

UNIVERSIDADE ESTADUAL DO MARANHÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGROECOLOGIA
CURSO DE DOUTORADO

VALÉRIA PROTA SALOMÃO

**BORBOLETAS FRUGÍVORAS E A INTEGRIDADE
DE FLORESTAS RIPÁRIAS NA AMAZÔNIA ORIENTAL**

**Sã o L u í s
2023**

VALÉRIA PROTA SALOMÃO
Bióloga, Mestra em Ecologia.

**BORBOLETAS FRUGÍVORAS E A INTEGRIDADE
DE FLORESTAS RIPÁRIAS NA AMAZÔNIA ORIENTAL**

Tese a ser apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Agroecologia da Universidade Estadual do Maranhão para obtenção do título de doutora em Agroecologia.

Orientador: Prof. Dr. Guillaume Xavier Rousseau

Co-orientadora: Prof^a. Dr^a. Danielle Camargo Celentano Augusto

Sã o L u í s
2023

Salomão, Valéria Prota.

Borboletas Frugívoras e a Integridade de Florestas Ripárias na Amazônia Oriental./ Valéria Prota Salomão. – São Luís, 2023.

143 f.

Tese (Doutorado pelo Programa de Pós-Graduação em Agroecologia) -
Universidade Estadual do Maranhão, 2023.

Orientador: Prof. Dr. Guillaume Xavier Rousseau

Elaborado por Luciana de Araújo - CRB 13/445

VALÉRIA PROTA SALOMÃO

BORBOLETAS FRUGÍVORAS E A INTEGRIDADE
DE FLORESTAS RIPÁRIAS NA AMAZÔNIA ORIENTAL

Tese apresentada ao Curso de Doutorado do Programa de
Pós-Graduação em Agroecologia da Universidade
Estadual do Maranhão, para obtenção do título de
Doutora em Agroecologia.

Orientador: Prof. Dr. Guillaume Xavier Rousseau

Aprovada em: 06 de Julho de 2023.

Comissão Julgadora:



Documento assinado digitalmente

GUILLAUME XAVIER ROUSSEAU

Data: 11/12/2023 15:41:20-0300

Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Prof. Dr. Guillaume Xavier Rousseau (Orientador)
Universidade Estadual do Maranhão

Dr. Lucas Pereira Martins
University of Canterbury

Profa. Dra. Marina do Vale Beirão
Universidade Federal de Minas Gerais



Documento assinado digitalmente

ESTER AZEVEDO DO AMARAL

Data: 01/12/2023 15:42:34-0300

Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Profa. Dra. Ester Azevedo do Amaral
Universidade Estadual do Maranhão

Dr. Ernesto Gomez Cardozo
Universidade Estadual do Maranhão

*O melhor lugar do mundo é aqui
E agora
O melhor lugar do mundo é aqui
E agora*

*Aqui onde indefinido
Agora que é quase quando
Quando ser leve ou pesado
Deixa de fazer sentido
Aqui de onde o olho mira
Agora que o ouvido escuta
O tempo que a voz não fala
Mas que o coração tributa*

*O melhor lugar do mundo é aqui
E agora
O melhor lugar do mundo é aqui
E agora*

*Aqui onde a cor é clara
Agora que é tudo escuro
Viver em Guadalajara
Dentro de um figo maduro
Aqui longe em Nova Deli
Agora, sete, oito ou nove
Sentir é questão de pele
Amor é tudo que move*

*O melhor lugar do mundo é aqui
E agora
O melhor lugar do mundo é aqui
E agora*

*Aqui perto passa um rio
Agora eu vi um lagarto
Morrer deve ser tão frio
Quanto na hora do parto
Aqui fora de perigo
Agora dentro de instantes
Depois de tudo que eu digo
Muito embora muito antes*

*O melhor lugar do mundo é aqui
E agora
O melhor lugar do mundo é aqui
E agora*

Dedico
Às minhas meninas
Coral, Moara e Melissa.

AGRADECIMENTOS

Depois de muito esforço, dedicação e apesar de todos os percalços nesse longo caminho, sou feliz, alegre e forte e tenho muito sorte de ter chegado até aqui!

Sou muito grata por todos os companheiros e companheiras que de coração estiveram juntos comigo nessa jornada. Gratidão!

Primeiramente aos meus orientadores Danielle Celentano e Guillaume Rousseau, casal maravilhoso, que literalmente abriram as portas e o coração para mim, e me deram essa maravilhosa oportunidade de conhecer mais sobre a agroecologia e sobre a importância de se preservar o solo, a vegetação, a água, a fauna e toda a vida na terra para se manter o equilíbrio ecológico, e assim garantir uma produção de alimentos mais sustentável e saudável para todos os seres desse planeta terra. Gratidão a vocês pela solidariedade, pela confiança e por todo apoio!

A minha amada família, que sempre me apoiaram e acreditaram nos meus estudos na busca por um mundo melhor. Ao meu pai e minha mãe, Tânia Prota e Jaime Salomão, quem me fizeram essa pessoa que hoje sou, minha eterna gratidão por tudo que vocês me proporcionaram e me ensinaram. Ao meu companheiro Rodrigo sou grata, por todos os momentos mesmo que por mais difíceis, sempre esteve ao meu lado, me inspirando e me apoiando nessa jornada como pesquisadora. Obrigada amore! E as minhas amoras, flores lindas da minha vida, a quem dedico este trabalho, Coral, Moara e Melissa, vocês são a minha fortaleza, amo vocês!

Meus agradecimentos aos parceiros do trabalho de campo e laboratório. Aos amigos do Lareco minha gratidão. Sandriel, Tayllon e Jhonatan, meus queridos companheiros de campo, muito grata pela força e coragem. Aos parceiros dos cálculos e estatística, Luis Hernández e Ernesto Cardozo, agradeço enormemente pelo apoio com as análises. A Lesbia, obrigada pelo apoio e dedicação no trabalho de processamento das amostras em laboratório. Aos estagiários alunos do IFMA e IEMA, em especial a companheira de campo Liandra pela força e dedicação. Aos alunos da Agronomia (UEMA) que também estiverem dando todo apoio no trabalho de campo e laboratório. Ao Renato meu parceiro nas primeiras coletas em campo, agradeço pela força e companheirismo em campo. Obrigada companheiros (as)!!!

E a amiga querida que conquistei nessa caminhada, Rosilda, deixo aqui todo o meu agradecimento pela paciência e por compartilhar comigo todo o seu conhecimento, minha guia nesse espetacular e encantador mundo das borboletas. Gratidão flor!

A Vivian, grande amiga que também ganhei durante o curso de doutorado, agroecóloga guerreira, quem sempre me inspirou no caminho para a produção e consumo de alimentos agroecológicos.

A FAPEMA e a UEMA, agradeço pelo apoio financeiro ao longo do desenvolvimento do trabalho de pesquisa, através da bolsa de doutorado, projetos de pesquisa aprovados e outros apoios financeiros e não-financeiros.

SUMÁRIO

CAPÍTULO I.....	19
INTRODUÇÃO E REFERENCIAL TEÓRICO.....	19
1.1 Introdução.....	20
1.2 Referencial Teórico.....	23
1.2.1 Insetos e a Ordem Lepidoptera.....	23
1.2.2. O papel Funcional e Ecológico das Borboletas.....	25
1.2.3 Florestas ripárias.....	26
1.2.4 Borboletas e a Florestas Ripárias.....	28
1.2.5 Áreas verdes urbanas e a conservação de borboletas nas cidades.....	29
1.2.6 Impactos Antrópicos nas Florestas Ripárias e sobre a Biodiversidade.....	31
1.2.6. Restauração das Florestas Ripárias.....	33
1.3 HIPÓTESES.....	39
1.4 OBJETIVOS.....	40
1.4.1 Objetivo geral:.....	40
1.4.2 Objetivos específicos:.....	40
1.5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	41
CAPÍTULO II.....	53
EFFECTS OF RIPARIAN FORESTS DEGRADATION ON THE COMMUNITY OF FRUGIVOROUS BUTTERFLIES (LEPIDOPTERA: NYMPHALIDAE) IN EASTERN AMAZON, BRASIL.....	53
1. INTRODUCTION.....	57
2. MATERIALS AND METHODS.....	59
2.1 Study area.....	59
2.2 Experimental design.....	59
2.3 Frugivorous butterflies sampling.....	60
2.4 Vegetation structure sampling.....	61
2.5 Data analysis.....	62
3. RESULTS.....	63
3.1 Frugivorous butterfly community.....	63

3.2 Riparian vegetation structure.....	66
3.3 Relationship between butterfly community and vegetation structure	68
4. DISCUSSION.....	71
5. CONCLUSION	75
6. REFERENCES	75
CAPÍTULO III	90
IMPACTO DA PERDA DE INTEGRIDADE DO HABITAT NA COMPOSIÇÃO DA COMUNIDADE DE BORBOLETAS FRUGÍVORAS (LEPIDOPTERA: NYMPHALIDAE) EM FLORESTAS RIPÁRIAS DA AMAZÔNIA ORIENTAL	90
1. INTRODUÇÃO.....	93
2. MATERIAIS E MÉTODOS.....	96
2.1 Área de Estudo:	96
2.2 Desenho Experimental:	96
2.3 Comunidade de Borboletas Frugívoras (Lepidoptera: Nymphalidae).....	102
2.4 Parâmetros da integridade do habitat ripário.....	103
2.5 Análises da Paisagem:	105
2.6 Análises dos dados	105
3. RESULTADOS	107
3.1 Comunidade de borboletas frugívoras.....	107
3.2 Integridade Ripária	115
4. DISCUSSÃO	124
5. CONCLUSÃO.....	130
6. AGRADECIMENTOS	130
7. REFERÊNCIAS	131
CAPÍTULO IV	142
CONSIDERAÇÕES GERAIS.....	142
4.1 CONSIDERAÇÕES GERAIS	143

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

CAPÍTULO I:

- Figura 1.** Metamorfose completa das borboletas (Fonte:Google Imagens) 24
- Figura 2.** Ilustração das zonas ripárias (fonte: Google Imagens) 28
- Figura 3.** Figura 3. Mudanças de grupos ecológicos de animais e plantas ao longo do uso da terra em diferentes paisagens florestais (Fonte: FILGUEIRAS et al., 2021) 33
- Figura 4.** Figura 4. Benefícios dos serviços ecossistêmicos providos pelas florestas conservadas (Fonte: Castro et al 2012 - MEA 2005) 34
- Figura 5.** Técnica de distribuição de mudas em linhas de preenchimento e linhas de diversidade (AQUINO et al., 2012) 35
- Figura 6.** Técnica de nucleação utilizada na restauração induzida de florestas ripárias (AQUINO et al., 2012) 36
- Figura 7.** Sistemas Agroflorestais como estratégia para restauração ecológica de florestas ripárias (Fonte: <https://super.abril.com.br/ideias/a-revolucao-da-floresta>) 37

CAPÍTULO II:

- Figure 1.** Map with the location of the riparian areas where the study was carried out on Upaon-Açu Island, Maranhão. This figure is colored in the electronic version..... 60
- Figure 2.** Sampling of butterflies in cylindrical traps in transects and of vegetation in plots and subplots on riparian areas of Upaon-Açu Island, Maranhão 62
- Figure 3.** Most abundant frugivorous butterfly species (n > 90) in the studied riparian areas of Upaon-Açu Island, Maranhão..... 65
- Figure 4.** Effect of canopy opening on richness (A) and abundance (B) of frugivorous butterflies in riparian areas of Upaon-Açu Island, Maranhão..... 69
- Figure 5.** Effect of canopy opening (%) on the abundance of *Hamadryas ferony* – H fer (A); *Hermeuptychia hermes* – H her (B); *Opsiphanes invirae* – The inv (C); *Taygetis laches* – T lac (D) in the studied riparian areas of Upaon-Açu Island, Maranhão.....70
- Figure 6.** Effect of canopy openness (A) and total aboveground biomass (B) on diversity of frugivorous butterflies in the studied riparian areas of Upaon-Açu Island, Maranhão..... 71

CAPÍTULO III:

- Figura 1.** Mapa da Ilha de São Luis-MA, Brasil, com a localização das áreas ripárias estudadas no ano de 2019 e 2021: (1) Fazenda Escola; (2) Aguahi I; (3) Aguahi II; (4) Cajupe; (5) Lago Azul; (6) Jaguarema I; (7) Cabral; (8) Anil; (9) Santa Bárbara; (10) Urucutiua; (11) Beira rio; (12) Jaguarema II; (13) Itapiracó I; (14) Itapiracó II; (15) Calhau I; (16) Calhau II; (17) Maracanã I; (18) Maracanã II; (19) Bacanga I; (20) Bacanga II 97
- Figura 2.** Áreas ripárias onde foi realizado o trabalho de pesquisa na Ilha de Upaon-Açu (MA) – Coleta 2019: Fze (Fazenda Escola); JgII (Jaguarema II); Anil; Brio (Beira rio); Laz (Lago Azul); Cbr (Cabral). (Imagens: Valéria Prota Salomão)..... 98
- Figura 3.** Áreas ripárias onde foi realizado o trabalho de pesquisa na Ilha de Upaon-Açu (MA) – Coleta 2019: Cje (Cajupe); Stb (Santa Bárbara); AgII (Aguahí II); JgI (Jaguarema I); AgI (Aguahí I); Uru (Urucutiua). (Imagens: Valéria Prota Salomão)..... 99
- Figura 4.** Áreas ripárias onde foi realizado o trabalho de pesquisa na Ilha de Upaon-Açu (MA) – Coleta 2021: MaI (Maracanã I); BaI (Bacanga I); MaII (Maracanã II); BaII (Bacanga II). (Imagens: Valéria Prota Salomão)..... 100
- Figura 5.** Áreas ripárias onde foi realizado o trabalho de pesquisa na Ilha de Upaon-Açu (MA) – Coleta 2021: CaI (Calhau I); CaII (Calhau II); ItaI (Itapiracó I); ItaII (Itapiracó II). (Imagens: Valéria Prota Salomão)..... 101
- Figura 6.** Croqui experimental da amostragem da comunidade de borboletas frugívoras e parâmetros da qualidade do habitat ripário (vegetação, solo e água) 100
- Figura 7.** (A) Armadilha do tipo Van Someren-Rydon (ICMBIO, 2014), utilizada em campo para a coleta das borboletas frugívoras. (B) Processo de esticamento das borboletas (C) Montagem das caixas entomológicas. (Fotos: Valéria Prota Salomão) 102
- Figura 8.** Coleta de dados da estrutura da vegetação nas 20 áreas ripárias da Ilha de São Luis (MA) realizada nos anos de 2019 e 2021. (Fotos: Tatiane Marques) 104
- Figura 9.** Coleta de amostras de solo e água nas 20 áreas ripárias da Ilha de São Luis (MA) realizada nos anos de 2019 e 2021 105
- Figura 10.** Representatividade das subfamílias de borboletas frugívoras nas 20 áreas ripárias da Ilha de São Luis (MA), coletadas no ano de 2019 e 2021 108
- Figura 11.** Figura 11. Espécies de borboletas raras e únicas registradas nas áreas ripárias mais conservadas da Ilha de São Luis (MA) nos anos de 2019 e 2021 (Fonte Imagens: Santos et al. 2014) 109

Figura 12. Espécies de borboletas mais raras e únicas registradas nas áreas ripárias mais conservadas da Ilha de São Luís (MA) nos anos de 2019 e 2021 (Fonte Imagens: Santos et al. 2014) 110

Figura 13. Padrões ecológicos encontrados na análise multivariada de Coinércia (COA e PCA), mostrando grupos de espécies de borboletas frugívoras associadas às variáveis ambientais relacionados a integridade das florestas ripárias da Ilha de São Luis – MA 123

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO II:

Table 1. Total abundance, richness (S) and diversity (Shannon index) of the frugivorous butterfly community in the studied riparian areas of Upaon-Açu Island, Maranhão..... 64

Table 2. Vegetation parameters (Canopy openness, Basal area, and Aboveground biomass of trees, palms, shrubs, and total) in the studied riparian areas of Upaon-Açu Island, Maranhão (mean and standard deviation)..... 67

Anexo 1. Table S1. Characterization of the studied riparian areas on Upaon-Açu Island, Maranhão..... 85

Table S2. Abundance of frugivorous butterfly's species recorded in the studied riparian áreas of Upaon-Açu Island, Maranhão..... 87

CAPÍTULO III:

Tabela 1. Riqueza e diversidade (Shannon, Simpson, Pielou e Margalef) da comunidade de borboletas frugívoras das 20 áreas ripárias da Ilha de São Luis, Maranhão, coletadas no ano de 2019 e 2021 110

Tabela 2. Características da história de vida e informações ecológicas de algumas espécies de borboletas abundantes, raras e únicas nas áreas ripárias da Ilha de São Luís – MA, coletadas no ano de 2019 e 2021 111

Tabela 3. Parâmetros da estrutura da vegetação nas 20 áreas ripárias estudadas na Ilha de São Luis (MA), coletados no ano de 2019 e 2021 117

Tabela 4. Parâmetros físico-químicos da água dos cursos d'água nas áreas ripárias da Ilha de São Luís (MA), coletados no ano de 2019 e 2021..... 118

Tabela 5. Parâmetros físicos e químicos do solo nas áreas ripárias da Ilha de São Luís, coletadas no ano de 2019 e 2021 (MA)..... 120

Tabela 6 . Resumo do primeiro modelo utilizado nas análises estatísticas (NMDS), incluindo as variáveis que foram significativas ($p < 0,05$) 122

Tabela 7. Resumo do segundo modelo utilizado nas análises estatísticas (Co-inércia), incluindo as variáveis que foram significativas ($p < 0,05$)..... 122

RESUMO

As borboletas representam um grupo de insetos diversificado nas florestas ripárias, que se favorecem em condições ambientais mais heterogêneas, com variações microclimáticas, e microhabitats e recursos alimentares abundantes, proporcionado por estes ecossistemas ripários. Considerando a importância das florestas ripárias como um dos únicos fragmentos florestais em paisagens antropizadas, borboletas encontram nessas áreas verdes abrigo, refúgio e alimento. Não obstante serem reconhecidas por sua sensibilidade às alterações ambientais, pouco se conhece sobre os efeitos de perturbações antrópicas na comunidade de borboletas frugívoras, principalmente em florestas ripárias na Amazônia Maranhense. O objetivo desta pesquisa foi avaliar como a comunidade de borboletas frugívoras responde a perturbações antrópicas e perda da integridade das florestas ripárias em áreas urbanas e peri-urbanas. A pesquisa foi realizada em 20 áreas ripárias da Ilha de Upaon-Açu (Maranhão – Brasil). Em cada área foram estabelecidos dois transectos de 150 metros para a coleta de borboletas em 12 armadilhas, no período de cinco dias consecutivos no final da estação chuvosa (2019 e 2021). Os parâmetros da estrutura da vegetação foram medidos em duas parcelas de 60x10m, quatro de 4x4m e de 1x1m. Parâmetros físicos e químicos do solo e da água dos riachos (qualidade) foram estimados em cada área ripária (seis amostras de cada). Um total de 2.392 borboletas frugívoras (Nymphalidae) foi registrado, distribuídas em 54 espécies e morfoespécies. A sub-família mais representativa foi Satyrinae (26 espécies), as espécies mais abundantes foram *Taygetis laches* (486 indivíduos), *Colobura dirce* (235 indivíduos), *Cissia penelope* (194 indivíduos), *Opsiphanis invirae* e *Hypna clytmnestra* (149 indivíduos cada). As espécies mais raras foram *Morpho menelaus*, *Callicore pygas*, *Temenis laothoe*, *Eunica cuvierii*, com apenas um indivíduo registrado. A abertura do dossel promoveu um aumento da riqueza, abundância e diversidade de borboletas frugívoras, assim como a maior área basal de árvores teve efeito negativo significativo na diversidade. A biomassa apresentou um efeito quadrático invertido sobre a diversidade, que reduziu até um mínimo seguido por um aumento com a maior biomassa. Assim confirmando que a comunidade de borboletas nessas áreas é favorecida por perturbações na estrutura da vegetação, dominada por espécies generalistas e oportunistas, adaptadas a maior amplitude de condições ambientais e preferência por áreas mais abertas. Foram encontradas mudanças na composição da comunidade de borboletas durante o período estudado, em que um grupo ecológico de espécies foi associado a áreas mais degradadas, enquanto outro grupo foi associado a áreas com maior integridade do habitat ripário. Portanto, os resultados desta pesquisa trazem

contribuições relevantes para o conhecimento ecológico das borboletas frugívoras na Amazônia Oriental, fornecendo informações importantes para a sistematização de estratégias de conservação e restauração de florestas ripárias remanescentes em áreas urbanas e peri-urbanas.

Palavras-Chave: lepidópteros; ecossistemas ripários; integridade do habitat; urbanização.

ABSTRACT

Butterflies represent a diverse group of insects in riparian forests, which are favored in more heterogeneous environmental conditions, with microclimatic variations, and microhabitats and abundant food resources, provided by these riparian ecosystems. Considering the importance of riparian forests as one of the only forest fragments in anthropized landscapes, butterflies find shelter, refuge and food in these green areas. Despite being recognized for their sensitivity to environmental changes, little is known about the effects of anthropic disturbances on the community of frugivorous butterflies, mainly in riparian forests in the Maranhão Amazon. The objective of this research was to evaluate how the frugivorous butterfly community responds to anthropic disturbances and loss of integrity of riparian forests in urban and peri-urban areas. The research was carried out in 20 riparian areas of Upaon-Açu Island (Maranhão – Brazil). In each area, two 150-meter transects were established for the collection of butterflies in 12 traps, in the period of five consecutive days at the end of the rainy season (2019 and 2021). Vegetation structure parameters were measured in two plots of 60x10m, four of 4x4m and 1x1m. Physical and chemical parameters of soil and stream water (quality) were estimated in each riparian area (six samples of each). A total of 2,392 fruit-eating butterflies (Nymphalidae) were recorded, distributed in 54 species and morphospecies. The most representative subfamily was Satyrinae (26 species), the most abundant species were *Taygetis laches* (486 individuals), *Colobura dirce* (235 individuals), *Cissia penelope* (194 individuals), *Opsiphanis invirae* and *Hypna clytmnestra* (149 individuals each). The rarest species were *Morpho menelaus*, *Callicore pygas*, *Temenis laothoe*, *Eunica cuvierii*, with only one recorded individual. Canopy opening promoted an increase in the richness, abundance and diversity of frugivorous butterflies, as well as the greater basal area of trees had a significant negative effect on diversity. Biomass showed an inverted quadratic effect on diversity, which reduced to a minimum followed by an increase with greater biomass. Thus confirming that the butterfly community in these areas is favored by disturbances in the vegetation structure, dominated by generalist and opportunistic species, adapted to a greater range of environmental conditions and preference for more open areas. Changes in the composition of the butterfly community were found during the period studied, in which an ecological group of species was associated with more degraded areas, while another group was associated with areas with greater riparian habitat integrity. Therefore, the results of this research work make relevant contributions to the ecological knowledge of frugivorous butterflies in the Eastern Amazon, providing importante informations for the

systematization of conservation and restoration strategies for remaining riparian forests in urban and peri-urban areas.

Keywords: lepidoptera; riparia ecosystems; habitat integrity; urbanization.



CAPÍTULO I
INTRODUÇÃO E REFERENCIAL TEÓRICO

1.1 INTRODUÇÃO

As florestas ripárias cumprem funções hidrológicas, ecológicas e limnológicas de grande importância para manter o funcionamento e a proteção dos cursos d'água (SALOMÃO et al., 2019; PINHEIRO, 2016; SALEMI et al., 2012; SOUZA et al., 2013; LIMA & ZAKIA, 2009), assim como são áreas de habitat, refúgio e fonte de alimento para a fauna, contribuindo para a conservação da biodiversidade (CABETTE et al., 2017; LEMES-SILVA et al., 2017; RASSAM et al., 2006; NAIMAN et al., 2005). Por isso, as florestas ripárias são consideradas como Áreas de Preservação Permanente (12.651/12), determinando que a vegetação nativa seja preservada ou restaurada, a fim de garantir todos os serviços ecossistêmicos, como a água, recurso e bem essencial a toda vida na Terra (BRANCALION et al., 2016; SILVA et al., 2012).

Consideradas como uma das mais ricas e diversas florestas tropicais, as florestas ripárias se caracterizam por maior heterogeneidade ambiental, com uma diversidade de nichos, micro-habitats, recursos alimentares e espécies, que são influenciados por diferentes perturbações e condições ambientais (CABETTE et al., 2017; SCHMIDT & Périco, 2015; BROWN et al., 2009). Nesses ecossistemas, além de uma variedade grande de fisionomias vegetais, solos, topografias, regimes hídricos, e tipos de perturbações, os principais fatores que influenciam a composição, a dinâmica e a estrutura das comunidades biológicas são sombra e água abundante (SCHMIDT & Périco, 2015; BROWN, 2009).

Todos esses fatores favorecem uma riqueza de pequenos animais que necessitam dessa alta umidade para sobreviver, como muitas espécies de insetos fitófagos (BROWN, 2009). Entre esses insetos se destacam os lepidópteros (borboletas e mariposas), que representam um grupo de insetos diversificado nos ecossistemas ripários, e sensíveis às alterações ambientais (RABELO et al., 2019; CABETTE et al., 2017). Os lepidópteros estão envolvidos em muitas interações ecológicas, como a polinização, predação, decomposição, mutualismo e parasitismo (SILVA et al., 2012; BONEBRAKE et al., 2010), garantindo o funcionamento, equilíbrio ecológico dos ecossistemas, e serviços essenciais para a sociedade humana (FREITAS; ALMEIDA, 2012). Ademais, são utilizados como indicadores biológicos, e estão envolvidos na disseminação e perpetuação de muitas espécies vegetais, considerando que em sua fase larval (lagartas), algumas espécies podem ser pragas de plantas de importância

agronômica e econômica (SCHMIDT & PÉRICO, 2015; CARVALHO et al., 2021; TAVARES et al., 2023).

Borboletas frugívoras (Nymphalidae) representam a maior parte das espécies de borboletas nas regiões tropicais (MARTINS et al., 2017b; FREITAS et al., 2014), as quais vem sendo bem estudadas como indicadoras de alterações ambientais devido a alguns atributos como a facilidade na amostragem e identificação e sensibilidade a alterações na qualidade do habitat (RIBEIRO & FREITAS, 2012; UEHARA-PRADO et al., 2007), fornecendo dados importantes sobre a saúde dos ecossistemas (SILVA et al., 2012; BROWN, 2009). Os lepidópteros como as borboletas podem ser consideradas como grupo “guarda-chuva” da conservação da biodiversidade, em que a sua conservação pode assegurar o bem-estar de outros táxons que vivem nos mesmos locais e que necessitam de recursos semelhantes (NEW, 1997).

Nas cidades, as florestas ripárias podem ser os únicos remanescentes ou fragmentos florestais em uma paisagem dominada por atividades antrópicas, e assim garantir a conservação da biodiversidade local, onde fornecem diferentes habitats e recursos para a fauna, e ainda podem ser áreas de abrigo, refúgio e dispersão de lepidópteros, como a fauna de borboletas (BROWN & FREITAS, 2002). Portanto, a conservação da comunidade de borboletas em áreas urbanas depende dessas áreas e corredores verdes com vegetação diversa e heterogênea, bem como dos cursos d’água (SILVA et al., 2012). Entre os animais mais “carismáticos”, as borboletas são consideradas como espécie bandeira, que auxiliam na conscientização ambiental (NEW, 1997), já que por sua beleza, diversidade e facilidade na amostragem promovem a conexão entre o ser humano e a natureza nas cidades, assim permitindo a integração entre a conservação e o bem-estar social (SCHMIDT & PÉRICO, 2015).

Ao mesmo tempo, a preservação das florestas ripárias como áreas verdes nas cidades são reconhecidas por proporcionar mais saúde e bem-estar para a população humana (EVERARD & MOGGRIDGE, 2012; BROWN & FREITAS, 2002), reduzindo o efeito da poluição atmosférica e sonora e das ilhas de calor, prevenindo enchentes e diminuindo a vulnerabilidade da população frente aos desastres naturais (HATJE et al., 2017; CAVALCANTI, 2016; RANGEL et al., 2013). Adicionalmente, no contexto peri-urbano e urbano, podem ser grandes aliadas das atividades agrícolas circundantes. Além de fornecer recursos essenciais como água e solo de qualidade para a produção de alimentos contribuem com mais equilíbrio ecológico por serem áreas de abrigo para diversos polinizadores e inimigos naturais de pragas, garantindo agroecossistemas mais

sustentáveis e fortalecendo a agricultura urbana (WINKLERPRINS & OLIVEIRA, 2010; HILL, 2011; NAGIB E NAKAMURA, 2020).

Apesar de toda a sua importância, as florestas ripárias estão entre os ecossistemas mais degradados do mundo, as quais sofrem impactos principalmente decorrentes da urbanização e da agropecuária (TÖMBLÖM et al., 2016; MALACARNE et al., 2016; SIROMBA & MESA, 2012). O crescimento da população humana em grandes centros urbanos de maneira desordenada transforma paisagens naturais em estruturas artificiais (OLIVEIRA et al., 2018), com impactos na hidrologia, no funcionamento dos ecossistemas ripários e sobre a biodiversidade (HATJE et al., 2017; CAVALCANTI, 2016; RANGEL et al., 2013). Logo, as perturbações antrópicas nas florestas ripárias podem levar a perda e fragmentação de habitats, que é uma das principais ameaças a fauna de borboletas (BONEBRAKE et al., 2010, OLIVEIRA et al., 2018). Neste cenário de degradação ambiental, a falta de informações e conhecimento sobre a comunidade de borboletas e como elas respondem as perturbações agravam mais ainda a situação, podendo levar ao desaparecimento de muitas espécies (FREITAS; ALMEIDA, 2012).

Segundo CELENTANO et al (2017), na região da Amazônia Maranhense 75% da floresta original já foi perdida, enquanto o desmatamento ilegal avança provocando danos sociais, econômicos e ecológicos. Dos 25% restantes de floresta, a maior parte representando Unidades de Conservação e Terras Indígenas, ainda sofrem pressões e ameaças decorrentes de atividades antrópicas, incluindo sobre os fragmentos de florestas ripárias nas áreas urbanas. Como um agravante neste cenário a Amazônia Maranhense está inserida em um dos centros de endemismo (Belém) mais ameaçados do país. No Maranhão, existem apenas nove inventários sobre a diversidade da comunidade de borboletas (CARVALHO, 2021; ARAÚJO et al., 2020; PEREIRA et al., 2018; MARTINS et al., 2017; MARTINS et al., 2017b; RAMOS, 2000; GARCIA & BERGMANN 1994; GARCIA et al., 1990; BATES, 1867). Além destes, pouco se conhece sobre a comunidade de borboletas frugívoras nas florestas ripárias, onde os impactos de perturbações antrópicas sobre esse grupo em áreas urbanas e peri-urbanas é desconhecido.

Neste contexto, a presente pesquisa visa contribuir com estudos ecológicos acerca das borboletas frugívoras na Amazônia Oriental, assim, fomentando conhecimento para orientar estratégias de conservação e restauração das florestas ripárias.

1.2 REFERENCIAL TEÓRICO

1.2.1 Insetos e a Ordem Lepidoptera

Os insetos (Arthropoda: Insecta) estão entre os mais diversos e abundantes grupos de animais, com quem compartilhamos nosso planeta Terra. Existem cerca de um milhão de espécies conhecidas, dominantes em vários habitats terrestres e aquáticos (BRUSCA; BRUSCA, 2007; STORK, 2018). A sua capacidade de voar responde por esse sucesso adaptativo entre os diversos atributos dos invertebrados, permitindo o acesso a mais nichos e habitats, maior dispersão e fuga de predadores (SAMWAYS et al., 2010). Além disso, através de sua grande capacidade de adaptação são capazes de sobreviver em diferentes condições ambientais, devido ao seu potencial biótico e a presença de um exoesqueleto quitinoso e resistente (CARVALHO et al., 2021). São animais importantes do ponto de vista ecológico, econômico e social, justamente por pelos serviços ecológicos e ecossistêmicos prestados, como a polinização, decomposição, controle de microorganismos e pragas, e na produção de vários produtos (remédios, cera, seda, mel, etc) (FREITAS, 2012; SAMWAYS et al., 2010).

Entre os mais conhecidos, coloridos e carismáticos de todos os insetos se destacam os da ordem Lepidoptera, representada pelas belas e delicadas borboletas e mariposas (BRUSCA; BRUSCA, 2007; CARVALHO et al., 2021). O nome Lepidoptera vem de uma característica única do grupo, que são as asas cobertas de escamas (do grego lepis=escamas e pteron=asas), as quais determinam a sua coloração, com as mais diversas combinações de cores que diferenciam as espécies de borboletas e mariposas (FREITAS; ALMEIDA, 2012).

As borboletas se distinguem das mariposas por suas antenas longas e afiladas, terminando com um nódulo, e asas são mantidas juntas ao corpo quando pousadas, com algumas exceções a determinadas espécies (BRUSCA; BRUSCA, 2007; CARVALHO et al., 2021). Em geral, outra característica que as diferenciam é que borboletas tem hábitos mais diurnos e possuem asas bem mais coloridas, enquanto as mariposas costumam ser mais noturnas e suas asas mais escuras (CARVALHO et al., 2021). Os lepidópteros, como as borboletas são insetos de metamorfose completa, também chamados de holometábolos (Figura 1), cujo desenvolvimento e crescimento passam por quatro estágios de vida, que se diferenciam entre a forma, comportamento e hábito

de vida: ovo; lagarta; pupa e adulto (FREITAS; ALMEIDA, 2012). Este processo de transformação inicia com a postura dos ovos, logo emergem as lagartas (fase larval) que passam por ecdises sucessivas várias (trocas de pele) até chegarem a fase de pupa (crisálida), e em seguida emergirá o inseto adulto (FREITAS, 2012; CARVALHO et al., 2021). Entre as muitas características sobre as borboletas destaca-se o seu tempo de vida, que em média pode durar de 20 até 90 dias desde a fase do ovo até o inseto adulto, variando muito de acordo com a espécie e dependendo de fatores ambientais (CARVALHO et al., 2021).



Figura 1. Ciclo de vida dos lepidópteros, o processo de metamorfose completa das borboletas.(<https://borboletasbr.blogspot.com/2019/05/ciclo-de-vida-da-borboleta.html>).

Os Lepidópteros representam a segunda maior ordem entre os insetos, com cerca de 157.000 espécies conhecidas em todo mundo (STORK, 2018). No Brasil cerca de 26.000 espécies já foram descritas, com mais de 3.000 espécies de borboletas (FREITAS; ALMEIDA, 2012). As borboletas pertencem a superfamília Papilionoidea, que se subdivide em seis famílias: Nymphalidae, Papiolinidae, Pieridae, Riodinidae, Lycaenidae e Hesperiiidae (MARTINS, 2015; CARVALHO et al., 2021). A família Nymphalidae se destaca entre as borboletas mais conhecidas e abundantes, apresentando vários tamanhos e cores, composta por grande variedade de espécies,

distribuídas entre as sub-famílias: Biblidinae, Charaxinae, Cyrestinae, Danainae, Heliconiinae, Liminetidinae, Nymphalinae, Satyrinae (CARVALHO, 2021; CARVALHO et al., 2021).

A sua alimentação difere entre as fases larval e adulta. Lagartas possuem mandíbulas e se alimentam por mastigação, principalmente da parte externa das plantas (folhas, flores e ramos). Já os adultos são sugadores e se alimentam de líquidos, sendo a maioria deles bem generalistas com suas fontes de alimento (FREITAS, 2012; Carvalho et al., 2021). Em relação ao seu hábito alimentar quando adultas, tanto as borboletas quanto as mariposas se diferenciam como nectarívoras, aquelas que se alimentam de néctar das flores, e as frugívoras, as quais têm como principal alimentação frutos em decomposição, além de excrementos de mamíferos, exsudados de plantas e fezes e carcaças de animais (UEHARA-PRADO & RIBEIRO, 2012). As nectarívoras são as mais conhecidas por visitarem jardins e quintais, e muitas são polinizadoras, processo ecológico essencial para produção vegetal, sendo as mais conhecidas pertencentes a família Sphingidae (FREITAS; ALMEIDA, 2012; CARVALHO et al., 2021). Entretanto, as borboletas frugívoras (Nymphalidae: Biblidinae, Satyrinae, Charaxinae, Nymphalinae), representam a maior parte das espécies de borboletas nas regiões tropicais (DEVRIES, 1988; MARTINS et al., 2017b; FREITAS et al., 2014).

