

MAICON DIEGO PINTO ROSSI

**ANÁLISE DE SÉRIES TEMPORAIS EM UM
GRADIENTE ESPACIAL: COMPREENDENDO OS
EFEITOS DA CONSTRUÇÃO DE BARRAGENS
SOBRE A ASSEMBLEIA DE BORBOLETAS
FRUGÍVORAS**

Dissertação de Mestrado

ALTA FLORESTA-MT

2018

	MAICON DIEGO PINTO ROSSI	Diss. MESTRADO	PPGBioAgro 2018



**UNIVERSIDADE DO ESTADO DE MATO GROSSO
FACULDADE DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E
AGRÁRIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM
BIODIVERSIDADE E AGROECOSSISTEMAS
AMAZÔNICOS**



MAICON DIEGO PINTO ROSSI

**ANÁLISE DE SÉRIES TEMPORAIS EM UM
GRADIENTE ESPACIAL: COMPREENDENDO OS
EFEITOS DA CONSTRUÇÃO DE BARRAGENS
SOBRE A ASSEMBLEIA DE BORBOLETAS
FRUGÍVORAS**

Dissertação apresentada à Universidade do Estado de Mato Grosso, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade e Agroecossistemas Amazônicos, para a obtenção do título de Mestre em Biodiversidade e Agroecossistemas Amazônicos.

Orientador: Prof. Dr. Mendelson Guerreiro de Lima
Coorientador: Dr. Kleber do Espírito Santo Filho

ALTA FLORESTA-MT

2018

AUTORIZO A DIVULGAÇÃO TOTAL OU PARCIAL DESTE TRABALHO, POR QUALQUER MEIO, CONVENCIONAL OU ELETRÔNICO, PARA FINS DE ESTUDO E PESQUISA, DESDE QUE CITADA A FONTE.

Catálogo na publicação

Faculdade de Ciências Biológicas e Agrárias

ROSSI, Maicon Diego Pinto

Análise de séries temporais em um gradiente espacial: compreendendo os efeitos da construção de barragens sobre a assembleia de borboletas frugívoras / Maicon Diego Pinto Rossi.– Alta Floresta-MT, 2018.

70 f. : il.

Dissertação (Mestrado em Biodiversidade e Agroecossistemas Amazônicos. Área de Concentração: Biodiversidade e Agroecossistemas Amazônicos) – Universidade do Estado de Mato Grosso, Faculdade de Ciências Biológicas e Agrárias.

Orientação: Dr. Mendelson Guerreiro de Lima.

Coorientação: Dr. Kleber do Espírito Santo Filho.

1. Conservação da biodiversidade. 2. Amazônia. 3. Nymphalidae. 4. Impacto ambiental. 5. Hidrelétricas.

**ANÁLISE DE SÉRIES TEMPORAIS EM UM
GRADIENTE ESPACIAL: COMPREENDENDO OS
EFEITOS DA CONSTRUÇÃO DE BARRAGENS
SOBRE A ASSEMBLEIA DE BORBOLETAS
FRUGÍVORAS**

MAICON DIEGO PINTO ROSSI

Dissertação apresentada à Universidade do Estado de Mato Grosso, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade e Agroecossistemas Amazônicos, para a obtenção do título de Mestre em Biodiversidade e Agroecossistemas Amazônicos.

Aprovada em: 09/03/2018

Prof. Dr. Mendelson Guerreiro de Lima
Orientador – UNEMAT/ PPGBioAgro

Prof. Dr. Oscar Mitsuo Yamashita
UNEMAT/ PPGBioAgro

Prof. Dr. Leandro Dênis Battirola
UFMT/Sinop

DEDICATÓRIA

Dedico essa dissertação a minha esposa Renata e meu filho Emanuel por terem me incentivado a percorrerem essa jornada, e sempre estarem ao meu lado.

AGRADECIMENTOS

Primeiramente agradeço a Deus por iluminado meus caminhos e ter dado força e sabedoria para concluir mais essa etapa da minha vida.

Agradeço a toda minha família, especialmente minha esposa Renata, por todo incentivo, auxílio e compreensão, prestados desde a concepção da ideia de realizar o mestrado até o momento de sua conclusão. A meu filho Emanuel, que mesmo sendo tão pequeno, por muitas vezes, compreendeu a ausência do papai. A meus pais Airton e Edenice que sempre me incentivarem em meus estudos e também fazerem parte de mais essa conquista.

Também agradeço o meu Orientador Mendelson, e meu coorientador Kleber, por terem aceitado seguir essa jornada ao meu lado, e principalmente por toda ajuda e ensinamentos prestados, sem os quais não seria possível concluir essa dissertação.

Sou grato a todos os professores do PPGBioAgro, pelo conhecimento compartilhados, especialmente o Professor Carlos, pelo auxílio com o geoprocessamento, e o professor Pedro pela ajuda durante a fase de análise de dados. E também não poderia deixar de agradecer meus colegas de mestrado, por todo auxílio e companheirismo, especialmente ao Reginaldo pelo auxílio com o tratamento das minhas imagens de satélite e confecção de mapas.

Agradeço a Universidade do Estado de Mato Grosso e ao PPGBioAgro, pela oportunidade. A Companhia Hidrelétrica Teles Pires (CHTP) e a Biota Projetos e Consultoria Ambiental pela disponibilização dos dados utilizados nesta dissertação. A coordenação de aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pelo financiamento da minha bolsa, permitindo minha integral dedicação aos estudos.

Enfim, agradeço a todos que de alguma forma contribuíram para a minha formação. Muito obrigado!

“O cuidado dos ecossistemas requer uma perspectiva que se estenda para além do imediato, porque, quando se busca apenas um ganho econômico rápido e fácil, ninguém se importa realmente com a sua preservação. Mas o custo dos danos provocados pela negligência egoísta é muitíssimo maior do que o benefício econômico que se possa obter”.

Papa Francisco, Carta Encíclica *Laudato si*.

SUMÁRIO

LISTA DE TABELAS.....	vii
LISTA DE FIGURAS.....	viii
RESUMO.....	xii
ABSTRACT.....	xiv
1. INTRODUÇÃO GERAL.....	1
2. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	3
3. CAPÍTULOS.....	5
3.1.DISTRIBUIÇÃO ESPAÇO-TEMPORAL DA ASSEMBLEIA DE BORBOLETAS FRUGÍVORAS EM UM GRADIENTE ESPACIAL NO SUL DA AMAZÔNIA BRASILEIRA.....	5
Resumo.....	6
Abstract.....	7
Introdução.....	8
Material e Métodos.....	10
Área de Estudo.....	10
Desenho Amostral.....	10
Amostragem das Borboletas Frugívoras.....	11
Seleção e adequação dos dados.....	12
Métricas da Paisagem.....	13
Variáveis Meteorológicas.....	15
Análise de dados.....	16
Distribuição espacial das espécies.....	16
Distribuição temporal das espécies.....	17
Resultados.....	18

Distribuição espacial das espécies.....	18
Distribuição temporal das espécies.....	22
Discussão.....	28
Conclusões.....	32
Referências Bibliográficas.....	33
3.2 RESPOSTAS DA ASSEMBLEIA DE BORBOLETAS FRUGÍVORAS FRENTE ÀS PERTURBAÇÕES AMBIENTAIS CAUSADAS POR UMA USINA HIDRELÉTRICA.....	39
Resumo	41
Abstract	42
Introdução	43
Área de Estudo.....	46
Desenho Amostral.....	47
Amostragem das Borboletas Frugívoras	48
Seleção e adequação dos dados	48
Análise de dados.....	49
Resultados	52
Discussão.....	58
Conclusões.....	62
Referências Bibliográficas.....	63
ANEXO	68

LISTA DE TABELAS

TABELAS	Página
CAPÍTULO I	
1. Descrição da situação ambiental e coordenada do início e final dos módulos amostrais na área de influência do empreendimento hidrelétrico Teles Pires. **= Coordenadas geográficas.....	11
2. Riqueza e abundância de espécies registradas nos diferentes módulos amostrados na área de influência do empreendimento hidrelétrico Teles Pires. N= abundância de espécies; S = riqueza de espécies.....	18
3. Variáveis de estrutura da paisagem selecionadas para a realização da análise de redundância RDA, para os módulos amostrados na área de influência do empreendimento hidrelétrico Teles Pires. SLXP.P= proporção de solo exposto; CLT. P= proporção de cultura; T.F.MD= tamanho médio do fragmento; P.IH= proporção de ilhas na amostra.....	21
4. Riqueza e abundância de espécies registradas nas estações anuais amostradas na área de influência do empreendimento hidrelétrico Teles Pires. N= abundância de Espécies; S = riqueza de espécies.	25
CAPÍTULO II	
5. Descrição da situação ambiental e coordenada do início e final dos módulos amostrais na área de influência do empreendimento hidrelétrico Teles Pires. *= Posição em relação à barragem do empreendimento hidrelétrico; **= Coordenadas geográficas.....	47

LISTA DE FIGURAS

FIGURAS	Página
CAPÍTULO I	
6. Área de estudo com a localização dos módulos amostrados na área de influência do empreendimento hidrelétrico Teles Pires.....	10
7. Procedimentos metodológicos de amostragem de borboletas frugívoras. A: Modelo de armadilha Van Someren-Rydon (SHUEY, 1997), utilizada no estudo. B: Preparo atrativo de banana amassada com caldo de cana fermentado por 48h depositado em pratos plásticos no interior das armadilhas. C: Retirada de borboletas de uma armadilha após 24 horas de exposição. D: Fotografia de uma borboleta em vários ângulos, ventre, dorso e lateral. E: Marcação de um indivíduo com código alfa numérico.....	12
8. Série temporal de 2013 a 2016, com a classificação das categorias presentes nos buffers de cada módulo, na área de influência do empreendimento hidrelétrico Teles Pires.....	15
9. Análise de cluster pelo método UPGMA traçada a partir da matriz de distância de Bray-Curts, para os módulos amostrados na área de influência do empreendimento hidrelétrico Teles Pires. A= agrupamento formado a partir da matriz de abundância com coeficiente cofenético= 0,89; B= agrupamento formado a partir da matriz de dados ambientais com coeficiente cofenético = 0,81.....	19
10. Escalonamento multidimensional não métrico calculado com base na composição de espécies observada nos diferentes módulos amostrados na área de influência do empreendimento hidrelétrico Teles Pires. MOD = Módulos. (<i>Stress</i> = 0,20).....	20
11. Análise de redundância (RDA) aplicada sobre a matriz de distribuição da assembleia de borboletas frugívoras amostradas nos módulos da área de influência do empreendimento hidrelétrico Teles Pires. P.IH= Proporção de amostra em ilha; T.F.MD= Tamanho	

médio do fragmento; CLT.P = Proporção de cultura na paisagem (buffer 3.000m); SLX.P= Proporção de solo exposto na paisagem (buffer 3.000m).	22
12. Variação da abundância e riqueza absoluta de espécies de borboletas frugívoras ao longo das 10 campanhas de monitoramento na área de influência do empreendimento hidrelétrico Teles Pires. A= Abundância; B= Riqueza de espécies.	23
13. Análise de cluster pelo método UPGMA traçada a partir da matriz de distância de Bray-Curt, para as 10 campanhas realizadas na área de influência do empreendimento hidrelétrico Teles Pires. Coeficiente cofenético= 0,8.	24
14. Figura 9: Escalonamento multidimensional não métrico evidenciando o agrupamento da assembleia de borboletas frugívoras na área de influência do empreendimento hidrelétrico Teles Pires, em função da sazonalidade. SAZ= Sazonalidade; CHUVA= Estação chuvosa; I_CHUVA= Início da estação chuvosa; I_SECA= Início da estação seca; SECA= Estação seca. (Stress = 0.18).....	25
15. Análise de redundância (RDA) aplicada sobre a matriz de distribuição da assembleia de borboletas frugívoras amostradas nas 10 campanhas realizadas da área de influência do empreendimento hidrelétrico Teles Pires. SAZ= Sazonalidade; CHUVA= Estação chuvosa; I_CHUVA= Início da estação chuvosa; I_SECA= Início da estação seca; SECA= Estação seca; UR.M= Umidade relativa do ar média; RS.M= Radiação solar média; EV.M= Evapotranspiração média.	27

CAPÍTULO II

16. Área de estudo com a localização dos módulos e metodologia de amostragem de borboletas frugívoras. A: Mapa com localização dos módulos amostrados na área de influência do empreendimento hidrelétrico Teles Pires. B: Modelo de armadilha Van Someren-

Rydon (SHUEY, 1997), utilizada no estudo. C: Retirada de borboletas de uma armadilha após 24 horas de exposição. D: Fotografia de uma borboleta em vários ângulos, ventre, dorso e lateral. E: Marcação de um indivíduo com um código alfa numérico. F: Espécime solto após realização dos procedimentos metodológicos ... 46

