	1,00
<i>Magneptychia fugitiva</i>	0	0	1	1	1	0,82	0,18
<i>Magneptychia iris</i>	0	1	1	1	1	0,89	0,36
<i>Magneptychia ocypete</i>	0	0	0	0	1	0,82	0,14
<i>Memphis laertes</i>	0	1	0	0	0	0,58	1,00
<i>Morpho achilles</i>	0	1	1	1	0	0,67	0,69
<i>Morpho helenor</i>	0	0	1	0	1	0,81	0,17
<i>Morpho menelaus</i>	0	1	1	0	0	0,58	1,00
<i>Nessaea batesii</i>	0	0	0	1	1	0,63	1,00
<i>Nessaea hewitsonii</i>	1	0	1	1	1	0,78	0,81
<i>Nessaea obrinus</i>	0	1	1	1	1	0,98	0,054**
<i>Nhambikuara mimas</i>	0	0	0	0	1	0,58	1,00
<i>Opsiphanes invirae</i>	0	1	0	0	0	0,58	1,00
<i>Opsiphanes quiteria</i>	0	1	0	0	0	0,58	1,00
<i>Pareptychia binocula</i>	1	0	0	0	0	0,58	1,00
<i>Pareptychia hesionides</i>	0	1	0	1	1	0,58	1,00
<i>Pareptychia metaleuca</i>	0	0	0	0	1	0,58	1,00
<i>Pareptychia ocirrhoe</i>	1	1	1	1	0	0,85	0,55
<i>Pierella astyoche</i>	0	0	1	1	1	0,67	0,69
<i>Pierella hyalinus</i>	0	0	0	1	1	0,71	0,40
<i>Pierella lena</i>	0	0	1	1	1	0,85	0,13
<i>Prepona laertes</i>	0	0	0	0	1	0,58	1,00
<i>Pseudodebis valentina</i>	0	0	0	1	0	0,58	1,00
<i>Splendeptychia</i> sp.	0	0	0	1	0	0,58	1,00
<i>Taygetis cleopatra</i>	0	1	1	1	1	1,00	0,013*
<i>Taygetis echo</i>	0	0	1	0	1	0,58	1,00
<i>Taygetis rufomarginata</i>	0	0	0	1	0	0,58	1,00
<i>Taygetis sosis</i>	0	0	0	1	0	0,58	1,00
<i>Taygetis thamyra</i>	1	0	1	0	0	0,82	0,10
<i>Taygetis virgilia</i>	1	1	1	1	0	0,87	0,49

<i>Temenis laothoe</i>	0	0	1	0	0	0,58	1,00
<i>Tigridia acesa</i>	1	1	0	1	1	0,58	1,00
<i>Yphthimoides eriphule</i>	0	0	1	0	1	0,58	1,00
<i>Zaretis itys</i>	1	0	1	0	0	0,58	1,00

Apêndice C - Tabela S3 – Resultados da análise de IndVal para as tribos de borboletas frugívoras registradas na Floresta Nacional do Tapirapé-Aquiri, PA, entre dezembro de 2019 e janeiro de 2020. A análise foi rodada para cada distância individualmente e para combinações de distâncias, onde é apresentado o resultado com maior valor no índice de indicação (IndVal) de todas as combinações possíveis para cada espécie. Distância da borda: 0) tribo não indicadora para aquela distância, 1) tribo indicadora para aquela distância ou combinação de distâncias. IndVal: índice IndVal. p: valor de probabilidade associada ao teste nulo com 50 permutações. * Resultado significativo para $\alpha = 0,05$. ** Resultado marginalmente significativo para $\alpha = 0,05$.

Tribos	Distância da borda					IndVal	p
	0m	100m	300m	700m	1700m		
Ageroniini	1	0	0	1	1	0,58	1,00
Anaeini	1	1	1	1	0	0,58	1,00
Brassolini	1	1	1	1	1	0,73	NA
Callicorini	1	0	0	0	0	0,58	1,00
Coeini	1	1	1	1	1	0,93	NA
Epicaliini	1	1	1	1	1	1,00	NA
Epiphilini	0	0	1	0	0	0,58	1,00
Haeterini	0	0	1	1	1	0,93	0,022*
Limenitidini	0	0	1	0	1	0,58	1,00
Morphini	0	1	1	1	1	0,87	0,22**
Preponini	0	0	1	0	1	0,76	0,49
Satyrini	1	1	1	1	1	0,97	NA

Apêndice D - Tabela S4 – Testes de normalidade para os valores de riqueza de espécies(S) e abundância total para as amostras agrupadas por trilha e distância da borda.

Testes de Normalidade		
	S	N
<i>N</i>	15	15
<i>Shapiro-Wilk W</i>	0,9548	0,964
<i>p(normal)</i>	0,6025	0,7607
<i>Anderson-Darling A</i>	0,307	0,2238
<i>p(normal)</i>	0,5223	0,7854
<i>p(Monte Carlo)</i>	0,5503	0,7958
<i>Lilliefors L</i>	0,1735	0,1026
<i>p(normal)</i>	0,2531	0,9889
<i>p(Monte Carlo)</i>	0,2527	0,9433
<i>Jarque-Bera JB</i>	0,6049	0,4489
<i>p(normal)</i>	0,739	0,7989
<i>p(Monte Carlo)</i>	0,6368	0,7378

Apêndice E - Tabela S5 – Testes de normalidade para os valores de abundância das tribos de borboletas frugívoras para as amostras agrupadas por trilha e distância da borda.

	Br as sol ini	Coe ini	Epic aliini	Ha ete rin i	Mo rp hin i	Prep onini	S at yr in i
<i>N</i>	15	15	15	15	15	15	15
<i>Shapiro-Wilk W</i>	0,77	0,8422	0,8142	0,8117	0,8258	0,7131	0,9493
<i>p(normal)</i>	0,002	0,01349	0,005619	0,00521	0,008	0,0003441	0,5142
<i>Anderson-Darling A</i>	1,36	0,9845	1,091	1,03	1,017	1,655	0,3147
<i>p(normal)</i>	0,001	0,0096	0,005	0,007	0,008	0,00017	0,5092
<i>p(Monte Carlo)</i>	0,0009	0,0092	0,0034	0,0075	0,008	0,0003	0,5282
<i>Lilliefors L</i>	0,26	0,2337	0,2113	0,2133	0,2333	0,2749	0,17
<i>p(normal)</i>	0,006	0,02659	0,0673	0,0621	0,02706	0,002411	0,281
<i>p(Monte Carlo)</i>	0,0056	0,0277	0,0711	0,059	0,0266	0,0029	0,2768
<i>Jarque-Bera JB</i>	3,99	1,855	3,204	4,314	1,588	8,941	0,7984
<i>p(normal)</i>	0,136	0,3956	0,2015	0,1156	0,4521	0,01144	0,6709
<i>p(Monte Carlo)</i>	0,0361	0,1155	0,0548	0,0355	0,1505	0,0079	0,5004

Apêndice F - Imagens de Campo: Armadilhas Van Someren Rydon utilizadas durante a pesquisa.



Apêndice G - Isca atrativa utilizando banana fermentada com caldo de cana.



Apêndice H – Borda das trilhas determinadas para o estudo.