1.2.2. O Papel Funcional e Ecológico das Borboletas

Entre os animais mais belos e carismáticos, as borboletas são insetos herbívoros com papel importante no funcionamento dos ecossistemas, como polinizadoras ou detritívoras, e nas teias alimentares servem de alimento para aves, mamíferos, anfíbios, répteis, entre outros insetos, garantindo serviços ecológicos essenciais (BONEBRAKE et al., 2010; SILVA et al., 2012; FREITAS; ALMEIDA 2012; SANTOS et al., 2022). Muitas borboletas são boas indicadoras ambientais, devido a sensibilidade a perturbações na qualidade de habitats, e a alguns atributos como a facilidade de amostragem e identificação, relação com plantas hospedeiras, história de vida conhecida e ciclo de vida curto (SANTOS et al., 2022; SCHMIDT & PÉRICO, 2015; NELSON, 2007). Por isso as borboletas são também consideradas como grupo “guarda-chuva”, em que a sua conservação auxilia na proteção da diversidade de outros táxons do mesmo local, que dependem de recursos semelhantes (NEW, 1997).

Considerando essas características e a sua importância funcional e ecológica, especialmente as borboletas frugívoras vêm sendo estudadas como indicadores de perturbações antrópicas e alterações ambientais, principalmente devido a sua sensibilidade e facilidade na sua amostragem (RIBEIRO & FREITAS, 2012; UEHARA-PRADO et al., 2007). Segundo SILVA et al (2012) e BROWN (2009), o monitoramento de borboletas pode fornecer dados importantes para o diagnóstico de um ecossistema quanto a sua qualidade e integridade. De modo que esse grupo de lepidópteros é bem utilizado para avaliar respostas a: mudanças climáticas (MELO et al., 2023); alterações na estrutura da vegetação (BARLOW et al., 2007; PEREIRA et al., 2017; DELABYE et al., 2020. MALABIKA, 2011; WEERAKON et al., 2015; CHETRI, 2015; RIJA et al., 2022); fragmentação florestal (MARINI-FILHO & MARTINS, 2010; MELO et al., 2019; UEHARA-PRADO et al., 2007; VEEDELER et al., 2005; BRITO et al., 2014); restauração e sucessão florestal (MELO et al., 2023b); sistemas de uso da terra (BÖRSCHING et al., 2013; BOBO et al., 2006; SHARMA et al., 2020; SANTOS et al., 2018); diferentes tipos de habitats (OLIVEIRA et al., 2021; RABELO & MAGNUSSON, 2019; LOURENÇO et al., 2019); urbanização (GUPTA et al., 2019; OLIVEIRA et al., 2018; KOH & SODHI, 2004) e a incêndios (ANDRADE et al, 2017).

1.2.3 Florestas ripárias

As florestas ripárias, também conhecidas como florestas ribeirinhas, florestas ripícolas, matas ciliares ou matas de galeria são designadas como as formações vegetais que margeiam e estão associadas aos cursos d'água, como os rios, riachos, lagos, lagoas e represas (Figura 2) (PINHEIRO et al., 2013; TUNDISI; TUNDISI., 2010; AB`SÁBER, 2009). Constituem as zonas ripárias, que são áreas de transição entre os ecossistemas terrestres e aquáticos, influenciadas por características climáticas, geomorfológicas, edáficas e hidrológicas (CALLISTO et al., 2012; RODRIGUES; SHEPHERD., 2009), e por isso estão entre os mais diversos, dinâmicos e complexos habitats biofísicos do planeta (NAIMAN; DÉCAMPS, 1997)

As florestas ripárias são responsáveis pela integridade das bacias hidrográficas, exercendo um variado número de funções hidrológicas, ecológicas e limnológicas importantes por muitos benefícios que cumprem para garantir preservação dos cursos d'água (SALOMÃO et al., 2019; SALEMI et al., 2012; LIMA; ZAKIA, 2009 SOUZA

et al., 2013; RASSAM et al., 2006; NAIMAN et al., 2005). Segundo PINHEIRO et al (2013) entre estas funções que garantem principalmente a qualidade e quantidade das águas se destacam: a estabilização das ribanceiras (proteção estrutural) com a redução da erosão; o tamponamento e filtragem com o controle do ciclo de nutrientes na bacia hidrográfica através do escoamento superficial e absorção de nutrientes pela vegetação; a redução e filtragem do escoamento superficial impedindo o assoreamento do sistema aquático; a interceptação e absorção da radiação solar pela vegetação, contribuindo no controle térmico; além do fornecimento de matéria orgânica para a microbiota e alimento para fauna aquática e terrestre.

Dessa maneira e adicionalmente as florestas ripárias também cumprem o papel de garantir a conservação da biodiversidade, principalmente das espécies vegetais e animais que tem alguma relação direta ou indireta com as águas, além de fornecerem maior heterogeneidade de habitats, áreas de refúgios e fontes de alimento e recurso para a fauna (PINHEIRO; SOUZA, 2022; CABETTE et al., 2017; LEMES-SILVA et al., 2017; RASSAN et al., 2006; NAIMAN et al., 2005).

Considerando a sua importância sócio-econômica, e somando-se a todas essas funções que garantem a proteção das zonas ripárias, as florestas ripárias como um dos poucos fragmentos florestais remanescentes em paisagens antropizadas são fundamentais para promoverem a diversidade local e regional da fauna e flora. De maneira que a sua conservação pode fornecer muitos serviços ecológicos para assegurar uma produção agrícola mais sustentável, considerando que podem ser habitats de uma diversidade de polinizadores e inimigos naturais de pragas, assim cumprindo a função de aumentar a produtividade de áreas agrícolas circundantes (HILL et al., 2011). A proteção das florestas ripárias também podem garantir a extração sustentável de produtos florestais, como exemplo de frutos e palhas de muitas palmeiras nativas na Amazônia, como a juçara (*Euterpe edulis*) e o buriti (*Mauritia flexuosa*), fortalecendo as atividades econômica e a subsistência das comunidades locais e para a conservação da agrobiodiversidade (GIATTI et al., 2021).

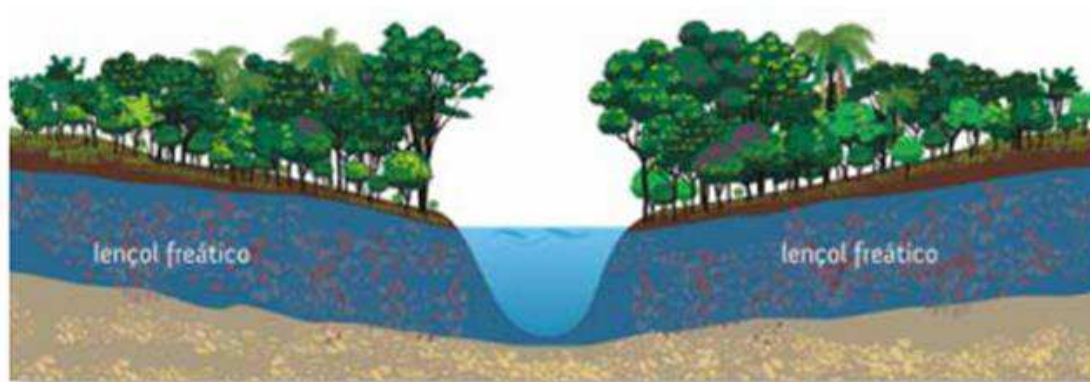


Figura 2. Mata ciliar ou floresta ripária: vegetação que margeia os ecossistemas aquáticos continentais (Fonte: AQUINO et al, 2012)

Devido a sua importância, o Código Florestal considera as florestas ripárias como áreas de preservação permanente (Lei 12.651/ 2012), que tem a função ambiental de preservar os recursos hídricos, a paisagem, a estabilidade geológica, a biodiversidade, o fluxo gênico da fauna e flora, preservar o solo e assegurar o bem estar da população humana. Assim, determinando que a vegetação nativa presente ao longo das margens dos rios e nascentes e demais sistemas aquáticos continentais seja preservada ou restaurada, a fim de garantir a integridade ecológica destes ecossistemas, assim como todos os serviços que os mesmos cumprem (SILVA et al., 2012; PINHEIRO et al., 2013; BRANCALION et al., 2016).

1.2.4 Borboletas e a Florestas Ripárias

Em pequenos cursos d'água, riachos e nascentes, onde a vegetação ripária normalmente é bem desenvolvida, a interação e interdependência entre ecossistemas terrestre e aquático é fundamental para manter o funcionamento e a qualidade ecológica das zonas ripárias (LEMES-SILVA et al., 2017; SALOMÃO et al., 2019). Esses ecossistemas têm características e recursos que garantem a sobrevivência de uma fauna diversificada, pois fornecem condições ambientais mais heterogêneas, com diferentes condições microclimáticas, microhabitats e recursos alimentares abundantes (CABETTE et al, 2017). Tais características e condições beneficiam os insetos, considerados um dos grupos mais diversos e abundantes nas florestas ripárias, com destaque para os lepidópteros (SCHIMDT; PÉRICO, 2015; PINHEIRO; ORTIZ, 1994).

As florestas ripárias se caracterizam principalmente quanto à disponibilidade de água e sombra, principais fatores que influenciam a composição, a dinâmica e a estrutura das comunidades biológicas (BROWN, 2009). Nos ecossistemas ripários existe uma diversidade de nichos, recursos e espécies, influenciados pela heterogeneidade topográfica, disponibilidade de radiação e água, perturbações e controle do nível trófico superior (CABETTE et al., 2017; BROWN, 2009). Outros fatores que podem aumentar a diversidade nas florestas ripárias incluem os efeitos de borda e seu uso pela fauna como corredores e refúgios (BROWN, 2009).

Dessa maneira, todos esses fatores e características ambientais peculiares as florestas ripárias favorecem uma maior riqueza nessas áreas, de animais pequenos e ombrófilos, que necessitam desta alta umidade para sobreviver, tais como muitos insetos com larvas aquáticas, assim como muitas espécies de insetos fitófagos, como os lepidópteros (BROWN, 2009; SCHMIDT; PÉRICO, 2015). Assim sendo, nas florestas ripárias, as borboletas estão entre os grupos de artrópodos mais diversos e abundantes, consideradas sensíveis a perturbações na qualidade do habitat, as quais podem servir como indicadoras da saúde e integridade dos ecossistemas ripários, acompanhando a sua heterogeneidade, diversidade biológica, estrutura e composição florística (RABELO et al., 2019; NELSON, 2007; FLEISHMANN et al., 2005; SILVA et al., 2012; MARINI; MARTINS, 2010; BROWN, 2009; CABETTE et al., 2017).

1.2.5 Áreas verdes urbanas e a conservação de borboletas nas cidades

A conservação das florestas ripárias como áreas verdes urbanas nas cidades, incluem todos os serviços ecológicos que as mesmas asseguram, e com toda a sua biodiversidade e mais equilíbrio ecológico proporcionam mais saúde e bem-estar para população humana (EVERARD; MOGRIDGE, 2012; RANGEL et al., 2013; CAVALCANTI, 2016; HATJE et al., 2017), diminuindo o efeito da poluição atmosférica e sonora e das ilhas de calor, e na prevenção de desastres naturais (HATJE et al., 2017; CAVALCANTI, 2016; RANGEL et al., 2013). Segundo ARONSON et al. (2017), com o aumento da população humana nas cidades, a preservação da biodiversidade urbana é reconhecida por influenciar positivamente no bem estar das pessoas que vivem nas cidades. Adicionalmente a todos esses benefícios, a preservação de fragmentos florestais nas cidades pode também garantir além dos serviços ecológicos como a polinização e controle de pragas, o fornecimento de água, um importante

recurso natural para as atividades humanas, assim como para as atividades agrícolas, que são muito dependentes deste recurso. E, ainda, assegurando a sustentabilidade de agroecossistemas adjacentes, e fortalecendo a agricultura urbana com mais qualidade de vida, segurança alimentar e subsistência para as comunidades locais (NAGIB e NAKAMURA, 2020).

Na escala da paisagem, as zonas ripárias contribuem para a formação de corredores biológicos e áreas de refúgio, conservação da biodiversidade e estoque de carbono (BROWN, 2009; LEES et al., 2008; NAIMAN & DÉCAMPS, 1997). Considerando ainda a paisagem urbana, a proteção das florestas ripárias como áreas verdes urbanas é fundamental para garantir a conservação da biodiversidade local, fornecendo abrigo, refúgio e recursos para a fauna de borboletas, e também como áreas de dispersão (SING et al., 2016; WANG et al., 2017; BROWN & FREITAS, 2002; LEES et al., 2008). Segundo TSAI et al. (2017), os rios tem efeito significativo em mitigar as condições térmicas das áreas ripárias urbanas, especialmente em climas mais quentes, fornecendo um ambiente mais favorável ao refúgio e abrigo de diferentes espécies.

Portanto a conservação de áreas verdes urbanas, como as florestas ripárias, podem contribuir significativamente para maior diversidade da fauna de borboletas, até mesmo em níveis de perturbações moderados, onde a maior heterogeneidade de habitats e variações nas condições ambientais, relacionados a umidade, temperatura e luminosidade, permitem a coexistência de diferentes espécies (BLAIR & LAUNER, 1997; MCKINNEY, 2008; REBELE, 1994; OCKINGER et al., 2009; FOURNIER et al., 2019). De acordo com SILVA et al. (2012), a conservação da comunidade de borboletas nas cidades depende desses corredores e áreas verdes com vegetação diversificada, bem como dos cursos d'água, visto que as florestas ripárias podem ser um dos únicos remanescentes florestais nestas paisagens dominadas por atividades antrópicas (PINHEIRO, 2016).

Nas cidades, as borboletas podem ser importantes aliadas para conscientizar a comunidade urbana da necessidade e importância de reconhecer o valor dessas áreas verdes urbanas e dos serviços ecológicos que elas proporcionam (OLIVEIRA et al., 2018; BONEBRAKE et al., 2010). Vista como símbolo de beleza e mudança, conhecidas como um dos animais mais carismáticos e emblemáticos que existem, as borboletas são consideradas como espécie bandeira, pois auxiliam na sensibilização e na educação ambiental, já que por sua beleza, diversidade e facilidade na amostragem

promovem a conexão entre o ser humano e a natureza nas cidades, permitindo a integração entre a conservação e o bem-estar social (SCHMIDT; PÉRICO, 2015).

1.2.6 Impactos Antrópicos nas Florestas Ripárias e sobre a Biodiversidade

Apesar da reconhecida importância ecológica, e principalmente pela proteção das águas considerada como o recurso natural mais essencial para a humanidade, as florestas ripárias continuam sendo eliminadas e estão entre os ecossistemas mais degradados do mundo (TÖRNBLOM et al., 2016; MALACARNE et al., 2016; PINHEIRO 2013; SIROMBRA; MESA, 2012). Uma das principais causas de degradação das florestas ripárias são a expansão urbana e as atividades da agropecuária, que suprimem e alteram a vegetação, ameaçando a sua biodiversidade, assim comprometendo todos os serviços ecológicos (PINHEIRO 2013; EVERARD; MOGRIDGE, 2012). Ademais outras causas de degradação e desmatamento dos ecossistemas ripários incluem atividades madeireiras, incêndios e extração de areia nos rios (PINHEIRO et al., 2013).

O desenvolvimento urbano tem raramente sido compreensivo com seus ecossistemas naturais e sua biodiversidade. De modo que o crescimento da população humana em grandes centros urbanos de maneira desordenada vem transformando paisagens naturais em estruturas artificiais (OLIVEIRA et al., 2018). A urbanização é responsável por impactos sinérgicos, como o aumento das superfícies impermeáveis, que junto com o sistema de drenagem urbano altera o regime hidrológico, com aumento do escoamento superficial, redução da infiltração, modificação da morfologia dos cursos d'água, desconexão da interface rio e área de várzea, assoreamentos, aumento de contaminantes, com a redução da qualidade e quantidade das águas (HATJE et al., 2017; CAVALCANTI, 2016; RANGEL et al., 2013).

Adicionalmente aos efeitos negativos sobre os processos hidrológicos, a urbanização é uma das principais causas da perda da biodiversidade em todo o mundo, através da fragmentação e perda de habitats, uma das principais ameaças à comunidade de borboletas (OLIVEIRA et al, 2018; BONEBRAKE et al, 2010; FREITAS; ALMEIDA, 2012; ARONSON et al., 2017). Dessa maneira, as perturbações urbanas, assim como decorrentes de outras atividades antrópicas (agropecuária) podem levar a mudanças na estrutura e distribuição da comunidade de borboletas, e até mesmo ao desaparecimento de espécies (FREITAS; ALMEIDA, 2012).

Estas perturbações do habitat que levam a mudanças tanto na composição como na estrutura das florestas, com a maior entrada de luz e variações nas condições ambientais influenciam significativamente a composição, estrutura e distribuição da comunidade de borboletas frugívoras (BARLOW et al., 2007; RIBEIRO; FREITAS, 2012). De acordo com ARAÚJO et al. (2020), a estrutura da vegetação e os impactos antrópicos podem estar entre os principais fatores bióticos e abióticos que determinam a diversidade de borboletas frugívoras.

As espécies de borboletas respondem distintamente a perda, fragmentação e degradação de habitats, de maneira que espécies com demandas de habitats mais específicos, aquelas mais restritas, respondem mais sensivelmente as transformações antrópicas do habitat do que as espécies com maior amplitude ecológica (SCHMITT et al., 2021). Segundo FILGUEIRAS et al. (2021) existe uma previsível substituição de grupos ecológicos, a medida que o uso da terra se intensifica e altera a disponibilidade e a qualidade do habitat (Figura 3).

Dessa maneira, o principal grupo dominante após estas perturbações compreendem espécies florestais adaptadas a alterações ambientais, também conhecidas como oportunistas de clareiras ou espécies generalistas de habitat, as quais tem preferência por habitats mais abertos e iluminados, e se proliferam facilmente entre estas áreas perturbadas, como bordas de florestas ao longo de riachos (MORANTE-FILHO et al., 2015; FILGUEIRAS et al., 2016). Enquanto ocorrem declínios populacionais como resposta a filtragem ecológica de espécies dependentes de florestas, decorrente de restrições fisiológicas que impedem o uso de áreas abertas, e da disponibilidade reduzida de recursos-chave associados a florestas com árvores de grande porte (BARLOW et al., 2007; MORANTE-FILHO et al., 2015). Portanto, perturbações antrópicas estão reorganizando a biodiversidade tropical em todos os níveis ecológicos, causando mudanças no desempenho de populações, na organização das comunidades, no funcionamento dos ecossistemas, com impactos sobre a provisão de serviços ecossistêmicos (FILGUEIRAS et al., 2021; MELO et al., 2023; GARDNER et al., 2008; CLAVEL et al., 2011).

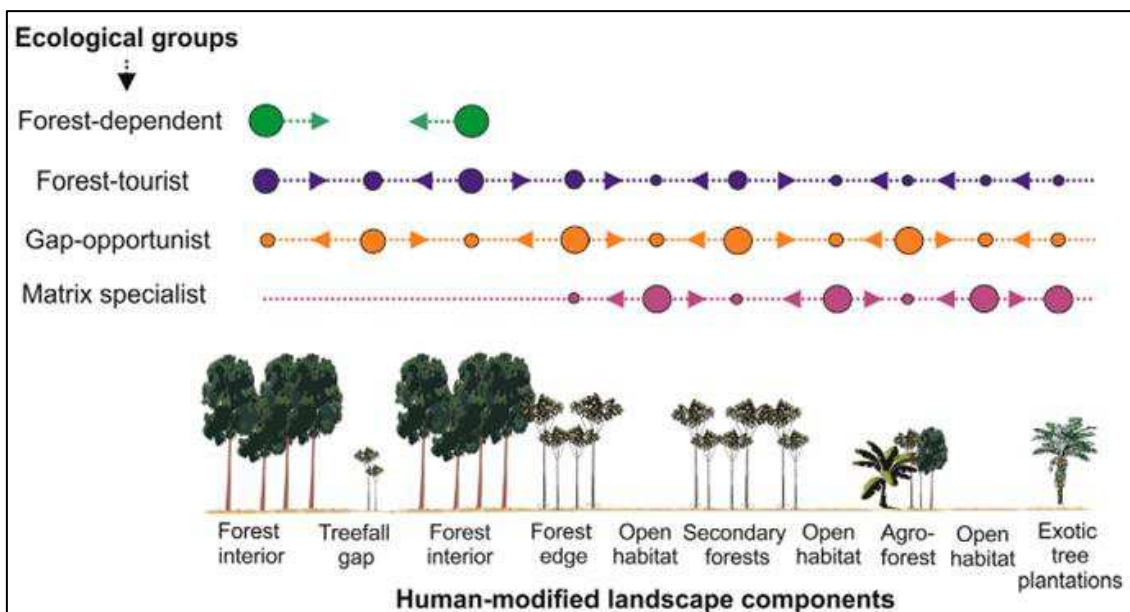


Figura 3. Mudanças de grupos ecológicos de animais e plantas ao longo do uso da terra em diferentes paisagens florestais (Fonte: FILGUEIRAS et al., 2021).

1.2.6. Restauração das Florestas Ripárias

Neste cenário de degradação ambiental decorrente de inúmeras perturbações antrópicas, a conservação assim como a restauração das florestas ripárias como um dos únicos remanescentes florestais em áreas urbanas e peri-urbanas é imprescindível para promover processos ecológicos e hidrológicos, e assim garantir a provisão de serviços ecossistêmicos e a qualidade de vida para o ser humano (Figura 4. Fonte: MEA, 2005). A restauração ecológica é um processo intencional de reparação dos danos antrópicos, na busca de reestabelecer a diversidade e as funções ecológicas o mais próximo possível à sua condição de origem (SER, 2004).



Figura 4. Benefícios dos serviços ecossistêmicos providos pelas florestas conservadas (Fonte: CASTRO et al., 2012; MEA, 2005)

Diferentes métodos para a restauração de florestas ripárias têm sido propostos (MELLO et al., 2017; DRAYER, 2016; RIBEIRO et al., 2012; KAGEYAMA et al., 2009). No entanto, o planejamento da restauração depende de um bom diagnóstico do ambiente físico (solo, água, hidrologia e relevo), assim como biológico (fauna e flora), além da perspectiva social, sendo importante entender as fontes de pressão, e o histórico de uso e ocupação do solo (JOLY et al., 2009; BRIERLEY; FRYIRS, 2008; CELENTANO et al., 2014). Existem diferentes sistemas de restauração que devem ser usados de acordo com nível de degradação da área, conhecidos como regeneração natural e restauração induzida. A primeira delas, a regeneração natural consiste na recuperação natural da área, sem plantio de mudas ou sementes, mais utilizadas em áreas com menor degradação, sendo importante realizar os seguintes procedimentos: cercar a área; retirar os fatores de degradação e fazer o aceiro (AQUINO et al., 2012).

Por outro lado, as técnicas de restauração induzida, utilizadas em áreas com maior grau de degradação, consistem em recompor o solo, semear e plantar mudas para promover o retorno da vegetação nativa e dos animais, em que duas técnicas podem ser usadas de maneira conjunta, que são a distribuição das mudas em linhas de

preenchimento e linhas de diversidade e a técnica de nucleação (AQUINO et al., 2012). Estas técnicas podem ser usadas de maneira conjunta dependendo das condições da área, as quais buscam acelerar o processo ao longo de tempo, favorecendo a interação entre fauna e flora, e assim facilitando a restauração da área.

A técnica de distribuição de mudas em linhas de preenchimento e linhas de diversidade (Figura 5) busca o rápido recobrimento da área através de distribuição de mudas de crescimento rápido nas linhas de preenchimento, com o plantio de espécies nativas que promovem grande cobertura da área. Posteriormente são instaladas as linhas de diversidade que formam a floresta madura, compostas por espécies nativas de crescimento lento e de diferentes formas de vida incluindo árvores, arbustos e ervas, mas que podem fornecer alimento para a fauna (AQUINO et al., 2012).

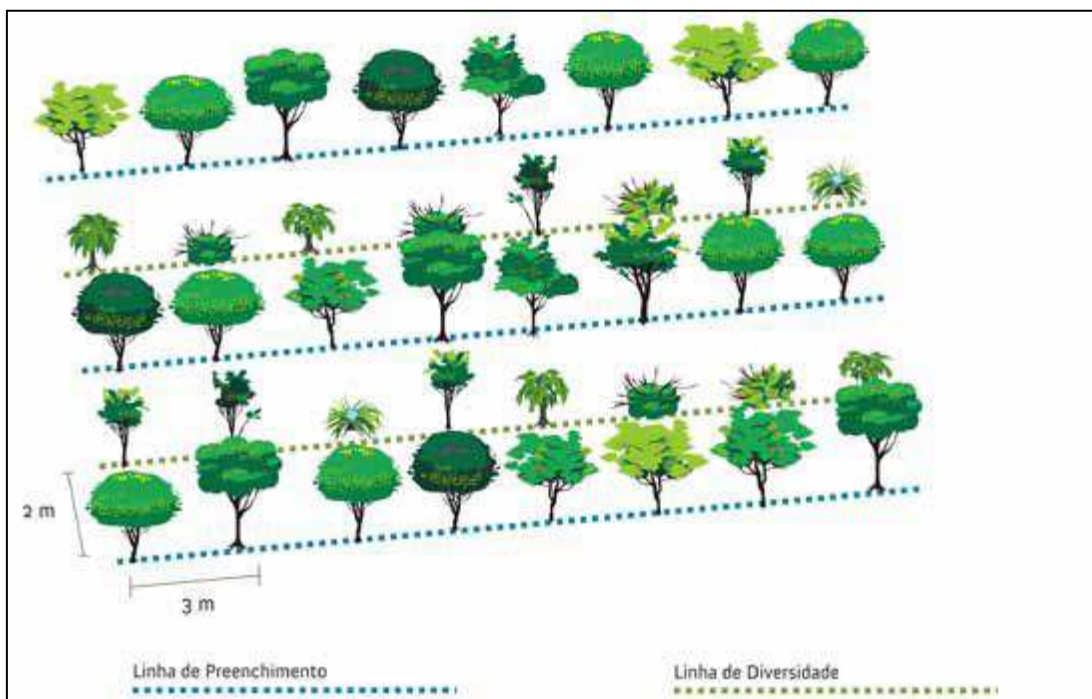


Figura 5. Técnica de distribuição de mudas em linhas de preenchimento e linhas de diversidade (AQUINO et al., 2012).

A técnica de nucleação (Figura 6) consiste em criar núcleos (pequenos habitats) na área a fim de atrair animais que vem se alimentar de frutos ou obter outros benefícios, como aves e morcegos que transportam sementes para o local, acelerando o processo de restauração ecológica. As técnicas nucleadoras usadas em conjunto aumentam a eficiência ecológica da restauração, com menor custo, e incluem os

poleiros artificiais e naturais; transposição de solo; transposição de sementes; enleiramento de galharia e plantio em ilhas (AQUINO et al., 2012).

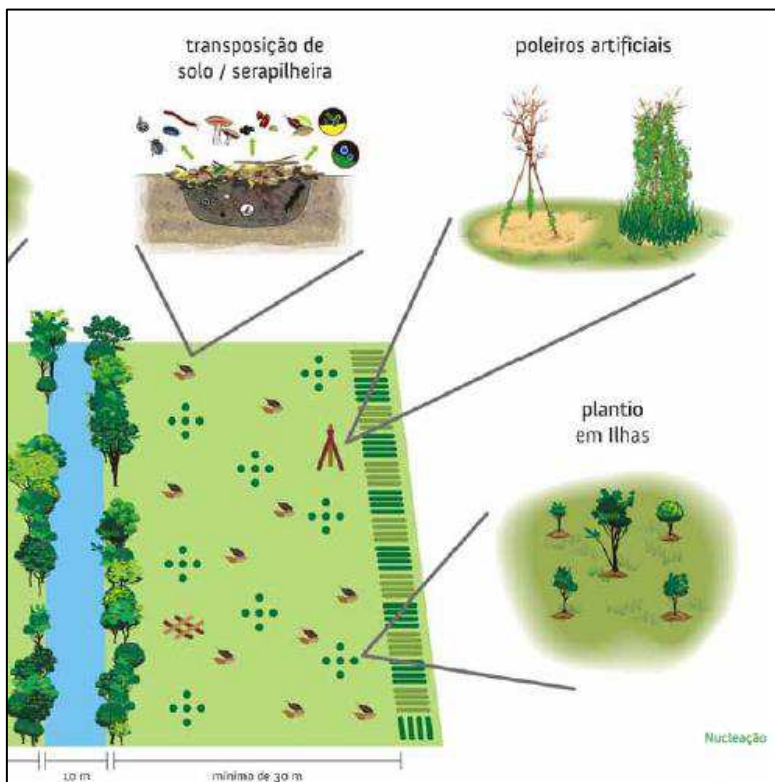


Figura 6. Técnica de nucleação utilizada na restauração induzida de florestas ripárias (AQUINO et al., 2012).

Outra técnica que se destaca são os sistemas agroflorestais (SAFs) que pode ser uma alternativa transitória para a restauração das florestas ripárias em regiões tropicais (STEENBOCK; VEZZANI, 2013). A agrofloresta ou sistema agroflorestal são considerados agroecossistemas biodiversos que promovem a integração de florestas com culturas agrícolas e podem incluir ou não a criação de animais (Figura 7). Geralmente associam espécies de árvores florestais nativas com culturas agrícolas, representam uma estratégia de restauração de florestas capaz de recuperar a qualidade da água e do solo, promovendo benefícios sociais, econômicos e ecológicos (CARDOZO et al., 2018; STEENBOCK; VEZZANI, 2013).



Figura 7. Sistemas Agroflorestais como estratégia para restauração ecológica de florestas ripárias (Fonte: <https://super.abril.com.br/ideias/a-revolucao-da-floresta>).

Borboletas frugívoras como espécies “guarda-chuva” são importantes para avaliar a conservação das florestas, além da recuperação e restauração ecológica de florestas, sendo boas indicadoras da conservação e restauração da biodiversidade. NYAFWONO et al. (2014), em seu estudo em áreas tropicais revelou um aumento da riqueza, abundância e diversidade de borboletas ao longo do gradiente de restauração, com grande número de espécies especialistas em florestas primárias. Assim, foi estimado que as comunidades de borboletas frugívoras se recuperaram em quarenta anos de esforço de restauração, o que depende da proximidade de florestas, destacando o valor da restauração em permitir a recuperação de comunidades de insetos em áreas tropicais degradadas.

Entre vários métodos de restauração das florestas ripárias se destacam os sistemas agroflorestais, representados como agroecossistemas biodiversos, que conciliam a produção de alimentos com a conservação da biodiversidade e provisão de serviços ecossistêmicos (CARDOZO et al., 2018; CASTRO et al., 2012). De acordo com SCHULZE et al. (2004) e BOBO et al. (2006), em regiões tropicais dominadas por atividades antrópicas, os sistemas agroflorestais contendo remanescentes de floresta são capazes de sustentar uma alta riqueza de espécies tão emblemáticas como as borboletas

e assim cumprir um papel significativo para a conservação da biodiversidade em paisagens tropicais.

Neste contexto, estudos ecológicos sobre as borboletas frugívoras são promissores para conhecer e compreender como esse grupo de lepidópteros responde ao estado de conservação (integridade) dos ecossistemas florestais e também orientar estratégias práticas para a restauração das florestas ripárias. No sentido de ampliar o conhecimento sobre a ecologia das comunidades de borboletas nas florestas ripárias, principalmente em áreas urbanas e peri-urbanas da região nordeste do Brasil, onde existe carência de estudos sobre o tema. Portanto, a pesquisa vem contribuir e agregar com conhecimentos fundamentais para o estabelecimento de estratégias de conservação e restauração das florestas ripárias da Ilha de Upaon-Açu, Maranhão.

1.3 HIPÓTESES

H1: A riqueza, a abundância e a diversidade de borboletas frugívoras são maiores nas florestas ripárias com perturbação de nível intermediário.

H2: Grupo ecológico de borboletas frugívoras com menor restrição (adaptadas a perturbações) está associado à degradação do habitat ripário, enquanto outro grupo ecológico com maior restrição (dependentes de floresta) está associado à integridade do habitat ripário.

1.4 OBJETIVOS

1.4.1 Objetivo geral:

Avaliar como a comunidade de borboletas frugívoras responde a perturbações antrópicas e perda da integridade das florestas ripárias em áreas urbanas e peri-urbanas na Ilha de Upaon-Açu, no Maranhão.

1.4.2 Objetivos específicos:

1. Avaliar a riqueza, abundância e diversidade da comunidade de borboletas frugívoras em florestas ripárias em áreas urbanas e periurbanas da Ilha de Upaon-Açu (MA);
2. Avaliar como a comunidade de borboletas frugívoras responde às mudanças na estrutura da vegetação ripária, medida pela abertura do dossel, área basal e biomassa acima do solo;
3. Analisar a composição de espécies de borboletas frugívoras associada à integridade do habitat ripário (estrutura da vegetação, qualidade do solo e da água);
4. Identificar as variáveis ambientais que melhor explicam a estrutura e distribuição da comunidade de borboletas frugívoras nas florestas ripárias da Ilha de Upaon-Açu (MA);
5. Contribuir para o conhecimento ecológico sobre as borboletas frugívoras na Amazônia Oriental.

1.5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AB'SABER, A. N. O Suporte Geocológico das Florestas Beiradeiras (Ciliares). In: Rodrigues, R.R. & Leitão, Filho, H.D.F (Eds). *Matas Ciliares: Conservação e Recuperação*. Editora da Universidade de São Paulo. Fapesp. 2009.

ANDRADE, R. B. et al. The impacts of recurrent fires on diversity of fruit-feeding butterflies in a south-eastern Amazon forest. **Journal of Tropical Ecology**, v. 33, p. 22–32. 2017.

ANTUNES, C.M.M; BITTENCOURT, S.C.; RECH, T.D. & OLIVEIRA, A.D. Qualidade das águas e percepção de moradores sobre um rio urbano. **Revista Brasileira de Ciências Ambientais**. n. 32. 2014.

AQUINO, F. G.; ALBUQUERQUE, L. B.; ALONSO, A.M. et al. Cerrado: Restauração de Matas de Galeria e Ciliares. Embrapa, Brasília – DF. 2012.

ARAÚJO, E. C. et al. Temporal distribution of fruit-feeding butterflies (Lepidoptera, Nymphalidae) in the eastern extreme of the Amazon region. **Acta Amazonica**, v. 50, n. 1, p. 12 – 23. 2020.

ARONSON, M. F. J. et al; Biodiversity in the city: key challenges for urban green space management. **Frontiers Ecology Environmental**. Doi:10.1002/fee.1480. 2017.

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.

BATES, H. W. On a collection of butterflies formed by Thomas Belt, Esq., in the interior of the province of Maranhão, Brazil. **Transactions of the Royal Entomological Society of London**, 3^o série (5- parte vii): 335-546, 1867.

BLAIR, R. B. & LAUNER, A. E. Butterfly diversity and human land use: species assemblages along na urban gradient. **Biological Conservation**, v. 80, p. 113-125. 1997.

BOBO, K. S. et al. From forest to farmland: butterfly diversity and habitat associations along a gradient of forest conversion in Southwestern Cameroon. **Journal of Insect Conservation**, v. 10, p. 29–42, 2006. DOI 10.1007/s10841-005-8564-x.

BONEBRAKE, T.C.; PONISIO, L.C.; BOGGS, C.L. & ERLICH, P.R. More than just indicators: A review of tropical butterfly ecology and conservation. **Biological Conservation**. v. 143, p. 1831-1841. 2010.

BÖRSCHIG, C. et al. Traits of butterfly communities change from specialist to generalista characteristics with increasing land-use intensity. **Basic and Applied Ecology**, v.14, p. 547–554. 2013.

BRANCALION, P. H. S. et al. A critical analysis of the Native Vegetation Protection Law of Brazil (2012): updates and ongoing initiatives. **Brazilian Journal of Nature Conservation**, p. 1-15. 2016.

BRIERLEY, G.J. & FRYIRS, K.A. River Futures: A integrative scientific Approach to River Repair. Sociedade Internacional para Restauração Ecológica – SER. 2008.

BRITO, M. M. et al. Functional composition and phenology of fruit-feeding butterflies in a fragmented landscape: variation of seasonality between habitat specialists. **Journal Insect Conservation**, DOI 10.1007/s10841-014-9650-8. 2014.

BROWN JR, K.S. & FREITAS, V.L. Butterfly communities of urban forest fragments in Campinas, São Paulo, Brazil: Structure, instability, environmental correlates, and conservation. **Journal of Insect Conservation**. v. 16, p. 217-231. 2002.

BROWN, K. Insetos Indicadores da História, Composição, Diversidade e Integridade de Matas Ciliares Tropicais. In Rodrigues, R. R. & Leitão, H. F (Eds), Matas Ciliares: Conservação e Recuperação. Editora da Universidade de São Paulo, Fapesp. 2009

BRUSCA, R. C & BRUSCA, G. J. Invertebrados. Guanabara Koogan. 2007.

CABETTE, H.S.R, et al. Effects of changes in the riparian forest on the butterfly community (Insecta: Lepidoptera) in Cerrado areas. **Revista Brasileira de Entomologia**. v. 61. p. 43-50. 2017.

CALLISTO, M. et al. Future ecological studies of Brazilian headwater streams under global-changes. **Acta Limnologica Brasiliensia**. v. 24, n. 2, p. 293-302. 2012.

CARDOZO, E. G.; ROUSSEAU, G. X.; CELENTANO, D. Efecto de la riqueza de especies y estructura de la vegetación en el almacenamiento de carbono en sistemas agroforestales de la Amazonía, Bolivia. **Revista de Biología Tropical**, v. 66, n. 4, p. 1481-1495. 2018.