17. Flutuação na abundância das 15 espécies mais abundantes amostradas. Em azul abundância observada durante as campanhas realizadas antes do enchimento do reservatório do empreendimento hidrelétrico, em vermelho abundância registrada durante as campanhas realizadas após o enchimento do reservatório do empreendimento hidrelétrico..... 54
18. Agrupamento de cluster a partir de uma matriz de distância de Bray-curtis pelo método *UPGMA*, para os módulos na área de influência do empreendimento hidrelétrico Teles Pires durante as fases de pré e pós-enchimento do reservatório. PRE = Fase de pré-enchimento do reservatório; POS = Fase de pós-enchimento do reservatório; M1= Módulo 1; M2= Módulo 2; M3= Módulo 3; M4= Módulo 4; M5= Módulo 5; M6= Módulo 6. Coeficiente cofenético = 0,74. 55
19. Escalonamento Multidimensional não Métrico (NMDS) das amostras realizadas durante as fases de pré e pós-enchimento do reservatório do empreendimento hidrelétrico Teles Pires. PRE = Fase de pré-enchimento do reservatório; POS = Fase de pós-enchimento do reservatório; M1= Módulo 1; M2= Módulo 2; M3= Módulo 3; M4= Módulo 4; M5= Módulo 5; M6= Módulo 6. Stress = 0,13; $R^2= 0,91$ 56
20. Partição de variância entre variáveis de clima, estrutura da paisagem e enchimento do reservatório do empreendimento hidrelétrico Teles Pires. X1= Variáveis climáticas; X2= Variáveis de estrutura da paisagem; X3= Variáveis relacionadas ao enchimento do reservatório. Significância do modelo ($R^2= 0,40$; $R^2_{adj}= 0,26$ $p= 0.001$)..... 57

21. Análise de redundância (RDA) com variáveis meteorológicas, estrutura da paisagem e enchimento do reservatório do empreendimento hidrelétrico Teles Pires. PRE = Fase de pré-enchimento do reservatório; POS = Fase de pós-enchimento do reservatório; M1= Módulo 1; M2= Módulo 2; M3= Módulo 3; M4= Módulo 4; M5= Módulo 5; M6= Módulo 6 ($R^2= 0,40$; $R^2_{adj}= 0,26$ $p= 0.001$)..... 58

RESUMO

ROSSI, Maicon Diego Pinto. M.Sc. Universidade do Estado de Mato Grosso, Janeiro de 2018. **Análise de Séries Temporais em um Gradiente Espacial: Compreendendo os Efeitos da Construção de Barragens Sobre A Assembleia de Borboletas Frugívoras.** Orientador: Dr. Mendelson Guerreiro de Lima Coorientador: Dr. Kleber do Espírito Santo Filho.

A construção de barragens para a geração de energia afeta de forma profunda ambientes terrestres, levando à perda, fragmentação e simplificação de habitats. Dentre os muitos grupos de organismos afetados por essas alterações estão os invertebrados terrestres. As borboletas frugívoras (Lepidoptera: Nymphalidae) alimentam-se basicamente de frutos apodrecidos, e são representadas por algumas subfamílias como: Satyrinae, Biblidinae, Charaxinae e também uma tribo de Nymphalinae (Coeini). Esse grupo de borboletas tem se destacado em relação a outros insetos em estudos para detecção dos efeitos de perturbações ambientais. Nessa perspectiva, a presente dissertação tem por objetivo geral compreender em que medida as alterações ambientais promovidas pela instalação do Empreendimento Hidrelétrico Teles Pires, localizado no rio de mesmo nome na divisa dos estados do Mato Grosso e Pará, sul da Amazônia brasileira, afetam a composição, riqueza e abundância das espécies de borboletas frugívoras. Esse estudo está estruturado em dois capítulos: o primeiro avaliou o padrão de distribuição da assembleia de borboletas frugívoras em escala espaço-temporal. Já o segundo investigou em que nível a instalação do Empreendimento Hidrelétrico Teles Pires influenciou o padrão de distribuição e composição de espécies de borboletas frugívoras. As coletas de dados foram realizadas em campanhas trimestrais de novembro de 2013 a agosto de 2016 em seis módulos do tipo RAPELD, neste caso caracterizados por uma trilha principal de 5 km, incluindo cinco parcelas transversais de 250 m, distante uma da outra cerca de 1 km, subdivididas em blocos de 50m. Em cada parcela foram instaladas 20 armadilhas com isca atrativa, as quais permaneciam abertas por cinco dias por campanha. No primeiro capítulo foram realizadas análises de variância para verificar a diferença entre a riqueza, abundância e composição de espécies entre os módulos e ao longo da série temporal.

Também foi avaliado nesse capítulo o efeito que a estrutura da paisagem exerceu sobre a diversidade e composição de espécies. Para isso, métricas da paisagem foram extraídas por meio de imagens de satélite. Também foram utilizadas variáveis meteorológicas, para avaliar o efeito da sazonalidade sobre a distribuição das espécies ao longo da série temporal. No capítulo II, as análises realizadas foram estruturadas entre os fatores PRE, que correspondem à fase de pré enchimento do reservatório, e POS, correspondente à fase pós enchimento do reservatório. Foram realizadas análises de variância para verificar a diferença entre riqueza, abundância e composição de espécies de borboletas entre as duas fases. Também foi realizada uma partição de variância para verificar o quanto as variáveis meteorológicas, estrutura da paisagem e o enchimento do reservatório influenciam na variação da composição de espécies da assembleia. Foram registradas 5.960 borboletas distribuídas em quatro subfamílias, 11 tribos, 48 gêneros e 119 espécies. Houve diferença para todos os parâmetros da assembleia analisados tanto em escala espacial quanto temporal. Já entre as duas fases foram observadas diferenças significativas para a abundância e composição de espécies. As variáveis relacionadas ao enchimento do reservatório explicam a maior parte da variação na composição de espécies da assembleia na área de influência do empreendimento hidrelétrico. Assim, demonstra-se necessária a manutenção dos remanescentes florestais nesta região para a conservação da assembleia de borboletas frugívoras.

Palavras-chave: Conservação da biodiversidade, Amazônia, Nymphalidae, Impacto ambiental, Hidrelétricas.

ABSTRACT

ROSSI, Maicon Diego Pinto. M.Sc. Universidade do Estado de Mato Grosso, Janeiro de 2018. **Analysis of Time Series in a Spatial Gradient: Understanding the Effects of the Construction of Dams on the Assembly of Fruit-feeding Butterflies.** Orientador: Dr. Mendelson Guerreiro de Lima
Coorientador: Dr. Kleber do Espírito Santo Filho.

The construction of dams for the generation of energy profoundly affects terrestrial environments, leading to the loss, fragmentation and simplification of habitats. Among the many groups of organisms affected by these changes are terrestrial invertebrates. The fruit-feeding butterfly (Lepidoptera: Nymphalidae) feed primarily on rotting fruits, and are represented by some subfamilies such as Satyrinae, Biblidinae, Charaxinae and also a tribe of Nymphalinae (Coeini). This group of butterflies has stood out against other insects in studies to detect the effects of environmental disturbances. In this perspective, this dissertation aims to understand to what extent the environmental changes promoted by the installation of the Teles Pires Hydroelectric Project, located in the river of the same name in the border of the states of Mato Grosso and Pará, southern Brazil, affect the composition, richness and abundance of the species of frugivorous butterflies. This study is structured in two chapters: the first one evaluated the distribution pattern of the frugivorous butterflies on a space-time scale. The second investigated the level at which the installation of the Teles Pires Hydroelectric Power Plant influenced the pattern of distribution and composition of frugivorous butterflies species. Data collection was carried out in quarterly campaigns from November 2013 to August 2016 in six modules of the RAPELD type, in this case characterized by a main trail of 5 km, including five transversal plots of 250 m, distant from one another about 1 km, subdivided into blocks of 50m. In each plot 20 traps with attractive bait were installed, which were kept open for five days per campaign. In the first chapter, analyzes of variance were performed to verify the difference between richness, abundance and species composition between the modules and along the time series. Also evaluated in this chapter was the effect that the structure of the landscape exerted on the diversity and composition of species. For this, landscape metrics were extracted through satellite images. Meteorological variables were also

used to evaluate the effect of seasonality on the distribution of species along the time series. In chapter II, the analyzes were structured between the PRE factors, which correspond to the pre-filling phase of the reservoir, and POS, corresponding to the post-filling phase of the reservoir. Analyzes of variance were performed to verify the difference between richness, abundance and composition of butterfly species between the two phases. A variance partition was also performed to verify how much the meteorological variables, landscape structure and reservoir filling influence the variation of the species composition of the assembly. There were 5,960 butterflies distributed in four subfamilies, 11 tribes, 48 genera and 119 species. There was a difference for all parameters of the assembly analyzed in both spatial and temporal scales. Already between the two phases significant differences were observed for the abundance and composition of species. The variables related to the filling of the reservoir explain most of the variation in the species composition of the assembly in the area of influence of the hydroelectric project. Thus, it is necessary to maintain the remnants of forest in this region for the conservation of the fruit-feeding butterfly.

butterflies. Key-words: Biodiversity conservation, Amazon, Nymphalidae, Environmental impact, Hydropower.

1. INTRODUÇÃO GERAL

O aumento da demanda energética mundial tem resultado na construção de muitos empreendimentos para a geração de energia hidrelétrica, deixando dois terços das grandes bacias hidrográficas do mundo fragmentadas (NILSSON et al., 2005; ANSAR et al., 2014). Dentre essas bacias destaca-se a Amazônica. De acordo com Raisg (2012) essa região é caracterizada por apresentar elevado potencial hídrico, sendo grande a quantidade de empreendimentos hidrelétricos em funcionamento e planejados, cuja maior parte concentra-se na Amazônia brasileira. Entretanto, questões ambientais têm adquirido mais peso no debate sobre essa forma de exploração de recursos, dadas as alterações significativas ocasionadas ao ecossistema, apesar de muitas vezes essas consequências ambientais sejam negligenciadas (WINEMILLER et al., 2016).

Além dos efeitos amplamente estudados sobre os ecossistemas aquáticos (AGOSTINHO; PELICICE; GOMES, 2008; LIERMANN et al., 2012; SÁ-OLIVEIRA et al., 2015), a construção de barragens para a geração de energia afeta também, de forma profunda, ambientes terrestres (FINER; JENKINS, 2012; LESS et al., 2016), levando à perda, fragmentação e simplificação de habitats, o que gera uma forte pressão sobre a fauna em função, dentre outros fatores, do efeito de borda que força a migração das espécies para o interior de florestas remanescentes (ALHO, 2011). Outro efeito a ser considerado é a insularização de ambientes florestais; esse processo – caracterizado pela formação de manchas de floresta nativas e ambientes abertos (barreiras) entre essas manchas - em médio e longo prazo pode promover a extinção local de espécies (AURÉLIO-SILVA, 2016; BENCHIMOL; PERES, 2015; PALMERIM; VIEIRA; PERES, 2017; STORCK-TONONA; PERES, 2017). Assim como os demais grupos, a diversidade de invertebrados, organismos importantes para a teia alimentar, também é impactada, e isso pode ser refletido de forma direta em outros grupos de organismos (ALHO, 2011), uma vez que, após o enchimento do reservatório, há um aumento na competição e taxa de predação nos remanescentes de floresta no entorno do reservatório (PASSAMANI; CERBONCINI, 2013).

Um dos grupos impactados é o das borboletas frugívoras (Lepidoptera: Nymphalidae) que se alimentam basicamente de frutos apodrecidos, e são representadas por algumas subfamílias de Nymphalidae (Satyrinae, Biblidinae, Charaxinae), e também uma tribo de Nymphalinae (Coeini) (FREITAS; BROWN, 2004). Esses organismos são facilmente capturados com armadilhas contendo isca atrativa (frutos fermentados) e apresentam sistemática relativamente bem resolvida, com a possibilidade de soltura dos indivíduos após identificação em campo (FREITAS et al., 2006; 2014). Essas características, associadas à rápida resposta apresentada frente a alterações ambientais, conferem ao grupo das borboletas frugívoras uma posição de destaque em relação a outros grupos em estudos para detecção dos efeitos de perturbações ambientais (SANTOS et al., 2015). Além disso, seu papel como prestadoras de serviços ambientais tais como polinização, regulação da competição entre plantas e ciclagem de nutrientes por meio da herbivoria na fase larval conferem ao grupo uma condição chave na teia trófica, sendo altamente recomendado que recebam atenção especial frente a programas específicos de conservação (BONEBRAKE et al., 2010; LEWINSOHN; FREITAS; PRADO, 2005).

Nessa perspectiva, a presente dissertação tem por objetivo geral compreender em que medida as alterações ambientais promovidas pela instalação do Empreendimento Hidrelétrico Teles Pires, localizado no rio de mesmo nome na divisa dos estados do Mato Grosso e Pará, sul da Amazônia brasileira, afetam a composição, diversidade e distribuição das espécies de borboletas frugívoras. Para alcançar esse objetivo geral o estudo foi estruturado em dois capítulos que visam alcançar dois objetivos específicos:

i) Avaliar o padrão de distribuição da assembleia de borboletas frugívoras em escala espaço-temporal – **Capítulo I.**

ii) Compreender em que nível a instalação do Empreendimento Hidrelétrico Teles Pires influenciou o padrão de distribuição e composição de espécies de borboletas frugívoras – **Capítulo II.**

2. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALHO, C. J. R. Environmental effects of hydropower reservoirs on wild mammals and freshwater turtles in amazonia : A review. **Oecologia Australis**. v. 15, n. 3, p. 593–604, 2011.
- AURÉLIO-SILVA, M.; ANCIÃES, M.; HENRIQUES, L. M. P.; BENCHIMOL, M.; PERES, C. A. Patterns of local extinction in an Amazonian archipelagic avifauna following 25 years of insularization. **Biological Conservation**. v. 199, p. 101–109, 2016.
- AGOSTINHO, A. A.; PELICICE, F. M.; GOMES, L. C. Dams and the fish fauna of the Neotropical region: impacts and management related to diversity and fisheries. **Brazilian Journal of Biology**. v. 68, n. 4, p. 1119–1132, 2008.
- ANSAR, A.; FLYVBJERG, B.; BUDZIER, A.; LUNN, D. Should we build more large dams? The actual costs of hydropower megaproject development. **Energy Policy**. v. 69, p. 43–56, 2014.
- BENCHIMOL, M.; PERES, C. A. Widespread forest vertebrate extinctions induced by a mega hydroelectric dam in lowland Amazonia. **Plos One**. v. 10, n. 7, p. 1–15, 2015.
- BONEBRAKE, T. C.; PONISIO, L. C.; BOGGS, C. L.; EHRLICH, P. R. More than just indicators: A review of tropical butterfly ecology and conservation. **Biological Conservation**. v. 143, n. 8, p. 1831–1841, 2010.
- FREITAS, A. V. L.; BROWN JR., K. S. Phylogeny of the Nymphalidae (Lepidoptera). **Systematic Biology**. v. 53, p. 363-383, 2004.
- FREITAS, A. V. L.; LEAL, I. R.; UEHARA-PRADO, M.; IANNUZZI, L. Insetos como indicadores de conservação da paisagem. In: **Biologia da conservação: essências**. (Rocha, C.F.D.; Bergallo, H.G.; Van Sluys M.; Alves, M.A.S.). Rima Editora, São Carlos. 2006, cap.15, p.357-384.
- FREITAS, A. V. L.; ISERHARD, C. A.; SANTOS, J. P.; OLIVEIRA C. J. Y.; RIBEIRO, D. B.; MELO, D. H. A.; ROSA, A. H. B.; MARINI-FILHO, O. J.; ACCACIO, G. M.; UEHARA-PRADO, M. Studies with butterfly bait traps : an overview. **Revista Colombiana de Entomologia**. v. 40, n. 2, p. 203–212, 2014.
- LEES, A. C.; PERES, C. A.; FEARNSIDE, P. M.; SCHNEIDER, M.; ZUANON, J. A. S. Hydropower and the future of amazonia biodiversity. **Biodiversity and Conservation**. v. 25, n. 3, p. 451–466, 2016.
- LIERMANN, C. R.; NILSSON, C.; ROBERTSON, J.; NG, R. Y. Implications of dam obstruction for global freshwater fish diversity. **Bio Science**. v. 62, n. 6, p. 539–548, 2012.
- LEWINSOHN, T. M.; FREITAS, A. V. L.; PRADO, P. I. Conservação de invertebrados terrestres e seus habitats no Brasil. **Megadiversidade**. v. 1, n. 1, p. 62–69, 2005.

FINER, M.; JENKINS, C. N. Proliferation of hydroelectric dams in the andean amazon and implications for Andes-Amazon connectivity. **Plos One**. v. 7, n. 4, p. 1-9, 2012.

NILSSON, C. REIDY, C. A.; DYNESIUS, M.; REVENGA, C. Fragmentation and Flow Regulation of the World ' s Large River Systems. **Science**. v. 308, p. 405–408, 2005.

PASSAMANI, M.; CERBONCINI, R. A. S. The effects of the creation of a hydroelectric dam on small mammals' communities in central Brazil. **Neotropical Biology and conservation**. v. 8, n. 1, p. 9–16, 2013.

RAISG - Red Amazónica de linformació Socioambiental Georreferenciada. **Amazonía Bajo Presión**. São Paulo: Instituto Socioambiental, 2012. 68p.

SANTOS, J. P.; MARINI-FILHO, O. J.; FREITAS, A. V. L.; UEHARA-PRADO, M. Monitoramento de Borboletas : o Papel de um Indicador Biológico na Gestão de Unidades de Conservação. **Biodiversidade Brasileira**. v. 6, n. 1, p. 87–99, 2015.

SÁ-OLIVEIRA, J. C.; HAWES, J. E.; ISAAC-NAHUM, V. J.; PERES, C. A. Upstream and downstream responses of fish assemblages to an Eastern Amazonian hydroelectric dam. **Freshwater Biology**. v. 60, p. 2037–2050, 2015.

STORCK-TONONA, D.; PERES, C. A. Forest patch isolation drives local extinctions of Amazonian orchid bees in a 26 years old archipelago. **Biological Conservation**. v. 214, p. 270–277, 2017.

WINEMILLER, K. O.; MCINTYRE, P. B.; CASTELLO, L.; FLUET-CHOUINARD, E.; GIARRIZZO, T.; NAM, S.; BAIRD, I. G.; DARWALL, W.; LUJAN, N. K.; HARRISON, I.; STIASSNY, M. L. Balancing hydropower and biodiversity in the Amazon, Congo, and Mekong. **Science**. v. 351, p.128–129, 2016.

3. CAPÍTULOS

3.1. DISTRIBUIÇÃO ESPAÇO-TEMPORAL DA ASSEMBLEIA DE BORBOLETAS FRUGÍVORAS EM UM GRADIENTE ESPACIAL NO SUL DA AMAZÔNIA BRASILEIRA

Resumo - (Distribuição espaço-temporal da assembleia de borboletas frugívoras em um gradiente espacial no sul da Amazônia brasileira.). Há uma grande necessidade de se compreender os processos e fatores que influenciam a distribuição das espécies em uma escala espaço-temporal, principalmente para os invertebrados, cujos dados são extremamente limitados. Nesse contexto, o presente estudo investigou a distribuição espacial e temporal da assembleia de borboletas frugívoras, ao sul da Amazônia brasileira, bem como os fatores que influenciam na distribuição dessas espécies. As coletas de dados foram realizadas em 10 campanhas trimestrais de novembro de 2013 a agosto de 2016 ao longo em seis Módulos caracterizados por uma trilha principal de 5 km, subdividida em cinco parcelas transversais de 250 m. Em cada parcela foram instaladas 20 armadilhas com isca atrativa, as quais permaneceram abertas cinco dias por campanha. Para avaliar o efeito que a estrutura da paisagem exerceu sobre a diversidade e composição de espécies, métricas da paisagem foram extraídas por meio de imagens de satélite. Também foram utilizadas variáveis meteorológicas, para avaliar o efeito da sazonalidade sobre a distribuição das espécies ao longo da série temporal. Foram registradas 5.960 borboletas distribuídas em quatro subfamílias 11 tribos 48 gêneros e 119 espécies. Existem diferenças entre a riqueza, abundância e composição de espécies em escala espacial e temporal (módulos e campanhas). A estrutura da paisagem é responsável por 10% da variação na composição de espécies enquanto variáveis meteorológicas explicam 9% dessa variação. Deste modo, recomenda-se a manutenção de remanescentes florestais nesta região, pois estes são de fundamental importância para a conservação de borboletas frugívoras.

Palavras-chave: Conservação da biodiversidade, florestas tropicais, Nymphalidae.

Abstract - (space-time distribution of the fruit-feeding butterflies assembly in a spatial gradient in southern of Brazilian Amazonia). There is a great need to understand the processes and factors that influence the distribution of species on a space-time scale, especially for invertebrates, whose data are extremely limited. In this context, the present study investigated the spatial and temporal distribution of the fruit-feeding butterflies assembly in the southern Brazilian Amazon, as well as the factors that influence the distribution of these species. The data collections were carried out in 10 quarterly campaigns from November 2013 to August 2016 along in six Modules characterized by a main trail of 5 km, subdivided in five transversal plots of 250 m. In each plot 20 traps with attractive bait were installed, which remained open five days per campaign. In order to evaluate the effect that landscape structure exerted on the diversity and composition of species, landscape metrics were extracted through satellite images. Meteorological variables were also used to evaluate the effect of seasonality on the distribution of species along the time series. There were 5,960 butterflies distributed in four subfamilies 11 tribes 48 genera and 119 species. There are differences between richness, abundance and species composition in spatial and temporal scale (modules and vines). The structure of the landscape accounts for 10% of the variation in species composition while meteorological variables account for 9% of this variation. Therefore, it is recommended the maintenance of forest remnants in this region, as these are of fundamental importance for the conservation of fruit-feeding butterflies.

Key-words: Biodiversity conservation, rainforest, Nymphalidae.

Introdução

Os trópicos concentram a maior parte da biodiversidade terrestre, o que torna as florestas tropicais fortemente suscetíveis ao atual cenário de extinção global (LAURANCE et al., 2012). Fatores como o clima, estrutura da paisagem e interações ecológicas inter e intraespecíficas podem influenciar diretamente a distribuição de espécies ao longo de gradientes ambientais (GRIME; PIERCE, 2012). Destaca-se como as principais impulsionadoras de alterações nos padrões de distribuição da biodiversidade global as alterações no uso e cobertura do solo (HOEKSTRA et al., 2005) associadas ao atual cenário de mudanças climáticas (SALA et al., 2000). Nos últimos 500 anos diversas espécies de animais foram extintas e as populações restantes têm enfrentado drásticas quedas na abundância por consequência de interferências antrópicas em florestas tropicais (DIRZO et al., 2014).

Deste modo, torna-se preocupante a previsão de que até o fim desse século 34% da cobertura florestal da Amazônia possa ser alterada, cuja situação mais grave deverá ser observada na região sul desse bioma, especialmente nas bacias dos rios Madeira, Xingu e Tapajós. Nessa região a área total desmatada pode chegar a 50% da cobertura original, em grande parte, em função da rápida expansão da fronteira agrícola, associada a outras atividades antrópicas como mineração, expansão da malha viária e construção de hidrelétricas (FEARNSIDE, 2006; FINER; JENKINS, 2012; DAVIDSON et al., 2012; LAURANCE; SAYER; CASSMAN, 2014; CASTELLO; MACEDO 2015; LESS et al., 2016; GUIMBERTEAU et al., 2017).

Como efeito desse processo de perda de hábitat, a previsão é de que, até final desse século, em torno de 27% das espécies dependentes de florestas tropicais estejam extintas (STRASSBURG et al., 2012). Esse cenário previsto reforça ainda mais a necessidade de compreender os processos e fatores que influenciam a distribuição das espécies (BOMMARCO et al., 2014), considerando os efeitos da fragmentação e perda de habitat em escala espaço-temporal (DIDHAM et al., 1996), principalmente para os invertebrados, cujos dados são extremamente limitados.

Em se tratando de Lepidoptera, alguns estudos acerca do comportamento das comunidades frente às alterações ambientais têm sido realizados (BONEBRAKE et al., 2010). Muito embora a magnitude da resposta varie em função dos parâmetros ambientais utilizados nas análises, é fato de que na maioria dos casos pode-se observar com clareza a variação das métricas das comunidades de Lepidoptera, em especial os Nymphalidae, tais como riqueza de espécie, abundância e composição, frente às alterações ambientais (BOSSART et al. 2006; BARLOW et al., 2007; UEHARA-PRADO et al., 2009; BRITO et al., 2014; DIRZO et al., 2014).

Os ninfalídeos (Lepidoptera: Nymphalidae) constituem um grupo de organismos que se alimentam basicamente de frutos apodrecidos ou fermentados, conhecidos assim como borboletas frugívoras. Fazem parte desse grupo exclusivamente as subfamílias Satyrinae, Biblidinae, Charaxinae e também uma tribo de Nymphalinae, Coeini (FREITAS; BROWN 2004). Essas borboletas são típicas dos trópicos e compreendem de 50 a 75% de todos os Nymphalidae neotropicais (BROWN, 2005).

Nesse contexto o presente estudo investigou a distribuição espacial e temporal da assembleia de borboletas frugívoras, ao sul da Amazônia brasileira, bem como os fatores que influenciam a distribuição dessas espécies. Deste modo, foram testadas as seguintes hipóteses:

i) A riqueza, abundância e composição de espécies da assembleia de borboletas frugívoras se diferem ao longo do gradiente espacial.

ii) A riqueza, abundância e composição de espécies da assembleia de borboletas frugívoras se diferem em escala temporal.

iii) A estrutura e composição da paisagem exercem influência sobre a riqueza, abundância e composição de espécies da assembleia de borboletas frugívoras.

iv) Variáveis meteorológicas exercem influência sobre a riqueza, abundância e composição de espécies da assembleia de borboletas frugívoras em escala temporal.

Material e Métodos

Área de Estudo

O presente estudo foi conduzido no médio Teles Pires na divisa dos estados de Mato Grosso e Pará, região sul da Amazônia brasileira, nas imediações da Usina Hidrelétrica Teles Pires (Figura 1). O clima predominante na região é do tipo Am: Clima tropical, com temperaturas médias anuais acima de 26°C e pluviosidade média anual acima 2.800 mm com um período de estiagem de 3-5 meses (ALVAREZ et al., 2014). A fitofisionomia da região é definida como ecótono entre formações savânicas e florestais (EPE, 2010).