CARVALHO, R. R. et al. Borboletas de São Luis, Maranhão. 2021. 113 p.: il. Color.

CARVALHO, R. R.. **Estrutura da comunidade de borboletas (Lepidoptera: Papilionoidea) na Amazônia Oriental Maranhense, Brasil**. 2021. 88f. Dissertação (Mestrado em Agroecologia) - Universidade Estadual do Maranhão, São Luis.

CASTRO, D.; MELLO, R. S. P.; POESTER, G. C. **Práticas para restauração da mata ciliar**. Porto Alegre: Catarse. Coletivo de Comunicação, 2012.

CAVALCANTI, F.A. Zoneamento do escoamento superficial da bacia hidrográfica do Rio Paciência, Ilha do Maranhão-MA. 2016. Dissertação de Mestrado, PPG-Geografia, UNESP. [2016].

CELENTANO, D., ROUSSEAU, G.X., ENGEL, V.L., FAÇANHA, C.L., OLIVEIRA, E.M. & MOURA, E.G. Perceptions of environmental change and use of traditional knowledge to plan riparian forest restoration with relocated communities in Alcântara, Eastern Amazon. **Journal of Ethnobiology and Ethnomedicine**. p.10:11. 2014.

CHEETRI, N. Distribution of butterflies along a trekking corridor in the Khangchendzonga Biosphere Reserve, Sikkim, Eastern Himalayas. **Conservation Science**, v. 1, p. 1–10. 2015.

CLAVEL, J.; JULLIARD, R.; DEVICTOR, V. Worldwide decline of specialist species: toward a global functional homogenization? **Frontiers Ecological Environmental**, v. 9, n. 4, p. 222–228. 2011.

DELABYE, S.; MAICHER, V.; SÁFIAN, S. et al. Butterfly and moth communities differ in their response to habitat structure in rainforests of Mount Cameroon. **Biotropica**, v. 00, p. 1–14. 2020.

DEVRIES, P. J. Stratification on fruit-feeding nymphalid butterflies in a Costa Rican rainforest. **Journal of Research on the Lepidoptera**, v. 26, p. 98-108. 1988.

DRAYER, A.N, et al. Long-Term Response of Stream and Riparian Restoration at Wilson Creek, Kentucky USA. **Ecological Restoration**. v. 35. n. 3. 2016.

EVERARD, M. & MOGGRIDGE, H.L. Rediscovering the value of urban rivers. **Urban Ecosyst.** v. 15, p. 293-314. 2012.

FILGUEIRAS, B. K. C.; MELO, D. H. A.; LEAL, I. R. et al. Fruit-feeding butterflies in edge-dominated habitats: community structure, species persistence and cascade effect. **Journal Insect Conservation**, v. 20, p. 539–548. 2016.

FLEISHMAN, E. NALLY, R. M. & MURPHY, D. D. Relationships among non-native plants, diversity of plants and butterflies, and adequacy of spatial sampling. **Biological Journal of the Linnean Society**, v. 85, p. 157–166. 2005.

FOURNIER, B. FREY, D. MORETTI, M. The origin of urban communities: From the regional species pool to community assemblages in city. **Journal of Biogeography**. v. 00, p. 1–15. 2019.

FREITAS, A. V. L. et al. Studies with butterfly bait traps: an overview. **Revista Colombiana de Entomología**, 40(2): p. 209-218, 2014.

FREITAS, A. V. L. & ALMEIDA, A. C. Lepidoptera: Borboletas e Mariposas do Brasil. São Paulo, Grupo Direcional: Exclusiva Publicações Ltda. 2012.

GARCIA, I.P.; BERGMANN, E.C. Borboletas da ilha de São Luis (MA). Arquivos do Instituto Biológico, 56: 37-38, 1994.

GARDNER, T. A.; HERNANDEZ, M. I. M.; BARLOW, J. Understanding the biodiversity consequences of habitat change: the value of secondary and plantation forests for neotropical dung beetles. **Journal of Applied Ecology** , v. 45, p. 883–893. 2008.

GIATTI, O. F.; MARIOSA, P. H.; ALFAIA, S. S. Socioeconomic potential of non-timber forest products in the sustainable development reserve of Uatumã, Amazonas.

GONÇALVES, J. F. et al.) Uma visão sobre a decomposição foliar em sistemas aquáticos brasileiros. In Hamada, N., J. L. Nessimian & R. B. Querino (eds) Insetos aquáticos: biologia, ecologia e taxonomia. 2013.

GUPTA, H.; TIWAR, C.; DIWAKAR, S. Butterfly diversity and effect of temperature and humidity gradients on butterfly assemblages in a sub-tropical urban landscape. **Tropical Ecology**. 2019.

HATJE, V, et al The environmental impacts of one of the largest tailing dam failures worldwide. **Scientific Reports**. v. 7, p. 10706. 2017.

HILL, J. K. et al. Ecology of tropical butterflies in rainforest gaps. **Oecologia**, v. 128, p. 294–302. 2001.

HILL, J. K.; GRAY, M. A.; KHEN, C. V. et al. Ecological impacts of tropical forest fragmentation: how consistent are patterns in species richness and nestedness? **Phil. Trans. R. Soc. B**, 366, 2011.

JOLY, C.A., et al. O desenvolvimento de um modelo de recomposição da mata ciliar com base na florística regional. In: *Matas Ciliares: Conservação e Recuperação*. (Eds. Rodrigues, R.R. & Leitão, Filho, H.D.F.) 2009.

KAGEYAMA, P. & GANDARA, F.P. Recuperação de Áreas Ciliares. In: *Matas Ciliares: Conservação e Recuperação*. (Eds. Rodrigues, R.R. & Leitão, Filho, H.D.F.). Edusp. São Paulo. 2009. pp. 249-270.

KOH, L. P.; SODHI, N. S. Importance of reserves, fragments, and parks for butterfly conservation a tropical urban landscape, **Ecological Applications**, v. 14, n. 6, p. 1695–1708. 2004.

LAMAS, G., Atlas of Neotropical Lepidoptera. Checklist: Part 4. Hesperioidea–Papilionoidea. Scientific Publishers, Gainesville. 2004.

LEES, A.C. & PERES, A.A. Conservation Value of Remnant Riparian Forest Corridors of Varying Quality for Amazonian Birds and Mammals. **Conservation Biology**. v. 22, n. 2, p. 439–449. 2008.

LEMES-SILVA, A. L. et al. Connecting the litterfall temporal dynamics and processing of coarse particulate organic matter in a tropical stream. **Marine and Freshwater Research**, v. 68, p. 1260, 2017.

LIMA, W. D.P. & ZAKIA, M.J.B. Hidrologia de Matas Ciliares. In: Rodrigues, R.R. & Leitão, Filho, H.D.F. (Eds). *Matas Ciliares: Conservação e Recuperação*. Edusp. São Paulo. 2009. p.33-44.

LOURENÇO, G. M. et al. Temporal shifts in butterfly diversity: responses to natural and anthropic forest transitions. **Journal of Insect Conservation**. 2019.

MALABIKA, S. K. Impact of tropical forest degradation on nymphalid butterflies: A case study in Chandubi tropical forest, Assam, India. **International Journal of Biodiversity and Conservation**, v. 3, n. 12, p. 650-669. 2011.

MALACARNE, T. J, et al. Effects of land use on the composition and structure of aquatic invertebrate community and leaf breakdown process in neotropical streams. **River research and applications**. v. 32, p. 1958-1967. 2016.

MARIN, D.C. & MCKSPACHER, P.C. The environmental impacts of one of the largest tailing dam failures worldwide. **Scientific Reports**. v. 7, p. 10706. 2017.

MARINI, O. J. & MARTINS, R. P. Nymphalid butterfly dispersal among forest fragments at Serra da Canastra National Park, Brazil. **Journal of Insect Conservation**, v. 4, p. 401–411. 2010.

MARINI, O. J.; MARTINS, R. P. Nymphalid butterfly dispersal among forest fragments at Serra da Canastra National Park, Brazil. **J Insect Conserv**, v. 14, p. 401–411. 2010.

MARTINS, L. P. **Assembleia de Borboletas (Lepidoptera: Papilionidae e Hesperioidea) em fragmentos da Amazônia Oriental**. 2015. 98f. Monografia (Graduação do Curso de Ciências Biológicas) - Universidade Federal do Maranhão.

MARTINS, L. P. et al. Species diversity and community structure of fruit-feeding butterflies (Lepidoptera: Nymphalidae) in an eastern amazonian forest. **Papéis Avulsos de Zoologia**, v. 57, n. 38, p. 481-489. 2017b.

MARTINS, L.P.; ARAÚJO, E.C.Jr.; PEREIRA, A.R.M.; COLINS, M.S.; ALMEIDA, G.C.F. & AZEVEDO, G.G. Butterflies of Amazon and Cerrado remnants of Maranhão, Northeast Brazil. **Biota Neotropica**. v. 17, n. 3. 2017.

MARTINS, M.B. & OLIVEIRA, T.G. Amazônia maranhense: diversidade e conservação. Belém: MPEG, 2011.

MARTINS, R.T. et al. Leaf-litter breakdown in urban streams of Central Amazonia: direct and indirect effects of physical, chemical, and biological factors. v. 34. 2015.

MCKINNEY, M. L. Effects of urbanization on species richness: A review of plants and animals. **Urban Ecosyst**, v. 11, p. 161–176, 2008. DOI 10.1007/s11252-007-0045-4.

MELLO, K.; RANDHIR, T.O.; VALENTE, R.A. & VETTORAZZI, C.A. Riparian restoration for protecting water quality in tropical agricultural watersheds. **Ecological Engineering**. 2017.

MELO, D. H. A. et al. Butterflies (Lepidoptera: Papilionoidea) of an urban park in northeastern Brazil. **Biota Neotropica**, v. 19, n. 1, e20180614. 2019.

MELO, D. H. A. et al. Resilient fruit-feeding butterfly assemblages across a Caatinga dry forest chronosequence submitted to chronic anthropogenic disturbance. **Journal of Insect Conservation**. <https://doi.org/10.1007/s10841-023-00470-2>. 2023.

MELO, D. H. A.; FREITAS, A. V. L.; TABARELLI, M. et al. Aridity and chronic anthropogenic disturbance as organizing forces of fruit-feeding butterfly assemblages in a Caatinga dry forest. **Biotropica**, v. 55, p. 173–184. 2023b.

Millennium Ecosystem Assessment (MEA). Ecosystems and Human Well-Being. A Framework for Assessment. Washington, DC: Island Press. 2005.

MISERENDINO, M.L.; CASAUX, R.; ARCHANGELSKY, M.; DI PRINZIO, C.Y.; BRAND, C. & KUTSCHKER, A.M. Assessing land-use effects on water quality, in-stream habitat, riparian ecosystems and biodiversity in Patagonian northwest streams. **Science of the total Environment**. p. 612-624. 2011.

MORANTE-FILHO, J. C.; FARIA, D.; MARIANO-NETO, E. et al. Birds in Anthropogenic Landscapes: The Responses of Ecological Groups to Forest Loss in the Brazilian Atlantic Forest. **PLOS ONE**, DOI:10.1371/journal.pone.0128923. 2015.

NAGIB, G.; NAKAMURA, A. C. Urban agriculture in the city of São Paulo: New spatial transformations and ongoing challenges to guarantee the production and consumption of healthy food. **Global Food Security**, v. 26, p. 100378. 2020.

NAIMAN, R. J. & H. DÉCAMPS. The Ecology of Interfaces: Riparian Zones. **Annual Review of Ecology and Systematics**. v. 28, p. 621–658. 1997.

NAIMAN, R. J. Robert J.; DÉCAMPS, H. & MCCLAIN, M. E. Riparia: Ecology, Conservation, and Management of Streamside Communities. **Academic Press, London**: p. 448. 2005.

NELSON, S.M. Butterflies (Papilionoidea and Hesperioidea) as potential ecological indicators of riparian quality in the semi-arid western United States. **Ecological Indicators**. v. 7, p. 469–480. 2007.

NEW, T. R. Are Lepidoptera an effective “umbrella group” for biodiversity conservation? **Journal of Insect Conservation**, v. 1, p. 5-12. 1997.

NYAFWONO, M. et al. Fruit-feeding butterfly communities as indicators of forest restoration in an Afro-tropical rainforest. **Biological Conservation**, v. 174, p. 75–83. 2014.

ÖCKINGER, E. DANNESTAMB, A. & SMITH, H. G. The importance of fragmentation and habitat quality of urban grasslands for butterfly diversity. **Landscape and Urban Planning**, v. 93, p. 31-37. 2009.

OLIVEIRA, I. F., LION, M. B. & CARDOSO, M. Z. A plaza too far: High contrast in butterfly biodiversity patterns between plazas and an urban reserve in Brazil. **Landscape and Urban Planning**, v. 180, p. 207-216. 2018.

PEREIRA, G. C. N.; COELHO, M. S.; BEIRÃO, M. V. et al. Diversity of fruit-feeding butterflies in a mountaintop archipelago of rainforest. **Plos One**. 2017.

PEREIRA, S.; REZENDE, W.M. & CÂMARA, J.T.. Borboletas (Lepidoptera: Papilionoidea e Hesperioidea) da Reserva Biológica do Gurupi, Maranhão, Brasil. **EntomoBrasilis**. v. 11, p. 124-138. 2018.

PINHEIRO, C. E. G. & ORTIZ, J. V. C. Communities of fruit-feeding butterflies along a vegetation gradient in central Brazil. **Journal of Biogeography**. v. 19, p. 505-511. 1992.

PINHEIRO, C. U. B. Matas ciliares e conservação das nascentes dos rios Anil, Bacanga e Tibiri, na Ilha de São Luís, Maranhão. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 09, n. 04, p. 1212-1222. 2016.

PINHEIRO, C. U. B. Matas Ciliares, Recuperação e conservação em áreas úmidas do Maranhão. Edidora Aquarela. 2013. 192 p.

RABELO, R. M. & MAGNUSSON, W. E. Butterfly assemblages from Amazonian flooded forests are not more species-poor than from unflooded forests. 2019. DOI: <http://dx.doi.org/10.1101/582742>.

RAMOS, F.A. Nymphalid butterflies communities in an Amazonian forest fragment. **Journal of Research on the Lepidoptera**, v. 35, p. 29–41, 2000.

RANGEL, M.S.; PEREIRA, C.R.P. & SOUZA, U.D.V. Dinâmica sócioambiental da área da bacia do Rio Paciência, porção nordeste da Ilha do Maranhão/MA. Anais XVI Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto - SBSR, Foz do Iguaçu, PR, Brasil, INPE. 2013.

RASSAN, D.W.; FLOWS, C.F.; HAYR, R.D.; HUNTER, H. & BLOESH, P. The hydrology of riparian buffer zones: two case studies in a ephemeral and a perennial streams. **Journal of Hydrology**. v. 325, p. 308-324. 2006.

REBELE, F. Urban ecology and special features of urban ecosystems. **Global Ecology and Biogeography Letters**, v. 4, p. 173-187. 1994.

RESENDE, R.S, et al. Organic Matter Dynamics in a Tropical Gallery Forest in a Grassland Landscape. **Biotropica**. v. 48, n. 3, p. 301–310. 2016.
Revista de Economia e Sociologia Rural, v.59, n. 3. 2021.

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**, 2012. DOI 10.1007/s10841-012-9458-3.

RIBEIRO, J.J, et al. Métodos de recuperação da mata ciliar como proposta de recuperação de nascentes no cerrado. **Enciclopédia Biosfera, Centro Científico Conhecer – GO**. v.8, n.15; p. 1866. 2012.

RIJA, A.A. Local habitat characteristics determine butterfly diversity and community structure in a threatened Kihansi gorge forest, Southern Udzungwa Mountains, Tanzania. **Ecological Processes**, p. 11-13. 2022.

RODRIGUES, R.R. & SHEPHERD, G.J.. Fatores condicionantes da vegetação ripária. In: Rodrigues, R.R. & Leitão, Filho, H.D.F (Eds). *Matas Ciliares: Conservação e Recuperação*. São Paulo: Edusp. 2009. p.101-108..

SALEMI, L.F. et al. Riparian Vegetation and water yield: A synthesis. **Journal of Hydrology**, v. 454, p. 195-202, 2012.

SALOMÃO, V. P. et al. Small dam impairs invertebrate and microbial assemblages as well as leaf breakdown: a study case from a tropical savanna stream. **Limnologica**, v. 77, 125685. 2019.

SAMWAYS, M. J; MCGEOCH, M. A; NEW, T. R. **Insect Conservation**. Oxford Biology, University Press. 2010.

SANTOS, J. P. et al. Effects of landscape modification on species richness patterns of fruit-feeding butterflies in Brazilian Atlantic Forest. **Diversity and Distributions**, v. 26, p. 196–208. 2018.

SANTOS, J. P. et al. Monitoramento de Borboletas: o Papel de um Indicador Biológico na Gestão de Unidades de Conservação. **Biodiversidade Brasileira**, v. 6, n. 1, p. 87-99, 2016.

SANTOS, J.P. et al. Guia de identificação de tribos de borboletas frugívoras – Amazônia. Monitoramento da Biodiversidade. 2014.

SANTOS, L. N.; BRITO, M. R. M.; KERPEL, S. M. **Borboletas da RPPN Mata Estrela : guia de espécies**. 1. ed. Natal, RN. Ed. das Autoras, 2022.

SCHMIDT, C.A., & PÉRICO, E. Borboletas (Lepidoptera, Papilionoidea e Hesperioidea) nas matas ripárias do rio Taquari, Vale do Taquari, Rio Grande do Sul. **Revista destaques acadêmicos**, v. 7, n.3, 2015.

SCHMITT, T.; ULRICH, W.; DELIC, A. et al.. Seasonality and landscape characteristics impact species community structure and temporal dynamics of East African butterflies. **Scientific Reports**, v. 11, p. 15103. 2021.

SCHULZE, C. H. et al. Biodiversity indicator groups of tropical land-use systems comparing plants, birds and insects. **Ecological Applications**, v. 14(5), p. 1321-1333, 2004.

SHARMA, K. et al. Land use effect on butterfly alpha and beta diversity in the Eastern Himalaya, India. **Ecological Indicators**, v 110, p. 105605. 2020.

SILVA, A.R.M, et al. Borboletas frugívoras (Lepidoptera: Nymphalidae) de uma área urbana (Área de Proteção Especial Manancial Cercadinho) em Belo Horizonte, Minas Gerais, Brasil. **Biota Neotropica**, v. 12, n. 3, 2012.

SING, K. et al. Urban parks: refuges for tropical butterflies in Southeast Asia? **Urban Ecosystems**, v. 19, p. 1131–1147. 2016.

SIROMBRA, M. G. & MESA, L. M. A method for assessing the ecological quality of riparian forests in subtropical Andean streams: QBRy index. **Ecological Indicators**, v. 20, p. 324-331, 2012.

SOCIEDADE INTERNACIONAL PARA A RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA.
Fundamentos da Restauração Ecológica. In: www.ser.org. Sociedade Internacional para a Restauração Ecológica. 2004

SOUZA, A. L.T, et al Influence of riparian vegetation and forest structure on the water quality of rural low-order streams in SE Brazil. **Forest Ecology and Management**, v. 208. p.12-18, 2013.

STEENBOOK, W.; VEZZANI, F. M.; **Agrofloresta: aprendendo a produzir com a natureza**. 1º Edição. Curitiba. 148p. 2013.

STORK, N. E. How Many Species of Insects and Other Terrestrial Arthropods Are There on Earth? **Annual Review of Entomology**, v. 63, p. 31–45.2018.

TAVARES, W. S.; SOUZA, W.; ASSIS Jr, S. L. et al. Colobura dirce dirce (Lepidoptera: Nymphalidae) Larvae Damaging Cecropia hololeuca (Rosales: Urticaceae) in the Zona da Mata, Minas Gerais, Brazil. **Florida Entomologist**, v. 98, n. 2, p. 792-795. 2023.

TÖRNBLOM, J., DEGERMANB, E. & ANGELSTAM, P. Forest proportion as indicator of ecological integrity in streams using Plecoptera as a proxy. **Ecological Indicators**. v. 11, p. 1366–1374, 2011.

TSAI, C. et al. Riparian thermal conditions across a mixed rural and urban landscape. **Applied Geography**, v. 87, p. 106-114, 2017.

TUNDISI, J. G. & TUNDISI, T. M. Impactos Potenciais das Alterações do Código Florestal nos Recursos Hídricos. **Biota Neotropical**. v. 10, n. 4. 2010.

UEHARA-PRADO, M.; BROWN Jr, 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.

URBANO, C.; PINHEIRO, B.; SOUZA, M. O. Sustentabilidade do uso de espécies vegetais ciliares em construções rurais na região da Baixada Maranhense. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v.15, n.03, p. 1289-1307. 2022.

VEDDELER, D. et al. The contribution of tropical secondary forest fragments to the conservation of fruit-feeding butterflies: effects of isolation and age. **Biodiversity and Conservation**, v. 14, p. 3577–3592. 2005.

WANG, J. W. et al. Building biodiversity: drivers of bird and butterfly diversity on tropical urban roof gardens. **Ecosphere**, v. 8, n. 09. 2017.

JAMES WEI

WEERAKOON, B. M. B.; BANDARA, A. M. R. S; RANAWANA, K. B.. Impact of Canopy Cover on Butterfly Abundance and Diversity in Intermediate Zone Forest of Sri Lanka. **Journal of Tropical Forestry and Environment**, v. 5, n. 01, p. 41-46. 2015.

WINKLERPRINS, A.; OLIVEIRA, P.S.S. Urban agriculture in Santarém, Pará, Brazil: diversity and circulation of cultivated plants in urban homegardens. **Bol. Mus. Para. Emílio Goeldi. Cienc. Hum.**, Belém, v. 5, n. 3, p. 571-585, 2010.



CAPÍTULO II

EFFECTS OF RIPARIAN FORESTS DEGRADATION ON THE COMMUNITY OF FRUGIVOROUS BUTTERFLIES (LEPIDOPTERA: NYMPHALIDAE) IN EASTERN AMAZON, BRASIL

Artigo submetido a Acta Amazonica (AA-2023-0137)

**Effects of riparian forests degradation on the community of frugivorous butterflies
(Lepidoptera: Nymphalidae) in Eastern Amazon, Brazil**

Valéria Prota SALOMÃO¹; Danielle CELENTANO^{1*}; Luis Manuel HERNÁNDEZ-GARCÍA¹; Rosilda Rodrigues de CARVALHO¹; Ernesto Gómez CARDOZO¹; Guillaume Xavier ROUSSEAU^{1,2}

¹. Universidade Estadual do Maranhão (UEMA), Programa de Pós-Graduação em Agroecologia, Laboratório de Restauração Ecológica (LARECO), Cidade Universitária Paulo VI, Av. Lourenço Vieira da Silva N.º 1000, CEP: 65.055-310, Jardim São Cristóvão, São Luís /MA, Brazil.

². Universidade Federal do Maranhão (UFMA), Programa de Pós- Graduação em Rede – Rede de Biodiversidade e Biotecnologia da Amazônia Legal, Prédio da Pós-Graduação do Centro de Ciências Biológicas e da Saúde (CCBS), Cidade Universitária, Av. dos Portugueses, N.º 1966, Bacanga, CEP: 65.080-805, Sao Luis/MA, Brazil.

* Corresponding author: danicelentano@gmail.com

Acknowledgment

We thank the team of the Ecological Restoration Laboratory (Lareco), which collaborated on the development and success of this research work, for their support in field and laboratory activities. Our thanks also to the students of the State Institute of Education, Science and Technology of Maranhão (IEMA), and the Federal Institute of Education, Science and Technology of Maranhão (IFMA), for their participation and collaboration in field collections and laboratory activities. We are grateful to the Maranhão State Research Foundation (FAPEMA) and the Maranhão State University (UEMA) for the financial support for the research project and the doctoral scholarship.

ABSTRACT

Lepidoptera is a diverse group of insects in riparian ecosystems, and butterflies are known to be sensitive to environmental changes. This study aimed to evaluate the richness, abundance, and diversity of frugivorous butterflies in riparian forests of Upaon-Açu Island (Maranhão – Brazil) and to evaluate how this community behaves with the variation of vegetation structure (canopy opening, basal area, and biomass). The butterflies and vegetation parameters were collected in 20 riparian areas, where a 150-meter transect with six attractive traps, a 60×10 m plot, and two 4×4 m subplots (to assess tree vegetation) was established on each side of the river. A total of 2,379 frugivorous butterflies (Nymphalidae) were registered, distributed in 54 species and morphospecies. Satyrinae was the most representative sub-family. Canopy opening positively affected the richness, abundance, and diversity of frugivorous butterflies in riparian forests. Along the vegetation biomass gradient there was a reduction in diversity to a minimum, followed by an increase in diversity with increasing biomass. The results confirmed that the frugivorous butterfly community is favored by disturbances in the vegetation structure, with the dominance of generalist and opportunistic species, adapted to a greater range of environmental conditions and preference for more open areas. The results show the importance of riparian forests for the conservation of biodiversity in urban and peri-urban areas.

Keywords: ecology; lepidopterans; riparian ecosystems; urbanization.

Total words: 6,405. (max 7.500)

RESUMO

Os lepidópteros representam um grupo diversificado de insetos nos ecossistemas ripários, e borboletas são reconhecidamente sensíveis às alterações ambientais. O objetivo deste estudo foi avaliar a riqueza, abundância e diversidade de borboletas frugívoras em florestas ripárias da Ilha de Upaon-Açu (Maranhão – Brasil) e avaliar como essa comunidade se comporta com a variação da estrutura da vegetação (abertura do dossel, área basal e biomassa). As borboletas e os parâmetros da vegetação foram coletados em 20 áreas ripárias, onde em cada margem do rio foi estabelecido um transecto de 150 metros com seis armadilhas atrativas, uma parcela de 60x10m (para avaliar a vegetação arbórea) e duas subparcelas de 4x4m (vegetação arbustiva). Foram registradas 2.379 borboletas frugívoras (Nymphalidae), distribuídas em 54 espécies e morfoespécies, e Satyrinae foi sub-família mais representativa. A abertura do dossel promoveu um aumento da riqueza e da abundância e diversidade de borboletas frugívoras. Ao longo do gradiente de biomassa da vegetação houve uma redução da diversidade até um mínimo, seguido por um aumento da diversidade com o aumento da biomassa. Os resultados confirmaram que a comunidade de borboletas frugívoras é favorecida por perturbações na estrutura da vegetação, com a dominância de espécies generalistas e oportunistas, adaptadas a maior amplitude de condições ambientais e preferência por áreas mais abertas. Os resultados mostram a importância das florestas ripárias para a conservação da biodiversidade em zonas urbanas e peri-urbanas.

Palavras-chave: ecologia; lepidópteros; ecossistemas ripários; urbanização.

1. INTRODUCTION

Frugivorous butterflies are insects sensitive to environmental changes (Brown 2009; Bonebrake *et al.* 2010; Silva *et al.* 2012). Disturbances in forests, characterized by increased light input and variations in environmental conditions, have a significant influence on the structure and distribution of the frugivorous butterfly community (Hamer *et al.* 1997; Veedeler *et al.* 2005; Barlow *et al.* 2007; Uehara-Prado *et al.* 2007; Ribeiro and Freitas 2012; Gueratto *et al.* 2020).

In tropical forests, disturbances at an intermediate level associated with canopy opening promote an increase in insect richness and diversity (Brown 1997; Basset *et al.* 2001), including butterflies (Hill *et al.* 2001; Fermon *et al.* 2005; Malabika 2011; Chettri 2015; Weerakoon *et al.* 2015). Butterfly abundance also tends to increase with habitat disturbance and canopy opening, which normally occurs in the forest understory, where there is greater sensitivity to changes in abiotic conditions (DeVries *et al.* 1997; Barlow *et al.* 2007; Ribeiro and Freitas 2012; Gueratto *et al.* 2020).

Light is positively related to butterfly diversity in tropical forests, being an important factor in determining community structure (Pinheiro and Ortiz 1992; Sparrow *et al.* 1994; Hill *et al.* 2001). This trend can be explained by the greater environmental heterogeneity established after these disturbances (Connel 1978; Basset *et al.* 2001), with greater variety and availability of niches, microhabitats, food resources, plant diversity, and productivity, allowing for the coexistence of species (Ramos 2000; Begon, 2007; Bhardwaj *et al.* 2011; Chettri 2015; Sharma *et al.* 2020). Such species are usually the most tolerant and favored by these altered environmental conditions, while the most sensitive species may have their abundance reduced or disappear (Barlow *et al.* 2007; Uehara-Prado 2007; Silva *et al.* 2012; Pereira *et al.* 2017; Oliveira *et al.* 2021).

Among anthropogenic disturbances that threaten biodiversity through fragmentation and habitat loss (Uehara-Prado *et al.* 2007; Bonebrake *et al.* 2010; Freitas 2012; Oliveira *et al.* 2018), urbanization is considered one of the main causes of biodiversity loss (Seto *et al.* 2012). Up to a certain limit, anthropic disturbances in natural environments resulting from urbanization can alter the structure of the butterfly community, in some cases leading to an increase in the abundance and richness of species with wide ecological tolerance (McKinney 2008; Ockinger *et al.* 2009; Fournier *et al.* 2020).

In landscapes dominated by anthropic activities, riparian forests may be one of the only remaining forest fragments, and urban green areas are essential to guarantee the conservation of local biodiversity, providing shelter, refuge, and resources for butterflies (Brown and Freitas 2002; Lees *et al.* 2008), in addition to providing more health, well-being, and security for the human population (Everad and Mogridge 2012; Hatje *et al.* 2017). Considering that practically nothing is known about the butterfly community in riparian forests in the Amazon region of Maranhão and the effects of anthropic disturbances on this community, this study aims to: (1) evaluate the richness, abundance, and diversity of the frugivorous butterfly community in riparian forests in urban and periurban areas of Upaon Island -Açu; and (2) evaluate how the frugivorous butterfly community responds to changes in riparian vegetation structure as measured by canopy openness, basal area, and aboveground biomass. We hypothesize that the richness, abundance, and diversity of frugivorous butterflies will be higher in riparian forests with intermediate levels of disturbance.

2. MATERIALS AND METHODS

2.1 Study area

The research was carried out on the Upaon-Açu Island (in the municipalities of São Luis, São Jose de Ribamar, and Paço do Lumiar), which is in the north of the state of Maranhão, in the Northeast region of Brazil, in the Atlantic portion of the Amazon Biome (Figure 1). The Island is framed by the geographic coordinates 2°24'10" - 2°46'37" S & 44°22'39" - 44°22'39" W, with a total area of approximately 831.7 km². The climate is tropical, semi-humid, with two well-defined seasons: rainy from January to July and dry from August to December. The average annual rainfall and temperature are 2,380 mm and 25° C, respectively (Reschke *et al.* 2011).

2.2 Experimental design

The samplings of the community of frugivorous butterflies and the structure of riparian vegetation were carried out in twenty riparian areas in different watersheds of the study area (Figure 1, Supplementary Material, Table S1), characterized according to the urbanization gradient, type of vegetation, anthropic impacts, and environmental alterations: Fazenda Escola (Fze); Anil; Cabral (Cbr); Jaguarema I (JgI); Urucutiua (Uru); Beira rio (Brio); Jaguarema II (JgII); Itapiracó I (ItaI); Itapiracó II (ItaII); Calhau I (CaI); Calhau II (CaII); Maracanã I (MaI); Maracanã II (MaII); Bacanga I (BaI); Bacanga II (BaII); Aguahí I (AgI); Aguahí II (AgII); Santa Bárbara (Stb); Lago Azul (Laz); Cajupe (Cje).

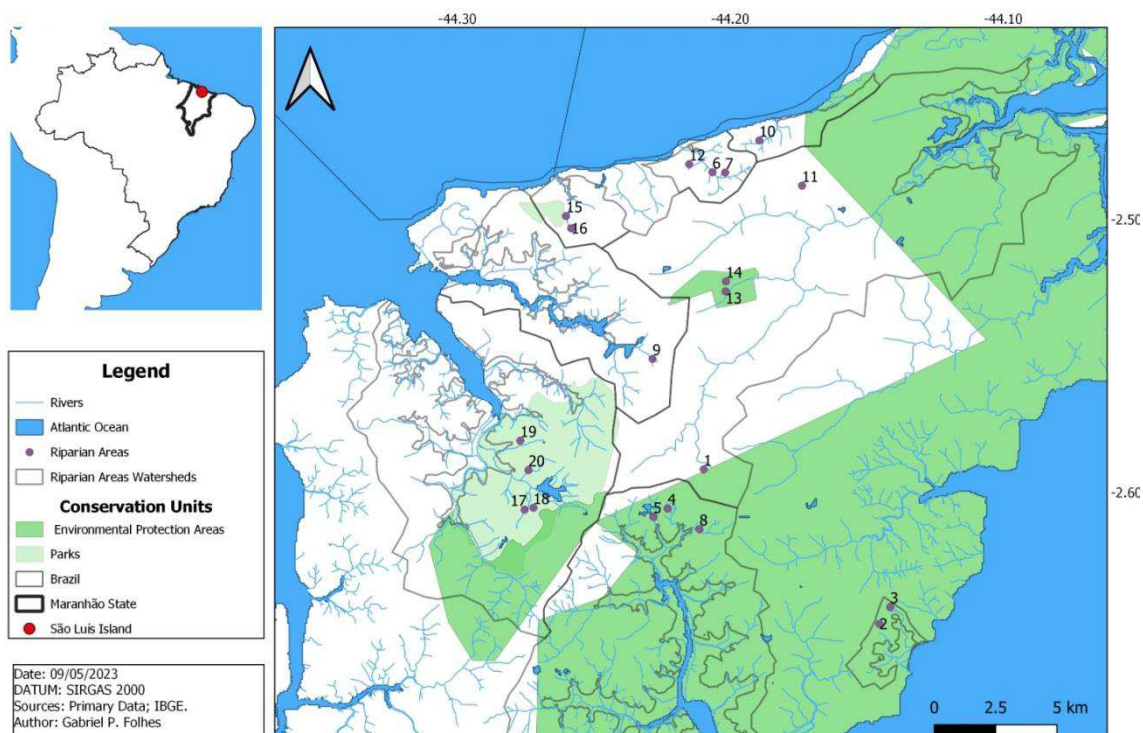


Figure 1. Map with the location of the riparian areas where the study was carried out on Upaon-Açu Island, Maranhão. This figure is colored in the electronic version.

2.3 Frugivorous butterflies sampling

Frugivorous butterflies were collected using Van Someren-Rydon cylindrical traps (DeVries 1988). In each riparian area, twelve traps were installed with banana bait fermented in sugarcane juice for 48 hours, suspended one meter from the ground, six on each bank of the stream, arranged in a transect of 150 m at intervals of 30 m (Figure 2) (Protocol adapted PPBio – Eastern Amazon; MPEG 2010). The collection was carried out during five consecutive days (with visits every 24 h) at the end of the rainy season, between May and July 2019 and 2021 - period considered to have the highest diversity of frugivorous butterflies (DeVries and Walla 2001; Pozo *et al.* 2008). Butterflies were identified by consulting catalogs (Garwood *et al.* 2007; Santos *et al.* 2014) and experts.

The taxonomic classification of Lamas (2004) was used. The butterflies were deposited in the Entomological Collection “Iraci Paiva Coelho” - CIPC of the State University of Maranhão.

2.4 Vegetation structure sampling

The parameters of canopy openness, basal area, and plant biomass are considered indicators of forest integrity and therefore were used as a *proxy* for riparian areas degradation (Rosenfield *et al.* 2022). The percentage of canopy openness was measured above each butterfly trap (six sample points on each stream bank) using a convex spherical densiometer. To evaluate the vegetation structure, two 60×10 m plots were installed in each riparian area, along the butterfly sampling transect, where diameter at breast height (DBH) and height of all trees (DBH \geq 10 cm), and mature palms (height $>$ 2 m) were taken. Within the plots, two 4×4 m sub-plots were allocated, where the heights and diameters of shrubs (DBH $<$ 10 cm, and height \geq 1 m), and juvenile palm (height \leq 2 m) were measured (Figure 2). In this way, obtaining the average height (m) and average diameter of trees (cm), mature palm, shrubs and juvenile palm trees.

Subsequently, with these measurements, the parameters of the riparian vegetation structure were calculated: basal area and aboveground live biomass (AGB). The basal area (m^2) was calculated through the sum of the cross-sectional areas (DBH of the sampled trees) extrapolated to the hectare ($m^2 ha^{-1}$). Biomass was estimated using allometric models for trees (Chave *et al.* 2014), shrubs (Nelson *et al.* 1999), and palm trees (Gehring *et al.* 2011), using wood density (gcm^3) of identified species according to a global database (Zanne *et al.* 2009), and the regional average $0.583 gcm^3$ for

unidentified species (Nogueira *et al.* 2008). Total biomass (total AGB) was summed per plot and extrapolated to Mg ha^{-1} .