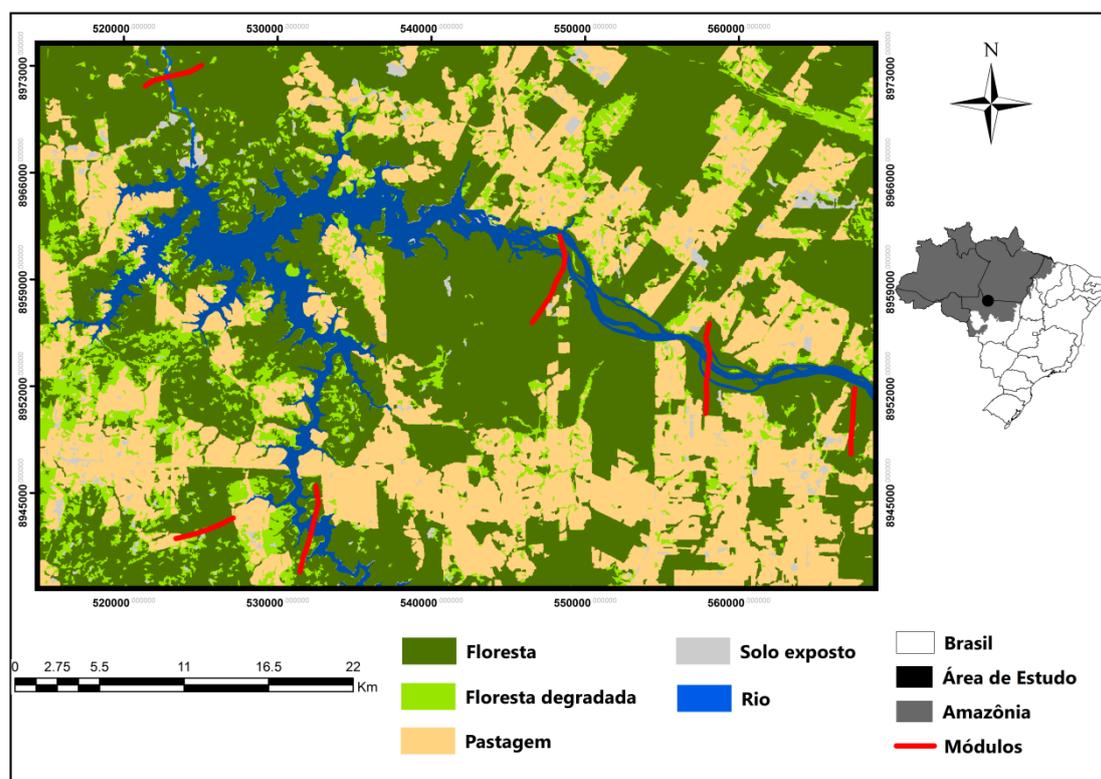


Figura 1: Área de estudo com a localização dos módulos amostrados na área de influência do empreendimento hidrelétrico Teles Pires.

Desenho Amostral

O desenho amostral adotado seguiu a metodologia RAPELD (MAGNUSSON et al., 2005), caracterizado por sítios de amostragem denominados módulos. As coletas de dados em cada campanha foram realizadas em seis módulos (M) do tipo RAPELD (Tabela 1), neste caso,

caracterizados por uma trilha principal de 5 km, incluindo cinco parcelas transversais de 250 m, distante uma da outra cerca de 1 km. Por sua vez essas parcelas foram subdivididas longitudinalmente em cinco blocos de 50m. Em cada parcela foram instalados cinco blocos de 50 m com dois pares de armadilhas com espaçamento de 25 m entre cada par, totalizando 20 armadilhas por parcela e 100 armadilhas por módulo.

Tabela 1: Descrição da situação ambiental e coordenada do início e final dos módulos amostrais na área de influência do empreendimento hidrelétrico Teles Pires. **= Coordenadas geográficas.

Módulo	Localização	Cood. Geo.** (Início)	Cood. Geo.** (Final)
M1	Margens esquerda, direita e duas ilhas fluviais do rio Teles Pires.	557980 - 8956827	557932 – 8949976
M2	Margem esquerda e duas ilhas fluviais do rio Teles Pires.	546472 - 8956072	548292 – 8962269
M3	Margem esquerda do rio Teles Pires.	567291 - 8951430	567254 – 8947008
M4	Margens esquerda e direita do rio Teles Pires.	520889 - 8971386	525502 – 8973319
M5	Margens esquerda e direita do rio Paranaíta.	532637 - 8944458	531385 – 8939736
M6	Fragmento florestal localizado na Fazenda Aliança, próximo ao rio Paranaíta.	527759 - 8944165	523534 – 8941432

Amostragem das Borboletas Frugívoras

As coletas de dados foram realizadas em campanhas trimestrais de novembro de 2013 a agosto de 2016, totalizando 10 campanhas. Para a coleta dos espécimes foram utilizadas armadilhas Van Someren-Rydon (SHUEY, 1997) que consistem em um funil de malha de nylon de 2 mm, com abertura na parte inferior por onde as borboletas entram ao serem atraídas pela isca (Figura 2A).

As armadilhas foram instaladas a uma altura de 1,50 m do chão, e permaneceram ativas por cinco dias consecutivos sendo revisadas a cada 24 horas. Cada armadilha recebeu um preparado atrativo de banana amassada com caldo de cana, fermentada por pelo menos 48 horas. Esse preparado foi depositado em pequena quantidade (cerca de 150mL) sobre pratos plásticos

colocados no interior das armadilhas e renovados a cada 48 h (Figura 2C). Ao considerar o número de dias que as mesmas permanecem abertas, o esforço total empregado em cada campanha totaliza 3.400 episódios de amostragem.

Após 24 horas de exposição, os indivíduos presentes nas armadilhas foram retirados do aparato e identificados em campo (Figura 2B) (LAMAS, 2004). Para sanar possíveis dúvidas taxonômicas os animais foram fotografados em vários ângulos (ventre, dorso e lateral) (Figura 2D). Cada espécime recebeu uma marcação individual com um código alfa numérico, que foi realizada na face ventral da asa anterior, porção apical, com a utilização canetas de tinta permanente atóxica (Figura 2E).

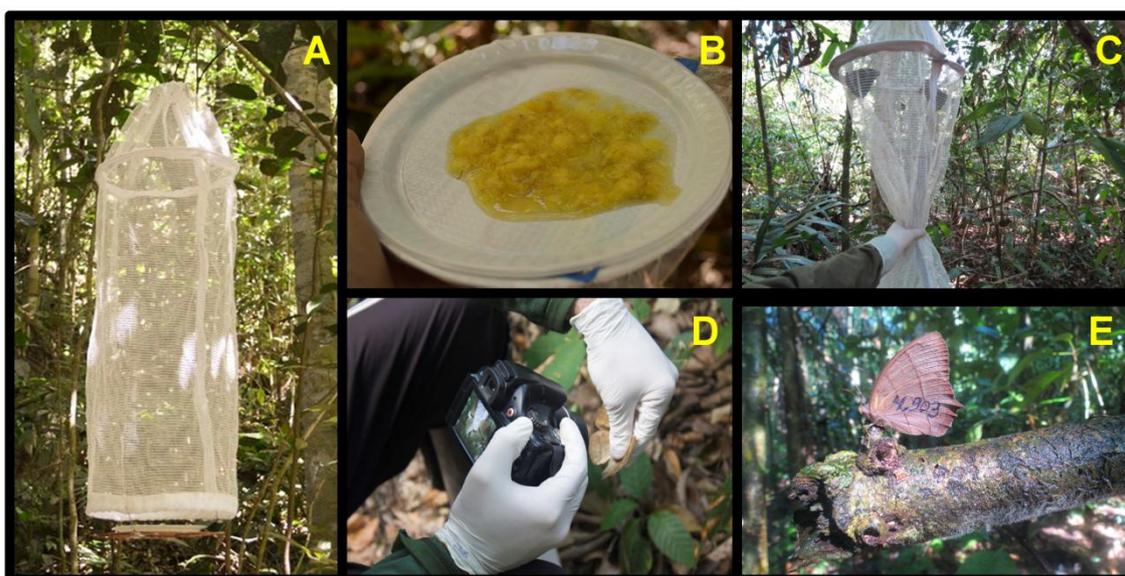


Figura 2: Procedimentos metodológicos de amostragem de borboletas frugívoras. A: Modelo de armadilha Van Someren-Rydon (SHUEY, 1997), utilizada no estudo. B: Preparo atrativo de banana amassada com caldo de cana fermentado por 48h depositado em pratos plásticos no interior das armadilhas. C: Retirada de borboletas de uma armadilha após 24 horas de exposição. D: Fotografia de uma borboleta em vários ângulos, ventre, dorso e lateral. E: Marcação de um indivíduo com código alfa numérico

Seleção e adequação dos dados

A previsão era de que em cada campanha todos os seis módulos e respectivamente cada uma das 34 parcelas deveria ser amostrada. No entanto, devido a falhas logísticas, que incluíram impedimento de acessos nos períodos

chuvosos ou a proibição da entrada da equipe de pesquisadores por parte dos proprietários de terra, nem todas as unidades amostrais de cada módulo foram regularmente amostradas. Como resultado, foi gerada uma assimetria amostral tanto em termo de espaço (módulos com diferentes esforços amostrais), quanto em termos de tempo (campanhas com diferentes esforços amostrais).

Partindo da premissa de que quaisquer análises de padrões dentro de processos ecológicos se tornam mais robustas e precisas na medida em que o esforço amostral empregado entre os diferentes fatores é mantido, foi necessário que os dados fossem adequados para atingir o pressuposto de simetria amostral.

A seleção das amostras teve como princípio gerar a máxima simetria entre os vários níveis dos diferentes fatores a serem analisados. Nesse sentido foi verificado o número máximo de unidades amostrais efetivamente amostradas em cada módulo durante as campanhas. Foram selecionados 10 blocos para cada um dos módulos nas diferentes campanhas. Cada um dos blocos efetivamente amostrados de cada módulo recebeu um número, e destes, 10 foram sorteados de maneira aleatória por meio da função “*sample*” do código fonte do software R (R CORE TEAM, 2017), sem repetição de amostras no sorteio.

Métricas da Paisagem

Para avaliar o efeito que a estrutura da paisagem exerceu sobre a diversidade e composição de espécies, métricas da paisagem foram extraídas por meio de imagens do sensor orbital *Operational Land Imager* (OLI) a bordo do satélite Landsat-8. Foi utilizada uma série temporal (2013 a 2016) composta pelas cenas 227/67, 228,66, 228/67 obtidas pelo banco de dados do *United States Geological Survey* (USGS – Earth Explorer). As imagens foram tratadas com a correção atmosférica e radiométrica por meio do software ENVI 5.1. Assim foi gerada uma imagem para cada ano da série temporal, onde a partir dos módulos foram estabelecidos *buffers* de 3.000 metros de onde foram retiradas as métricas da paisagem utilizadas no estudo. Para a escolha do tamanho do *buffer* foi considerada a experiência de campo, onde foram

detectadas borboletas que percorreram a distância de até 1.000 metros, sendo adequado que o *buffer* estabelecido não ficasse aquém desse valor, e ainda assim captasse minimamente as variações na estrutura da paisagem.

Em cada *buffer* ao longo da série temporal foi realizada uma classificação supervisionada da imagem, classificando-as em cinco categorias: Água (AG.P), Floresta (FLR.P), Floresta Degradada (FLRD.P), Solo Exposto/Rochas (SLXP.P) e Cultura (CLT.P) (Figura 3). Após a classificação, foram estabelecidas as porcentagens de cada categoria em cada *buffer* de cada ano. Também foram extraídas métricas quanto à localidade das unidades amostrais. Deste modo, considerou-se como as unidades amostrais distribuem-se ao longo dos módulos: proporção de unidades na margem direita (P.MD), proporção de unidades na margem esquerda (P.ME), proporção de unidades amostrais em ilhas (P.IH). Também foram consideradas as médias dos tamanhos dos fragmentos (T.F.MD) e a média da distância da borda das unidades amostrais (D.B.MD), com um total de 10 variáveis representando a estrutura da paisagem em que os módulos estavam inseridos.