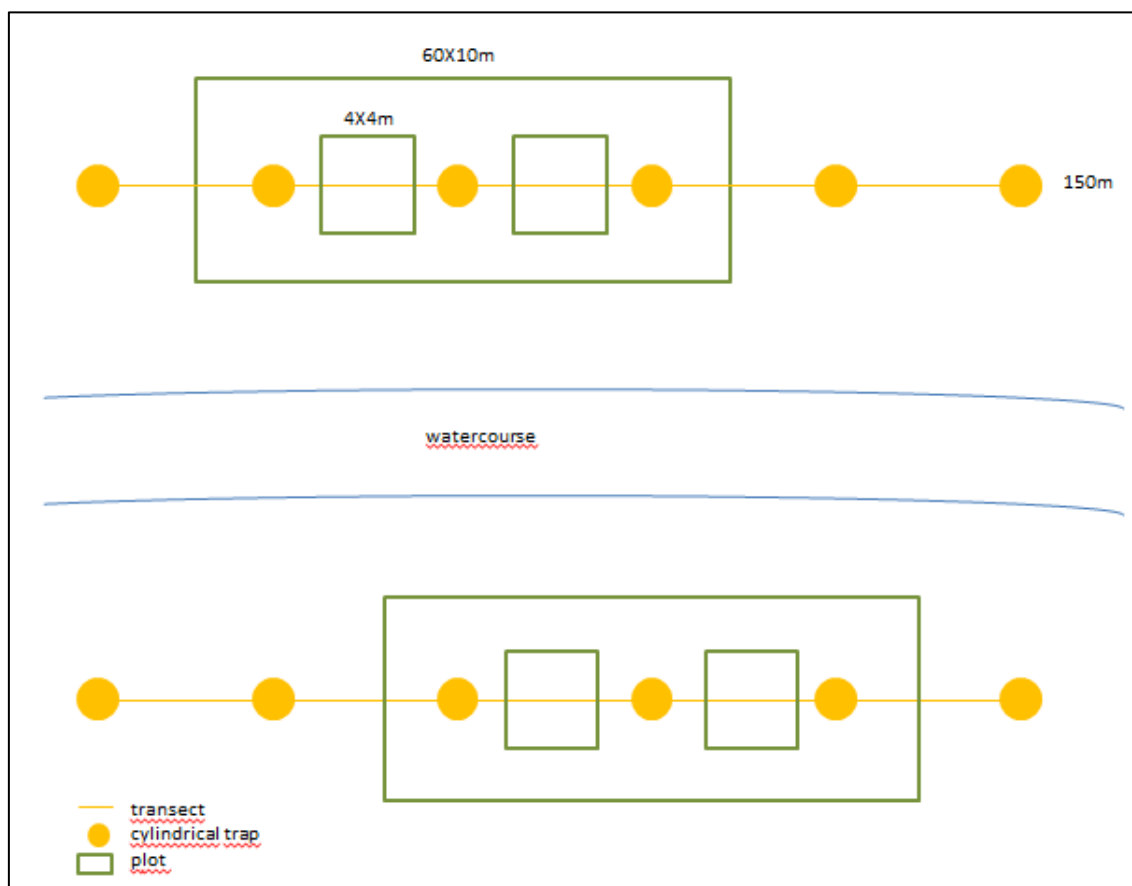


Figure 2. Sampling of butterflies in cylindrical traps in transects and of vegetation in plots and subplots on riparian areas of Upaon-Açu Island, Maranhão.

2.5 Data analysis

Diversity (Shannon-Wiener indices, H) and richness (S) from the butterfly community were obtained through the Vegan package (Oksanen *et al.* 2022). Richness and abundance required logarithmic transformation. Multiple regression analyzes were carried out to assess how much of the variability of the butterfly community (diversity- H , richness- S and abundance) is explained by vegetation structure (Canopy Openness, Biomass, and Basal Area). Regression analyzes were also carried out with the most

representative butterfly species, to evaluate the effect of canopy opening on their abundance. The maximum likelihood estimation (MLE) was used to select the best model and exclude non-significant variables, using Akaike's Information Criterion (Akaike 1974). All analyzes were performed in R studio version 4.2.1 (R Core Team 2022).

3. RESULTS

3.1 Frugivorous butterfly community

A total of 2,379 frugivorous butterflies (Nymphalidae) were recorded, distributed in 54 species/morphospecies, represented by the subfamilies Satyrinae (25), Charaxinae (14), Biblidinae (13), Nymphalinae (2) (Supplementary Material, Table S2). The highest abundances of frugivorous butterflies (Table 1) were recorded in the riparian areas of Fazenda Escola (387 individuals), Cajupe (266), and Lago Azul (264), while the lowest abundance was recorded in Aguahi II (24 individuals).

The highest species richness of frugivorous butterflies (Table 1) were recorded in Cabral (28), Lago Azul (27), Cajupe (27), and Fazenda Escola (26), while the lowest number of butterflies was recorded in Aguahí II (9) and Calhau I (10). The highest butterfly Shannon diversity was recorded in Bacanga II (2.91) followed by Cabral (2.76). While the lowest diversity was registered in Urucutua (1.76), and Itapiracó I (1.88).

The most abundant species in the study were *Taygetis laches* (486 individuals collected), followed by *Colobura dirce* (235), *Cissia penelope* (194), *Opsiphanes invirae* and *Hypna clytemnestra* (both 149), *Hermeuptychia cf. hermes* (118), *Catonephele acontius* (116), and *Hamadryas feronia* (94) (Figure 3). The most

abundant subfamily was Satyrinae represented by 1.394 individuals (58%), followed by Charaxinae with 402 individuals (17%), Biblidinae with 339 individuals (14%), and Nymphalinae with 250 individuals (11%). On the other hand, some of the rarest species, which occurred in smaller numbers were *Biblis hyperia*, *Callicore astarte*, *Morpho Helenor*, *Zaretis itys*, among others that were restricted to the more conserved riparian areas, such as *Temenis laothoe* with only one record for the Aguahí I area; *Mesoprepone pheridamas* registered only in the areas of Maracanã I, Maracanã II and Bacanga II; *Caligo teucer* registered only in Bacanga I and Bacanga II; *Posttaygetis penelea* recorded only in Bacanga II; *Taygetis virgilia* recorded only once in Bacanga II and *Morpho menelaus* with only one record in Maracanã II.

Table 1. Total abundance, richness (S) and diversity (Shannon index) of the frugivorous butterfly community in the 20 riparian areas studied on Upaon-Açu Island, Maranhão in 2019 and 2021.

Area	Abundance	Richness	Shannon
Aguahi I	48	22	2.722
Itapiracó I	66	17	1.886
Aguahi II	24	9	1.892
Calhau II	65	12	2.102
Cajupe	266	27	2.568
Maracanã II	54	16	2.437
Calhau I	80	10	1.913
Bacanga I	73	23	2.472
Bacanga II	73	25	2.917
Itapiracó II	129	18	2.345
Urucutiua	116	18	1.769
Maracanã I	43	15	2.377
Jaguarema II	130	22	2.433
Santa Bárbara	66	13	2.146
Anil	71	17	2.406
Jaguarema I	195	21	2.088
Cabral	192	28	2.766
Lago Azul	264	27	2.639
Fazenda	387	26	2.512
Escola			
Beira Rio	41	17	2.614

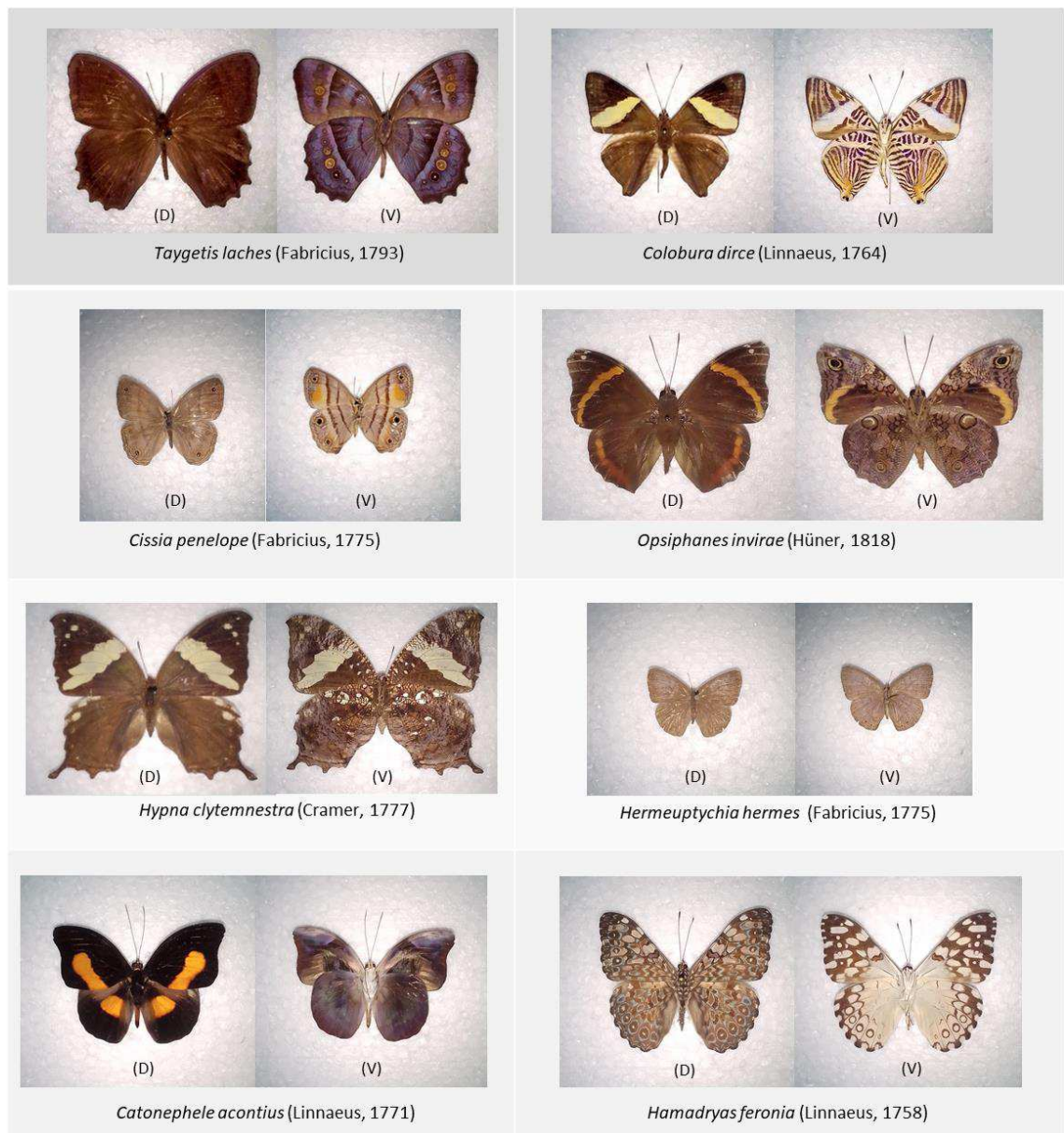


Figure 3. Most abundant frugivorous butterfly species ($n > 90$) in the studied riparian areas of Upaon-Açu Island, Maranhão.

3.2 Riparian vegetation structure

The canopy opening recorded in the riparian areas (Table 2) varied between 11.9% in Aguai I and 53.5% in Fazenda Escola. The average basal area ranged from 6.75 m² ha⁻¹ at Fazenda Escola to 57.61 m² ha⁻¹ at Aguahí I. The total aboveground biomass (trees, palms, and shrubs) varied between 42.65 Mg ha⁻¹ at Fazenda Escola and 463.83 Mg ha⁻¹ at Cajupe (Table 2). However, considering only the tree stratum (DBH > 10 cm), the biomass ranged from 15.84 Mg ha⁻¹ in Beira Rio to 311.83 Mg ha⁻¹ in Aguahí II. The biomass of adult palm trees was higher in the Jaguarema II area (198.51 Mg ha⁻¹) and the lowest in the Cabral area (3.99 Mg ha⁻¹). Finally, shrub biomass was highest in Urucutiua 135.80 Mg ha⁻¹, while Lago Azul had the lowest value (6.58 Mg ha⁻¹).

Table 2. Vegetation parameters (Canopy openness, Basal area, and Aboveground biomass of trees, palms, shrubs, and total) in the studied riparian areas of Upaon-Açu Island, Maranhão (mean and standard deviation).

Riparian Area	Canopy openness (%)	Basal area (m² ha⁻¹)	AGB trees (Mg ha⁻¹)	AGB palms (Mg ha⁻¹)	AGB shrubs (Mg ha⁻¹)	Total AGB (Mg ha⁻¹)
Aguahi I	11.92 ± 0.67	57.61 ± 17.36	186.35 ± 79.82	87.83 ± 1.66	53.03 ± 12.10	327.22 ± 69.37
Itapiracó I	16.68 ± 0.61	23.17 ± 13.05	55.94 ± 39.04	32.06 ± 26.43	80.97 ± 18.02	168.97 ± 83.49
Aguahi II	17.55 ± 1.72	43.69 ± 21.75	311.83 ± 233.50	52.41 ± 29.58	21.84 ± 22.63	386.09 ± 181.29
Calhau II	19.11 ± 0.37	50.02 ± 17.35	91.78 ± 2.29	142.91 ± 44.81	7.86 ± 11.12	242.55 ± 35.99
Cajupe	19.11 ± 1.35	55.85 ± 12.35	298.41 ± 194.57	124.69 ± 102.28	40.73 ± 27.24	463.83 ± 65.06
Maracanã II	19.74 ± 2.60	38.45 ± 8.34	42.51 ± 20.94	128.52 ± 109.20	33.82 ± 20.17	204.85 ± 150.31
Calhau I	20.45 ± 3.55	42.77 ± 0.96	55.11 ± 14.80	148.69 ± 52.28	73.50 ± 18.68	277.30 ± 18.80
Bacanga I	20.45 ± 2.39	57.29 ± 38.25	154.58 ± 133.83	91.86 ± 54.53	128.54 ± 16.85	374.99 ± 171.51
Bacanga II	21.13 ± 0.03	41.12 ± 3.28	101.03 ± 16.05	48.76 ± 13.72	86.99 ± 83.64	236.79 ± 113.41
Itapiracó II	21.45 ± 2.08	41.62 ± 23.80	88.12 ± 92.12	56.42 ± 11.39	122.66 ± 18.84	267.20 ± 61.89
Urucutiua	21.82 ± 3.52	19.03 ± 5.27	57.48 ± 13.75	4.44 ± 0.70	135.80 ± 21.46	197.72 ± 7.01
Maracanã I	22.12 ± 3.52	40.13 ± 8.58	96.87 ± 20.33	58.10 ± 11.72	117.50 ± 57.78	272.47 ± 66.38
Jaguarema II	24.68 ± 7.02	53.50 ± 10.77	33.39 ± 20.01	198.51 ± 60.09	92.04 ± 64.93	323.94 ± 24.85
Santa Bárbara	30.03 ± 2.94	41.43 ± 23.70	170.14 ± 49.10	97.33 ± 90.57	47.09 ± 28.26	314.55 ± 111.41
Anil	33.64 ± 0.59	56.19 ± 5.85	218.20 ± 135.86	50.43 ± 14.09	42.97 ± 36.72	311.60 ± 158.50
Jaguarema I	35.40 ± 0.55	20.89 ± 0.97	78.71 ± 7.53	25.96 ± 11.82	31.52 ± 8.93	136.19 ± 13.22
Cabral	44.53 ± 6.53	24.32 ± 9.98	117.91 ± 81.17	3.99 ± 0.07	27.31 ± 12.36	149.21 ± 68.88
Lago Azul	45.46 ± 9.13	17.16 ± 1.33	18.37 ± 6.66	61.97 ± 9.88	6.58 ± 9.30	86.91 ± 12.52
Fazenda Escola	53.53 ± 12.55	6.75 ± 0.42	18.26 ± 0.83	4.78 ± 6.13	19.62 ± 1.38	42.65 ± 6.68
Beira Rio	64.70 ± 29.11	11.42 ± 1.80	15.84 ± 19.90	56.73 ± 18.63	19.76 ± 9.11	92.32 ± 10.38

3.3 Relationship between butterfly community and vegetation structure

Among the vegetation structure attributes studied, canopy openness was the only variable that explained the variation in richness and abundance of the frugivorous butterfly community during the rainy season. Canopy openness explained the variation of 24% in species richness ($p=0.006$) and 56% in abundance ($p<0.001$) (Figure 4A and B).

The abundance of the frugivorous butterfly community that responded to canopy openness was mainly represented by the *Hamadryas feronia* (H fer), *Hermeuptychia cf. hermes* (H her), *Taygetis laches* (T lac), and *Opsiphanes invirae* (O inv). The model indicates that the canopy explains 41% of the H fer abundance (Figure 5A); 19% of H her abundance (Figure 5B); 29% of O inv abundance (Figure 5C), and 20% of T lac abundance (Figure 5D).

The variation in butterfly diversity measured by the Shannon-Wiener Index was explained by canopy openness with positive linear correlation ($r^2 = 24\%$; $p < 0.001$; Figure 6A), and by total AGB with an inverted quadratic pattern ($r^2 = 38\%$; $p < 0.001$) - along the biomass gradient, there is a decrease in diversity up to a minimum (with approximately 250 Mg ha^{-1}) followed by an increase in diversity with the increase in biomass (Figure 6B). The model composed of canopy openness and biomass explained 72% of the diversity variation of frugivorous butterflies in the studied riparian forests ($p < 0.001$).

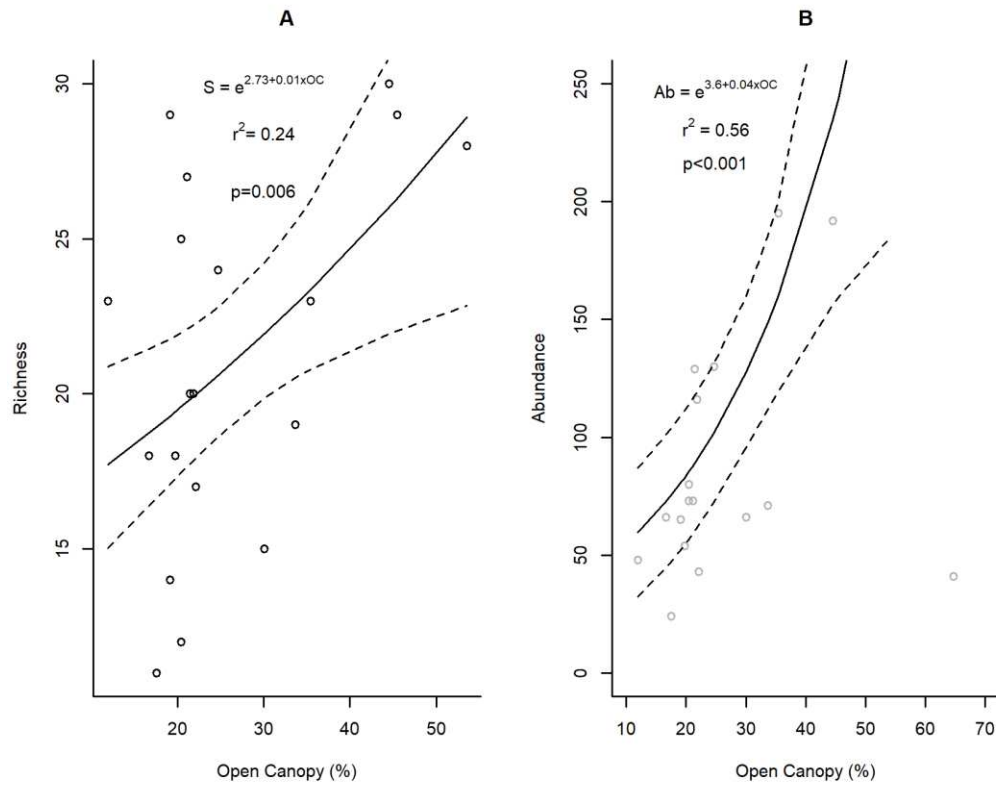


Figure 4. Effect of canopy opening on richness (A) and abundance (B) of frugivorous butterflies in riparian areas of Upaon-Açu Island, Maranhão.

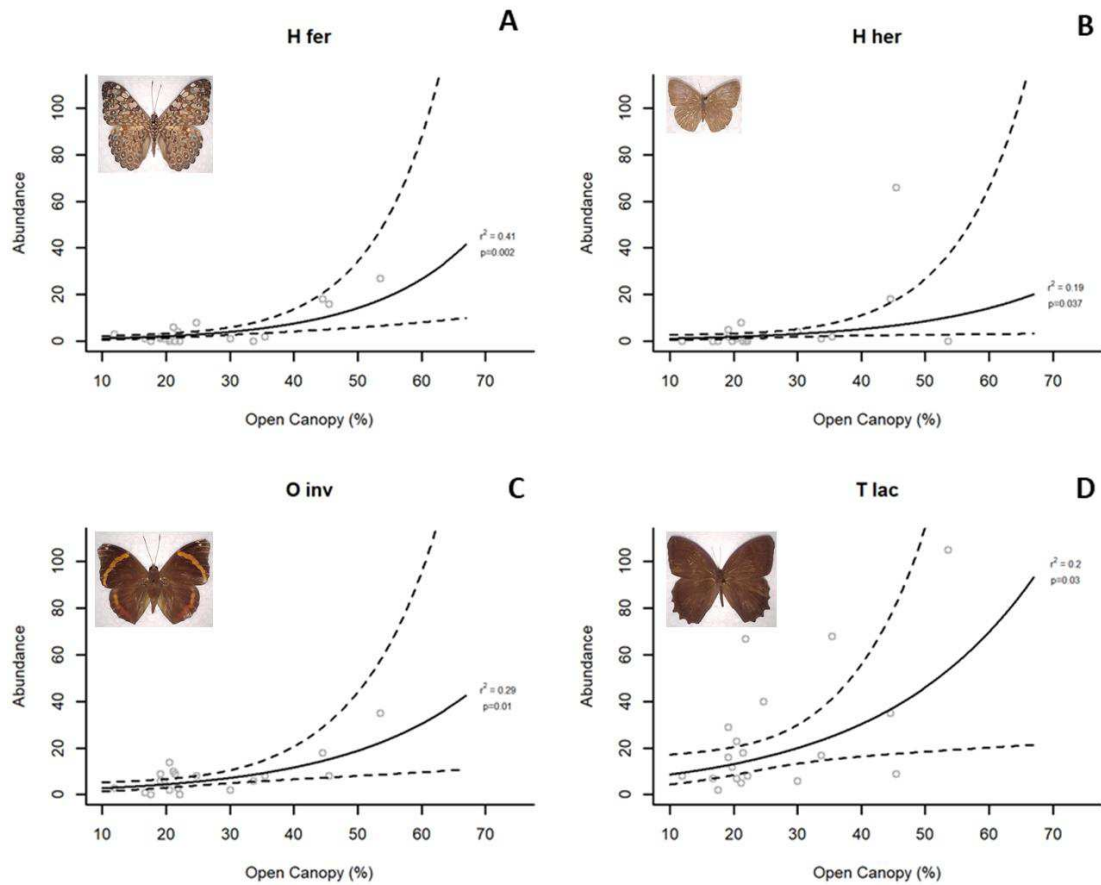


Figure 5. Effect of canopy opening (%) on the abundance of *Hamadryas ferony* – H fer (A); *Hermeuptychia hermes* – H her (B); *Opsiphanes invirae* – The inv (C); *Taygetis laches* – T lac (D) in the studied riparian areas of Upaon-Açu Island, Maranhão.

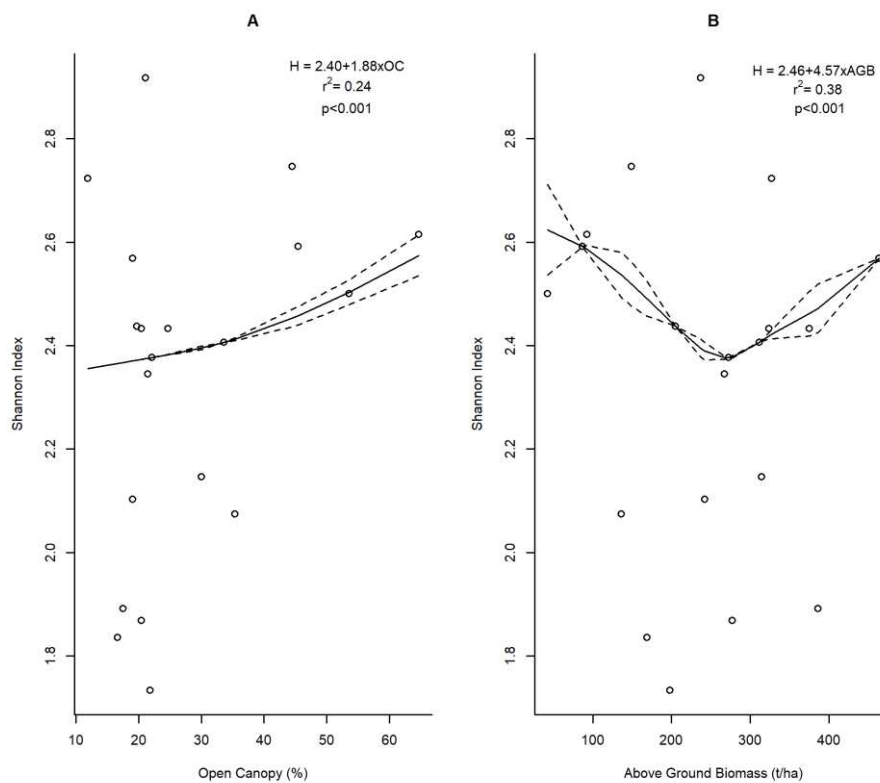


Figure 6. Effect of canopy openness (A) and total aboveground biomass (B) on diversity of frugivorous butterflies in the studied riparian areas of Upaon-Açu Island, Maranhão.

4. DISCUSSION

The present study is pioneer in the Amazon region of Maranhão state, describing the community of frugivorous butterflies in riparian forests on the Upaon-Açu Island, and revealing the effects of anthropic disturbances on this group of lepidopterans, showing the importance of riparian forests for the conservation of biodiversity in urban and peri-urban areas. According to Koh and Sodhi (2004), in urbanized tropical landscapes, habitats with less anthropogenic disturbance are valuable for preserving the richness of butterfly species, also highlighting the importance of maintaining forest reserves adjacent to these urban areas to ensure greater conservation and services ecosystems essential to human life.

The results showed a significant relationship between butterflies and vegetation structure, where canopy openness associated with areas with moderate disturbance led to an increase in the richness, abundance, and diversity of frugivorous butterflies. According to Rosenfield *et al.* (2022), vegetation structure parameters such as canopy cover and biomass are considered indicators of the ecological integrity of forests, which have been used to assess the conservation conditions of riparian forests (Zelarayan *et al.* 2015; Celentano *et al.* 2016; Silva *et al.* 2017). Among these, the canopy cover stands out as one of the main abiotic factors that influence the structure of communities and the functioning of ecosystems (Hill *et al.* 2001), which has already been studied and considered the best predictor of the butterfly community (Barlow *et al.* 2007; Öckinger *et al.* 2009; Andrade *et al.* 2017; Han *et al.* 2022).

Our results corroborate with many studies on the ecology of butterflies in tropical forests, which also recorded an increase in the richness and diversity of butterflies with the opening of the canopy (Malabika 2011; Brito *et al.* 2014; Weerakoon *et al.* 2015; Ohwaki *et al.* 2017; Delabye *et al.* 2020; Han *et al.* 2022). According to Basset *et al.* (2001), insect richness and diversity increase at moderate levels of disturbance, related to greater habitat heterogeneity in tropical forests. For butterflies in particular, research shows the positive relationship of richness, abundance, and diversity in forests with intermediate disturbance associated with canopy openness (Brown 1997; DeVries *et al.* 1997). Indeed, environmental changes with increased light input, variations in temperature and humidity, and greater availability of food resources and habitats can provide greater coexistence of species (Uehara-Prado *et al.* 2007; Ribeiro and Freitas 2012; Sharma *et al.* 2020). Many tropical butterflies favor these sunny places with higher temperatures and humidity and find resources in these areas to reproduce (Öckinger *et al.* 2009; Gupta *et al.* 2019; Delabye *et al.* 2020; Han *et al.* 2022),

increasing its abundance and diversity (Brown 1997; DeVries *et al.* 1997; Lourenço *et al.* 2020). According to Araújo *et al.* (2020), biotic and abiotic factors such as vegetation structure and anthropic disturbances are determinants in the diversity of the butterfly community.

The same trend was registered in urbanized areas, where the greater diversity of butterflies can be explained by the greater heterogeneity of the habitat and the abundance of species adapted to these environments (Rebele 1994; Blair and Launer 1997; Brown 1997; McKinney 2008). However, the increase in abundance occurs mainly among those species that have wide ecological tolerance and large geographic extensions, while other more restricted species tend to decrease or disappear (Basset *et al.* 2001; Hill *et al.* 2001; Fermon *et al.* 2005; Uehara-Prado *et al.* 2007). According to Filgueiras *et al.* (2016), species that increase in abundance in disturbed environments are generally typical of open habitats, including some species of the subfamily Satyrinae (Barlow *et al.* 2007). This corroborates the results found, in which the increase in abundance was mainly represented by species of the subfamily Satyrinae: *Taygetis laches*, *Hermeuptychia cf. hermes*, and *opsiphanes invirae*.

The subfamily Satyrinae is a dominant group in most butterfly communities, where some species are associated with areas of open vegetation, being considered indicators of ecosystem structure (Marín *et al.* 2011). *T. laches* and *O. invirae* species are common in disturbed habitats, and their larvae feed mainly on palm trees that are abundant in urban areas (Oliveira *et al.* 2018; Araújo *et al.* 2020; Carvalho 2021). Like the *H. cf. hermes* species, it is also considered common in disturbed tropical forests and urban environments, due to its wide geographic range and lower biological restrictions (Ramos 2000; Seraphim *et al.* 2013; Cosmo *et al.* 2014). According to Araújo (2020), the high dominance of these Satyrine species indicates that the region studied suffers

from anthropic disturbances that affect the composition of the original vegetation, as the vegetation structure parameters revealed.

Another undemanding species to environmental conditions, *Hamadryas feronia* (Biblidinae) is considered abundant in open and anthropized areas in the Maranhão region (Ramos 2000; Martins *et al.* 2017b; Carvalho *et al.* 2021). According to Martins *et al.* (2017b), the high abundance of this species, as well as the previous ones, is an indication that anthropic disturbances have favored the increase of populations of tolerant and opportunistic organisms, which withstand environmental disturbances. Which were abundant in the present study, recorded even in riparian areas polluted by solid waste and domestic sewage. On the other hand, the most abundant species in the most conserved riparian forests, such as *Catonephele acontius*, *Colobura dirce*, *Hypna clytemnestra*, *Callicore astarte* and *Morpho helenor* represented those species with a preference for closed and shaded vegetation, as they present greater biological restrictions (Carvalho *et al.* 2021).

According to Filgueiras *et al.* (2016), the establishment of anthropized landscapes alters the structure of the butterfly community since changes in vegetation lead to the replacement of species dependent on forests by species adapted to disturbances. Therefore, the quadratic relationship found between the total vegetal biomass of the riparian forests with the diversity of butterflies reveals a probable change in the community composition, with a large initial group of species with preference for more open habitats, followed by a reduction in this diversity as the biomass increases, and later diversity grows again with the increase in the total plant biomass, where species with a preference for more closed habitats appear. However, additional analyzes are required to assess species composition, with a better ecological understanding of the frugivorous butterfly community.

5. CONCLUSION

This study reveals the community of frugivorous butterflies in the riparian forests of Upaon-Açu Island, in Eastern Amazon (Maranhão-Brazil), contributing to the knowledge of biodiversity in the region. It highlights the importance of riparian forests to promote the conservation of frugivorous butterflies among other ecosystem services, even in urban areas. The results confirm the hypothesis that butterfly diversity is favored by intermediate disturbances in the vegetation structure, where generalist and opportunistic species thrive, as they are adapted to a greater range of environmental conditions and open areas. More restricted and rare species (specialists) were less representative and present only in the conserved areas.

6. REFERENCES

- Akaike, H. 1974. A new look at the statistical model identification. *IEEE Transactions on Automatic Control* 19: 716–723.
- Andrade, R.B., Balch, J.K.; Carreira, J.Y.O.; Brando, P.M.; Freitas, A.V.L. 2017. The impacts of recurrent fires on diversity of fruit-feeding butterflies in a south-eastern Amazon forest. *Journal of Tropical Ecology* 33: 22–32.
- Araújo, E.C.; Martins, L.P.; Duarte, M.; Azevedo, G.G. 2020. Temporal distribution of fruit-feeding butterflies (Lepidoptera, Nymphalidae) in the eastern extreme of the Amazon region. *Acta Amazonica* 50: 12 – 23.
- Barlow, J.; Overal, W.L.; Araujo, I.S.; Gardner, T.A.; Peres, C.A. 2007. The value of primary, secondary and plantation forests for fruit-feeding butterflies in the Brazilian Amazon. *Journal of Applied Ecology* 44: 1001–1012.

Basset, Y.; Charles, E.; Hammond, D.S.; Brown, V.K. 2001. Short-term effects of canopy openness on insect herbivores in a rain forest in Guyana. *Journal of Applied Ecology* 38: 1045–1058.

Begon, M.; Townsend, C.R.; Harper, J.L. 2007. *Ecologia De Indivíduos a Ecosistemas*. 4nd ed. Artmed, Porto Alegre. 752p.

Bhardwaj, M.; Uniyal, V.P.; Sayal, A.K.; Singh, A.P. 2011. Butterfly communities along an elevational gradient in the Tons valley, Western Himalayas: Implications of rapid assessment for insect conservation. *Journal of Asia-Pacific Entomology* 15: 207–217.

Blair, R.B.; Launer, A.E. 1997. Butterfly diversity and human land use: species assemblages along an urban gradient. *Biological Conservation* 80: 113-125.

Bonebrake, T.C.; Ponisio, L.C.; Boggs, C.L.; Erlich, P.R. 2010. More than just indicators: A review of tropical butterfly ecology and conservation. *Biological Conservation* 143: 1831-1841.

Brito, M.M.; Ribeiro, D.B.; Raniero, M.; Hasui, E.; Ramos, F.N.; Arab, A. 2014. Functional composition and phenology of fruit-feeding butterflies in a fragmented landscape: variation of seasonality between habitat specialists. *Journal Insect Conservation* 18: 547–560.

Brown Jr, K.S. 1997. Diversity, disturbance, and sustainable use of Neotropical forests: insects as indicators for conservation monitoring. *Journal of Insect Conservation* 1: 25-45.

Brown Jr, K.S.; Freitas, V.L. 2002. Butterfly communities of urban forest fragments in Campinas, São Paulo, Brazil: Structure, instability, environmental correlates, and conservation. *Journal of Insect Conservation* 16: 217-231.

- Brown Jr. K.S. 2009. Insetos Indicadores da História, Composição, Diversidade e Integridade de Matas Ciliares Tropicais. In Rodrigues, R.R. & Leitão, H.F (Eds), Matas Ciliares: Conservação e Recuperação. EDUSP, São Paulo. p.223-232.
- Carvalho, R.R. 2021. Estrutura da comunidade de borboletas (Lepidoptera: Papilionoidea) na Amazônia Oriental Maranhense, Brasil. Master's dissertation. Universidade Estadual do Maranhão (UEMA), Brazil, 88p.
- Carvalho, R.R.; Amaral, E.A.; Câmara, J.T.; Mondego, J.M; Lemos, R.N.S. 2021 Borboletas de São Luis, Maranhão. 1nd ed. Editora Uema, São Luis, 113p.
- Celentano, D., Rousseau, G.X., Engel, V.L., Zelarayan, M.; Oliveira, E.C. 2016. Degradation of riparian forest affects soil properties and ecosystem services provision in eastern Amazon of Brazil. *Land Degradation & Development* 28 (2): 482-493.
- Chave, J.; Rejou-Mechain, M.; Burquez, A.; Chidumayo, E.; Colgan, M.S.; Delitti, W.B.C; et al. 2014. Improved allometric models to estimate the aboveground biomass of tropical trees. *Global Change Biology* 20 (10):3177–3190.
- Chettri, N. 2015. Distribution of butterflies along a trekking corridor in the Khangchendzonga Biosphere Reserve, Sikkim, Eastern Himalayas. *Conservation Science* 3: 1–10.
- Connell, J.H. 1978. Diversity in Tropical Rain Forests and Coral Reefs. *Science* 199: 1302-1310.
- Cosmo, L.G.; Barbosa, E.P.; Freitas, A.V.L. 2014. Biology and morphology of the immature stages of *Hermeuptychia atalanta* (Lepidoptera: Nymphalidae: Satyrinae). *Annales de la Société entomologique de France* 50: 82–88.
- Delabye, S.; Maicher, V.; Sáfián, S.; Dolezal, J.; Altman, J.; Janecek, S; et al. 2020. Butterfly and moth communities differ in their response to habitat structure in rainforests of Mount Cameroon. *Biotropica* 00: 1–14.