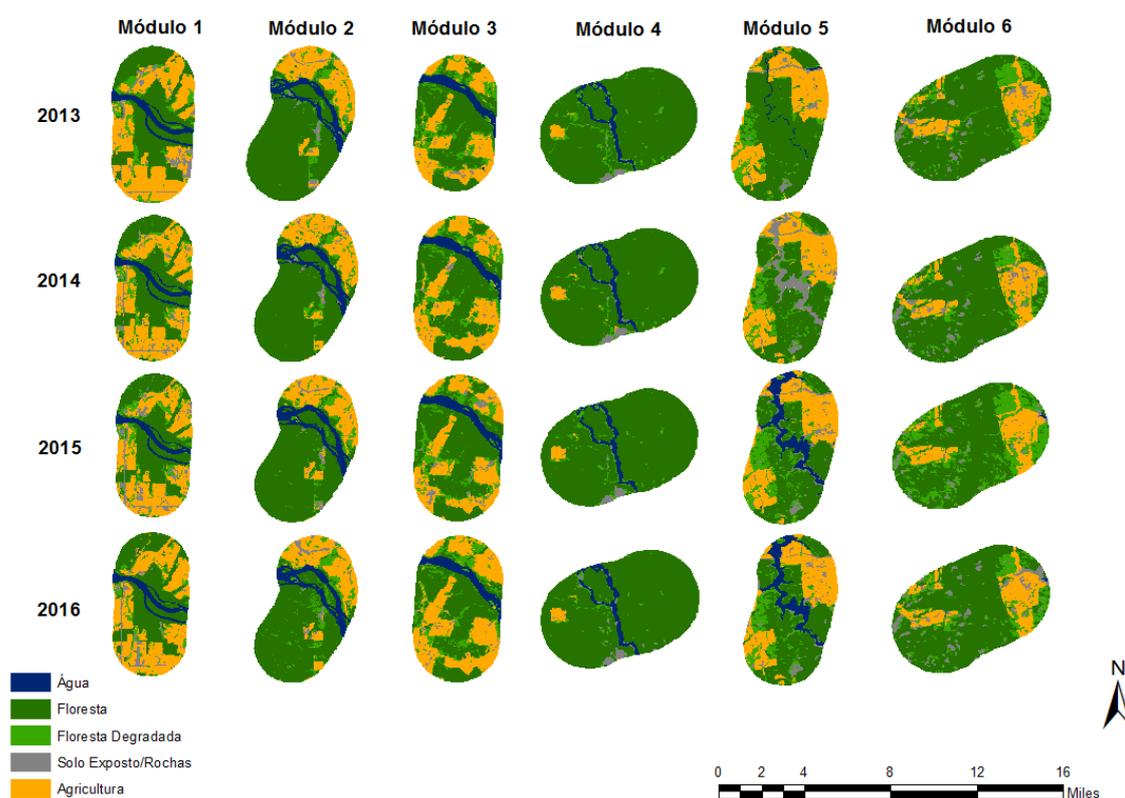


Figura 3: Série temporal de 2013 a 2016, com a classificação das categorias presentes nos buffers de cada módulo, na área de influência do empreendimento hidrelétrico Teles Pires.

Variáveis Meteorológicas

As variáveis climáticas utilizadas nesse estudo foram coletadas junto à estação meteorológica localizada no canteiro de obras da UHE Teles Pires. As coletas em cada módulo ocorriam por cinco dias por campanha, para o período de amostragem de cada módulo em cada campanha (cinco dias). Assim, foram extraídas as seguintes variáveis: pluviosidade acumulada *mm* (P.AC), média da velocidade do vento *m/s* (VV.M), média de temperatura $^{\circ}\text{C}$ (TP.M), umidade relativa do ar % (UR.M), média da radiação solar W/m^2 (RS.M) e média da evapotranspiração *mm/dia* (RV.M), totalizando seis variáveis ambientais meteorológicas.

Análise de dados

Distribuição espacial das espécies

Para comparar a riqueza e abundância de espécies entre os módulos, foi plotado um gráfico *boxplot* com os respectivos valores de riqueza de espécies e abundância absoluta de cada módulo. Posteriormente para comparar se a variação observada nos gráficos foi significativa, foi realizada análise de variância de medidas repetidas (ANOVA) onde as campanhas foram assumidas como réplicas de cada módulo. Após a realização da análise de variância, a normalidade de resíduos foi testada pelo teste de Shapiro-Wilk, e também a homogeneidade de variância pelo teste de Levene. Foi aplicada transformação logarítmica nos casos em que os pressupostos de normalidade dos resíduos e homogeneidade de variância não foram alcançados.

Após esse procedimento, foi calculada uma matriz de dissimilaridade de Bray-Curtis associada a uma análise de cluster pelo método de UPGMA para verificar a similaridade da composição de espécies observada nos diferentes módulos. Para determinação do número de grupos formados, foi utilizada a estatística de Matel. Para avaliar a adequabilidade do agrupamento foi calculado o índice de coeficiente cofenético (SOKAL: ROHLF, 1962). Após a realização do agrupamento de cluster, foi realizada um Escalonamento Multidimensional não Métrico (NMDS) a partir de uma matriz de distância de Bray-curtis, para verificar de que forma a composição de espécies dos módulos se agrupariam. Para essa análise espécies que correram uma única vez na amostragem foram excluídas, e posteriormente a matriz de abundância passou por uma transformação logarítmica, deste modo foi possível diminuir o coeficiente de *stress* da análise. Posteriormente foi realizada uma análise de variância multivariada de medidas repetidas (MANOVA) com os *scores* dos eixos do NMDS, para verificar se havia diferença significativa entre os agrupamentos formados.

Para verificar o quanto as métricas da paisagem influenciam na composição de espécies, foi realizada uma Análise de Redundância Canônica (RDA) com a eliminação das espécies que ocorreram uma única vez na

amostra, aplicação da transformação de *hellinger* na matriz de abundância (LEGENDRE; GALLAGHER, 2001) e a padronização dos dados ambientais. As variáveis que apresentaram elevada autocolinearidade, fator de inflação de variância (VIF) maior que 10 (LEGENDRE; LEGENDRE, 2012), foram eliminadas com utilização da função *vifcor* do pacote *usdm* (NAIMI et al., 2013) no software R. Em seguida, após verificar a significância da análise de redundância (RDA) realizada com as variáveis, foi realizada a seleção progressiva das mesmas (BLANCHET; LEGENDRE; BOCARD, 2008) com a função *forward.sel* do pacote *packfor* (DRAY; LEGENDRE; BLANCHET, 2016) no software R.

Para a realização dessas análises também foram utilizados os pacotes *vegan*, e *ggplot2* no software R versão 3.3.2 (R CORE TEAM, 2016).

Distribuição temporal das espécies

Na avaliação da distribuição temporal das espécies foram utilizados os mesmo procedimentos metodológicos citados anteriormente para verificar a existência de diferença significativa entre a riqueza, abundância e composição de espécies entre as 10 campanhas. Entretanto, para a análise de variância de medidas repetidas (ANOVA), cujo objetivo era avaliar a existência de diferença da riqueza e da abundância de espécies entre as campanhas, os módulos foram assumidos como réplicas de cada campanha e para a realização da Análise de Redundância Canônica (RDA) foram utilizadas as variáveis meteorológicas. Os fatores utilizados para verificar a existência de diferença na composição de espécies no tempo foram as estações: chuvosa, início da estação seca, estação seca, e início da estação chuvosa. Foi realizada análise de variância de medidas repetidas, para verificar se as diferenças da riqueza e abundância de espécies entre as campanhas estava relacionada à sazonalidade. Para as análises sazonais as campanhas C09 e C10 foram excluídas das análises, deste modo, foram padronizadas as amostragens durante as estações sazonais totalizando duas campanhas de amostragem por período sazonal.

Resultados

Foram registrados 5.968 indivíduos distribuídos em 119 espécies, 48 gêneros, 11 tribos, e quatro subfamílias. 55% das espécies ocorreram menos de 10 vezes nas amostras e 18% ocorreram uma única vez. A espécie mais abundante, *Amphidecta calliomma* (C. Felder & R. Felder, 1862), correspondeu a 11% da amostra, seguida por outras duas espécies, *Taygetis cleopatra* C. Felder & R. Felder, 1867 e *Nessaea obrinus* (Linnaeus, 1758), com 9% da abundância total. As 20 espécies mais abundantes juntas correspondem a 78% da abundância total. A subfamília mais abundante foi Satyrinae (74%), seguida por, Biblidinae (17%), Charaxinae (6%) e Nymphalinae (4%). A maior parte das espécies amostradas pertence à subfamília Satyrinae (60%), que é seguida por Charaxinae (20%), Biblidinae (17%) e Nymphalinae (3%) (Anexo A).

Dentre os módulos, a maior riqueza de espécies foi observada no M2 e a menor no M4 (Tabela 2). Já o módulo com maior abundância foi o M5 e o menos abundante M2 (Tabela 2). A análise de variância confirma a existência de diferenças entre os módulos tanto para riqueza (gl: 5; f: 3,129; p: 0,017), quanto para abundância (gl: 5; f: 4,566; p: 0.002).

Tabela 2: Riqueza e abundância de espécies registradas nos diferentes módulos amostrados na área de influência do empreendimento hidrelétrico Teles Pires. N= abundância de espécies; S = riqueza de espécies.

Módulo	N	S
Módulo 1	983	71
Módulo 2	734	79
Módulo 3	1155	77
Módulo 4	810	64
Módulo 5	1342	74
Módulo 6	944	73
Total	5968	119

A análise de cluster aponta que a composição de espécies entre os módulos é distinta com a formação de dois grupos: o primeiro formado pelo M4 e o segundo pelos demais módulos, o segundo grupo aparece dividido em dois sub-grupos (Figura 4A). O mesmo agrupamento foi encontrado ao realizar uma análise de cluster com a matriz de dados de estrutura da paisagem (Figura 4B).

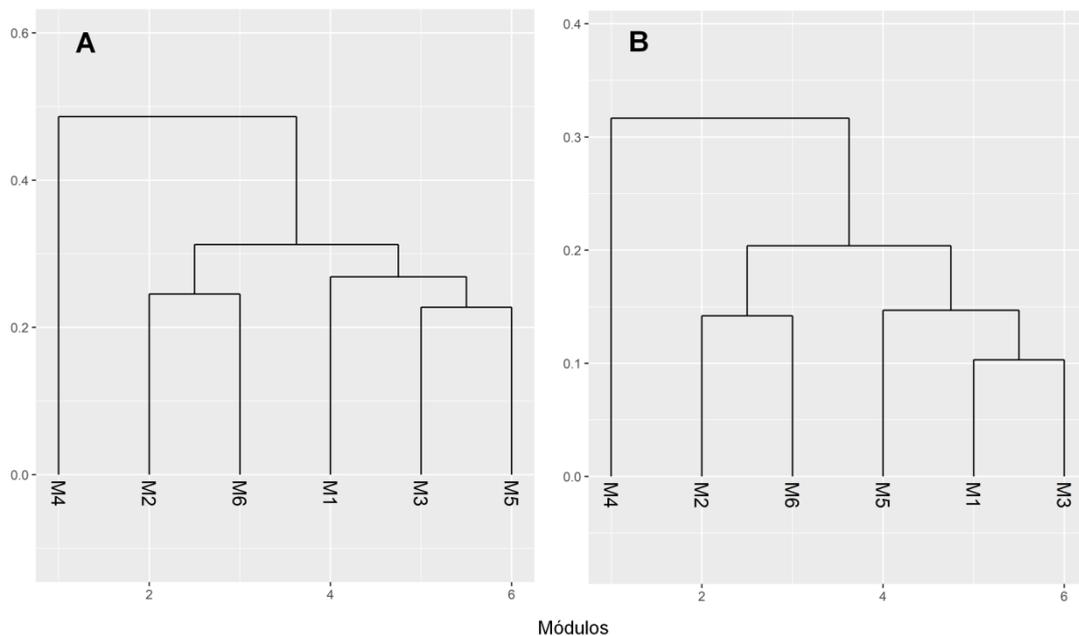


Figura 4: Análise de cluster pelo método UPGMA traçada a partir da matriz de distância de Bray-Curts, para os módulos amostrados na área de influência do empreendimento hidrelétrico Teles Pires. A= agrupamento formado a partir da matriz de abundância com coeficiente copenético= 0,89; B= agrupamento formado a partir da matriz de dados ambientais com coeficiente copenético = 0,81.

O escalonamento multidimensional não métrico (Figura 5) evidencia o agrupamento do M4 mais segregado dos demais módulos na porção superior direita do gráfico. Os módulos M2 e M6 se concentram na porção central. Já M5 e M3 se concentram na porção inferior esquerda do gráfico, com os pontos do M1 mais dispersos por todo o gráfico. A análise de variância (MANOVA) realizada com os *scores* dos eixos do NMDS confirma a existência de diferença na composição de espécies entre os módulos (pillai= 0,85; gl= 5; f= 6,62; $p < 0,001$).

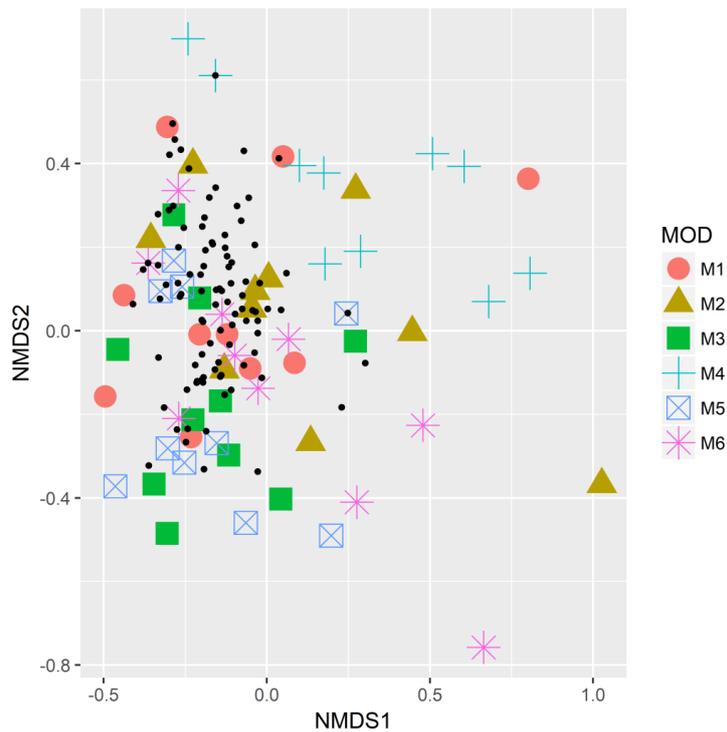


Figura 5: Escalonamento multidimensional não métrico calculado com base na composição de espécies observada nos diferentes módulos amostrados na área de influência do empreendimento hidrelétrico Teles Pires. MOD = Módulos. (*Stress* = 0,20).

Dentre as 10 variáveis ambientais de estrutura da paisagem quatro foram selecionadas após a exclusão das variáveis com $VIF > 10$ e seleção progressiva para a realização da RDA: proporção de solo exposto (SLXP.P), proporção de cultura (CLT.P), tamanho médio do fragmento (T.F.MD) e proporção de ilhas na amostra (P.IH) (Tabela 3).

Tabela 3: Variáveis de estrutura da paisagem selecionadas para a realização da análise de redundância RDA, para os módulos amostrados na área de influência do empreendimento hidrelétrico Teles Pires. SLXP.P= proporção de solo exposto; CLT. P= proporção de cultura; T.F.MD= tamanho médio do fragmento; P.IH= proporção de ilhas na amostra.

Módulo	Ano	SLXP.P (%)	CLT.P (%)	T.F.MD (ha)	P.IH (%)
M1	2013	5,65	38,47	548,45	28,57
	2014	5,26	37,84	548,45	28,57
	2015	7,42	34,06	565,61	28,57
	2016	4,69	39,14	573,29	28,57
M2	2013	2,75	19,97	2537,15	28,57
	2014	2,24	19,78	2537,15	28,57
	2015	2,32	19,78	2519,05	28,57
	2016	2,84	19,72	2399,03	28,57
M3	2013	1,57	29,31	1706,73	0
	2014	1,85	31,31	1706,73	0
	2015	3,56	27,54	1339,84	0
	2016	1,85	36,4	1339,84	0
M4	2013	1,4	1,24	2273,06	0
	2014	1,99	1,51	2273,06	0
	2015	1,64	1,34	2271,38	0
	2016	2,32	1,36	2277,73	0
M5	2013	3,36	27,53	1063,87	0
	2014	13,7	13,7	1063,87	0
	2015	5,83	26,55	907,99	0
	2016	5	27,07	993,99	0
M6	2013	5,58	16,34	3139,29	0
	2014	6,72	15,79	3139,29	0
	2015	2,96	16,5	2733,81	0
	2016	7,76	15,62	3095,48	0

As variáveis utilizadas na análise de redundância RDA (Figura 6) foram capazes de explicar aproximadamente 10% da variação na composição de espécies entre os módulos ($R^2 = 0,16$; $R^2_{adj} = 0,10$) e o modelo também apresentou significância estatística ($p = 0,001$). O eixo 1 da RDA explica 10,6% da variação dos dados enquanto o eixo 2 explica 2,7%. A composição de espécies dos módulos M3, M5 e M6 está relacionada ao aumento da proporção de solo exposto (SLXP.P) e diferentes formas de cultura (CLT. P). Para o M1 as variáveis proporção de amostras em ilhas (P.IH) e a proporção de cultura na

paisagem influenciam na composição de espécies. Em relação ao M2 a proporção de amostra em ilhas também influenciou na composição de espécies e o mesmo também se encontra inversamente relacionado à proporção de solo exposto. Já a composição de espécies do M4 está relacionada ao aumento do tamanho médio do fragmento (T.F.MD) e inversamente relacionada à proporção de cultura na paisagem.

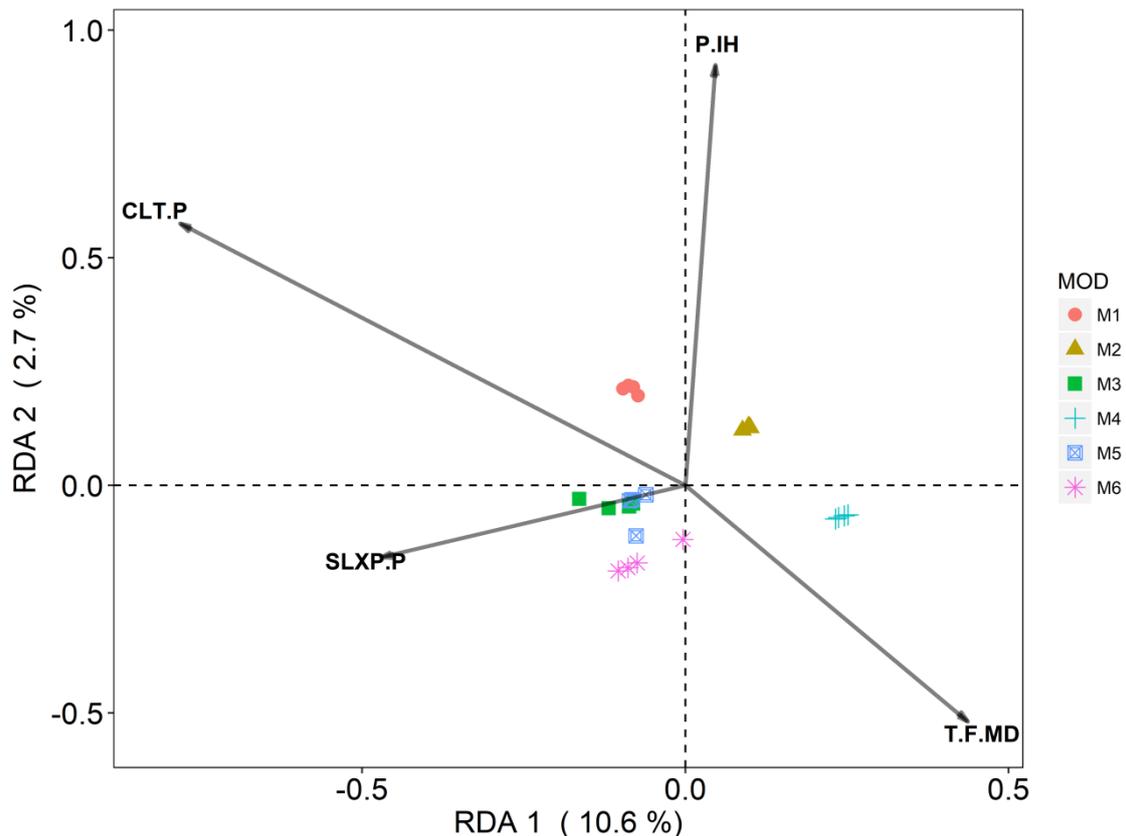


Figura 6: Análise de redundância (RDA) aplicada sobre a matriz de distribuição da assembleia de borboletas frugívoras amostradas nos módulos da área de influência do empreendimento hidrelétrico Teles Pires. P.IH= Proporção de amostra em ilha; T.F.MD= Tamanho médio do fragmento; CLT.P = Proporção de cultura na paisagem (*buffer 3.000m*); SLX.P= Proporção de solo exposto na paisagem (*buffer 3.000m*).

Distribuição temporal

A campanha C.04 apresentou a maior riqueza de espécies com 75 registros, enquanto a C.05 apresentou a menor riqueza com 40 espécies registradas. Quanto à abundância os valores extremos foram registrados

durante campanha C01 (N = 1.062) e na C09 quando foram registrados apenas 241 indivíduos (Figura 7). É possível observar ainda que a distribuição da riqueza e abundância de borboletas frugívoras ao longo do tempo indica um comportamento cíclico. A análise de variância confirma a existência de variação ao longo da série temporal tanto para abundância (gl=9 f= 11,84 p<0,001) quanto para riqueza de espécies (gl= 9 f= 13,56 p<0,001).

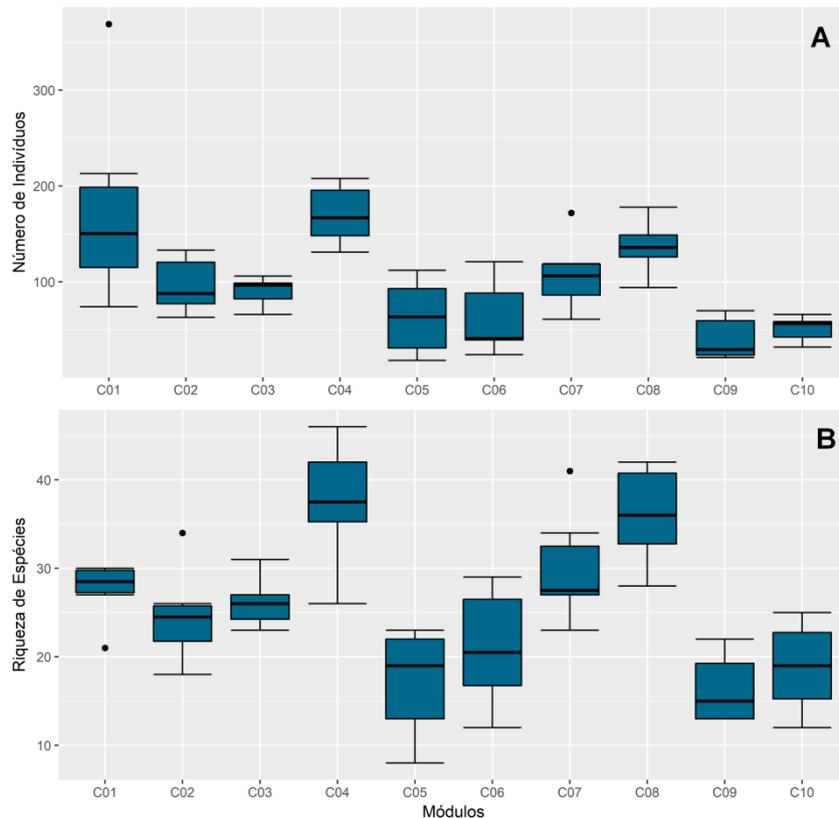


Figura 7: Variação da abundância e riqueza absoluta de espécies de borboletas frugívoras ao longo das 10 campanhas de monitoramento na área de influência do empreendimento hidrelétrico Teles Pires. A= Abundância; B= Riqueza de espécies.

A análise de cluster segregou a assembleia de borboletas em três grupos, ao longo da escala temporal, o primeiro formado pelas campanhas C.01 e C.05, o segundo pelas campanhas C.03, C.04 e C.08 e o terceiro pelas campanhas C.09, C.02, C.06, C.07 e C.10 (Figura 8). Os agrupamentos coincidem com os períodos sazonais amostrados, as campanhas C.01 e C.05 foram realizadas no início da estação chuvosa, C.02, C.06 e C.09 na estação

chuvosa, C.03, C.07 e C.10 no início da estação seca, já C.04 e C.08 na estação seca.

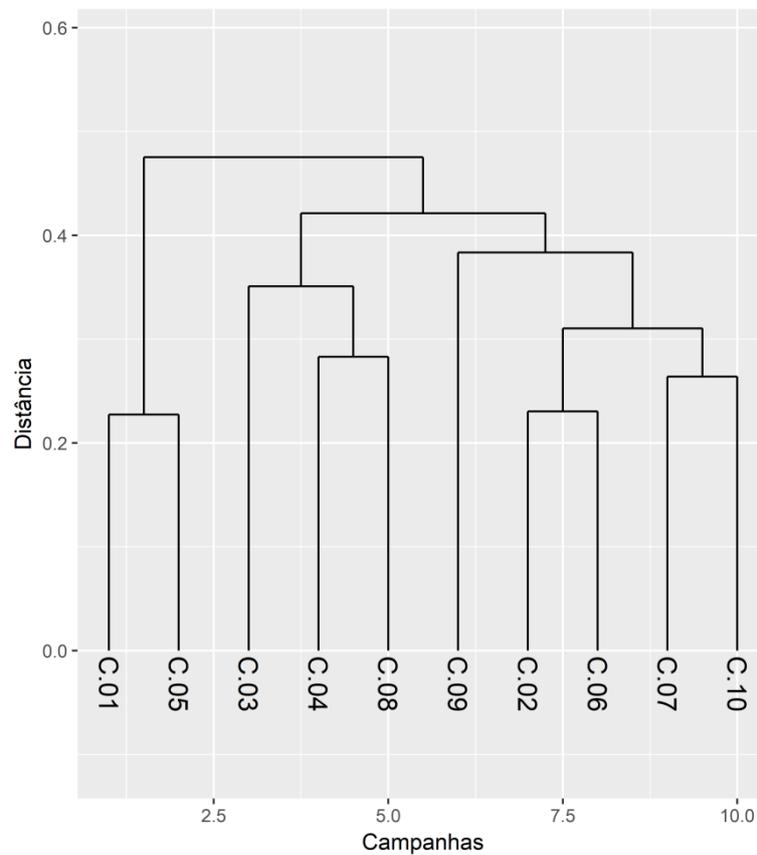


Figura 8: Análise de cluster pelo método UPGMA traçada a partir da matriz de distância de Bray-Curt, para as 10 campanhas realizadas na área de influência do empreendimento hidrelétrico Teles Pires. Coeficiente cofenético= 0,8.

A maior riqueza e abundância de espécies foram registradas durante a estação seca. Já a menor abundância foi observada na estação chuvosa, enquanto a menor riqueza de espécies no início da estação chuvosa (Tabela 4). A análise de variância confirma a existência de diferença para a riqueza de espécies ($gl= 3$; $f= 15,68$; $p<0,001$), e abundância ($gl= 3$; $f= 5,17$; $p= 0,012$), entre as estações sazonais.