- DeVries, P.J. 1988. Stratification on fruit-feeding nymphalid butterflies in a Costa Rican rainforest. *Journal of Research on the Lepidoptera* 26: 98-108.
- DeVries, P.J., Murray, D.; Lande, R. 1997. Species diversity in vertical, horizontal, and temporal dimensions of a fruit-feeding butterfly community in an Ecuadorian rainforest. *Biological Journal of the Linnean Society* 62: 343–364
- DeVries, P.J.; Walla, T.R. 2001. Species diversity and community structure in neotropical fruit-feeding butterflies. *Biological Journal of the Linnean Society* 74:1-15.
- Everard, M.; Moggridge, H.L. 2012. Rediscovering the value of urban rivers. *Urban Ecosystems* 15: 293-314.
- Fermon, H.; Waltert, M.; Vane-Wright, R.I.; Hlenberg, M.M. 2005. Forest use and vertical stratification in fruit-feeding butterflies of Sulawesi, Indonesia: impacts for conservation. *Biodiversity and Conservation* 14: 333–350.
- Filgueiras, B.K.C.; Melo, D.H.A.; Leal, I.R.; Tabarelli, M.; Freitas, A.V.; Iannuzzi, L. 2016, Fruit-feeding butterflies in edge-dominated habitats: community structure, species persistence and cascade effect. *Journal Insect Conservation* 20:539–548.
- Fournier, B.; Frey, D.; Moretti, M. 2020. The origin of urban communities: From the regional species pool to community assemblages in city. *Journal of Biogeography* 47(3): 615-629
- Freitas, A.V.L. 2012. *Lepidoptera: Borboletas e Mariposas do Brasil*. 1nd ed. Exclusiva Publicações, São Paulo. 208p.
- Garwood, K.; Lehman, R.; Carter, W.; Carter, G. 2009. *Butterflies of Southern Amazonia. A photographic checklist of common species*. 2nd ed. Tx., RiCalé Publishing, McAllen, 374p.

Gehring, C.; Zelarayan, M.L.C.; Almeida, R.B.; Moraes, F.H.R. 2011. Allometria da palmeira babacu em um agroecossistema de derruba-e-queima na periferia este da Amazonia. *Acta Amazonica* 41:127–134.

Gueratto, P.E.; Carreira, J.Y.O.; Santos, J.P.; Tacioli, A.; Freitas, A.V.L. 2019. Effects of forest trails on the community structure of tropical butterflies. *Journal of Insect Conservation* 24: 309–319.

Gupta, H.; Tiwari, C.; Diwakar, S. 2019. Butterfly diversity and effect of temperature and humidity gradients on butterfly assemblages in a sub tropical urban landscape. *Tropical Ecology* 60: 150–158.

Hamer, K.C.; Hill, J.K.; Lace, L.A.; Langa, A.M. 1997. Ecological and biogeographical effects of forest disturbance on tropical butterflies of Sumba, Indonesia. *Journal of Biogeography* 24: 67-75.

Han, D.; Wang, C.; Sun, Z.; She, J.; Yin, L.; Bian, Q.; Han, W. 2022. Microhabitat preferences of butterflies in urban parks: Both vegetation structure and resources are decisive. *Urban Forestry & Urban Greening* 71: 127552.

Hatje, V.; Pedreira, R.M.A.; Rezende, C.E.; Schettini, C.A.F.; Souza, G.C.; Marin, D.C.; Mckspacher, P.C. 2017. The environmental impacts of one of the largest tailing dam failures worldwide. *Scientific Reports* 7: 10706.

Hill, J.K.; Hamer, K.C.; Tangah, J.; Dawood, M. 2001. Ecology of tropical butterflies in rainforest gaps. *Oecologia* 128: 294–302.

Koh, L.P.; Sodhi, N.S. 2004. Importance of reserves, fragments, and parks for butterfly conservation a tropical urban landscape, *Ecological Applications* 14: 1695–1708.

LAMAS, G. 2004. Checklist: Part 4A. Hesperioidea – Papilionoidea. In: J.B. Heppner (Ed.). *Atlas of Neotropical Lepidoptera*. Association for Tropical Lepidoptera, Scientific Publishers, Gainesville. 439p.

- Lees, A.C.; Peres, A.A. 2008. Conservation Value of Remnant Riparian Forest Corridors of Varying Quality for Amazonian Birds and Mammals. *Conservation Biology* 22: 439–449.
- Lourenço, G.M.; Luna, P.; Guevara, R.; Dáttilo, W.; Freitas, A.V.L.; Ribeiro, S.P. 2020. Temporal shifts in butterfly diversity: responses to natural and anthropic forest transitions. *Journal of Insect Conservation* 24: 353–363.
- Malabika, S.K. 2011. Impact of tropical forest degradation on nymphalid butterflies: A case study in Chandubi tropical forest, Assam, India. *International Journal of Biodiversity and Conservation* 3: 650-669.
- Marín, M.A.; Peña, C.; Freitas, A.V.L.; Wahlberg, N.; Uribe, S.I. 2011. From the Phylogeny of the Satyrinae Butterflies to the Systematics of Euptychiina (Lepidoptera: Nymphalidae): History, Progress and Prospects. *Neotropical Entomology* 40: 1-13.
- Martins, L.P.; Araújo, E.C.; Duarte, M.; Azevedo, G.G. 2017. Species diversity and community structure of fruit-feeding butterflies (Lepidoptera: Nymphalidae) in an eastern amazonian forest. *Papéis Avulsos de Zoologia* 57: 481-489.
- McKinney, M.L. 2008. Effects of urbanization on species richness: A review of plants and animals. *Urban Ecosystems* 11: 161–176.
- MPEG, 2010. PPBio Amazônia Oriental: Protocolo 1 - Insetos capturados com armadilhas atrativas. Available at: <http://ppbio.museu-goeldi.br/?q=pt-br/protocolos>.
- Nelson, B.W.; Mesquita, R.; Pereira, J.L.G.; De Souza, G.A.S.; Batista, G.T.; Couto, L.B. 1999. Allometric regressions for improved estimate of secondary forest biomass in the central Amazon. *Forest Ecology and Management* 117:149–167.
- Nogueira, E.M.; Fearnside, P.M.; Nelson, B.W. 2008. Normalization of wood density in biomass estimates of Amazon forests. *Forest Ecology and Management* 256: 990-996.

- Öckinger, E.; Dannestamb, A.; Smith, H.G. 2009. The importance of fragmentation and habitat quality of urban grasslands for butterfly diversity. *Landscape and Urban Planning* 93: 31-37.
- Ohwaki, A.; Maeda, S.; Kitahara, M.; Nakano, T. 2017. Associations between canopy openness, butterfly resources, butterfly richness and abundance along forest trails in planted and natural forests. *European Journal of Entomology* 114: 533–545.
- Oksanen J.; Simpson G.; Blanchet F.; Kindt R.; Legendre P.; Minchin P; et al. 2022. *Vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.6-2, <<https://CRAN.R-project.org/package=vegan>>.
- Oliveira, I.F.; Baccaro, F.B.; Werneck, F.P.; Zacca, T.; Hugaasen, T. 2021. Marked Differences in Butterfly Assemblage Composition between Forest Types in Central Amazonia, Brazil. *Forests* 12: 942.
- Oliveira, I.F.; Lion, M.B.; Cardoso, M.Z. 2018. A plaza too far: High contrast in butterfly biodiversity patterns between plazas and an urban reserve in Brazil. *Landscape and Urban Planning* 180: 207-216.
- Pereira, G.C.N.; Coelho, M.S.; Beirão, M.V.; Braga, R.F.; Fernandes, G.W. 2017. Diversity of fruit-feeding butterflies in a mountaintop archipelago of rainforest. *PLoS ONE* 12: e0180007.
- Pinheiro, C.E.G.; Ortiz, J.V.C. 1992. Communities of fruit-feeding butterflies along a vegetation gradient in central Brazil. *Journal of Biogeography* 19: 505-511.
- Pozo, C.; Luis-Martínez, A.; Llourente-Bousquets, J.; Salas-Suárez, N.; Maya-Martínez, A.; Vargas-Fernández, I; et al. 2008. Seasonality and Phenology of the Butterflies (Lepidoptera: Papilionoidea and Hesperioidea) of Mexico's Calakmul Region. *Florida Entomologist* 91(3): 407-422.

- R Core Team. 2022. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
- Ramos, F.A. 2000. Nymphalid butterfly communities in a amazonian forest fragment. *Journal of Research on the Lepidoptera* 35: 29-41.
- Rebele, F. 1994. Urban ecology and special features of urban ecosystems. *Global Ecology and Biogeography Letters* 4: 173-187.
- Reschke, G.A.; Eloi, C.M.A.; Silva, R.M. 2011. Caracterização Climática da Amazônia Maranhense. In M. B. Martins & T. G. Oliveira (Eds.). *Amazônia Maranhense: diversidade e conservação*. MPEG, Belém. p.47-67.
- Ribeiro, D.B.; Freitas, A.V.L. 2012. The effect of reduced-impact logging on fruit-feeding butterflies in Central Amazon, Brazil. *Journal of Insect Conservation* 16: 733–744.
- Rosenfield, M.F.; Jakovac, C.C.; Vieira, D.L.M.; Pooter, L.; Brancalion, P.P.H.S.; Vieira, D.L.M.; et al. 2022. Ecological integrity of tropical secondary forests: concepts and indicators. *Biological Reviews* 98(2):662-676.
- Santos, J.P.; Freitas, AV.L.; Constantino, P A.L.; Uehara-Prado, M. 2014. Guia de identificação de tribos de borboletas frugívoras – Amazônia. Monitoramento da Biodiversidade. Available at: <https://ava.icmbio.gov.br/mod/data/view.php?d=17&rid=2579>.
- Seraphim, N.; Marín, M.A.; Freitas, A.V.L.; Silva-Brandão, K.L. 2013. Morphological and Molecular marker contributions to disentagling the cryptic *Hermeuptychia hermes* species complex (Nymphalinae: Satyrinae: Euptychiina). *Molecular Ecology Resources* 14(1): 39-49.

- Seto, K.C.; Güneralp, B.; Hutyrá, L.R. 2012. Global forecasts of urban expansion to 2030 and direct impacts on biodiversity and carbon pools. *PNAS* 109: 16083–16088.
- Sharma, K.; Acharya, B.K.; Sharma G.; Valente, D.; Pasimeni, M. R.; Petrosillo, I.; Selvana, T. 2020. Land use effect on butterfly alpha and beta diversity in the Eastern Himalaya, India. *Ecological Indicators* 110: 105605.
- Silva, A.R.M.; Castro, C.O.; Mafia, P.O.; Mendonça, M.O.C.; Alves, T.C.C.; Beirão, M.V. 2012. Borboletas frugívoras (Lepidoptera: Nymphalidae) de uma área urbana (Área de Proteção Especial Manancial Cercadinho) em Belo Horizonte, Minas Gerais, Brasil. *Biota Neotropica* 12(03): 292-297.
- Silva, R.L.; Leite, M.F.A.; Muniz, F.H.; Souza, L.A.G.; Moraes, F H.R.; Gehring, C. 2017. Degradation impacts on riparian forests of the lower Mearim river, eastern periphery of Amazonia. *Forest Ecology and Management* 402: 92–101.
- Sparrow, H.R.; Sisk, T.D.; Ehrlich, P.I.; Murphy, D.D. 1994. Techniques and Guidelines for Monitoring Neotropical Butterflies. *Conservation Biology* 8: 800-809.
- Uehara-Prado, M.; Brown Jr, K.S.; Freitas, A.V.L. 2007. 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* 16: 43–54.
- Veddeler, D.; Schulze, C.H.; Steffan-Dewenter, I.; Buchori, D.I.; Tschardtke, T. 2005. The contribution of tropical secondary forest fragments to the conservation of fruit-feeding butterflies: effects of isolation and age. *Biodiversity and Conservation* 14: 3577–3592.
- Weerakoon, B.M.B.; Bandara, A.M.R.S; Ranawana, K.B. 2011. Impact of Canopy Cover on Butterfly Abundance and Diversity in Intermediate Zone Forest of Sri Lanka. *Journal of Tropical Forestry and Environment* 5: 41-46.

Zanne AE, Lopez-Gonzalez G, Coomes DA, et al (2009) Global wood density database.

Zelarayán, M.L.C.; Celentano, D.; Oliveira, E.C.; Triana, S.P.; Sodré, D.N.;

Muchavisoy, K.H.M.; Rousseau, G.X. 2015. Impacto da degradação sobre o estoque

total de carbono de florestas ripárias na Amazônia Oriental, Brasil. *Acta Amazonica* 45:

271 – 282

Table S1. Characterization of the studied riparian areas on Upaon-Açu Island, Maranhão.

Riparian area	Coordinates	Hydrographic basin (municipality)	Characterization of the area	Urbanization (200 m radius)	Features of vegetation and water course	Anthropogenic impacts and environmental changes
Fazenda Escola	-44.209786 -2.591532	Paciência (São Luis)	UEMA university experimental farm.	9.7%	Agroforestry restoration experiment *Spring	- Disposal of sewage and solid waste
Aguahí I	-44.145397 -2.648144	Guarapiranga (São Jose de Ribamar)	Upaon -Açu Environmental Protection Area (APA)	0%	Preserved vegetation, with medium to large trees.	- Degradation upstream (headwater) by a neighboring community, with a reduction in the amount and flow of water from the stream
Aguahí II	-44.141863 -2.642299	Guarapiranga (São Jose de Ribamar)	Upaon -Açu Environmental Protection Area (APA)	0%	Preserved vegetation, with medium to large trees and palm trees (juçara).	- Change in water flow by damming downstream
Cajupe	-44.223361 -2.606250	Tibiri (São Luis)	Private property on Upaon -Açu Environmental Protection Area (APA)	0%	Strip of preserved vegetation, with medium to large trees and palm trees. * Waterholes (diffuse springs)	- Large amount of solid waste
Lago Azul	-44.228611 -2.609306	Tibiri (São Luis)	Upaon -Açu Environmental Protection Area (APA)	12.2%	Altered/open vegetation (palms, shrubs, grasses, and herbs) * Waterholes (diffuse springs)	-Degradation of vegetation, deforestation, presence of cattle
Santa Bárbara	-44.211722 -2.613833	Tibiri (São Luis)	Upaon -Açu Environmental Protection Area (APA)	0%	Strip of preserved vegetation, shrubs and medium-sized trees and palm trees. * Waterholes (diffuse springs)	- Degradation upstream (headwater) of the watercourse, muddy water (siltation), bathing area (community leisure), deforestation points on the margin of the watercourse - Solid garbage.
Anil	-44.228944 -2.551444	Anil (São Luis)	Public area without protection	52.1%	Strip of vegetation disturbed: shrubs, trees, palms, and crops. *Spring	- Disposal of domestic sewage, solid waste. - Residences on the edge of the watercourse.
Jaguarema I	-44.206969 -2.483079	Praias (São Jose de Ribamar)	Private area	24.5%	Strip of vegetation, with many shrubs, medium-sized trees, palms, bamboo *Springs	- Construction of houses close to the riparian area.
Jaguarema II	-44.215086 -2.479789	Praias (São Jose de Ribamar)	Private area	31.2%	Altered vegetation (mainly palms) * Waterholes (diffuse springs)	-Disposal of domestic sewage, solid waste, residences close to watercourses
Cabral	-44.202362 -2.483238	Praias (São Jose de Ribamar)	Public area without protection	63.8%	Short, altered vegetation strip, medium-sized trees, shrubs, grasses and herbs. *Waterholes (diffuse springs)	-Solid waste, residences close to watercourses

Urucutiua	-44.189806 -2.471444	Praias (São Jose de Ribamar)	Public area without protection	50.6%	Altered vegetation with predominance of small trees, shrubs and palm. *Waterholes (diffuse springs)	- Erosion process on the bank of the creek, discharge of domestic sewage, solid waste
Beira Rio	-44.174158 -2.487995	Paciência (Paço do Lumiar)	Private area	55.2%	Open vegetation, natural regeneration with palms. *Spring	-Presence of cattle
Itapiracó I	-44.20229 -2.52720	Paciência (São Luis)	Itapiracó Environmental protection area (APA)	0%	Preserved vegetation, shrubs and medium to large trees and palms	- Solid waste, silting
Itapiracó II	-44.20180 -2.52233	Paciência (São Luis)	Itapiracó Environmental protection area (APA)	0%	Short strip of preserved vegetation, with more bushes, medium-sized trees and palms	- Disposal of domestic sewage, - neighboring community street close to the watercourse
Maracanã I	-44.27595 -2.60654	Bacanga (São Luis)	Maracanã Environmental protection area (APA)	0%	Preserved vegetation, with medium to large trees and palms *Waterholes (diffuse springs)	- Upstream damming in the spring area
Maracanã II	44.27221 -2.60649	Bacanga (São Luis)	Maracanã Environmental protection area (APA)	0%	Preserved vegetation, with medium to large trees and palms. *Waterholes (diffuse springs)	-Deforestation near one of the banks of the watercourse
Bacanga I	-44.27737 -2.58163	Bacanga (São Luis)	Bacanga State Park	0%	Preserved vegetation, with medium to large trees and palms. *Waterholes (diffuse springs)	-Proximity to rural houses (coal small plant).
Bacanga II	-44.27400 -2.59163	Bacanga (São Luis)	Bacanga State Park	0%	Shorter strip of preserved vegetation, with bushes and medium-sized trees and palms *Waterholes (diffuse springs)	- Road next to the river
Calhau I	-44.26003 -2.49919	Praias (São Luis)	Private area	30.5%	Strip of vegetation, shrubs and medium- sized trees and palms *Waterholes (diffuse springs)	-Disposal of domestic and industrial sewage, solid waste, residences close to watercourses
Calhau II	-44.25876 -2.50303	Praias (São Luis)	Private area	30.6%	More preserved vegetation, with medium- sized trees and palms. *Waterholes (diffuse springs)	-Disposal of domestic and industrial sewage, solid waste, residences close to watercourses

Table S2. Abundance of frugivorous butterfly's species recorded in the studied riparian areas of Upaon-Açu Island, Maranhão

Species	Fazenda Escola	Aguahí I	Aguahí II	Cajupe	Lago Azul	Jaguarema I	Cabral	Santa Bárbara	Anil	Urucutua	Beira Rio	Jaguarema II	Itapiracó I	Itapiracó II	Calhau I	Calhau II	Maracanã I	Maracana II	Bacanga I	Bacanga II	Total
Biblidinae (13)																					
Ageroniini (7)																					
<i>Hamadryas chloe</i> (Stoll, 1787)	0	0	0	8	0	0	0	3	0	0	0	0	1	4	0	0	1	1	1	2	21
<i>Hamadryas amphinome</i> (Linnaeus, 1767)	4	3	4	4	4	0	3	0	2	1	0	5	1	0	1	0	0	2	1	1	36
<i>Hamadryas februa</i> (Hübner, 1823)	3	2	0	1	2	5	4	0	2	2	1	2	1	0	0	0	0	1	0	3	29
<i>Hamadryas feronia</i> (Linnaeus, 1758)	27	3	0	1	16	2	18	1	0	4	3	8	1	0	0	2	0	1	1	6	94
<i>Hamadryas laodamia</i> (Cramer, 1775)	0	1	0	1	4	1	2	0	0	2	0	8	0	1	0	0	0	0	0	0	17
<i>Hamadryas sp</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
Biblidini (2)																					
<i>Biblis hyperia</i> (Cramer, 1780)	0	2	0	0	0	0	3	0	1	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	9
<i>Catonephele acontius</i> (Linnaeus, 1771)	8	0	0	0	1	3	1	2	3	0	0	2	14	23	19	15	5	4	11	5	116
Calicorini (2)																					
<i>Callicore astarte</i> (Cramer, 1779)	0	0	0	3	1	1	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	2	0	0	9
<i>Callicore pygas</i> (Godart, 1823)	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Eubagini (1)																					
<i>Dynamine postverta</i> (Cramer, 1779)	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Picaliini (1)																					
<i>Eunica curvierii</i> (Godart, 1819)	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Epiphilini (1)																					
<i>Temenis laothoe</i> (Cramer, 1777)	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Charaxinae (14)																					
Anacini (7)																					
<i>Fountainea ryphea</i> (Cramer, 1775)	9	1	1	5	13	8	12	0	0	2	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	53
<i>Hypna clytemnestra</i> (Cramer, 1777)	0	9	2	44	8	54	13	4	1	5	3	0	0	0	0	0	2	0	0	4	149
<i>Memphis philumena</i> (Doubleday, 1849)	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	2
<i>Memphis acidalia</i> (Hübner, 1819)	0	0	0	2	1	0	1	0	0	0	0	3	0	3	3	3	0	0	0	0	16
<i>Memphis leonida</i> (Stoll, 1782)	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	7

<i>Memphis morvus</i> (Fabricius, 1775)	1	1	0	5	2	0	2	0	3	0	1	8	0	5	5	4	0	0	0	1	38
<i>Memphis sp</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Preponini (7)																					
<i>Archeoprepona demophon</i> (Linnaeus, 1758)	11	2	0	18	3	6	1	9	3	1	0	2	1	3	0	2	3	3	6	2	76
<i>Archeoprepona sp</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
<i>Prepona laertes</i> (Hübner, 1811)	4	1	0	4	8	2	4	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	1	26
<i>Mesoprepona pheridamas</i> (Cramer, 1777)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	1	3
<i>Zaretis isidora</i> (Cramer, 1779)	0	0	0	2	3	1	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	2	12
<i>Zaretis itys</i> (Cramer, 1777)	6	0	2	0	3	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	13
Nymphalinae (2)																					
Coeni (2)																					
<i>Colobura dirce</i> (Linnaeus, 1764)	6	2	9	54	2	14	9	7	11	2	0	3	30	29	8	7	6	8	23	5	235
<i>Historis odius</i> (Fabricius, 1775)	1	1	0	0	6	0	1	0	0	0	1	2	0	0	0	0	0	0	1	0	13
Satyrinae (26)																					
Brassolini (9)																					
<i>Caligo ilioneus</i> (Cramer, 1776)	18	0	0	3	1	5	6	0	2	3	2	1	1	5	5	1	1	1	1	0	56
<i>Caligo teucer</i> (Linnaeus, 1705)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	2
<i>Catoblepia sp</i>	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
<i>Catoblepia berecynthia</i> (Cramer, 1777)	0	1	2	9	1	1	0	4	0	1	0	1	1	1	1	1	2	0	3	1	30
<i>Opsiphanes cassiae</i> (Linnaeus, 1758)	4	0	0	0	0	2	1	0	1	0	0	1	0	2	0	0	1	4	0	0	16
<i>Opsiphanes invirae</i> (Hüner, 1818)	35	3	0	6	8	8	18	2	6	3	2	8	1	9	14	9	0	5	2	10	149
<i>Opsiphanes quiteria</i> (Stoll, 1782)	1	0	1	1	0	0	1	0	0	0	0	0	2	1	0	3	2	2	1	3	18
<i>Opsiphanes sp</i>	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
Morphini (2)																					
<i>Morpho helenor</i> (Cramer, 1782)	0	1	0	5	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	1	2	12
<i>Morpho menelaus</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
Satyrini (7)																					
<i>Cissia myncea</i> (Cramer, 1780)	35	1	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	38
<i>Cissia penelope</i> (Fabricius, 1775)	0	3	1	39	47	3	5	22	1	10	4	21	2	16	0	0	8	6	1	5	194

<i>Cissia</i> sp	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
<i>Hermeuptychia</i> cf. <i>hermes</i> (Fabricius, 1775)	0	0	0	5	66	2	18	4	1	0	8	2	0	0	1	2	0	0	1	8	118
<i>Magneuptychia</i> <i>libye</i> (Linnaeus, 1767)	3	1	0	0	17	6	23	0	10	1	3	7	0	4	0	0	0	0	0	1	76
<i>Magneuptychia</i> <i>ocypete</i> (Fabricius, 1776)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	1	3
<i>Magneuptychia</i> sp	18	1	0	0	0	0	3	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	24
<i>Posttaygetis</i> <i>penelea</i> (Cramer, 1777)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	5
<i>Taygetis</i> <i>cleopatra</i> (C. Felder & R. Felder, 1867)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	2
<i>Taygetis</i> <i>laches</i> (Fabricius, 1793)	105	8	2	29	9	68	35	6	17	67	4	40	7	18	23	16	8	12	7	5	486
<i>Taygetis</i> <i>virgilia</i> (Cramer, 1776)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
<i>Taygetis</i> sp	0	0	0	0	0	2	2	1	0	9	1	3	0	0	0	0	0	0	0	0	18
<i>Ypthimoides</i> <i>renata</i> (Stoll, 1780)	2	0	0	0	5	0	0	0	2	0	3	0	0	0	0	0	0	0	1	1	14
<i>Ypthimoides</i> <i>affinis</i> (Butler, 1867)	46	0	0	9	10	0	0	0	5	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	71
<i>Ypthimoides</i> sp	34	0	0	1	22	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	60
TOTAL	387	48	24	266	264	195	192	66	71	116	41	130	66	129	80	65	43	54	73	73	2379



CAPÍTULO III

IMPACTO DA PERDA DE INTEGRIDADE DO HABITAT NA COMPOSIÇÃO DA COMUNIDADE DE BORBOLETAS FRUGÍVORAS (LEPIDOPTERA: NYMPHALIDAE) EM FLORESTAS RIPÁRIAS DA AMAZÔNIA ORIENTAL

Artigo em preparação para submissão na Conservation Biology

Impacto da perda de integridade do habitat na composição da comunidade de borboletas frugívoras (Lepidoptera: Nymphalidae) em florestas ripárias da Amazônia Oriental.

Valéria Prota Salomão^{1*};

Rosilda Rodrigues Carvalho¹;

Luis Manuel Hernández¹;

Ernesto Gómez Cardozo¹;

Danielle Camargo Celentano Augusto¹;

Guillaume Xavier Rousseau^{1 2}

¹ Universidade Estadual do Maranhão (UEMA), Programa de Pós-Graduação em Agroecologia, Laboratório de Restauração Ecológica (LARECO), Cidade Universitária Paulo VI, Av. Lourenço Vieira da Silva N.º 1000, CEP: 65.055-310, Jardim São Cristóvão, São Luís /MA, Brazil.

² Universidade Federal do Maranhão (UFMA), Programa de Pós- Graduação em Rede – Rede de Biodiversidade e Biotecnologia da Amazônia Legal, Prédio da Pós-Graduação do Centro de Ciências Biológicas e da Saúde (CCBS), Cidade Universitária, Av. dos Portugueses, N° 1966, Bacanga, CEP: 65.080-805, Sao Luis/MA, Brazil.

* Corresponding author: pvsalomao@gmail.com

RESUMO

Atividades antrópicas como a urbanização levam a fragmentação e degradação do habitat com impactos na estrutura e composição da comunidade de borboletas frugívoras. Isto leva a alterações no conjunto de espécies, como resultado da perda de espécies com nichos ecológicos estreitos, enquanto ocorre um aumento de espécies com nichos ecológicos mais amplos. Dessa maneira, conhecer fatores e características relacionados a mudanças da comunidade de espécies é fundamental para efetivar medidas de conservação e restauração de habitats florestais. Nesse sentido, o objetivo deste estudo foi avaliar a composição de espécies de borboletas frugívoras associada à integridade do habitat ripário, identificando as variáveis ambientais que melhor explicam a estrutura da comunidade em florestas ripárias. A hipótese é de que um grupo ecológico de borboletas frugívoras com menor restrição (adaptadas a perturbações) está associado à degradação do habitat ripário, enquanto outro grupo ecológico com maior restrição (dependentes de floresta) está associado à integridade do habitat ripário. As borboletas e os parâmetros da integridade do habitat foram coletados em 20 áreas ripárias da Ilha de São Luis (MA). Em cada margem do rio foi estabelecido um transecto de 150 metros com seis armadilhas atrativas, uma parcela de 60x10m (vegetação arbórea) e duas subparcelas de 4x4m (vegetação arbustiva), e seis amostras de solo e água foram coletados para avaliar parâmetros físicos e químicos (qualidade). Foram registradas 2.379 borboletas frugívoras (Nymphalidae), distribuídas em 54 espécies e morfoespécies. Os parâmetros da integridade que melhor explicaram a estrutura da comunidade de borboletas frugívoras nas áreas ripárias estudadas foram a abertura do dossel, a biomassa total da vegetação, o alumínio e pH do solo, e a temperatura da água. Foram encontradas mudanças na composição da comunidade de borboletas, em que um grupo ecológico de espécies foi associado a áreas mais degradadas, enquanto outro grupo foi associado a áreas com maior integridade do habitat ripário (áreas mais conservadas), corroborando a hipótese testada. Os resultados encontrados enriquecem acerca do conhecimento ecológico das borboletas frugívoras para o Estado do Maranhão - Amazônia Oriental, contribuindo com estratégias de conservação e restauração de florestas ripárias remanescentes em áreas urbanas e peri-urbanas.

Palavras-chave: grupos ecológicos, impactos antrópicos, urbanização; conservação, restauração.

1. INTRODUÇÃO

As principais causas da perda da biodiversidade tropical são o desmatamento e a fragmentação, que degradam o habitat levando ao declínio da abundância e diversidade de espécies florestais, especialmente aquelas que têm a distribuição restrita (Santos et al. 2018; Dirzo et al. 2014; Morris et al. 2010). Os efeitos dessas perturbações do habitat sobre a biodiversidade variam entre diferentes taxas, com destaque para os pássaros e as borboletas que servem como espécies bandeira (emblemáticas) em inventários da biodiversidade (Lawton et al. 1998).

As cidades podem ter um importante papel na conservação da biodiversidade local através das áreas verdes urbanas, provendo ainda uma extensão de benefícios e serviços ecossistêmicos para a população humana (Aronson et al. 2017; Ives et al. 2016). Porém a urbanização ainda é uma das principais ameaças a biodiversidade, e afeta a produtividade dos ecossistemas através da perda de habitat, biomassa e estoque de carbono (Kuussaari et al. 2021; Seto et al. 2012). Apesar das borboletas serem consideradas como uma das espécies mais carismáticas, símbolos de mudança e beleza, que auxiliam na sensibilização e educação ambiental nas cidades (Bonebrake et al. 2010), muitos são os impactos decorrentes da urbanização sobre esse grupo de insetos (Kuussaari et al. 2021; Oliveira et al. 2018; Ramírez-Restrepo & Macgregory-Fors, 2017).

A maior parte das atividades antrópicas, como a urbanização, que levam a degradação, perda e fragmentação do habitat reduz significativamente a sua qualidade, o que tem impactos severos na estrutura e composição de comunidades (Filgueiras et al. 2021; Schmitt et al. 2021; Pérez et al., 2019; Filgueiras et al. 2016; Concepción et al., 2015; Holihan et al 2013). Nas florestas tropicais muitas vezes perturbações antrópicas podem levar ao aumento da abundância, riqueza e diversidade de espécies de borboletas (Weerakoon et al. 2015; Chettri 2015; Malabika 2011; Fermon et al. 2005; Brown 1997; Basset et al. 2001; Hill et al. 2001). No entanto, apesar deste aumento no número de espécies, geralmente há uma diminuição de espécies com requisitos de habitats mais específicos (maior restrição ecológica), as quais podem ser encontradas em baixa abundância ou mesmo inexistirem nesses habitats perturbados (Schmitt et al. 2021). Esse declínio da biodiversidade não é apenas a perda de espécies individuais, como também é seguido por alterações no conjunto de espécies, resultante da perda de espécies com nichos ecológicos estreitos, que são vulneráveis, enquanto ocorre um aumento de espécies com nichos ecológicos mais amplos, que são tolerantes as alterações ambientais (Walla e DeVries 2014).

Borboletas são insetos sensíveis ecologicamente, com diferentes taxas dependendo de plantas durante todo o seu ciclo de vida (Melo et al. 2023b), ao mesmo tempo que são capazes de suportar uma maior proporção de perturbações em relação a outros insetos, principalmente devido à forte relação com plantas hospedeiras pioneiras (Uehara-Prado et al. 2007). Dessa maneira para melhor compreender a vulnerabilidade das espécies é necessário o conhecimento das características da história de vida das borboletas, como a mobilidade, especificidade a planta hospedeira, a distribuição geográfica e a dispersão (Araújo et al. 2020; Barlow et al. 2007). Segundo Rija (2022) e Ockinger et al (2009), para as borboletas, aspectos importantes da qualidade do habitat incluem a ocorrência e a abundância de plantas hospedeiras durante o seu estágio larval, a disponibilidade de recursos (néctar ou frutos) como fonte de energia para adultos e a estrutura da vegetação. De acordo com Filgueiras et al (2016), alterações em condições microclimáticas, na abundância e distribuição de plantas hospedeiras e na conectividade do habitat leva a mudanças na natureza das comunidades de borboletas.

Borboletas podem ser distinguidas funcionalmente entre as espécies generalistas, que se caracterizam pela ampla extensão geográfica, alta capacidade de voo (dispersão), alto potencial reprodutivo e rápido desenvolvimento, além de uma dieta ampla. Enquanto as especialistas se caracterizam por alta especificidade em plantas hospedeiras, baixo tamanho populacional e aumento de restrições de habitat (Koh, 2007; Bergerot et al. 2011; Oliveira et al. 2018; Koh e Sodhi 2004; Börschig et al 2013; Clavel et al 2011). Em áreas perturbadas, outros fatores bióticos e abióticos, como a estrutura da vegetação e impactos antrópicos se tornam importantes filtros ambientais, capazes de determinar a diversidade (Araújo et al. 2020). Nesse sentido, a formação de comunidades urbanas é fortemente dominada por essa filtragem ambiental, e isso leva à seleção de espécies mais generalistas, adaptadas às condições urbanas, onde a heterogeneidade do habitat mantém uma diversidade taxonômica com espécies funcionalmente semelhantes (Fournier et al., 2019). Segundo Hill (2001) e Marín et al (2011), plantas pioneiras tolerantes a perturbações tendem a se beneficiar nesses habitats, refletindo o aumento da sua biomassa, o que leva a condições microclimáticas e composições de plantas hospedeiras que favorecem as borboletas tolerantes a perturbações, espécies oportunistas e dependentes de habitats sucessionais recentes.

Logo, mudanças na composição e na estrutura da vegetação impulsionam significativamente os padrões de diversidade das borboletas, em que alguns gêneros podem assim ter preferência por um habitat particular, enquanto outros ocorrem ao longo de todo gradiente da vegetação (Graça et al. 2017b). Por isso, as borboletas vêm sendo categorizadas quanto ao seu papel ecológico, relacionado à qualidade do habitat (variáveis ambientais), em

que se distinguem grupos ecológicos de espécies com preferência por habitats abertos (perturbados), grupos com preferência por habitats fechados (dependentes de floresta) e grupos intermediários (turistas de floresta ou oportunistas de clareiras) (Filgueiras et al. 2021; DeVries et al. 1997). Segundo Filgueiras et al (2021) existe uma substituição desses grupos ecológicos conforme os impactos antrópicos se intensificam e alteram a qualidade do habitat. O principal grupo dominante são espécies florestais adaptadas a perturbações, conhecidas como oportunistas de clareiras ou generalistas de habitat, as quais tem preferência por habitats abertos e iluminados, se proliferando facilmente entre áreas perturbadas, como bordas de florestas ao longo de riachos (Filgueiras et al. 2016; Morante-Filho et al. 2015).

A vista disso, perturbações antrópicas estão reorganizando a biodiversidade tropical em todos os níveis ecológicos, com impactos sobre a provisão de serviços ecossistêmicos (Filgueiras et al. 2021). Portanto, ter um olhar para a composição de espécies, sobre a estrutura da comunidade e conjuntos de características das espécies/gêneros é importante para conhecer e avaliar o desempenho ecológico, assim como o valor de conservação destes ecossistemas florestais (Schmitt et al. 2021). De acordo com WallisDeVries (2014), conhecer as características envolvidas nas mudanças da comunidade de espécies e os fatores que impulsionam é importante para efetivar medidas de conservação e restauração de habitats. Especialmente se tratando de insetos tão emblemáticos e guarda-chuva da conservação da biodiversidade, como as borboletas, que podem auxiliar na definição de áreas de conservação e restauração (Walla e DeVries, 2014; New 1997).

Apesar do acelerado desmatamento e fragmentação florestal, os remanescentes florestais na Amazônia Maranhense ainda abrigam uma biota diversificada, mas pouco conhecida (Martins e Oliveira 2011). Contudo, estudos ecológicos sobre os lepidópteros ainda são escassos na região da Amazônia Oriental (Carneiro et al. 2008), em especial para a Ilha de São Luis (Martins, 2015), onde há uma carência de conhecimento sobre a biologia e a relação desses grupos com o ambiente. Nesse sentido, o objetivo deste trabalho de pesquisa foi contribuir para o conhecimento ecológico sobre as borboletas frugívoras na Amazônia Oriental, através da análise da composição de espécies de borboletas frugívoras associada à integridade do habitat ripário, identificando as variáveis ambientais que melhor explicam a estrutura e distribuição da comunidade de borboletas frugívoras nas florestas ripárias da Ilha de São Luis (MA). A hipótese é de que um grupo ecológico de borboletas frugívoras com menor restrição (adaptadas a perturbações) está associado à degradação do habitat ripário, enquanto outro grupo ecológico com maior restrição (dependentes de floresta) está associado à integridade do habitat ripário.

2. MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 Área de Estudo:

A pesquisa foi realizada na Ilha de São Luis, conhecida também como Ilha de Upaon-Açu ou Ilha do Maranhão, situada ao norte do estado do Maranhão, região nordeste do Brasil, no Bioma Amazônia. Está enquadrada pelas coordenadas geográficas 2°24'10" e 2°46'37" de latitude Sul e 44°22'39" e 44°22'39" de longitude Oeste, com área total de 1.410 km² e uma população de 1,3 milhões de habitantes. A Ilha é composta pelos municípios de São Luís, São José de Ribamar, Paço de Lumiar e Raposa. O clima é tropical, semi-úmido, com duas estações bem definidas, chuvosa de janeiro a julho e estiagem de agosto a dezembro. A média de chuva e temperatura anual é de 2,380 e 25°C, respectivamente (Reschke et al. 2011).

2.2 Desenho Experimental:

O trabalho de pesquisa foi desenvolvido em 20 áreas ripárias, em trechos de nascentes e riachos em diferentes bacias hidrográficas da Ilha de São Luis (MA-Brasil), incluindo áreas urbanas e peri-urbanas dos municípios de São Luis, São José de Ribamar e Paço do Lumiar (Figura 1; Figura 2; Figura 3; Figura 4; Figura 5), as quais foram identificadas e selecionadas através de um gradiente de cobertura do dossel.

Em cada área ripária foram instalados dois transectos de 150 metros, um em cada margem do riacho, onde foram colocadas armadilhas (seis em cada transecto) para coleta das borboletas; duas parcelas de 60x10 metros (uma em cada transecto) para a coleta de dados da estrutura da vegetação arbórea; quatro sub-parcelas de 4x4 metros (duas em cada transecto) para a coleta dos dados da estrutura da vegetação arbustiva; e sub-parcelas de 1x1 metros (duas em cada transecto) para a coleta dos dados de herbáceas e serapilheira (Figura 6).

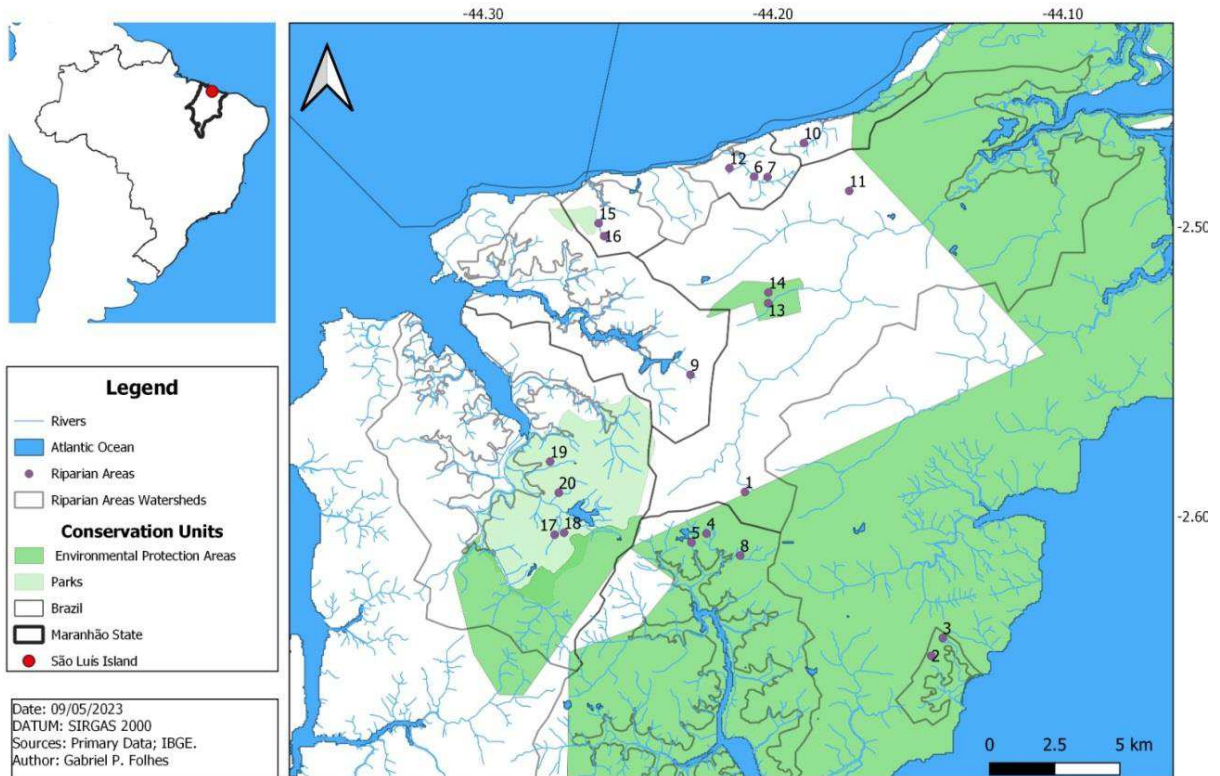


Figura 1. Mapa da Ilha de São Luís-MA, Brasil, com a localização das áreas ripárias estudadas no ano de 2019 e 2021: (1) Fazenda Escola; (2) Aguahi I; (3) Aguahi II; (4) Cajupe; (5) Lago Azul; (6) Jaguarema I; (7) Cabral; (8) Anil; (9) Santa Bárbara; (10) Urucutiua; (11) Beira rio; (12) Jaguarema II; (13) Itapiracó I; (14) Itapiracó II; (15) Calhau I; (16) Calhau II; (17) Maracanã I; (18) Maracanã II; (19) Bacanga I; (20) Bacanga II.



Figura 2. Áreas ripárias na Ilha de São Luis (MA) onde foram realizadas as coletas no ano de 2019: Fze (Fazenda Escola); JgII (Jaguarema II); Anil; Brio (Beira rio); Laz (Lago Azul); Cbr (Cabral). (Imagens: Valéria Prota Salomão).

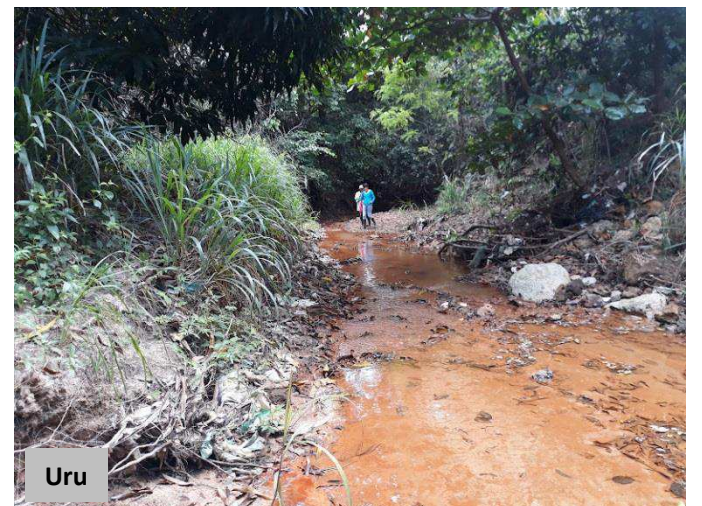


Figura 3. Áreas ripárias da Ilha de São Luis (MA), onde foram realizadas as coletas no ano de 2019: Cje (Cajupe); Stb (Santa Bárbara); AgII (Aguahí II); JgI (Jagarema I); AgI (Aguahí I); Uru (Urucutiua). (Imagens: Valéria Prota Salomão).

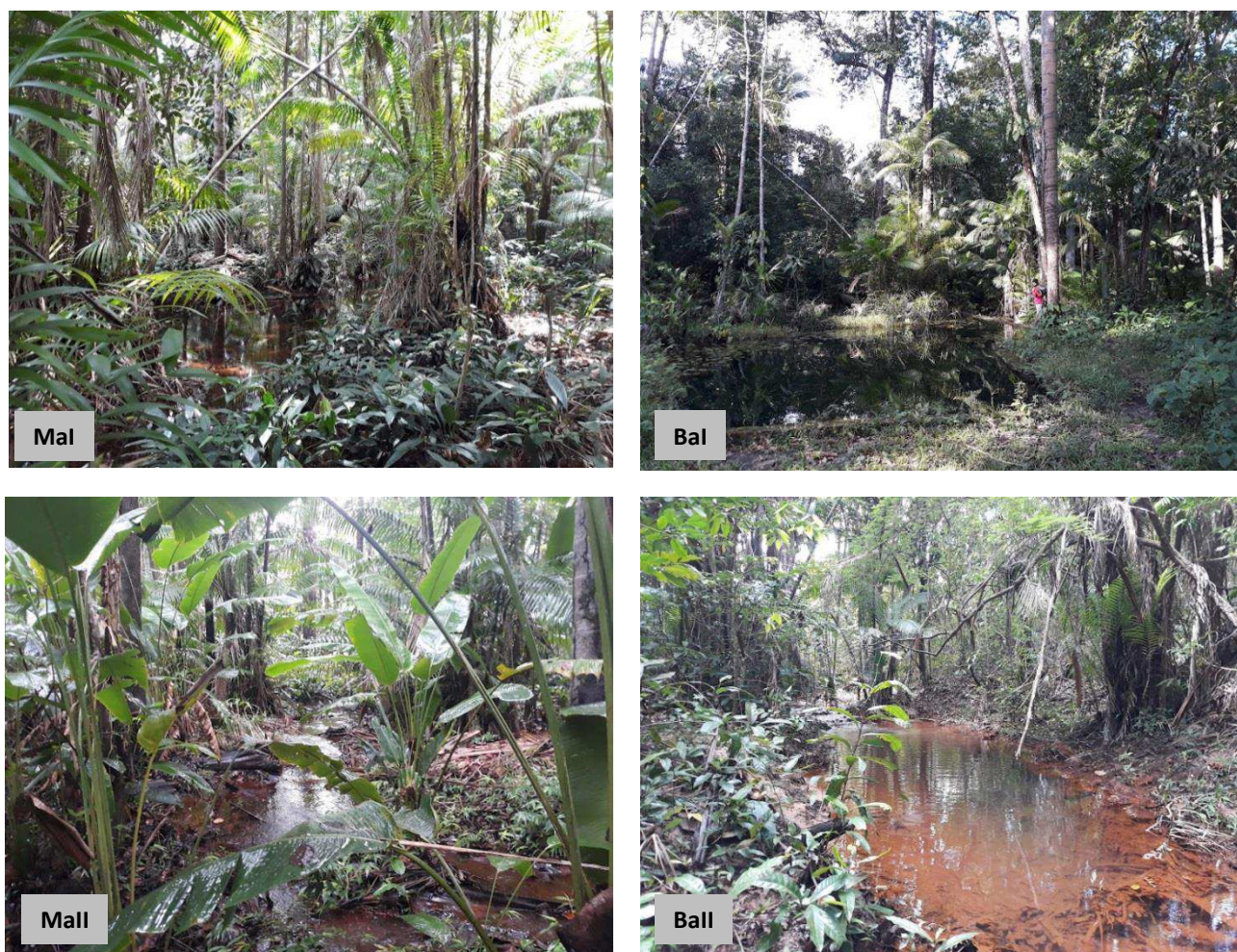


Figura 4. Áreas ripárias da Ilha de São Luis (MA), onde foram realizadas as coletas no ano de 2021: MaI (Maracanã I); BaI (Bacanga I); MaII (Maracanã II); BaII (Bacanga II). (Imagens: Valéria Prota Salomão).



Figura 5. Áreas ripárias da Ilha de São Luis (MA), onde foram realizadas as coletas no ano de 2021: Cal (Calhau I); CaII (Calhau II); Ital (Itapiracó I); Itall (Itapiracó II). (Imagens: Valéria Prota Salomão).

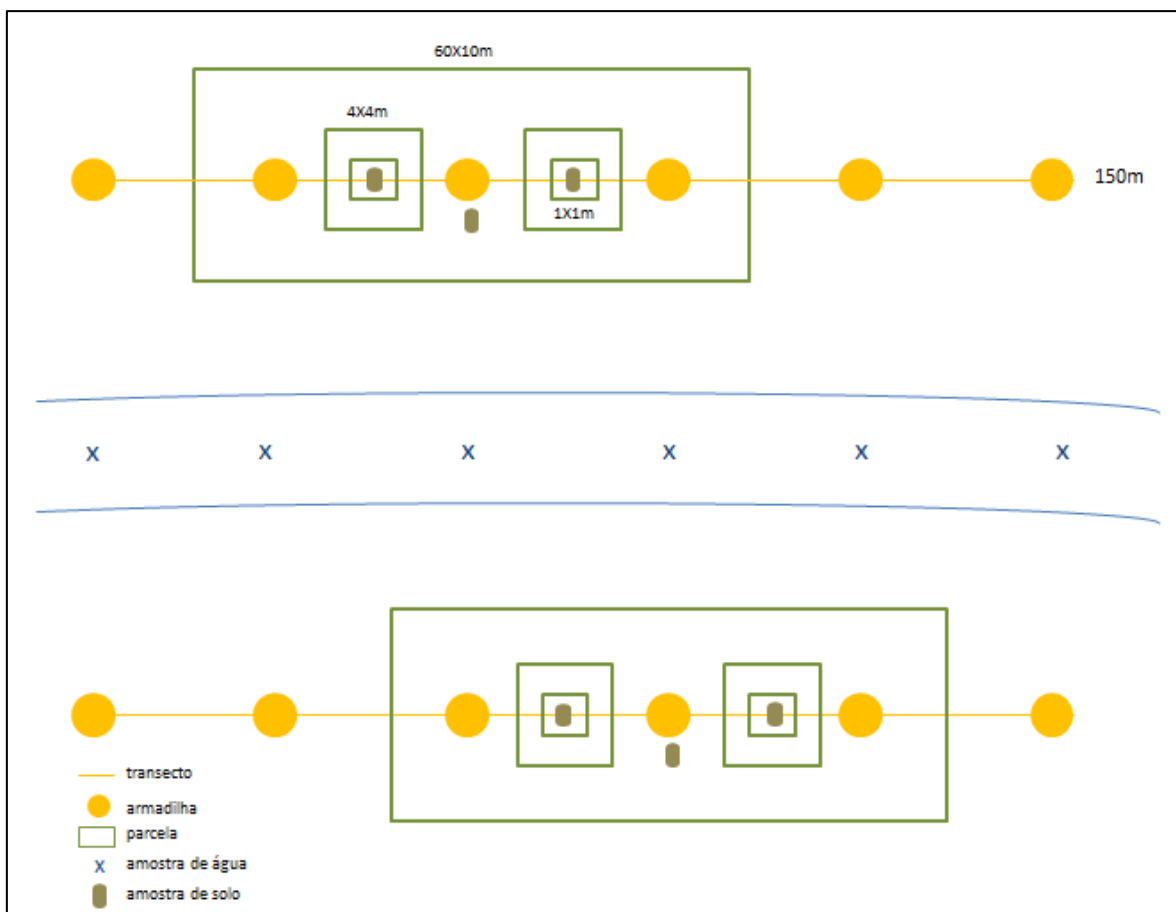


Figura 6. Croqui experimental da amostragem da comunidade de borboletas frugívoras e parâmetros da qualidade do habitat ripário (vegetação, solo e água).

2.3 Comunidade de Borboletas Frugívoras (Lepidoptera: Nymphalidae)

As borboletas frugívoras foram coletadas através de armadilhas cilíndricas (Van Someren-Rydon, De Vries, 1988). Em cada área ripária seis armadilhas com isca de banana fermentada com caldo de cana (48h) foram dispostas num transecto de 150 metros em cada margem do riacho, dispostas em intervalos de 30 metros (total de doze armadilhas por área), suspensas a uma altura de aproximadamente 1 metro do solo. A amostragem foi realizada no período de cinco dias consecutivos (visita a cada 24h) no final do período chuvoso (maio, junho e julho), de 2019 e 2021. As borboletas coletadas foram transportadas e esticadas no Laboratório de Artrópodes e Biologia do Solo (UEMA), onde foram identificadas com consulta a catálogos de identificação (Santos et al, 2014; Garwood et al, 2007) e através de consultas a especialistas. A classificação taxonômica utilizada seguiu Lamas (2004) (Figura 7).

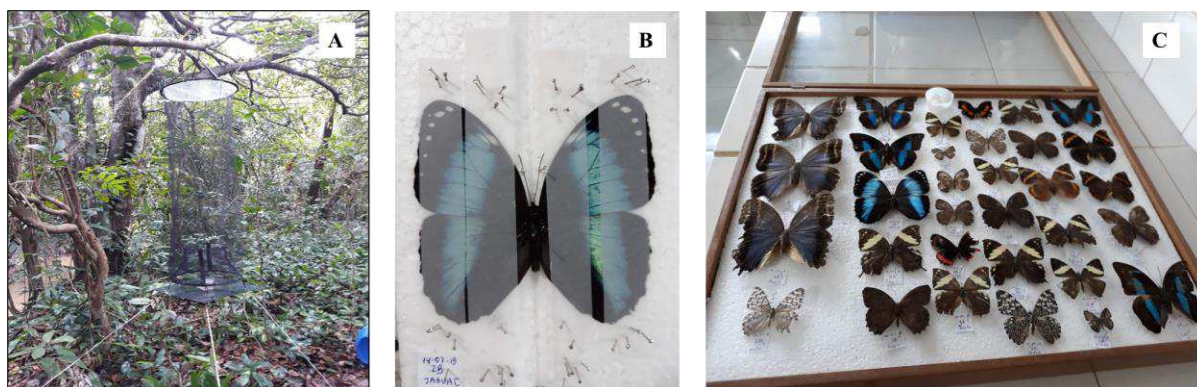


Figura 7. (A) Armadilha do tipo Van Someren-Rydon (ICMBIO, 2014), utilizada em campo para a coleta das borboletas frugívoras. (B) Processo de esticamento das borboletas (C) Montagem das caixas entomológicas. (Fotos: Valéria Prota Salomão).

2.4 Parâmetros da integridade do habitat ripário

Foram utilizados indicadores da integridade de florestas ripárias: estrutura da vegetação, qualidade do solo e qualidade da água (FAO, 2009; Rosenfield et al 2022):

2.4.1 Estrutura da vegetação:

Em cada área ripária foram instaladas duas parcelas de 60x10 m ao longo do transecto de amostragem das borboletas, onde foram medidos diâmetro e altura de todas as árvores (DAP ≥ 10 cm) e palmeiras adultas (altura > 2 m). Em quatro sub-parcelas de 4x4 m (duas por parcela) foram medidos altura e diâmetro dos arbustos (DAP < 10 cm) e palmeiras juvenis (altura ≤ 2 m) (Figura 8). Posteriormente com essas medidas foram calculados os parâmetros da estrutura da vegetação ripária: altura e diâmetro médio, área basal, densidade, coeficiente de variação da altura, e biomassa total acima do solo. A abertura do dossel foi medida em cada ponto com armadilha, utilizando um densiômetro esférico convexo (seis pontos amostrais em cada margem do riacho). A biomassa de herbáceas e da serrapilheira acumulada foram medidas de forma destrutiva em quadrantes de 1m², dispostos aleatoriamente nas sub-parcelas. O material foi seco em estufa até atingir peso constante e pesado para avaliação do estoque de carbono. A biomassa foi estimada mediante modelos alométricos para as árvores (Chave *et al.* 2014), arbustos (Nelson *et al.* 1999) e palmeiras (Gehring *et al.* 2011), usando a densidade de madeira (gcm³) das espécies identificadas usando a base de dados global (Zanne *et al.* 2009) e a para as espécies não identificadas foi usada a média (0,583 g cm³) de zonas periféricas da região amazônica (Nogueira *et al.* 2008). A biomassa total (AGB total) foi somada por parcela e extrapolada a Mg ha⁻¹.



Figura 8. Coleta de dados da estrutura da vegetação nas 20 áreas ripárias da Ilha de São Luis (MA) realizada nos anos de 2019 e 2021. (Fotos: Tatiane Marques, 2019)

2.4.2 Solo:

Dentro das parcelas (em cada margem do riacho) foram coletadas seis amostras do solo de 0 a 10 cm e de 10 a 20 cm de profundidade, através de anéis volumétricos de 282,6 cm³, totalizando doze amostras por área (Figura 9). As amostras de solo coletadas em campo foram devidamente acondicionadas e transportadas para análises físico-químicas no Laboratório de Solos da Universidade Estadual do Maranhão. O solo foi pesado e dividido em sub-amostras para cada análise: umidade, densidade aparente, tamanho de partículas do solo (Embrapa, 1997) e análises químicas (Van Raij et al, 2001): pH (suspensão 0.01M em CaCl₂), teor de carbono orgânico total (por combustão), P, K permutável, Ca, Mg, Na (Resina) e H+Al (método SMP).

2.4.3 Água:

Em cada área ripária foram coletadas seis amostras de água para medição de algumas variáveis abióticas da água do curso d'água (Figura 9). As variáveis de temperatura (°C) e oxigênio dissolvido (%) foram mensuradas em campo, através de um aparelho de oxímetro portátil (DO Eco). Amostras de água foram coletadas em campo e armazenadas em garrafas

plásticas (500ml) para análise dos demais parâmetros no laboratório de química da UEMA: pH, condutividade elétrica ($\mu\text{s}/\text{cm}$) e turbidez (NTU).



Figura 9. Coleta de amostras de solo e água nas 20 áreas ripárias da Ilha de São Luis (MA), realizados nos anos de 2019 e 2021.

2.5 Análises da Paisagem:

Dados de uso e cobertura de solos foram obtidos a partir da plataforma MAPBIOMAS (Projeto MapBiomias). A percentagem de área urbana ao redor de cada ponto de coleta foi obtida a partir de buffers com raios de 8 buffers, com raios de 200m até 1600m, obtendo uma matriz de urbanização da paisagem.

2.6 Análises dos dados

2.6.1 Estrutura da comunidade

Para selecionar o conjunto de variáveis mais importantes que explicam a estrutura da comunidade de borboletas frugívoras foram considerados sete conjuntos de matrizes: Estrutura da Vegetação, Biomassa, Urbanização, Física e Química do solo, Química da água e posição geográfica. As coordenadas geográficas (UTMx, UTM_y) foram previamente

transformadas para obter uma tendência cúbica por meio de um modelo de regressão de superfície, conforme mostrado pela expressão:

$$\{z = b_1x + b_2y + b_3x^2 + b_4y^2 + b_5x^3 + b_6y^3 + b_7xy + b_8x^2y + b_9x^3y + b_{10}xy^2 + b_{11}xy^3 + b_{12}x^2y^2 + b_{13}x^2y^3 + b_{14}x^3y^2\}$$

Onde b_i representa o coeficiente angular, x a longitude e y a latitude em UTM.

Para cada conjunto de matriz foi realizada uma seleção independente mediante análises Nonmetric multidimensional scaling (NMDS), segundo recomendações do Borcard et al. (2018). As variáveis significativas ($P \leq 0.05$) foram selecionadas e análises de correlação e colinearidade foram realizadas mediante os recursos `panelutils` e `HighstatLibV6` disponibilizados em Borcard et al. (2018) e Zuur (2009). Um modelo aditivo foi utilizado para realizar a seleção final e as variáveis significativas restantes foram usadas para conduzir uma análise de Co-inércia usando o pacote `Ade4` (Dray & Dufour 2007). A Co-inércia total foi calculada a partir da análise de componentes principais das variáveis ambientais (PCA) e a matriz de espécies transformada com a distância Bray Curtis. A significância do modelo foi testada mediante 999 permutações de Monte Carlo. As análises foram realizadas no Software R 4.2.2 (R Core Team 2022).

3. RESULTADOS

3.1 Comunidade de borboletas frugívoras

Foram registradas 2.379 borboletas frugívoras (Nymphalidae), distribuídas em 54 espécies/morfoespécies, representadas pelas subfamílias Satyrinae (25), Charaxinae (14), Biblidinae (13), Nymphalinae (2). As maiores abundâncias de borboletas frugívoras (Tabela 1) foram registradas nas áreas ripárias da Fazenda Escola (387 indivíduos), Cajupe (266) e Lago Azul (264), enquanto a menor abundância foi registrada em Aguahi II (24 indivíduos). As maiores riquezas de espécies de borboletas frugívoras (Tabela 1) foram registradas em Cabral (28), seguido por Lago Azul (27), Cajupe (27) e Fazenda Escola (26), enquanto o menor número de borboletas foi registrado em Aguahí II (9) e Calhau I (10). A maior diversidade de borboletas foi registrada em Bacanga II (Shannon: 2.91) e Cabral (Shannon: 2.76), e a menor diversidade foi registrada em Urucutiua (Shannon: 1.76) e Itapiracó I (Shannon: 1.88). Considerando todas as áreas ripárias a subfamília Satyrinae foi a mais representativa com 58% das espécies de borboletas frugívoras registradas (Figura 10).

Tabela 1. Riqueza e diversidade (Shannon, Simpson, Pielou e Margalef) da comunidade de borboletas frugívoras das 20 áreas ripárias da Ilha de São Luis, Maranhão, coletadas no ano de 2019 e 2021.

Área	Abundance	Richness	Shannon
Aguahi I	48	22	2.722
Itapiracó I	66	17	1.886
Aguahi II	24	9	1.892
Calhau II	65	12	2.102
Cajupe	266	27	2.568
Maracanã II	54	16	2.437
Calhau I	80	10	1.913
Bacanga I	73	23	2.472
Bacanga II	73	25	2.917
Itapiracó II	129	18	2.345
Urucutiua	116	18	1.769
Maracanã I	43	15	2.377
Jaguarema II	130	22	2.433
Santa Bárbara	66	13	2.146
Anil	71	17	2.406
Jaguarema I	195	21	2.088
Cabral	192	28	2.766
Lago Azul	264	27	2.639
Fazenda Escola	387	26	2.512
Beira Rio	41	17	2.614

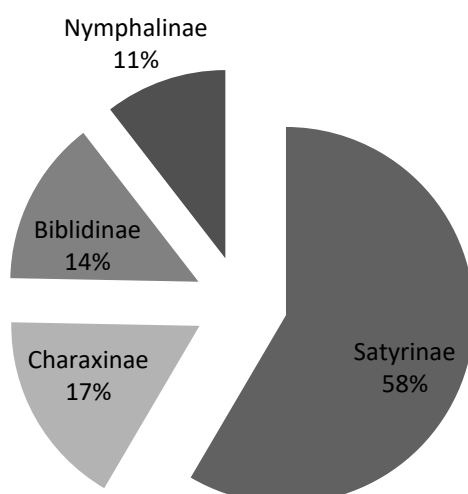


Figura 10. Representatividade das subfamílias de borboletas frugívoras nas 20 áreas ripárias da Ilha de São Luis (MA), coletadas no ano de 2019 e 2021.

As espécies mais abundantes no estudo foram *Taygetis laches* (486 indivíduos coletados), seguido por *Colobura dirce* (235), *Cissia penelope* (194), *Opsiphanes invirae* e *Hypna clytemnestra* (ambas com 149), *Hermeuptychia hermes* (118), *Catonephele acontius* (116) e *Hamadryas feronia* (94). A subfamília mais abundante foi Satyrinae representada por 1.394 indivíduos (58%), seguido por Charaxinae com 402 indivíduos (17%), Biblidinae e Nymphalinae com 339 indivíduos (14%) e 250 indivíduos (11%), respectivamente. Por outro lado, algumas das espécies mais raras nas áreas ripárias estudadas foram *Biblis hyperia* e *Callicore astarte* com 9 indivíduos registrados, *Morpho helenor* e *Zaretis isidora* com 12 indivíduos, *Mesoprepona pheridamas* com 3 registros, *Caligo teucer* com um registro e *Posttaygetis penelea* com 5 registros. Entre outras espécies que tiveram registro único em algumas áreas ripárias da Ilha, como *Dynanine postverta*, *Eunica cuvierii*, *Temenis laothoe*, *Taygetis virgilia*, *Morpho menelaus* e *Callicore pygas* com apenas um registro (Figura 11, Figura 12 e Tabela 2). Algumas espécies mais abundantes, raras e únicas foram caracterizadas quanto a suas informações biológicas ecológicas e funcionais (Tabela 2).

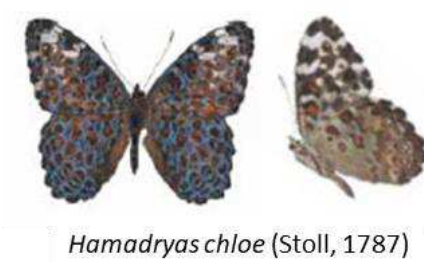
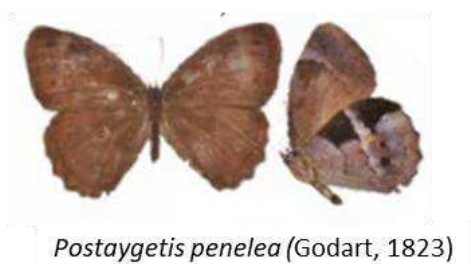
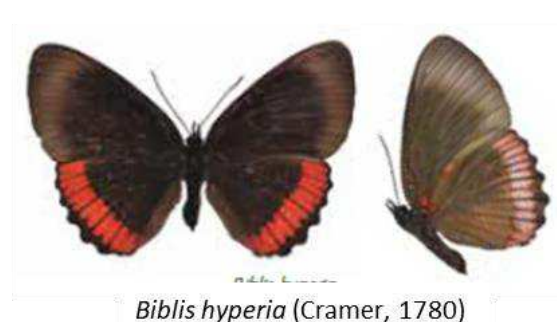
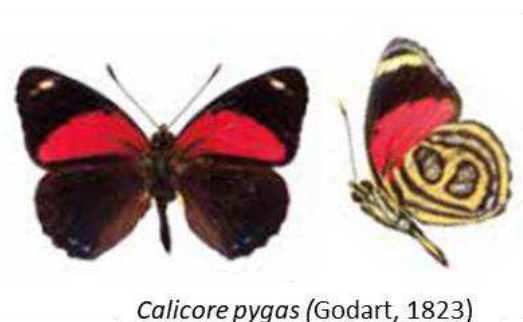
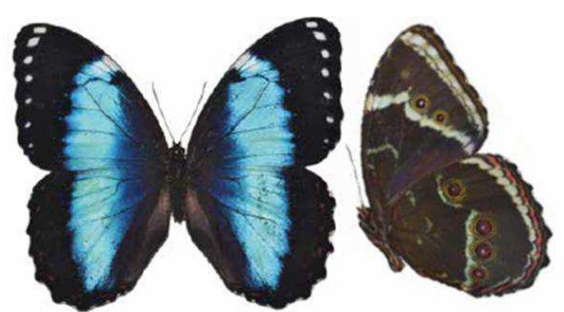


Figura 11. Espécies de borboletas raras e únicas registradas nas áreas ripárias mais conservadas da Ilha de São Luis (MA) nos anos de 2019 e 2021 (Fonte Imagens: Santos et al. 2014).



Morpho helenor (Cramer, 1782)



Morpho menelaus (Linnaeus, 1758)



Prepona pheridamas (Cramer, 1777)



Historis odius (Fabricius, 1775)

Figura 12. Espécies de borboletas mais raras e únicas registradas nas áreas ripárias mais conservadas da Ilha de São Luis (MA), nos anos de 2019 e 2021 (Fonte Imagens: Santos et al. 2014).

Tabela 2. Características da história de vida e informações ecológicas de algumas espécies de borboletas comuns, abundantes, raras e únicas entre as áreas ripárias da Ilha de São Luis – MA, coletadas no ano de 2019 e 2021.

Espécie	Tribo	Subfamília	Micro-habitat	Planta hospedeira	Status	Área ripária	Caraterística Funcional	Informações Ecológicas	Referências
<i>Taygetis laches</i>	Satyrini	Satyrinae	Sub-bosque	Arecaceae/ Poaceae	Comum e abundante	Todas > abundancia na Fazenda Escola/UEMA (n105)	Generalista de habitat	Associada a ambientes abertos e perturbados	Carvalho et al 2021; Figueiras et al 2016; Amaral 2012
<i>Colobura dirce (borboleta zebra)</i>	Coeni	Nymphalinae	Sub-bosque	<i>Cecropia</i> (embaúba) Poligófaga (<i>Eucalyptus spp.</i> e <i>Coffea spp.</i>)	Comum e abundante	Todas (exceto Beira rio) > abundancia no Cajupe (n54)	Dependente de floresta	Preferência por áreas sombreadas, mas pode ser encontrada visitando áreas mais degradadas (abertas).	Carvalho et al 2021; Carvalho 2021; Tavares et al 2023; Amaral 2012; Oliveira et al 2018
<i>Cissia penelope</i>	Satyrini	Satyrinae	Sub-bosque	Arecaceae/Poaceae	Comum e abundante	Maioria > abundancia no Lago Azul (47)	Generalista de habitat	Especialista em floresta de borda; indicadora de habitat perturbado.	DeVries et al 1997; Ramos 2000
<i>Opsiphanes invirae</i>	Brassolini	Satyrinae	Sub-bosque e dossel	Palmeiras; bananeiras	Comum e abundante	Todas (exceto Aguahí II e Maracanã I) >abundancia na Fazenda escola (n35)	Generalista de habitat	Abundância indica distúrbios antrópicos com alteração da vegetação; Lagartas conhecidas como desfolhadora do coqueiro.	Oliveira et al 2018; Araújo et al 2020; Carvalho et al 2021
<i>Hypna clytemnestra</i>	Anaeini	Charaxinae	Sub-bosque e dossel	* planta hospedeira não encontrada na literatura. *falta estudo sobre a biologia e história de vida	Abundante	Maioria >abundancia em Jaguarema I (n54) e Cajupe (n44)	Especialista em floresta	Preferência por habitats fechados; hábito solitário; Habita o interior de florestas pousando sobre troncos e galhos de árvores, onde se camuflam.	Carvalho et al 2021
<i>Hermeuptychia hermes</i>	Satyrini	Satyrinae	Sub-bosque	Arecaceae/ Poaceae	Comum/ abundante	Maioria > abundancia	Generalista de habitat	Comum em florestas tropicais perturbadas, plantações e ambientes	Martins et al 2017b; Ramos

						em Lago Azul (n66)		urbanos; Baixa restrição biológica; Indicadora de degradação; abundante em habitats de vegetação aberta; especialista em floresta de borda; abundante em área de coqueiral; Generalista em movimento; não tem relação com vegetação arbórea; encontrada em monoculturas; Muito encontrada próxima ao solo, na serapilheira.	2000; Cosmo et al 2014; Seraphim et al 2014; Marín et al 2011; DeVries et al 1997; Amaral 2012;
<i>Ypthimoides spp</i>	Satyrini	Satyrinae	Sub-bosque	Araceae/Poaceae; plantas pioneiras; estágio sucessional recente	Abundante	> abundância na Fazenda escola/UEMA (82) e Lago azul (37)	Generalista de habitat	Adaptadas a perturbações; associadas a ambientes mais abertos; Indicadoras de ambientes perturbados; Muito encontrada próxima ao solo na serapilheira.	Filgueiras et al 2016; Ramos 2000; Barbosa 2009
<i>Memphis spp</i>	Anaeini	Charaxinae	Dossel	* planta hospedeira não encontrada na literatura *falta estudo sobre a biologia e história de vida	Comum	Maioria > abundância em Cajupe; Itapiracó II e Jaguarema II (n63)	Dependente de floresta, visitante de áreas degradadas.	Voo rápido e alto, preferência por vegetação semi-fechada a fechada, áreas conservadas.	Carvalho et al 2021.
<i>Arqueoprepona demophon</i>	Preponini	Charaxinae	Dossel	Annonaceae (graviola) e o abacate (Lauraceae)	Comum	Encontrada na maioria das áreas > abundância em Cajupe (18)	Dependente de floresta *visitante de áreas degradadas	Não sobrevive áreas abertas; Preferência por habitats conservados.	Carvalho et al 2021; Oliveira et al 2018. * informação pessoal
<i>Magneptychia ocyete</i>	Satyrini	Satyrinae	Sub-bosque	* planta hospedeira não encontrada na literatura *falta estudo sobre a biologia	Rara	Itapiracó I, Bacanga I e Bacanga II (n3)	Dependente de floresta*	* registrada em Unidades de Conservação da Ilha. *falta de informações ecológicas e sobre a história de vida da espécie.	*informação pessoal.

				e história de vida					
<i>Dynamine postverta</i>	Eubagini	Bibliidinae	Sub-bosque	* planta hospedeira não encontrada na literatura *falta estudo sobre a biologia e história de vida	Rara/única	Cabral (n1)	Dependente de floresta visitante de área aberta*	Os machos podem ser vistos sugando o solo úmido próximo a rios a procura de sais minerais. * registrada em área mais degradada (vegetação aberta/alterada)	Carvalho et al 2021; *informação pessoal.
<i>Callicore pygas</i>	Calicorini	Bibliidinae	Sub-bosque	* planta hospedeira não encontrada na literatura *falta estudo sobre a biologia e história de vida	Rara/única	Cajupe (1)	Especialista em floresta	Relação estreita com áreas de mata preservada, indicadoras de ambiente fechado, preservado; Costuma sobrevoar áreas de mata e litorais fluviais.	Barbosa 2009; Amaral 2012 Carvalho et al 2021
<i>Morpho menelaus (borboleta azul)</i>	Morphini	Satyrinae	Dossel e sub-bosque	Fabaceae (ex. Inga)	Rara/única	Maracanã II (n1)	Especialista em floresta	Sobrevoa áreas de mata; sensíveis à perda de habitat, exploração madeireira e perturbações urbanas; risco de extinção local; Necessitam de áreas florestais significativas; se camuflam nos troncos mais baixos.	Carvalho et al 2021; Melo et al 2019; Carvalho 2021
<i>Morpho helenor</i>	Morphini	Satyrinae	Dossel e sub-bosque	Fabaceae (ex. Inga)	Rara	Cajupe (n5) Bacanga II (n2)	Especialista em floresta	Preferência por habitat de floresta conservada; podem ser encontradas se alimentando de exsudatos que escorrem de troncos; machos são territorialistas.	Amaral 2012; Carvalho et al 2021
<i>Temenis laothoe</i>	Epiphilini	Bibliidinae	Sub-bosque	<i>Cardiospermum sp</i> (Sapindaceae) Euphorbiacea	Rara/única	Aguahi II (n1)	dependente de floresta	Preferência por interiores de matas e bordas de floresta.	Berti-Filho & Cerigoni 2010
<i>Taygetis virgilia</i>	Satyrini	Satyrinae	Sub-bosque	* planta hospedeira não	Rara/única	Bacanga II (n1)	Especialista em floresta	Indicadora de ambientes fechados; relação estreita com áreas de mata	Ramos 2000; Barbosa 2009

				encontrada na literatura *falta estudo sobre a biologia e história de vida				preservada.	
<i>Prepona pheridamas</i>	Preponini	Charaxinae	Dossel	* planta hospedeira não encontrada na literatura *falta estudo sobre a biologia e história de vida	Rara	Maracanã I, Maracanã II e Bacanga II (n1)	Especialista em floresta	Preferência por ambiente de vegetação fechada, preservada.	Carvalho et al 2021; Carvalho 2021
<i>Eunica cuvierii</i>	Picalini	Biblidinae	Sub-bosque	* planta hospedeira não encontrada na literatura *falta estudo sobre a biologia e história de vida	Rara/única	Lago azul (n1)	Dependente de floresta visitante de áreas abertas	Borboleta de voo lento e baixo, encontrada comumente em florestas secundárias; *registrada em floresta ripária degradada/aberta (Lago Azul)	Carvalho et al 2021 *informação pessoal.
<i>Caligo teucer (olho de coruja)</i>	Brassolini	Satyrinae	Sub-bosque	Heliconiaceae/ Musaceae	Rara	Bacanga I e Bacanga II (n1)	Especialista em floresta	Preferência em habitat de floresta conservada.	Amaral 2012
<i>Postaygetis penelea</i>	Satyrini	Satyrinae	Sub-bosque	* planta hospedeira não encontrada na literatura *falta estudo sobre a biologia e história de vida	Rara	Bacanga I (n5)	Especialista em floresta*	*Registrada em habitat de floresta ripária conservada e mais alagada (UC Bacanga I).	*Informação pessoal

3.2 Integridade Ripária

3.2.1. Estrutura da vegetação ripária:

A abertura do dossel variou entre áreas com menor abertura do dossel, que foram Aguahí I com 11,9%, Itapiracó I com 16,68% e Aguahí II com 17,55%. Outras áreas que apresentaram abertura do dossel intermediária: Jaguarema II, Santa Bárbara e Anil com 24,7%; 30,0%; 33,7%, respectivamente, até áreas com maior abertura do dossel: Lago Azul com 45,5%; Fazenda Escola (UEMA) 53,5% e Beira rio, com 64,7% (Tabela 3).