Tabela 4: Riqueza e abundância de espécies registradas nas estações anuais amostradas na área de influência do empreendimento hidrelétrico Teles Pires. N= abundância de Espécies; S = riqueza de espécies.

Estação	N	S
Inic. Est. Chuvosa	1442	60
Est. Chuvosa	947	66
Inic. Est. Seca	1190	80
Est. Seca	1840	87
Total	5419	115

O escalonamento multidimensional não métrico NMDS (Figura 9) demonstra a formação de grupos em função da sazonalidade. Com a maior distinção entre grupos observada entre as estações seca e o início da estação chuvosa. A análise de variância (MANOVA) com os scores dos eixos do NMDS demonstram que há diferenças entre a composição de espécies entre os períodos sazonais (pillai= 0,95; gl= 3; f= 5,98; $p < 0,001$).

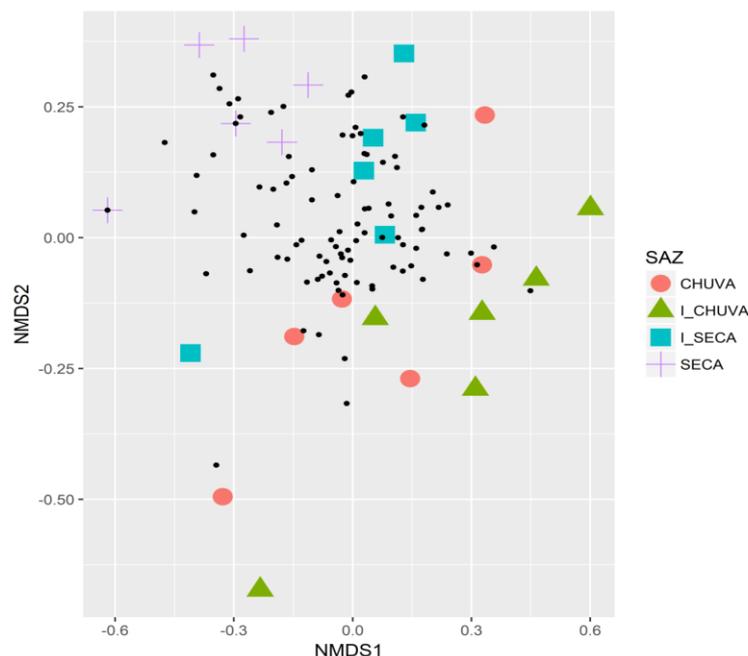


Figura 9: Escalonamento multidimensional não métrico evidenciando o agrupamento da assembleia de borboletas frugívoras na área de influência do

empreendimento hidrelétrico Teles Pires, em função da sazonalidade. SAZ= Sazonalidade; CHUVA= Estação chuvosa; I_CHUVA= Início da estação chuvosa; I_SECA= Início da estação seca; SECA= Estação seca. (Stress = 0.18)

Dentre as variáveis meteorológicas, três foram selecionadas, após a exclusão das variáveis com $VIF > 10$ e seleção progressiva, para a realização da RDA (Figura 10): umidade relativa do ar média (UR.M), evapotranspiração média (EV.M) e radiação solar média (RS.M). Essas variáveis climáticas foram capazes de explicar aproximadamente 10% da distribuição de borboletas frugívoras ao longo do tempo ($R^2 = 0,15$; $R^2_{adj} = 0,10$). O modelo também apresentou significância ($p = 0,001$). O eixo 1 da RDA explica 8,6% da variação enquanto o eixo 2 explica 4,2%. Ao longo da escala temporal é possível observar que as amostras foram agrupadas de acordo com a sazonalidade, onde a composição de espécies de borboletas na estação seca está relacionada com o aumento da radiação solar e inversamente relacionada com o aumento da umidade relativa do ar. O início da estação seca está inversamente relacionado com a evapotranspiração média e a estação chuvosa em conjunto com a o início da estação chuvosa estão relacionadas à umidade relativa do ar e evapotranspiração.

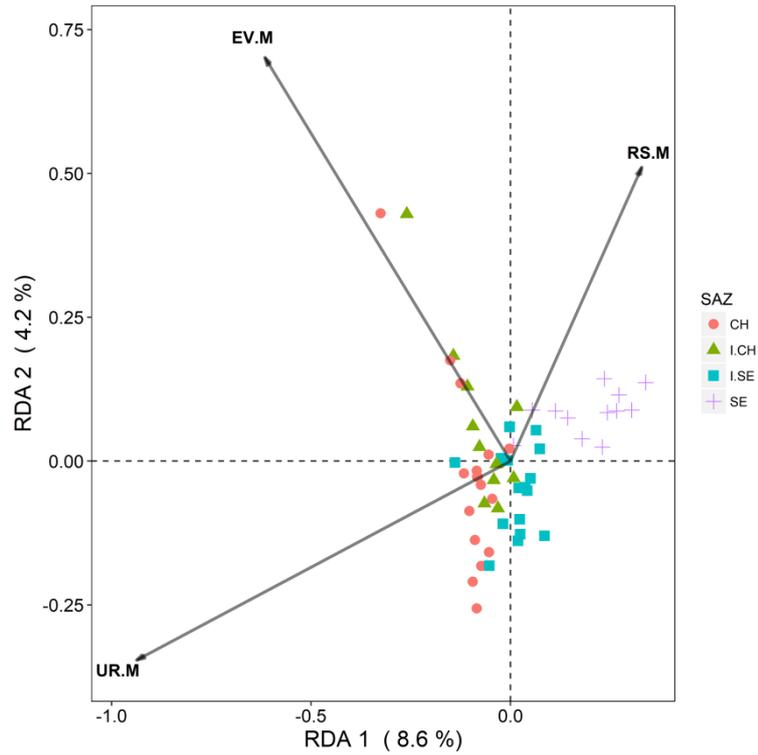


Figura 10: Análise de redundância (RDA) aplicada sobre a matriz de distribuição da assembleia de borboletas frugívoras amostradas nas 10 campanhas realizadas da área de influência do empreendimento hidrelétrico Teles Pires. SAZ= Sazonalidade; CHUVA= Estação chuvosa; I_CHUVA= Início da estação chuvosa; I_SECA= Início da estação seca; SECA= Estação seca; UR.M= Umidade relativa do ar média; RS.M= Radiação solar média; EV.M= Evapotranspiração média.

Discussão

Os resultados apontam a existência de diferença entre riqueza, abundância e composição de espécies em escala espacial e temporal, sendo a estrutura da paisagem e variáveis meteorológicas preditores da distribuição e composição de espécies de borboletas frugívoras ao sul da Amazônia brasileira.

Foram registradas neste estudo aproximadamente um terço da fauna de borboletas frugívoras esperada para todo o Brasil (KINOCHI, 2014), o que sugere a alta diversidade de borboletas frugívoras para a região, uma vez que a riqueza aqui observada é superior a relatada em estudos realizados em outras regiões amazônicas (DEVRIES; WALLA, 1999; RAMOS, 2000; BARLOW et al., 2008; VIEIRA, 2008; MIELKE; CARNEIRO; CASAGRANDE, 2010; DEVRIES et al., 2012; ANDRADE et al., 2017; GRAÇA et al., 2017) A elevada quantidade de espécies raras, bem como dominância de algumas espécies, geralmente Satyrinae que é a subfamília mais abundante em florestas tropicais, é um padrão comum observado em outros estudos na região amazônica (DEVRIES; WALLA, 1999; DEVRIES; MURRAY; LANDE, 1997; DEVRIES et al., 2012).

Contudo, é possível observar que há diferenças significativas entre a riqueza, abundância e a composição de espécies entre os módulos. Vários fatores influenciam diretamente na distribuição de borboletas frugívoras, dentre os quais pode-se destacar, a capacidade de dispersão (GRAÇA et al., 2015) e disponibilidade de recursos, principalmente para a fase larval, que apresenta mobilidade reduzida e muitas vezes dependência de plantas específicas, que são fatores diretamente relacionados a estrutura da paisagem (CURTIS et al., 2015).

Componentes da estrutura da paisagem, tais como, tamanho do fragmento, tipo e proporção de matriz, proporção de borda e conectividade exercem influência sobre distribuição, abundância e extinção de vários organismos (BOMMARCO et al., 2014; BRITO et al., 2014; ZIMBRES; PERES; MACHADO, 2016; BECA et al., 2017; MICHALSKI; PERES, 2017; BOESING; NICHOLS; METZGER, 2018). Do mesmo modo, os resultados deste estudo indicam que a heterogeneidade entre a assembleia de borboletas no gradiente

espacial estudado está relacionada com a estrutura da paisagem de cada módulo. Esta relação ficou bastante evidente, pois os módulos foram agrupados da mesma forma tanto para a assembleia de borboletas quanto para as métricas da paisagem, sendo esse um forte indicativo da relação entre a composição de espécies de borboletas e a estrutura da floresta, já relatada em outros estudos (WALLA et al., 2004; ZELLWEGER et al., 2016).

A proporção de cultura, solo exposto, tamanho do fragmento e proporção de ilhas na paisagem foram os elementos que mais influenciaram na variação da composição de espécies no gradiente espacial. Estes resultados são semelhantes aos encontrados por Bommarco et al. (2014) que relatam o histórico de uso e ocupação do solo, tamanho do fragmento e conectividade entre fragmentos como elementos que exerceram forte influência sobre a riqueza de espécies de borboletas e taxas de extinção das mesmas.

Dada a heterogeneidade entre as paisagens dos módulos estudados ao longo do gradiente espacial, provavelmente, as paisagens com fragmentos maiores tenham favorecido espécies especialistas em floresta, enquanto locais com maiores proporções de matriz agrícola tenham favorecido espécies generalistas e tolerantes a este tipo de matriz, gerando a variação espacial entre riqueza, abundância e composição de espécies entre os módulos (BRITO et al., 2014; FILGUEIRAS et al., 2016).

É relevante salientar que remanescentes florestais, adjacentes a rios bem como suas matas ciliares, são de extrema importância para a conservação da biodiversidade (ZIMBRES; PERES; MACHADO, 2016). A região de estudo ainda apresenta grandes fragmentos florestais e em alguns casos como no M4 e M2, que são áreas de floresta contínua pouco fragmentada. Do ponto de vista da conservação de espécies, esse tipo de paisagem tem se mostrado de elevada importância para vários grupos de organismos. As particularidades da paisagem de cada módulo têm contribuído de modo significativo para manutenção da diversidade regional de espécies. Muito embora a fragmentação favoreça espécies tolerantes a matriz nas bordas das florestas, a manutenção de grandes fragmentos florestais, bem como corredores ecológicos, oferece a oportunidade da persistência de espécies dependentes

de floresta em seu interior (BRITO et al., 2014; ZIMBRES; PERES; MACHADO, 2016; MICHALSKI; PERES, 2017; BRITO et al., 2017);.

As diferenças entre riqueza, abundância e composição de espécies em escala temporal observada neste estudo são atribuídas à sazonalidade, que, conhecidamente, influencia a diversidade de borboletas (DEVRIES; MURRAY; LANDE, 1997; DEVRIES; WALLA, 2001). A maior diversidade de borboletas ocorreu durante a estação seca contrastando com outros estudos como na Mata Atlântica, onde os picos de diversidade coincidem com as transições entre seca e chuva (SANTOS et al., 2017). Para o Cerrado há o aumento da diversidade de borboletas durante a estação chuvosa e transição entre chuva e seca (FREIRE-JR; DINIZ, 2015). Já na Amazônia equatoriana, o aumento da diversidade é registrado no início da estação seca (DEVRIES; MURRAY; LANDE, 1997; DEVRIES; WALLA, 2001; CHECA et al., 2017). Esse contraste pode estar relacionado às diferenças climáticas entre as regiões estudadas. Esta pesquisa foi realizada no extremo norte do estado de Mato Grosso (Sul da Amazônia brasileira) cujo clima é classificado como tropical úmido (Am), que é uma transição entre os tipos Af, presente em outras regiões amazônicas, e Aw, presente nas savanas brasileiras, o que demonstra que o clima na região de estudo apresenta diferenças em relação a outras localidades (ALVARES et al., 2014).

A umidade relativa do ar e a evapotranspiração estão relacionadas com a composição de espécies observada durante a estação chuvosa e início da estação chuvosa, períodos de menor diversidade. A umidade relativa do ar também foi apontada como variável meteorológica importante na flutuação de espécies de Morphini (Nymphalidae: Satyrinae), durante períodos sazonais (FREIRE-JR et al., 2014). Estudo realizado no Equador apresentou resultados semelhantes onde se detectou correlação negativa entre a flutuação de populações de borboletas e o aumento da precipitação (CHECA et al., 2013). A baixa diversidade durante a estação chuvosa também pode estar relacionada com o aumento da taxa de mortalidade de borboletas durante períodos de maior precipitação, que por sua vez, está relacionada ao aumento da umidade relativa do ar e evapotranspiração (KAJIN; PENZ; DEVRIES, 2017). Outra observação importante é que em períodos chuvosos há uma diminuição da

temperatura, que somada à elevada umidade relativa do ar dificulta o voo das borboletas, o que também contribui para o aumento da taxa de mortalidade em função da predação (CHAI; SRYGLEY, 1990; SANTOS et al., 2017)

A dinâmica temporal de borboletas também está relacionada à fenologia das plantas, que por sua vez também se relaciona ao clima (BARLOW et al., 2008). Outros aspectos relacionados aos hábitos de forrageio e estratégias reprodutivas das espécies, também influenciam a distribuição temporal de borboletas. A disponibilidade de biomassa para as larvas, disponibilidade de recurso (frutos apodrecidos) para forrageio dos adultos e estratégias evasivas aos predadores geralmente estão relacionadas com as estações (HEMER et al., 2005; MURAKAMI; ICHIE; HIRAO, 2008).