Entre os demais parâmetros da estrutura da vegetação ripária, o diâmetro médio das árvores e palmeiras adultas foi maior na área ripária do Maracanã II com 32,58 cm. Enquanto o menor diâmetro foi registrado na área da Fazenda Escola com 15,66 cm (Tabela 3). A altura média das árvores e palmeiras foi maior na área ripária do Cajupe com 15,0 m e Aguahí II com 14,88 m de altura, e a menor altura foi registrada nas áreas da Fazenda Escola e Maracanã II com 7,34 m e 8,31 m, respectivamente. Em relação ao coeficiente de variação da altura, Cajupe apresentou a maior variação, com 55,0%, enquanto a menor variação foi registrada em Calhau I com 23,48%. A maior densidade média de árvores e palmeiras adultas foi registrada na área ripária de Urucutua (650 ind/há) e a menor em Beira rio (150 ind/ha). A maior área basal média foi registrada no Aguahí I (57,61 m²/ha) enquanto a menor na área ripária da Fazenda Escola (6,75m²/ha).

A biomassa média das árvores (AGB) apresentou o maior valor em Aguahí II com 311,83 Mg/ha, enquanto a menor biomassa de árvores foi registrada para Beira rio com 15,84 Mg/ha. Por outro lado, considerando as palmeiras adultas, a maior biomassa foi registrada na área Jaguarema II, com 198,51 Mg/ha e a menor na área Cabral com 4,99 Mg/ha. Em relação à biomassa de arbustos entre as áreas ripárias estudadas, Urucutua apresentou a maior biomassa (135,80 Mg/ha), enquanto Lago Azul apresentou a menor biomassa de arbustos (6,58 Mg/ha). A biomassa de herbáceas foi maior em Calhau II com 1,89 Mg/ha, seguido por Fazenda Escola com 1,34 Mg/ha, que também registrou a maior biomassa de serrapilheira (4,60 Mg/ha). A biomassa total, representada pelos diferentes extratos da vegetação ripária (árvores, palmeiras adultas, arbustos, herbáceas e serrapilheira), registrou o maior valor em Cajupe (466,87 Mg/ha),

enquanto Fazenda Escola (Fze) foi a área com menor biomassa total da vegetação ripária (47,93 Mg/ha) (Tabela 3).

Tabela 3. Parâmetros da estrutura da vegetação nas 20 áreas ripárias estudadas na Ilha de São Luis (MA), coletados no ano de 2019 e 2021.

Área ripária	Abertura do Dossel (%)	Diâmetro médio (cm)	Altura média (m)	Coefficiente de variação da altura (%)	Densidade (n°ind/ha)	Área basal (m²/ha)	AGB árvores (Mg/ha)	AGB palmeiras (Mg/ha)	AGB arbustos (Mg/ha)	AGB herbáceas (Mg/ha)	AGB serrapilheira (Mg/ha)	AGB total (Mg/ha)
Fazenda Escola	53,53 ± 12,55	15,66 ± 0,55	7,34 ± 0,25	33,20 ± 1,07	283,33 ± 23,57	6,75 ± 0,42	18,26 ± 0,83	4,78 ± 6,13	19,62 ± 1,38	1,34±0,94	4,60±0,19	47,93 ± 6,68
Aguahi I	11,92 ± 0,67	18,39 ± 1,96	11,79 ± 0,79	35,63 ± 4,47	508,33 ± 82,50	57,61 ± 17,36	186,35 ± 79,82	87,83 ± 1,66	53,03 ± 12,10	0,39±0,18	2,52±0,48	329,93 ± 69,37
Aguahi II	17,55 ± 1,72	21,50 ± 0,25	14,88 ± 0,97	40,84 ± 9,53	591,67 ± 129,64	43,69 ± 21,75	311,83 ± 233,50	52,41 ± 29,58	21,84 ± 22,63	0,25±0,22	3,37±0,87	389,58 ± 181,29
Cajupe	19,11 ± 1,35	20,90 ± 0,44	15,00 ± 0,17	55,00 ± 0,34	300,00 ± 235,70	55,85 ± 12,35	298,41 ± 194,57	124,69 ± 102,28	40,73 ± 27,24	0,97±0,49	2,56±0,13	466,87 ± 65,06
Lago Azul	45,46 ± 9,13	22,92 ± 5,44	8,42 ± 1,40	27,77 ± 5,08	166,67 ± 23,57	17,16 ± 1,33	18,37 ± 6,66	61,97 ± 9,88	6,58 ± 9,30	1,31±0,16	2,98±0,46	90,55 ± 12,52
Jaguarema I	35,40 ± 0,55	18,45 ± 0,99	8,91 ± 0,95	29,95 ± 0,06	550,00 ± 0,00	20,89 ± 0,97	78,71 ± 7,53	25,96 ± 11,82	31,52 ± 8,93	0,75±0,30	3,05±0,38	139,62 ± 13,22
Cabral	44,53 ± 6,53	20,78 ± 2,42	10,00 ± 1,62	41,54 ± 0,94	441,67 ± 11,79	24,32 ± 9,98	117,91 ± 81,17	3,99 ± 0,07	27,31 ± 12,36	0,63±0,64	3,33±0,26	152,86 ± 68,88
Santa Bárbara	30,03 ± 2,94	19,85 ± 3,30	13,90 ± 0,77	51,49 ± 10,48	250,00 ± 70,71	41,43 ± 23,70	170,14 ± 49,10	97,33 ± 90,57	47,09 ± 28,26	0,59±0,49	2,39±1,55	317,22 ± 111,41
Anil	33,64 ± 0,59	22,58 ± 3,30	11,49 ± 2,40	39,70 ± 6,64	391,67 ± 35,36	56,19 ± 5,85	218,20 ± 135,86	50,43 ± 14,09	42,97 ± 36,72	0,56±0,41	3,02±0,17	314,92 ± 158,50
Urucutiua	21,82 ± 3,52	16,80 ± 0,15	8,35 ± 0,57	26,32 ± 3,28	650,00 ± 282,84	19,03 ± 5,27	57,48 ± 13,75	4,44 ± 0,70	135,80 ± 21,46	0,59±0,46	3,53±0,34	201,54 ± 7,01
Beira rio	64,70 ± 29,11	27,51 ± 8,87	11,35 ± 0,92	33,17 ± 13,64	150,00 ± 164,99	11,42 ± 1,80	15,84 ± 19,90	56,73 ± 18,63	19,76 ± 9,11	0,96±0,32	2,35±1,04	95,16 ± 10,38
Jaguarema II	24,68 ± 7,02	24,06 ± 5,61	11,42 ± 0,13	35,25 ± 4,63	225,00 ± 153,21	53,50 ± 10,77	33,39 ± 20,01	198,51 ± 60,09	92,04 ± 64,93	0,43±0,52	3,35±0,68	327,51 ± 24,85
Itapiracó I	16,68 ± 0,61	17,41 ± 2,71	9,89 ± 1,54	32,37 ± 9,00	225,00 ± 106,07	23,17 ± 13,05	55,94 ± 39,04	32,06 ± 26,43	80,97 ± 18,02	0,39±0,48	2,09±0,70	171,46 ± 83,49
Itapiracó II	21,45 ± 2,08	20,69 ± 4,96	10,65 ± 0,04	25,46 ± 2,10	300,00 ± 259,27	41,62 ± 23,80	88,12 ± 92,12	56,42 ± 11,39	122,66 ± 18,84	0,31±0,35	2,54±0,62	270,05 ± 61,89
Calhau I	20,45 ± 3,55	21,17 ± 4,53	10,82 ± 0,43	23,48 ± 0,06	216,67 ± 0,00	42,77 ± 0,96	55,11 ± 14,80	148,69 ± 52,28	73,50 ± 18,68	0,30±0,31	1,98±0,37	279,58 ± 18,80
Calhau II	19,11 ± 0,37	19,33 ± 5,46	11,14 ± 0,20	25,62 ± 4,34	200,00 ± 164,99	50,02 ± 17,35	91,78 ± 2,29	142,91 ± 44,81	7,86 ± 11,12	1,89±0,62	1,89±0,62	246,34 ± 35,99
Maracanã I	22,12 ± 3,52	19,64 ± 1,78	9,76 ± 0,37	28,20 ± 0,08	241,67 ± 82,50	40,13 ± 8,58	96,87 ± 20,33	58,10 ± 11,72	117,50 ± 57,78	0,36±0,38	1,42±0,27	274,24 ± 66,38
Maracanã II	19,74 ± 2,60	32,58 ± 6,26	8,31 ± 0,19	28,66 ± 0,48	183,33 ± 70,71	38,45 ± 8,34	42,51 ± 20,94	128,52 ± 109,20	33,82 ± 20,17	0,34±0,19	2,45±0,23	207,64 ± 150,31
Bacanga I	20,45 ± 2,39	23,35 ± 9,28	9,92 ± 0,90	24,99 ± 1,35	300,00 ± 117,85	57,29 ± 38,25	154,58 ± 133,83	91,86 ± 54,53	128,54 ± 16,85	0,38±0,20	1,94±0,34	377,29 ± 171,51
Bacanga II	21,13 ± 0,03	20,36 ± 4,13	9,01 ± 0,33	25,92 ± 10,13	391,67 ± 11,79	41,12 ± 3,28	101,03 ± 16,05	48,76 ± 13,72	86,99 ± 83,64	0,16±0,11	2,23±0,38	239,17 ± 113,41

3.2.2 Qualidade da água:

Os dados das variáveis físicas e químicas da água que registraram maior variação entre as áreas ripárias foram condutividade elétrica, turbidez e oxigênio dissolvido. A turbidez da água foi maior em Cajupe com 245,29NTU, e a menor turbidez registrada em Jaguarema I (2,66NTU) (Tabela 4). A condutividade elétrica da água registrou maior valor em Calhau II (726,36uS), enquanto menor valor foi registrado em Bacanga Maracanã II (52,95uS) (Tabela 4). A maior saturação de oxigênio dissolvido (OD) na água foi registrado em Jaguarema I (70,44%), e menor saturação em Aguahi I (9,56%) (Tabela 4). Quanto aos parâmetros da qualidade da água dos riachos que tiveram menor variação entre as áreas ripárias, o pH da água em geral foi ácido para a maioria das áreas, com menor valor registrado em Aguahi II (5,19) (Tabela 4). Enquanto para algumas áreas o pH variou de neutro para básico, com maior valor registrado em Jaguarema I (7,59) (Tabela 4). A temperatura da água registrou o maior valor para Beira rio (30,56°C) e menor valor foi registrado em Itapiracó I (25,86°C) (Tabela 4).

Tabela 4. Parâmetros físicos e químicos da água medidos nos cursos d'água das 20 áreas ripárias da Ilha de São Luis (MA), coletados no ano de 2019 e 2021.

Área	pH	Condutividade Elétrica (uS)	Turbidez (NTU)	OD (%)	Temperatura (°C)
Fazenda Escola	7,28±0,03	688,12±16,67	25,97±6,29	23,70±28,83	28,28±0,51
Aguahí I	5,35±0,13	112,28±5,25	7,68±5,01	9,56±5,02	27,10±0,24
Aguahí II	5,19±0,13	109,20±11,65	5,96±4,16	12,62±5,84	27,50±0,43
Cajupe	5,82±0,15	144,54±23,33	245,29±317,50	40,28±11,33	27,88±0,18
Lago Azul	6,09±0,18	124,36±6,73	11,84±10,34	60,10±2,82	28,70±0,35
Jaguarema I	7,49±0,24	224,12±29,86	2,66±0,11	70,44±10,34	27,88±0,13
Cabral	5,99±0,25	210,90±6,63	6,95±4,55	66,58±11,54	28,30±0,96
Santa Bárbara	6,00±0,22	82,13±5,47	22,64±3,48	28,00±6,25	27,34±0,11
Anil	6,43±0,12	449,76±36,36	15,46±6,37	11,74±4,08	27,56±0,26
Urucutiua	5,78±0,08	210,44±55,54	13,81±13,19	55,56±6,52	27,48±0,41
Beira rio	6,08±0,16	173,32±16,39	26,72±14,42	53,52±6,40	30,56±0,38
Jaguarema II	6,05±0,23	599,46±97,34	62,02±21,28	17,62±6,74	26,78±0,20
Itapiracó I	6,13±0,19	87,79±17,32	7,91±4,56	46,62±8,93	25,86±0,09
Itapiracó II	7,52±0,18	476,86±58,48	5,48±1,86	26,34±3,60	26,54±0,05
Calhau II	7,54±0,10	726,36±171,70	18,78±11,83	21,04±4,28	28,10±0,12
Maracanã I	5,76±0,13	92,39±13,90	5,07±3,66	39,86±11,33	26,68±0,23
Maracanã II	5,02±0,07	52,95±3,22	2,95±2,14	32,42±7,62	26,62±0,61
Bacanga I	4,32±0,19	41,88±2,44	3,25±2,17	20,88±3,17	27,30±0,20
Bacanga II	4,89±0,30	54,80±0,90	3,81±3,20	44,58±2,63	27,76±0,13

3.2.3 Qualidade do solo:

A maior porcentagem de areia fina (Tsand) foi registrada na Fazenda escola com 37,65%, enquanto menor valor foi registrado em Calhau II com 9,77% (Tabela 5). O maior valor de areia grossa (Fsand) foi registrado em Jaguarema I (68,63%) e o menor em Calhau II (41,35%) (Tabela 5). Para o tipo de grão silte, Itapiracó II apresentou a maior porcentagem com 16,95%, enquanto Calhau registrou a menor porcentagem (3,8%) (Tabela 5). O solo com maior teor de argila (Clay) foi registrado em Calhau II com 26,33%, e menor em Calhau II (6,67%) (Tabela 5). Em relação a umidade do solo (Umid), maior umidade foi registrada em Beira rio (27,45%), enquanto a menor umidade foi registrada em Urucutiua (2,61%) (Tabela 5). A densidade do solo (Dens) foi maior em Urucutiua (1,55 g/m³) e menor valor em Bacanga II (0,88g/m³) (Tabela 5).

Em relação as variáveis químicas do solo a matéria orgânica (OM) foi maior em Itapiracó I (55,53), enquanto menor matéria orgânica foi registrada em Jaguarema I (3,98) (Tabela 5). O pH do solo registrou maior valor para Fazenda escola (5,86) e menor valor em Aguahi II (3,13) (Tabela 5). O maior teor de fósforo (P) foi registrado na Fazenda Escola (126,65), enquanto o menor teor foi em Aguahi I (1,80) (Tabela 5). A maior concentração de potássio (K) foi registrada para Itapiracó II (4,54), e menor em Jaguarema I (0,43) (Tabela 5). O maior teor de cálcio (Ca) também foi registrado em Itapiracó II (62,08), enquanto o menor foi em Aguahi II (0,92) (Tabela 5). O teor de magnésio (Mg) foi maior em Aguahi I (43,25) e menor em Aguahi II (3,00) (Tabela 5). A acidez potencial (H+Al) e o maior teor de hidrogênio (H) foram registrados em Bacanga I (105,66; 92,32, respectivamente), e menor em Fazenda Escola (13,08; 13,08, respectivamente) (Tabela 5). O maior teor de sódio (Na) foi registrado em Aguahi II (8,27), e menor em Jaguarema I (1,88) (Tabela 5). O teor de alumínio (Al) foi maior em Aguahi II (13,75) e menor em Itapiracó II (0,21) (Tabela 5). A maior concentração de carbono (C) foi registrado em Itapiracó I Itapiracó II (31,52), enquanto o menor foi registrado em Jaguarema I (2,31) (Tabela 5). .

Tabela 5. Parâmetros físicos e químicos do solo nas áreas ripárias da Ilha de São Luis (MA), coletados no ano de 2019 e 2021.

área ripária	Tsand(%)	Fsand(%)	Silte(%)	Clay(%)	Umid(%)	Dens(g/m ³)	OM	pH	P	K	Ca	Mg	H_Al	Na	Al	H	C
Fazenda Escola	37,65±3,41	44,9±5,36	7,18±2,91	10,33±1,87	6,87±6,75	1,42±0,22	4,45±1,38	5,86±0,31	126,65±228,28	2,60±0,20	35,25±17,35	23,00±10,57	13,08±2,38	3,20±0,67	0,00±0,00	13,08±2,38	2,58±0,80
Aguahi I	21,30±5,12	57,86±2,37	10,91±3,20	10,00±1,91	10,80±5,51	1,26±0,25	5,55±1,17	3,65±0,28	1,80±0,47	3,18±0,80	8,00±6,41	43,25±28,36	55,26±21,82	5,59±1,94	6,50±3,92	48,76±19,26	3,22±0,68
Aguahi II	21,85±18,00	55,48±8,34	12,03±8,33	10,67±5,68	14,97±11,30	1,23±0,20	6,82±5,00	3,13±0,20	1,94±0,39	4,28±0,12	0,92±0,51	3,00±1,41	89,42±23,90	8,27±0,61	13,75±4,11	75,67±20,46	3,95±2,90
Cajupe	28,18±7,49	53,58±5,42	7,63±6,03	10,67±4,62	18,07±7,98	1,28±0,23	6,48±2,01	3,99±0,61	4,26±4,04	3,62±0,10	19,92±24,27	5,42±4,98	55,66±22,80	6,99±0,59	5,00±3,61	50,66±20,58	3,76±1,16
Lago Azul	23,91±5,82	49,85±7,28	8,52±6,53	17,75±4,90	14,41±11,54	1,41±0,21	5,29±1,25	3,72±0,32	2,59±1,16	4,03±0,47	4,08±3,96	4,25±3,33	66,35±28,54	7,30±1,29	10,25±5,19	56,10±24,89	3,07±0,72
Jaguarema I	14,10±10,09	68,63±10,16	8,96±5,33	8,33±2,23	4,21±2,62	1,33±0,12	3,98±0,44	3,60±0,45	4,53±3,19	0,41±0,10	5,08±8,10	2,17±2,12	39,78±11,84	1,88±0,49	6,29±4,67	33,49±7,81	2,31±0,25
Cabral	21,43±5,69	60,96±7,81	7,97±2,01	9,67±3,06	5,49±6,91	1,47±0,15	4,82±0,71	4,64±0,73	7,48±7,48	0,43±0,30	28,08±11,77	26,33±13,98	22,80±7,41	2,16±0,48	0,96±1,81	21,84±7,04	2,79±0,41
Anil Santa Bárbara	14,26±5,77	64,21±4,41	9,24±2,22	12,33±2,84	9,91±7,04	1,40±0,15	4,08±0,92	4,64±1,03	115,98±232,59	1,18±0,59	32,00±24,17	7,58±4,14	34,43±13,93	2,49±0,98	2,25±4,13	32,18±11,90	2,36±0,53
Urucutiua	22,99±4,22	53,32±3,50	9,57±3,38	14,17±4,04	19,78±15,49	1,14±0,29	4,57±1,09	3,86±0,26	2,49±1,25	1,55±0,42	17,75±10,38	6,25±3,17	62,52±24,43	3,74±1,48	3,75±4,79	58,77±21,54	2,65±0,64
Beira rio Jaguarema II	16,71±9,03	64,51±8,67	6,98±4,61	11,08±6,43	27,45±2,96	1,30±0,16	6,22±0,82	3,82±0,32	7,14±5,14	0,62±0,32	15,67±9,87	3,17±3,51	72,74±20,39	3,07±0,81	6,25±4,50	66,49±17,61	3,61±0,48
Itapiracó I	15,38±12,05	62,52±9,49	13,88±7,70	8,25±3,02	17,07±4,99	1,33±0,12	4,75±0,97	5,43±0,89	37,24±28,25	0,49±0,14	36,08±15,71	12,92±6,61	16,49±6,13	2,54±0,72	0,00±0,00	16,49±6,13	2,76±0,56
Itapiracó II	22,52±2,95	54,64±3,02	10,93±3,36	12,00±2,09	13,32±3,93	1,53±0,23	55,53±23,12	3,34±0,50	16,87±18,46	2,91±0,62	11,50±10,71	9,68±5,32	69,61±16,68	5,00±1,09	8,75±5,07	60,86±14,10	32,21±13,4
Calhau I	16,20±10,79	54,00±8,86	16,95±10,45	12,83±2,48	18,76±6,65	1,13±0,19	54,34±30,66	5,13±0,86	31,71±16,13	4,54±6,62	62,08±29,67	6,67±2,96	29,00±15,62	6,80±7,46	0,21±0,50	28,79±15,40	31,52±17,7
Calhau II	31,68±8,22	58,72±5,07	3,80±1,83	6,67±3,34	16,73±7,41	1,35±0,26	39,67±17,67	4,83±0,83	37,04±33,81	2,65±0,42	29,83±16,24	6,67±2,10	35,91±31,05	4,83±0,69	2,83±5,52	33,08±26,10	23,01±10,2
Maracanã I	9,77±9,92	41,35±12,05	22,37±6,11	26,33±11,59	25,71±11,02	1,02±0,21	37,61±25,30	3,70±0,24	7,00±12,02	2,76±0,35	9,25±7,42	8,00±9,93	88,25±41,03	5,65±1,21	10,00±5,29	78,25±37,60	21,81±14,6
Maracanã II	23,24±8,24	54,98±5,19	10,53±6,08	11,17±1,80	18,89±6,67	1,15±0,20	37,25±11,32	3,56±0,31	3,33±1,73	2,71±0,35	4,33±5,38	19,75±39,42	84,41±25,97	5,85±1,26	13,38±4,64	71,04±23,27	21,61±6,57
Bacanga I	23,91±7,55	59,08±4,78	7,62±5,85	9,17±2,62	10,91±7,50	0,94±0,22	32,94±10,90	3,52±0,28	3,44±0,83	2,50±0,20	5,33±5,93	7,33±8,64	80,34±29,34	5,27±0,59	11,75±5,63	68,59±24,85	19,11±6,32
Bacanga II	29,92±8,25	54,30±4,25	8,03±3,62	7,83±1,99	9,35±4,40	1,29±0,22	36,11±12,19	3,28±0,33	7,81±3,19	3,39±1,21	14,75±18,27	6,00±6,19	105,66±37,56	6,14±2,04	13,33±6,29	92,32±33,54	20,94±7,07
Bacanga II	24,89±15,63	52,53±5,96	10,92±8,30	11,67±3,50	14,76±9,11	0,88±0,23	33,52±10,16	3,65±0,45	4,18±1,50	3,66±0,16	12,92±9,15	7,33±3,37	83,33±42,38	6,29±0,30	13,63±8,40	69,70±34,95	19,44±5,89

3.2.4 As borboletas frugívoras e a integridade das florestas ripárias:

O primeiro modelo utilizado na análise de NMDS (Tabela 6) mostrou que as variáveis ambientais que foram significativas ($p < 0,05$) e melhor explicaram os padrões da comunidade de borboletas nas áreas ripárias estudadas foram a abertura do dossel (OC), biomassa total da vegetação (AGBT), urbanização em buffer de 400m (X400m), pH e alumínio (Al) do solo e o pH (W pH) e a temperatura da água (W temp).

Posteriormente, o segundo modelo utilizado através da análise de Coi-inércia (Tabela 7), mostrou que algumas variáveis ambientais relacionadas a estrutura da vegetação (abertura do dossel), biomassa (AGBT), química do solo (pH) e da água (temperatura) foram selecionadas como significativas, as quais juntos explicaram a estrutura da comunidade de borboletas nas áreas ripárias estudadas ($p = 0,01$).

Os parâmetros da integridade das florestas ripárias que melhor explicaram a estrutura da comunidade de borboletas frugívoras nas áreas ripárias estudadas na Ilha de São Luis foram principalmente à abertura do dossel e a biomassa total da vegetação, que estão relacionados à estrutura da vegetação. Outros parâmetros analisados referentes à qualidade do solo e da água dos cursos d'água, que também foram significativamente associados às borboletas foram o alumínio e pH do solo, além da temperatura da água (Tabela 6; Tabela 7; Figura 3).

As espécies de borboletas *T. virgilia*, *C. teucer* e *P. pheridamas* foram associadas significativamente ao maior teor de alumínio registrado em áreas ripárias como Bacanga II. Outras borboletas como *P. penelea*, *M. ocypte*, *M. menelaus*, *T. laothoe* e *C. pygas* foram associadas a maior biomassa total da vegetação de áreas ripárias como Aguahi I, Bacanga I, Maracanã I, Maracanã II, Aguahi II, Cajupe, Itapiracó I, e Jaguarema I. A espécie *Memphis philumena* foi significativamente associada a áreas ripárias com elevado pH do solo, como registrado na Fazenda Escola, Itapiracó II, Jaguarema II, Anil e Calhau I. Ademais, borboletas como *C. myncea*, *Opsiphanes sp*, *Memphis sp*, *Magneptychia sp* e *Catoblepia sp* também foram associadas ao pH do solo, e a abertura do dossel registrados em áreas como na Fazenda Escola. Outras espécies como *Y. affinis*, *Ypthimoides sp* e *Y. renata*, além de *H. cf. hermes* e *E. cuvierii* foram significativamente associadas a áreas ripárias com maior abertura do dossel e maior temperatura da água dos cursos d'água, como registrado nas áreas ripárias da Fazenda Escola, Cabral, Lago Azul e Beira rio (Figura 3).

Tabela 6. Resumo do primeiro modelo utilizado nas análises estatísticas (NMDS), incluindo as variáveis que foram significativas ($p < 0,05$).

Modelo				
	NMDS1	NMDS2	r2	Pr(>r)
OC	-0.92934	0.36921	0.4474	0.007984
AGBT	0.99195	-0.12662	0.3265	0.031936
X400m	-0.17076	0.98531	0.3761	0.017964
pH	-0.47183	0.88169	0.5268	0.001996
Al	0.54264	-0.83997	0.5609	0.001996
W_pH	-0.19466	0.98087	0.6528	0.001996
W_Temp	-0.8724	0.48879	0.3764	0.015968

Tabela 7. Resumo do segundo modelo utilizado nas análises estatísticas (Co-inércia), incluindo as variáveis que foram significativas ($p < 0,05$).

Modelo		Total Inércia	RV	p
Y~	sVeg	1.31	0.59	0.01
Y~	Biomass	1.07	0.56	0.04
Y~	Chemical	2.87	0.63	0.04
Y~	wa	0.84	0.56	0.06
Y~	Open Canopy+Total Above Ground Biomass+pH+Al+Water Temperature	1.1	0.61	0.01

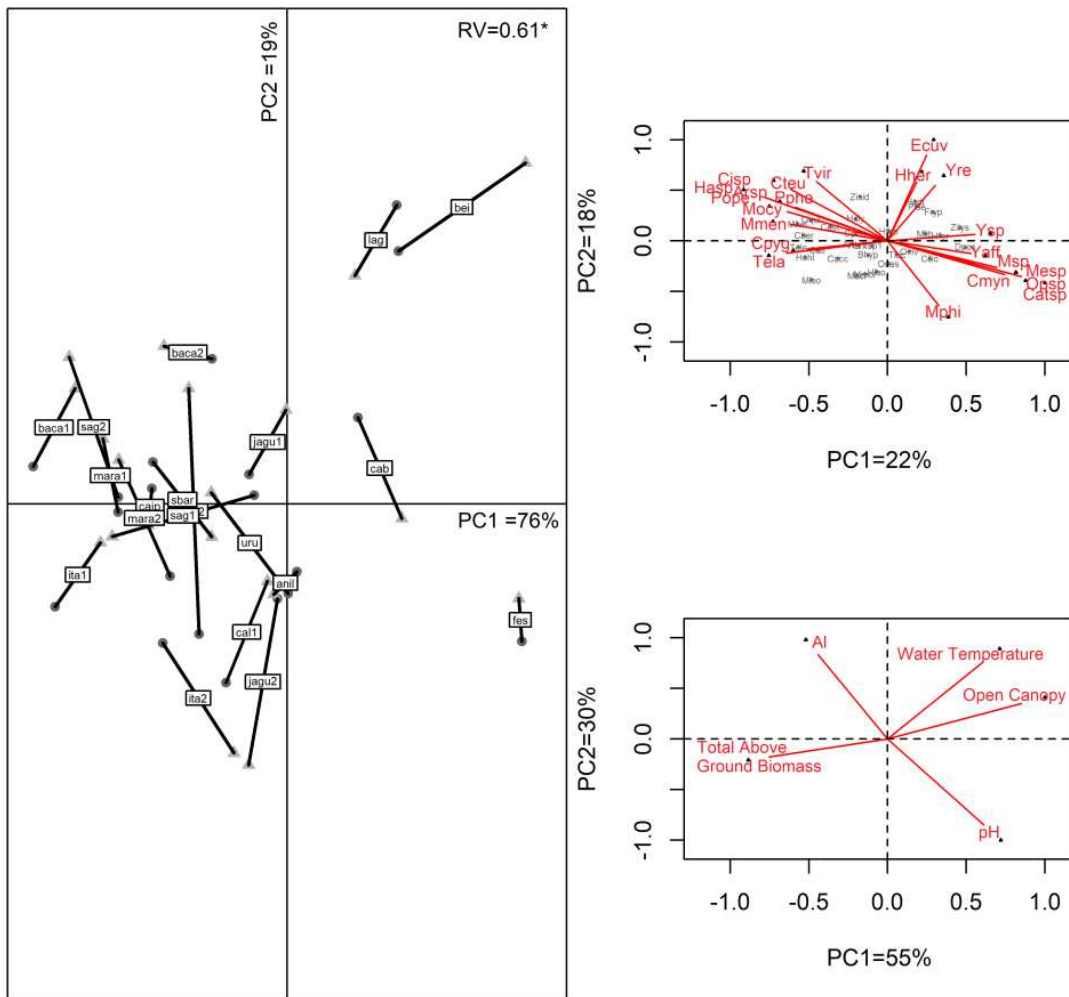


Figura 13. Padrões ecológicos encontrados na análise multivariada de Coincência (COA e PCA), mostrando grupos de espécies de borboletas frugívoras associadas às variáveis ambientais relacionados a integridade das florestas ripárias da Ilha de São Luis – MA.

4. DISCUSSÃO

A riqueza de espécies de borboletas frugívoras registrada nas áreas ripárias da Ilha de São Luis (54 espécies) pode ser considerada representativa para a região, quando comparado as pesquisas recentemente realizadas no Estado do Maranhão (Carvalho 2021; Araújo et al 2020; Pereira et al 2018; Martins et al 2017), embora este estudo tenha sido realizado apenas no final do período chuvoso. Assim justificando outros estudos realizados em ambientes tropicais, que demonstraram maior riqueza de borboletas frugívoras no final da estação chuvosa, período em que há maior disponibilidade de recursos alimentares (DeVries e Walla 2001; Pozo et al 2008).

De maneira geral, a fauna de borboletas registrada nas áreas ripárias da Ilha de São Luis (MA) é composta em maior parte por espécies oportunistas e generalistas, comumente encontradas em florestas de borda, habitats abertos e florestas perturbadas, com exceções de algumas espécies raras e únicas registradas em áreas mais conservadas. A subfamília Satyrinae foi a mais representativa na comunidade de borboletas, a qual se caracteriza pelo sucesso em todos os habitats, incluindo tanto espécies com afinidade por habitats abertos, como espécies que preferem habitats florestais, assim indicam características do ecossistema (DeVries et al 1997; Uehara-Prado et al 2007).

Nesse contexto, padrões foram encontrados, referentes a grupos ecológicos de borboletas frugívoras associados à integridade das áreas ripárias. Uma das borboletas mais raras e únicas encontradas entre as áreas ripárias foram *M. menelaus*, *T. laothoe*, *C. pygas* e *P. penelea*, as quais foram relacionadas à maior integridade das florestas ripárias, sendo registradas unicamente nessas áreas com maior biomassa da vegetação, como exemplo, Maracanã, Aguahi e Bacanga, e Cajupe, considerados os fragmentos florestais mais conservados da Ilha. Estas representam áreas com vegetação mais antiga, com maior número de árvores de grande porte e palmeiras adultas, o que reflete a maior biomassa registrada (Silva et al 2017; Wittmann et al 2008; Giese et al 2003). Outras espécies raras e únicas, como *T. virgilia*, *C. teucer* e *P. pheridamas*, também registradas apenas em uma das áreas ripárias mais conservadas (Bacanga II) foram relacionadas ao maior teor de alumínio encontrado no solo desta área. De acordo Celentano et al. (2017) e Triana et al. (2020), nessa região estudada, florestas mais conservadas com maior cobertura florestal são positivamente associadas ao alumínio (Al) do solo, e a outros

compostos como carbono (C) e H+Al, que também foram registrados em maior teor nos solos das áreas mais conservadas.

Segundo Melo et al (2023b), grupos funcionais de borboletas frugívoras que respondem negativamente a perturbações se beneficiam com o aumento da biomassa, assim como da riqueza de árvores. Nesse sentido, a biomassa florestal pode ser considerada como um dos principais fatores que determinam a organização das espécies que compõe a comunidade, incluindo mudanças funcionais e taxonômicas (Melo et al, 2023). Na região estudada uma destas espécies foi *M. menelaus*, subfamília Satyrinae (Tabela 2), conhecida como borboleta azul, com registro único na área do Maracanã II, um dos fragmentos florestais mais conservados da Ilha, localizado em uma Unidade de Conservação. Similarmente, essa espécie foi registrada em florestas conservadas de Unidades de Conservação da Ilha (Carvalho 2021), considerada uma borboleta com maior restrição ecológica, que necessita de espaços florestais significativos, e por isso são sensíveis ao desmatamento, à fragmentação, perda de habitat e perturbações urbanas, com riscos de extinção local (Carvalho et al 2021; Melo et al, 2019).

Mais uma representante da subfamília Satyrinae, *T. virgilia*, com registro único em Bacanga II, pode ser considerada como uma das espécies que assim como *M. menelaus* está associada a maior integridade do habitat, sendo conhecida por sua relação estreita com áreas de floresta conservadas (Ramos 2000; Barbosa 2009). Além destas espécies outras borboletas da mesma subfamília foram encontradas, de maneira similar, associadas a essas áreas com maior integridade ripária (biomassa da vegetação e Al do solo), entre estas, *P. penelea*, *C. teucer* e *M. ocypete*, assim corroborando com estudos anteriores na mesma região (Carvalho 2021). Em relação à borboleta *P. penelea*, apesar da falta de informações sobre a sua biologia, ecologia e história de vida, esteve associada apenas a uma área conservada da Ilha, mais alagada (úmida), assim como foi registrado por Carvalho (2021). De acordo com DeVries et al (1997) e Uehara-Prado et al (2007), algumas espécies da subfamília Satyrinae, de distribuição mais restrita, são mais sensíveis a mudanças na estrutura da vegetação e na disponibilidade de luz e umidade. Tais fatores influenciam a distribuição das borboletas através de efeitos microclimáticos sobre os adultos e sobrevivência de larvas, ou indiretamente através de efeitos na qualidade de plantas hospedeiras (Hill et al 2001; Barlow et al 2007; Akite 2008).

Com apenas um registro na área de Cajupe, a espécie *C. pygas* da subfamília Biblidinae foi associada significativamente a maior integridade ripária (maior biomassa

total da vegetação), corroborando com estudos anteriores em que *C. pygas* apresentou relação estreita com áreas de floresta conservadas, sendo considerada indicadora de habitats fechados (Barbosa 2009; Amaral 2012). De maneira similar, outra espécie do mesmo gênero (*Calicore astarte*) com características ecológicas semelhantes é conhecida pelo hábito de sobrevoar áreas de floresta e litorais fluviais, sendo dificilmente visualizada em habitats urbanos (Carvalho et al 2021). Segundo Cabette et al. (2017), florestas ripárias podem ter alta diversidade de borboletas, onde provavelmente existem espécies específicas para cada micro-habitat, especialistas em habitats ripários mais heterogêneos e preservados, ocupando nichos únicos e adequados para manter sua população. De acordo com Komonen et al (2004), espécies de borboletas mais especialistas tem baixa mobilidade e raramente deixam o habitat local onde está o seu recurso alimentar larval.

As demais espécies associadas às áreas mais conservadas da Ilha, como *C. sp* e *Hamadryas sp*, em nível de gênero sugere-se que sejam borboletas mais generalistas de habitat, que visitam áreas mais conservadas como os fragmentos de florestas ripárias, em busca de alimento (conhecidas como turistas de floresta) (Filgueiras et al 2021). Segundo Cabette et al (2017), a maior mobilidade dessas espécies pode possibilitar a sua entrada em áreas de florestas ripárias em busca de recursos, permitindo que encontrem características ambientais mais semelhantes ao seu nicho (Cabette et al 2017). No entanto, uma espécie do gênero *Arqueoprepona*, também encontrada na maioria das áreas, *A. demophon*, é conhecida por não sobrevoar áreas de vegetação aberta, e tem como planta hospedeira, a família Annonaceae (graviola) e o abacate (Lauraceae) (Carvalho et al 2021; Oliveira et al 2018). De acordo com Oliveira et al (2018) muitas espécies frutíferas plantadas em áreas urbanas podem servir de recurso alimentar para muitas espécies de pássaros e borboletas frugívoras, o que também pode explicar a distribuição de espécies entre as áreas estudadas, considerando a presença de muitas árvores frutíferas nas áreas ripárias.

Contudo, outros grupos de espécies de borboletas frugívoras foram relacionados às áreas mais degradadas da Ilha, dados por parâmetros da qualidade do solo (pH do solo), qualidade da água dos cursos d'água (temperatura e condutividade elétrica) e abertura do dossel (estrutura da vegetação). A maior parte destas borboletas tem menor restrição ecológica e podem ser consideradas espécies generalistas, com preferência por habitats mais abertos.

As borboletas como *M. philumena*, *C. myncea*, *Opsiphanes sp* e *Y. affinis*, associadas significativamente com áreas degradadas com menor qualidade do solo (maior pH do solo), o que ocorre devido a poluição por esgoto nessas áreas, onde foram observados o descarte irregular de resíduos domésticos (Fazenda Escola, Jaguarema II, e Anil) e industriais (Calhau I e Calhau II). Essa poluição também foi confirmada pela maior condutividade elétrica da água dos riachos, visto que este é um dos parâmetros indicadores da qualidade da água (Ciste et al 2011). Segundo Celentano et al. (2017), enquanto as florestas conservadas estão associadas positivamente ao Al do solo, as mesmas estão negativamente associadas ao pH do solo. Adicionalmente, o maior teor de fósforo registrado nessas áreas, provavelmente está relacionado a maior poluição por esgoto e lixo doméstico levam a contaminação da água e do solo. De acordo com Li et al. (2018), a urbanização modifica ecossistemas naturais para sistemas dominados por atividades antrópicas, tornando os solos urbanos muito perturbados através da mistura, importação e exportação de materiais, caracterizados pela contaminação, compactação e impermeabilização do solo. Neste cenário a urbanização desordenada é o principal agente de degradação de nascentes e cursos d'água, influenciando negativamente a qualidade ambiental de áreas ripárias (Silva Jr et al., 2017).

A borboleta *M. philumena* (subfamília Charaxinae), significativamente associada a essas áreas poluídas, teve registro único na Fazenda Escola e no Itapiracó II. Apesar da baixa qualidade do solo e da água nessas áreas, Itapiracó II, se destaca por ser uma área relacionada também à maior biomassa da vegetação, assim como outras áreas, como Anil e Calhau I, que mesmo degradadas pela poluição ainda mantêm uma faixa estreita de vegetação com a presença de algumas árvores e palmeiras de grande porte. Segundo Carvalho et al (2021), o gênero *Memphis* normalmente passa a maior parte da sua vida no dossel, sendo fortemente atraída por frutas podres no solo das florestas e suas espécies são geralmente registradas em áreas de vegetação semi-fechada a fechadas. No entanto, no presente estudo o gênero foi registrado desde áreas mais degradadas até as mais conservadas, principalmente a espécie *M. moruus*, que foi a mais comum. Isto sugere que apesar da degradação a borboleta *Memphis* está encontrando nessas áreas recursos e micro-habitats favoráveis a sua sobrevivência e reprodução. Além disso, segundo Filgueiras et al (2016), habitats de borda ou pequenos fragmentos florestais suportam uma comunidade de borboletas que inclui espécies adaptadas a perturbações, assim como espécies dependentes de florestas, que podem eventualmente visitar ou habitar essas áreas.

Outras espécies de borboletas da subfamília Satyrinae associadas às áreas mais degradadas, como *C. myncea* e *C. penelope* são abundantes nesses habitats perturbados, as quais foram registradas nas áreas da Fazenda Escola e Lago Azul, sendo consideradas especialistas em florestas de borda (DeVries et al, 1997; Ramos, 2000). De modo similar a espécie *Opsiphanes sp*, uma das espécies mais conhecidas do mesmo gênero, *O. invirae*, foi comum entre todas as áreas ripárias estudadas, considerada uma espécie representativa em áreas com perturbações antrópicas (Araújo et al 2020). As lagartas dessa borboleta se alimentam de palmeiras abundantes nas cidades brasileiras (Oliveira et al 2018), e também podem ser encontradas em cultivos de bananeiras (Carvalho et al 2021). Isso explica a representatividade destas espécies do gênero *Opsiphanes* nas áreas ripárias estudadas, visto que foram observadas muitas espécies de palmeiras (Arecaceae), como tucum, coqueiro, babaçu, anajá, juçara, buriti, assim como a presença de bananeiras em algumas áreas.

A mesma subfamília Satyrinae também foi representada em áreas ripárias mais degradadas, pelas espécies *Y. affinis*, *Y. renata* e *Ypthimoides sp*, associadas significativamente a maior pH do solo, maior abertura do dossel e maior temperatura da água, principalmente na Fazenda Escola, Lago Azul e Cabral. De acordo com Marin et al (2011), muitas espécies da subfamília Satyrinae habitam o sub-bosque voando próximo ao solo, com baixa habilidade de dispersão, alimentando-se de vários frutos em decomposição associados a fungos. Algumas espécies desse grupo dominante são típicas de habitats abertos, perturbados ou fragmentados (Ramos 2000; Barbosa 2009), associada à vegetação composta principalmente por monocotiledôneas das famílias Arecaceae (palmeiras) e Poaceae (gramíneas) (Filgueiras et al 2016; Araújo et al 2020). Além disso, outras plantas ornamentais que podem servir de hospedeiras para algumas borboletas de Satyrinae e Charaxinae, como Heliconaceae, Marantaceae e Acanthaceae (Oliveira et al 2018).

Uma das borboletas mais representativas neste estudo, *H. cf. hermes* (Satyrinae), associada a maior abertura do dossel de áreas ripárias mais perturbadas, como Lago Azul, uma das mais antropizadas, caracterizada pela predominância de vegetação arbustiva e rasteira (gramíneas e herbáceas), e palmeiras, especialmente bunitas (*Mauritia flexuosa*). Similarmente a outros estudos, *H. cf. hermes* é considerada uma pequena borboleta habitante do sub-bosque, comumente encontrada em florestas tropicais perturbadas, como florestas de borda, plantações e ambientes urbanos, sem relação com a vegetação arbórea (Martins et al 2017b; Ramos 2000; Cosmo et al 2014).

Essa espécie de borboleta frugívora pode ser considerada generalista em movimento, com baixa restrição biológica, e por isso é conhecida como indicadora de degradação (Seraphim et al 2014; Marín et al 2011; DeVries et al 1997; Amaral 2012). De acordo com Cabette et al (2017), nessas áreas alteradas a composição de espécies de borboletas pode ser mais homogênea, provavelmente como consequência da maior entrada de luz, causando maior estresse hídrico e perda de microhabitats específicos, com eliminação de espécies especialistas e entrada de espécies mais generalistas (Cabette et al 2017).

Nesse sentido, a presença de filtros ambientais como perturbações antrópicas seleciona apenas alguns grupos ecológicos tolerantes a condições adversas, e dessa maneira, plantas pioneiras mais tolerantes se beneficiam nestes habitats mais abertos com alta luminosidade e temperatura associado a menor umidade, com aumento significativo da sua biomassa (Gueratto et al 2019; Melo et al 2023b). Isso acaba levando a condições microclimáticas e composição de plantas hospedeiras que favorecem estas borboletas, que colocam seus ovos e se alimentam dessas plantas, assim formando comunidades dominadas por borboletas generalistas, exigentes em luz e adaptadas a perturbações (Melo et al 2023b; Akite et al 2008; Marin et al 211).

Recentemente registrada para o Estado do Maranhão, a borboleta *Eunica cuvierii* (Biblidinae), ainda existe pouca informação sobre sua história de vida. Caracterizada por seu voo lento e baixo, e normalmente encontrada em florestas secundárias (Carvalho et al 2021; Carvalho 2021), o que contraria o resultado do presente estudo, em que seu registro foi em uma das áreas ripárias mais degradadas (maior abertura do dossel). De acordo com Filgueiras et al (2016), dependendo da conectividade do habitat, espécies dependente de floresta eventualmente visitam áreas perturbadas, o que pode esclarecer o resultado encontrado, visto que próximo a esta área existem fragmentos de florestas secundárias. Por outro lado, um estudo em áreas ripárias do cerrado registrou uma espécie do mesmo gênero (*E. sidomia*), em uma área mais degradada (Cabette et al 2017). Segundo Tavares et al (2013) outra espécie do mesmo gênero, *E. bechina* tem importância de praga em áreas urbanas, cultivos agrícolas e florestais, em que foi relatada pela primeira vez desfolhando árvores de uma espécie do cerrado (*Caryocar brasiliensis*). A degradação de florestas, pode levar espécies de borboletas frugívoras a se tornarem potenciais pragas de lavouras, como ocorreu com a borboleta zebra na Mata Atlântica, *Colobura dirce* (polígofaga), que pode ter como espécies hospedeiras plantas de importância agrônômica, como o eucalipto e o café (Tavares et al., 2023).

5. CONCLUSÃO

A hipótese do estudo foi confirmada, de que grupos ecológicos de borboletas frugívoras se distinguiram entre espécies com preferência por habitats conservados e espécies com preferência por habitats degradados, associados a parâmetros da integridade do habitat. Contudo, reforça a necessidade de mais estudos sobre as características biológicas e ecológicas das espécies de borboletas, principalmente daquelas mais raras, dependentes de florestas conservadas.

Portanto, o estudo enriquece acerca do conhecimento ecológico das borboletas frugívoras nos ecossistemas ripários no Estado do Maranhão - Amazônia Oriental, contribuindo com valiosas informações que favorecerão estratégias de conservação e restauração das florestas ripárias remanescentes, a fim valorizar e garantir a biodiversidade e todos os serviços ecológicos prestados pelas áreas verdes urbanas.

6. AGRADECIMENTOS

Agradecemos a toda à equipe do Laboratório de Restauração Ecológica (LAReco), que colaborou para o desenvolvimento e sucesso deste trabalho de pesquisa, pelo apoio nas atividades em campo e laboratório. Nosso agradecimento também aos alunos estagiários do Instituto Estadual de Educação, Ciência e Tecnologia do Maranhão (IEMA) e Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Maranhão (IFMA), pela participação e colaboração nas coletas em campo e atividades em laboratório. A Fundação de Amparo a Pesquisa do Estado do Maranhão (FAPEMA) e a Universidade Estadual do Maranhão (UEMA), pelo apoio financeiro ao longo do desenvolvimento do trabalho de pesquisa, através da bolsa de doutorado e projetos de pesquisa aprovados.

7. REFERÊNCIAS

- Akite, P. 2008. Effects of anthropogenic disturbances on the diversity and composition of the butterfly fauna of sites in the Sango Bay and Iriiri areas, Uganda: implications for conservation. *African Journal Ecology*. 46 (1): 3–13.
- Amaral, P.L.P.F. 2012. Movimento de borboletas frugívoras e conectividade funcional em uma paisagem na Mata Atlântica. Dissertação de Mestrado, Programa de pós-graduação em ecologia, Universidade Federal do Rio Grande do Norte. 47p.
- Araújo, E.C.; Martins, L.P.; Duarte, M.; Azevedo, G.G. 2020. Temporal distribution of fruit-feeding butterflies (Lepidoptera, Nymphalidae) in the eastern extreme of the Amazon region. *Acta Amazonica*, 50(1): 12 – 23.
- Aronson, M.F.J.; Lepczyk, C.A.; Evans, K.L.; Goddard, M.A.; Lerman, S.B.; Macivor, J.S.; Nilon, C.H.; Vargo, T. 2017. Biodiversity in the city: key challenges for urban green space management. *Frontiers Ecology Environmental*. Doi:10.1002/fee.1480.
- Barbosa, J.E.D. 2009. Dinâmica espaço-temporal de uma guilda de borboletas frugívoras no limite norte da Floresta Atlântica Nordestina. Dissertação de Mestrado, Programa de pós-graduação em ecologia, Universidade Federal do Rio Grande do Norte. 42p.
- Barlow, J.; Overall, W.L.; Araujo, I.S.; Gardner, T.A.; Peres, C.A. 2007. The value of primary, secondary and plantation forests for fruit-feeding butterflies in the Brazilian Amazon. *Journal of Applied Ecology*, 44: 1001–1012.
- Basset, Y.; Charles, E.; Hammond, D.S.; Brown, V.K. 2001. Short-term effects of canopy openness on insect herbivores in a rain forest in Guyana. *Journal of Applied Ecology*, 38: 1045–1058.
- Bergerot, B.; Fontaine, B.; Juliard, R.; Baguette. 2011. Landscape variables impact the structure and composition of butterfly assemblages along an urbanization gradient. *Landscape Ecology*, 26:83–94.

Bobo, K. S. et al. From forest to farmland: butterfly diversity and habitat associations along a gradient of forest conversion in Southwestern Cameroon. *Journal of Insect Conservation*, v. 10, p. 29–42, 2006. DOI 10.1007/s10841-005-8564-x.

Bonebrake, T.C.; Ponisio, L.C.; Boggs, C.L.; Erlich, P.R. 2010. More than just indicators: A review of tropical butterfly ecology and conservation. *Biological Conservation*, 143: 1831-1841.

Borcard, D., Gillet, F. & Legendre, P. (2018). *Numerical Ecology with R*. 2nd edn. Springer. ter Braak, C.J.F. & Šmilauer, P. (2002). CANOCO Reference Manual and CanoDraw for Windows User's Guide: Software for Canonical Community Ordination (Version 4.5). *Microcomput. Power, Ithaca, New York*.

Börschig, C.; Klein, A.; Wehrden, H.; Krauss, J. 2013. Traits of butterfly communities change from specialist to generalista characteristics with increasing land-use intensity. *Basic and Applied Ecology*, 14: 547–554.

Brown Jr, K.S. 1997. Diversity, disturbance, and sustainable use of Neotropical forests: insects as indicators for conservation monitoring. *Journal of Insect Conservation*, 1: 25-45.

Brown Jr., K.S.; Freitas, A.V.L. 2000. Atlantic Forest Butterflies: Indicators for Landscape Conservation. *BIOTROPICA*, 32(4b): 934-956 2000.

Cabette, H.S.R, et al. 2017. Effects of changes in the riparian forest on the butterfly community (Insecta: Lepidoptera) in Cerrado areas. *Revista Brasileira de Entomologia*, 61: 43-50.

Carvalho, R.R. 2021. Estrutura da comunidade de borboletas (Lepidoptera: Papilionoidea) na Amazônia Oriental Maranhense, Brasil. Dissertação de Mestrado, Programa de Pós-Graduação em Agroecologia. Universidade Estadual do Maranhão, São Luis, Maranhão, 88p.

Carvalho, R.R.; Amaral, E.A.; Câmara, J.T.; Mondego, J.M; Lemos, R.N.S. 2021 Borboletas de São Luis, Maranhão. São Luis, Uema, 2021, 113p.

Celentano, D.; Rousseau, G.X.; Muniz, F.H. 2017. Towards zero deforestation and forest restoration in the Amazon region of Maranhão state, Brazil. Land Use Policy. <http://dx.doi.org/10.1016/j.landusepol.2017.07.041>

Chave J, Rejou-Mechain M, Burquez A et al (2014) Improved allometric models to estimate the aboveground biomass of tropical trees. *Glob Change Biol* 20:3177–3190. <https://doi.org/10.1111/gcb.12629>.

Clavel, J.; Julliard, R.; Devictor, V. 2011. Worldwide decline of specialist species: toward a global functional homogenization? *Frontiers Ecological Environmental*, 9(4): 222–228.

Concepción, E.D.; Obrist, M.K.; Moretti, M. et al. 2015. Impacts of urban sprawl on species richness of plants, butterflies, gastropods and birds: not only built-up area matters. *Urban Ecosyst*. DOI 10.1007/s11252-015-0474-4.

Cosmo, L.G.; Barbosa, E.P.; Freitas, A.V.L. 2014. Biology and morphology of the immature stages of *Hermeuptychia atalanta* (Lepidoptera: Nymphalidae: Satyrinae). *Annales de la Société entomologique de France*, 50(1): 82–88.

DeVries, P.J. 1988. Stratification on fruit-feeding nymphalid butterflies in a Costa Rican rainforest. *Journal of Research on the Lepidoptera*, 26: 98-108.

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

DeVries, P.J.; Walla, T.R. 2001. Species diversity and community structure in neotropical fruit-feeding butterflies. *Biological Journal of the Linnean Society*, 74: 1-15.

Dray, S. & Dufour, A.-B. (2007). The ade4 Package: Implementing the Duality Diagram for Ecologists. *J. Stat. Softw.*, 22.

FAO: Towards defining forested gradation: Comparative analysis of existing definitions, Forest Resources Assessment Programme. Working Paper 154. Rome: FAO; 2009.

Fermon, H.; Waltert, M.; Vane-Wright, R.I.; Hlenberg, M.M. 2005. Forest use and vertical stratification in fruit-feeding butterflies of Sulawesi, Indonesia: impacts for conservation. *Biodiversity and Conservation*, 14: 333–350.

Filgueiras, B.K.C.; Melo, D.H.A.; Leal, I.R.; Tabarelli, M.; Freitas, A.V.; Iannuzzi, L. 2016. Fruit-feeding butterflies in edge-dominated habitats: community structure, species persistence and cascade effect. *Journal Insect Conservation*, 20: 539–548.

Filgueiras, B.K.C.; Peres, C.A.; Melo, F.P.L.; Leal, I.R.; Tabarelli, M. 2021. Winner–Loser Species Replacements in Human-Modified Landscapes. *Trends in Ecology & Evolution*. 36 (6).

Fournier, B.; Frey, D.; Moretti, M. 2019. The origin of urban communities: From the regional species pool to community assemblages in city. *Journal of Biogeography*, 00:1–15.

Garwood, K.; Lehman, R.; Carter, W.; Carter, G. 2007. *Butterflies of Southern Amazonia. A photographic checklist of common species.* RiCalé Publishing, McAllen, 274.

Gehring C, Zelarayan MLC, Almeida RB, Moraes FHR (2011). Allometria da palmeira babacu em um agroecossistema de derruba-e-queima na periferia este da Amazonia. *Acta Amazon* 41:127–134. <https://doi.org/10.1590/S0044-5967201100010001>.

Giese, L. A.B.; Aust, W.M.; Kolka, R.K.; Trettin, C.C. 2003. Biomass and carbon pools of disturbed riparian forests. *Forest Ecology and Management*, 180: 493–508.

- Graça, M.B.; Pequeno, P.C.L.; Franklin, E.; Souza, J.L.P.; Morais, J.W. 2017. Taxonomic, functional, and phylogenetic perspectives on butterfly spatial assembly in northern Amazonia. *Ecological Entomology*. DOI: 10.1111/een.12454.
- Grundel, R.; Pavlovic, N.B. 2007. Resource availability, matrix quality, microclimate, and spatial pattern as predictors of patch use by the Karner blue butterfly. *Biological Conservation*, 135: 135-144.
- Gueratto, P.E.; Carreira, J.Y.O.; Santos, J.P.; Tacioli, A.; Freitas, A.V.L. 2019. Effects of forest trails on the community structure of tropical butterflies. *Journal of Insect Conservation* 24: 309–319.
- Hill, J.K.; Hamer, K.C.; Tangah, J.; Dawood, M. 2001. Ecology of tropical butterflies in rainforest gaps. *Oecologia*, 128: 294–302.
- Hill, J.K.; Gray, M.A.; Khen, C.V. et al. 2011. Ecological impacts of tropical forest fragmentation: how consistent are patterns in species richness and nestedness? *Phil. Trans. R. Soc. B*, 366.
- Houlihan, P.R.; Harisson, M.E.; Cheyne, S.M. 2013. Impacts of forest gaps on butterfly diversity in a Bornean peat-swamp forest. *Journal of Asia-Pacific Entomology*, 16: 67-73.
- Ives, C.D.; Lentini, P.E.; Threlfall, C.G.; et al. 2016. Cities are hotspots for threatened species. *Global Ecology and Biogeography*, 25: 117–126.
- Koh, L.P. 2007. Impacts of land use change on South-east Asian forest butterflies: a review. *Journal of Applied Ecology*, 44: 703–713.
- Koh, L.P.; Sodhi, N.S. 2004. Importance of reserves, fragments, and parks for butterfly conservation a tropical urban landscape, *Ecological Applications*, 14(6): 1695–1708.
- Komonen, A.; Grapputo, A; Kaitala, V.; Kotiaho, J.S.; Komonen, J.P. 2004. The role of niche breadth, resource availability and range position on the life history of butterflies. *OIKOS*, 105: 41-54.

Kooperberg C (2022). *_logspline: Routines for Logspline Density Estimation_*. R package version 2.1.19, <<https://CRAN.R-project.org/package=logspline>>.

Kuussari, M.; Toivonen, M.; Heliölä, J. et al. 2021. Butterfly species' responses to urbanization: differing effects of human population density and built-up area. *Urban Ecosystems*, 24:515–527.

Lamas, G. 2004. *Atlas of Neotropical Lepidoptera. Checklist: Part 4. Hesperioidea–Papilionoidea*. Scientific Publishers, Gainesville.

Lawton, J.H; Bignell, D.E.; Bolton, B.; et al. 1998. Biodiversity inventories, indicator taxa and effects of habitat modification in tropical forest. *Nature*, 391.

Li, G.; Sun, G.X.; Ren, Y.R.; Luo, X.S.; Zhu, G.Z. Special issue article Urban soil and human health: a review. 2018. *European Journal of Soil Science*, doi: 10.1111/ejss.12518.

Malabika, S. K. 2011. Impact of tropical forest degradation on nymphalid butterflies: A case study in Chandubi tropical forest, Assam, India. *International Journal of Biodiversity and Conservation*, 3(12): 650-669.

Marie Laure Delignette-Muller, Christophe Dutang (2015). *fitdistrplus: An R Package for Fitting Distributions*. *Journal of Statistical Software*, 64(4), 1-34. DOI 10.18637/jss.v064.i04.

Marín, M.A.; Peña, C.; Freitas, A.V.L.; Wahlberg, N.; Uribe, S.I. 2011. From the Phylogeny of the Satyrinae Butterflies to the Systematics of Euptychiina (Lepidoptera: Nymphalidae): History, Progress and Prospects. *Neotropical Entomology*, 40(1): 1-13.

Martins, L.P. 2015. *Assembleia de borboletas (Lepidoptera: Papilionoidea e Hesperioidea) em fragmentos da Amazônia Oriental*. Monografia de graduação do Curso de Ciências Biológicas da Universidade Federal do Maranhão. 98p.

Martins, L.P.; Araújo, E.C.; Duarte, M.; Azevedo, G.G. 2017. Species diversity and community structure of fruit-feeding butterflies (Lepidoptera: Nymphalidae) in an eastern amazonian forest. *Papéis Avulsos de Zoologia*, 57(38): 481-489.

Martins, L.P.; Araújo, E.C.Jr.; Pereira, A.R.M.; Colins, M.S.; Almeida, G.C.F.; Azevedo, G.G. 2017b. Butterflies of Amazon and Cerrado remnants of Maranhão, Northeast Brazil. *Biota Neotropica*, 17(3).

Martins, M.B.; Oliveira, T.G. 2011. *Amazônia maranhense: diversidade e conservação*. Belém: MPEG.

Melo, D.H.A.; Duarte, M.; Mielke, O.H.H.; Robbins, R.K.; Freitas, A.V.L. 2019. Butterflies (Lepidoptera: Papilionoidea) of an urban park in northeastern Brazil. *Biota Neotropica*, 19(1): e20180614.

Melo, D.H.A.; Freitas, A.V.L.; Tabarelli, M.; Filgueiras, B.K.C.; Leal, I.R. 2023. Aridity and chronic anthropogenic disturbance as organizing forces of fruit-feeding butterfly assemblages in a Caatinga dry forest. *Biotropica*, 55:173–184.

Melo, D.H.A.; Freitas, A.V.L.; Tabarelli, M.; Leal, I.R.; Filgueiras, B.K.C. 2023. Resilient fruit-feeding butterfly assemblages across a Caatinga dry forest chronosequence submitted to chronic anthropogenic disturbance. *Journal of Insect Conservation*. <https://doi.org/10.1007/s10841-023-00470-2>.

Morante-Filho, J.C.; Faria, D.; Mariano-Neto, E.; Rhodes, J. 2015. Birds in Anthropogenic Landscapes: The Responses of Ecological Groups to Forest Loss in the Brazilian Atlantic Forest. *PLOS ONE*, DOI:10.1371/journal.pone.0128923.

Morris, R.J. 2010. Anthropogenic impacts on tropical forest biodiversity: a network structure and ecosystem functioning perspective. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*. 365: 3709–3718.

Nelson B.W.; Mesquita R, Pereira J.L.G.; et al. 1999. Allometric regressions for improved estimate of secondary forest biomass in the central Amazon. *For Ecol Manage* 117:149–167. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(98\)00475-7](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(98)00475-7).

New, T. R. Are Lepidoptera an effective “umbrella group” for biodiversity conservation? *Journal of Insect Conservation*, v. 1, p. 5-12. 1997.

Öckinger, E.; Dannestamb, A.; Smith, H.G. 2009. The importance of fragmentation and habitat quality of urban grasslands for butterfly diversity. *Landscape and Urban Planning*, 93: 31-37.

Oliveira, I.F.; Lion, M.B.; Cardoso, M.Z. 2018. A plaza too far: High contrast in butterfly biodiversity patterns between plazas and an urban reserve in Brazil. *Landscape and Urban Planning*, 180: 207-216.

Pereira, G.C.N.; Coelho, M.S.; Beirão, M.V.; Braga, R.F.; Fernandes, G.W. 2017. Diversity of fruit-feeding butterflies in a mountaintop archipelago of rainforest. *Plos One*.

Pereira, S.; Rezende, W.M.; Câmara, J.T.. Borboletas (Lepidoptera: Papilionoidea e Hesperioidea) da Reserva Biológica do Gurupi, Maranhão, Brasil. *EntomoBrasilis*. v. 11, p. 124-138. 2018.

Pozo, C.; Luis-Martínez, A.; Llourente-Bousquets, J.; Salas-Suárez, N.; Maya-Martínez, A.; Vargas-Fernández, I.; Warren, A.D. 2008. Seasonality and Phenology of the Butterflies (Lepidoptera: Papilionoidea and Hesperioidea) of Mexico’s Calakmul Region. *Florida Entomologist*, 91(3).

Projeto MapBiomias-Coleção [v.7.1] da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso do Solo do Brasil, acessado em [21/02/2023] através do link: [<https://plataforma.brasil.mapbiomas.org>]

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

Ramírez-Restrepo, L.; MacGregor-Fors, I. 2017. Butterflies in the city: a review of urban diurnal Lepidoptera. *Urban Ecosystems*, 20:171–182.

Ramos, F.A. 2000. Nymphalid butterfly communities in an amazonian forest Fragment. *Journal of Research on the Lepidoptera*, 35: 29-41.

Rija, A.A. 2022. Local habitat characteristics determine butterfly diversity and community structure in a threatened Kihansi gorge forest, Southern Udzungwa Mountains, Tanzania. *Ecological Processes*, 11-13.

Rosenfield, M.F.; Jakovac, C.C.; Vieira, D.L.M.; Pooter, L.; Brancalion, P.P.H.S.; Vieira, D.L.M.; et al. 2022. Ecological integrity of tropical secondary forests: concepts and indicators. *Biological Reviews*, 000-000.

Santos, E.C.; Mielke, O.H.H.; Casagrande, M.M. 2008. Butterfly inventories in Brazil: the state of the art and priority áreas- model for research aiming at conservation. *Natureza & Conservação*, 6 (2): 178-200

Santos, J.P.; Freitas, AV.L.; Constantino, P A.L.; Uehara-Prado, M. 2014. Guia de identificação de tribos de borboletas frugívoras – Amazônia. *Monitoramento da Biodiversidade*.

Santos, J.P.; Sobral-Souza, T.; Brown Jr, K.S.; Vancine, M.H.; Ribeiro, M.C.; Freitas, A.V.L. 2018. Effects of landscape modification on species richness patterns of fruit-feeding butterflies in Brazilian Atlantic Forest. *Diversity and Distributions*, 26: 196–208.

Schmitt, T.; Ulrich, W.; Delic, A.; Teucher, M.; Habel, J.C. 2021. Seasonality and landscape characteristics impact species community structure and temporal dynamics of East African butterflies. *Scientific Reports*, 11: 15103.

Seraphim, N.; Marín, M.A.; Freitas, A.V.L.; Silva-Brandão, K.L. 2014. Morphological and molecular marker contributions to disentangling the cryptic *Hermeuptychia hermes* species complex (Nymphalidae: Styrinae: Euptychiinae). *Molecular Ecology Resources*.

Seto, K.C. Güneralp, B.; Hutyra, L.R. 2012. Global forecasts of urban expansion to 2030 and direct impacts on biodiversity and carbon pools. *PNAS*, 109 (40): 16083–16088.

Silva Jr, C.H.L.; Bezerra, D.S.; Silva, G.V.; Freire, A.T.G.; Oliveira, A.E.F. 2017. Methodology for rapid assessment of environmental quality of water springs. *InterEspaço*, 3(8): 7-26.

Siste, C.E.; Girão, E.G.; Duncan, B.L. 2011. Manual para Formação e Capacitação de Grupos Comunitários em Metodologias Participativas de Monitoramento da Qualidade da Água Módulo III: Avaliação Físico-Química. Embrapa.

Tavares, W.S.; Assis Jr, S.L.; Serrão, J.E.; Zanuncio, J.C. 2013. First report on the occurrence *Eunica bechina* (Lepidoptera: Nymphalidae) in Sete Lagoas, Minas Gerais State, Brazil. *REVSBAU*, 8(2): 01-08.

Tavares, W.S.; Souza, W.; Assis Jr, S.L.; Alvarenga, M.; Zanuncio, J.C. 2023. *Colobura dirce dirce* (Lepidoptera: Nymphalidae) Larvae Damaging *Cecropia hololeuca* (Rosales: Urticaceae) in the Zona da Mata, Minas Gerais, Brazil. *Florida Entomologist*, 98(2) : 792-795.

Triana, S.P. 2020. Efeito do manejo do solo e da regeneração florestal sobre a comunidade de formigas em matas ciliares e terra firme na Amazônia Oriental. Tese de doutorado, Programa de Pós-Graduação em Agroecologia, Universidade Estadual do Maranhão. 103p.

Uehara-Prado, M.; Brown Jr, K.S.; Freitas, A.V.L. 2007. 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*, 16: 43–54.

WallisDeVries, M.F.W. 2014. Linking species assemblages to environmental change: Moving beyond the specialist-generalist dichotomy. *Basic and Applied Ecology*.
[dx.doi.org/10.1016/j.baae.2014.05.001](https://doi.org/10.1016/j.baae.2014.05.001)

Weerakoon, B.M.B.; Bandara, A.M.R.S; Ranawana, K.B. 2015. Impact of Canopy Cover on Butterfly Abundance and Diversity in Intermediate Zone Forest of Sri Lanka. *Journal of Tropical Forestry and Environment*, 5(01): 41-46.

Wittmann, F.; Zorzi, B.T.; Tizianel, F.A.T.; et al. 2008. Tree Species Composition, Structure, and Aboveground Wood Biomass of a Riparian Forest of the Lower Miranda River, Southern Pantanal, Brazil. *Folia Geobot*, 43: 397–411.

Zanne AE, Lopez-Gonzalez G, Coomes DA, et al (2009) Global wood density database.
Zuur, A. F., Ieno, E. N., Walker, N. J., Saveliev, A. A., & Smith, G. M. (2009). *Mixed effects models and extensions in ecology with R* (Vol. 574). New York: Springer.



CAPÍTULO IV
CONSIDERAÇÕES GERAIS

4.1 CONSIDERAÇÕES GERAIS

Este trabalho de pesquisa vem enriquecer e contribuir com o conhecimento ecológico sobre as borboletas frugívoras na Amazônia Maranhense. Ao revelar os efeitos de perturbações antrópicas e da perda de integridade das florestas ripárias sobre esse grupo de lepidópteros em áreas urbanas esta tese torna-se pioneira na região. E ainda reforça o valor das florestas ripárias como áreas verdes urbanas na Ilha de São Luis, contribuindo com o conhecimento científico de ecossistemas locais, garantindo a conservação da biodiversidade, entre os demais serviços e benefícios advindos da proteção destes ecossistemas.

A legislação brasileira, através do código florestal, determina a preservação e restauração das florestas ripárias como Áreas de Preservação Permanente, por todos os serviços ecológicos que estes ecossistemas fornecem, essenciais a vida, como a qualidade da água, a qualidade do solo, o controle biológico de pragas, a polinização, entre outros. Nesse sentido, os resultados desta pesquisa revelam como a comunidade de borboletas frugívoras indicam a estrutura e o funcionamento dos ecossistemas ripários, o que é importante para o equilíbrio ecológico e sustentabilidade dos agroecossistemas. Assim, contribuindo com valiosas informações que fomentarão estratégias de conservação e restauração de florestas ripárias remanescentes, a fim valorizar e garantir a biodiversidade e todos os serviços ecológicos prestados por áreas verdes urbanas e peri-urbanas.

Portanto, este estudo poderá auxiliar na composição de um protocolo técnico para a avaliação da integridade ecológica de áreas ripárias e estratégias de restauração. Esperamos, com isso, contribuir para pesquisas posteriores que visem a preservação e restauração das florestas ripárias da Ilha de Upaon Açu (MA – Brasil).