Provavelmente as variações observadas neste estudo entre riqueza abundância e composição de espécies e as estações devem estar relacionadas aos aspectos locais de clima e fenologia das plantas. Uma característica importante da região é que a maioria das plantas perdem suas folhas durante a estação seca com a emergência de folhas novas após esse período. Assim os picos de abundância e riqueza de borboletas adultas coincidem com o período menos favorável, em termos de biomassa disponível, para forrageio larval (FREITAS, LEAL, FERREIA, 1999; MURAKAMI; ICHIE; HIRAO, 2008).

A variação espacial e temporal associada à distribuição sazonal da assembleia de borboletas frugívoras é uma característica observada em várias outras comunidades de insetos de florestais tropicais (DEVRIES; WALLA, 1999). Há uma estreita ligação das borboletas frugívoras com a estrutura da paisagem que pode ser comprometida no futuro pelo aumento dos desmatamentos e um possível quadro de mudanças climáticas, trazendo drásticas consequências para este grupo de organismos na região sul da Amazônia brasileira (NEPSTAD, et al., 2008; LOVEJOY; NOBRE, 2018).

Conclusões

Existem diferenças entre a riqueza, abundância e composição de espécies tanto em escala espacial, quanto em escala temporal. Elementos da estrutura da paisagem, como tamanho do fragmento e proporção de matiz, são determinantes das diferenças observadas em escala espacial, enquanto a umidade relativa do ar e evapotranspiração, são variáveis meteorológicas que influenciam a distribuição sazonal das espécies de borboletas frugívoras. Deste modo, a manutenção de remanescentes florestais nesta região é de fundamental importância para a conservação de borboletas frugívoras.

Referências Bibliográficas

- ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; GONÇALVES, J. L. M.; SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**. v. 22, p. 711–728, 2014.
- ANDRADE, R. B.; BALCH, J. K.; CARREIRA, J. Y. O.; BRANDO, P. B.; FREITAS, A. V. L. 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.
- BARLOW, J.; ARAUJO, I. S.; OVERAL, W. L.; GARDNER, T. A.; MENDES, F. S., LAKE, I. R.; PERES, C. A. Diversity and composition of fruit-feeding butterflies in tropical Eucalyptus plantations. **Biodiversity and Conservation**. v. 17, p. 1089–1104, 2008.
- BLANCHET, F. G.; LEGENDRE, P.; BORCARD, B. Forward selection of explanatory variables. **Ecology**. v. 89, p. 2623–2632, 2008.
- BOESING, A. L.; NICHOLS, E.; METZGER, J. P. Biodiversity extinction thresholds are modulated by matrix type. **Ecography**. 2018.
- BOMMARCO, R.; LINDBORG, R.; MARINI, L.; Ockinger E. Extinction debt for plants and flower-visiting insects in landscapes with contrasting land use history. **Diversity and Distributions**. v. 20, p. 591–599, 2014.
- BOSSART, J. L.; OPUNI-FRIMPONG, E.; KUUDAAR, S.; NKRUMAH E. Richness, abundance, and complementarity of fruit-feeding butterfly species in relict sacred forests and forest reserves of Ghana. **Biodiversity and Conservation**. v.15, p. 333–359, 2006.
- BRITO, M. M.; RIBEIRO, D. B.; RANIERO, M.; HASUI, E.; RAMOS, F. N.; ARAB, A. Functional composition and phenology of fruit-feeding butterflies in a fragmented landscape: variation of seasonality between habitat specialists. **Journal of Insect Conservation**. v. 18, p. 547–560, 2014.
- BRITO, T. F.; PHIFER, C. C.; KNOWLTON, J. L.; FISER, C. M.; BECKER, N. M.; BARROS, F. C.; CONTRERA, F. A. L.; MAUÉS, M. M.; JUEN, L.; MONTAG, L. F. A.; WEBSTER, C. R.; FLASPOHLER, D. J.; SANTOS, M. P. D.; SILVA, D. P. Forest reserves and riparian corridors help maintain orchid bee (Hymenoptera: Euglossini) communities in oil palm plantations in Brazil. **Apidologie**. v. 48, p. 575–587, 2017.
- BRITO, M. M.; RIBEIRO, D. B.; RANIERO, M.; HASUI, E.; RAMOS, F. N.; ARAB, A. Functional composition and phenology of fruit-feeding butterflies in a fragmented landscape: variation of seasonality between habitat specialists. **J. Insect Conservation**. v. 18, p. 547–560, 2014.
- BROADBENTA, E. N.; ASNERA, G. P.; KELLERC, M.; KNAPPA, D. E.; OLIVEIRA, P. J. C.; SILVAD, J. N. Forest fragmentation and edge effects from deforestation and selective logging in the Brazilian Amazon. **Biological Conservation**, v. 141, p. 1745 –1757, 2008.

BROSE, R.; MARTINEZ, N.D.; WILLIAMS, R.J. Estimating species richness: sensitivity to sample coverage and insensitivity to spatial patterns. **Ecology**. v. 84 n.9 p.2364–2377. 2003.

BROWN, K. S. Geologic, evolutionary, and ecological bases of the diversification of neotropical butterflies: implications for conservation. pp. 166-201. 2005. In: BERMINGHAM, E., DICK, C. W.; MORITZ, G. **Tropical rainforests: past, present, and future**. Disponível em: https://books.google.com.br/books?id=Y3dXZyCCDpEC&printsec=frontcover&hl=pt-BR&source=gbs_ge_summary_r&cad=0#v=onepage&q&f=false. Acessado em: 05 de dezembro de 2018.

CASTELLO, L.; MACEDO, M. N. Large-scale degradation of Amazonian freshwater ecosystems. **Global Change Biology**. v. 22, p. 990–1007, 2015.

CHAI, P.; SRYGLEY, R. B. Predation and the flight, morphology, and temperature of neotropical rain-forest butterflies. **The American Naturalist**. v. 135, p. 748-765, 1990.

CHECA, M. F.; BARRAGÁN A.; RODRÍGUEZ, J.; CHRISTMAN, M. Temporal abundance patterns of butterfly communities (Lepidoptera: Nymphalidae) in the Ecuadorian Amazonia and their relationship with climate. **Annales de la Société entomologique de France**. v. 45, p. 470-486, 2009.

COLWELL R. K.; CODDINGTON .J. A. Estimating the extent of terrestrial biodiversity through extrapolation. **Philosophical Transactions of the Royal Society B**. v. 345. p.101–118. 1994.

CURTIS, R. J.; BRERETON, T. M.; DENNIS, R. L. H.; CARBONE, C.; ISAAC, N. J. B. Butterfly abundance is determined by food availability and is mediated by species traits. **Journal of Applied Ecology**. v. 52, p. 1676–1684, 2015.

DAVIDSON, E. A.; ARAÚJO, A. C.; ARTAXO, P.; BALCH, J. K.; BROWN, I. F.; BUSTAMANTE, M. M. C.; COE, M. T.; DEFRIES, R. S.; KELLER, M., LONGO, M.; MUNGER, J. W.; SCHROEDER, W.; SOARES-FILHO, B. S.; SOUZA, C. M.; WOFSY, S. C. The Amazon basin in transition. **Nature**. v. 481, p. 321–328, 2012.

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

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

DEVRIES, P. J.; ALEXANDER, L. G.; CHACON, I. A.; FORDYCE, J. A. Similarity and difference among rainforest fruit-feeding butterfly communities in Central and South America. **Journal of Animal Ecology**. v. 81, p. 472–482, 2012.

DEVRIES, P. J.; MURRAY, D.; LANDE, R. Species diversity in vertical, horizontal, and temporal dimensions of a fruit-feeding butterfly community in an

Ecuadorian rainforest. **Biological Journal of the Linnean Society**. v. 62, p. 343–364, 1997.

DIDHAM, R. K.; GHAZOUL, J.; STORK, N. E.; DAVIS, A. J. Insects in fragmented forests: a functional approach. **Tree**. v. 2, p. 255-260, 1996.

DIRZO, R.; YOUNG, H. S.; GALETTI, M.; CEBALLOS, G.; ISAAC, N. J. B.; COLLEN, B. Defaunation in the Anthropocene. **Science**. v. 345, p. 401-406, 2014.

DRAY, S.; LEGENDRE, P.; BLANCHET, G. **packfor**: Forward Selection with permutation (Canocop.46). R package version 0.0-8/r136. <https://R-Forge.R-project.org/projects/sedar/>. 2016.

EPE. **Relatório de Impacto Ambiental - UHE Teles Pires**. Brasília: Empresa de Pesquisas Energéticas - EPE, 2010. 68p.

FATTORINI, S. Insect extinction by urbanization: A long term study in Rome. **Biological Conservation**. v.144, p. 370–375, 2011.

FEARNSIDE, P. M. Dams in the Amazon: Belo Monte and Brazil hydroelectric development of the xingu river basin. **Environmental Management**. v. 38, p. 16-27, 2006.

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

FINER, M.; JENKINS, C. N. Proliferation of hydroelectric dams in the andean amazon and implications for Andes-Amazon connectivity. **Plos One**. v. 7, p. 1-9, 2012.

FREIRE-JR, G. B.; DINIZ, I. R. Temporal dynamics of fruit-feeding butterflies (Lepidoptera: Nymphalidae) in two habitats in a seasonal Brazilian environment. **Florida Entomologist**. v. 98, p. 1207-1216, 2015.

FREITAS, A. V. L.; LEAL, I. R.; FERREIA, S. O. Selection of oviposition sites by a Lepidoptera community of a tropical forest in southeastern Brazil. **Biotropica**. v. 31, p. 372-375, 1999.

FREITAS, A. V. L.; BROWN, K. S. Phylogeny of the Nymphalidae (Lepidoptera). **Systematic Biology**. v. 53, p. 363–383, 2004.

GENTRY, A. H. Patterns of Neotropical plant species diversity. **Evolutionary Biology** v. 15 p.1-84. 1982.

GOTELLI, N. J.; COLWELL, R. K. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of specie richness. **Ecology Letters**, Oxford, v. 4, p. 379-391, 2001.

GOTELLI, N. J.; ELLISON, A. M. **Princípios de estatística em ecologia**. Artmed, Porto Alegre, 1ª ed. 2011, 528 p.

GRAÇA, M. B.; PEQUENO, P. A. C. L.; FRANKLIN, E.; SOUZA, J. L. P.; MORAIS, J. W. Taxonomic, functional, and phylogenetic perspectives on butterfly spatial assembly in northern Amazonia. **Ecological Entomology**. v. 42, p. 816-826, 2017.

GRAÇA, M. B.; MORAIS, J. W.; FRANKLIN, E.; PEQUENO, P. A. C. L.; SOUZA, J. L. P.; BUENO, A. S. Combining Taxonomic and Functional Approaches to Unravel the Spatial Distribution of an Amazonian Butterfly Community. **Environmental Entomology**. v. 0, p. 1–9, 2015.

GRIME, J., P.; PIERCE, S. **The Evolutionary Strategies that Shape Ecosystems**. John Wiley; Sons, Ltd, Oxford. 2012, 240p.

GUIMBERTEAU, M.; CIAIS, P.; DUCHARNE, A.; BOISIER, J. P.; AGUIAR, A. P. D.; BIEMANS, H.; DEURWAERDER, H.; GALBRAITH, D.; KRUIJT, B.; LANGERWISCH, F.; POVEDA, G.; RAMMIG, A.; RODRIGUEZ, D. A.; TEJADA, G.; THONICKE, K.; RANDOW, C. V.; RANDOW, R. C. S. V.; Ke ZHANG, K.; VERBEECK, H. Impacts of future deforestation and climate change on the hydrology of the Amazon Basin: a multi-model analysis with a new set of land-cover change scenarios. **Hydrology and Earth System Sciences**. v. 21, p.1455–1475, 2017.

HAMER, K. C.; HILL, J. K.; BENEDICK, N. S.; SHERRATT, T. N.; CHEY, V.K.; MARYATI, M. Temporal variation in abundance and diversity of butterflies in Bornean rain forests: opposite impacts of logging recorded in different seasons. **Journal of Tropical Ecology**. v. 21, p.417–425, 2005.

HOEKSTRA, J. M.; BOUCHER, T. M.; RICKETTS, T. H., ROBERTS, C. Confronting a biome crisis: Global disparities of habitat loss and protection. **Ecology Letters**. v. 8, p. 23–29, 2005.

KAJIN, M.; PENZ, C. M.; DEVRIES, P. J. Large-Scale Climate Effects Meet an Amazonian Butterfly: Which Population Parameters Respond to El Niño?. **Environmental Entomology**. v. 0, 1–10, 2017.

KINOUCI, M. **Biologia dos Indicadores Biológicos**. Brasília- MMA, ICMBio, BMU, GIZ. 2014, 120p.

LAMAS, G. Checklist: part 4A, Hesperioidea - Papilionoidea. In: HEPPNER, J. B. **Atlas of Tropical Lepidoptera: checklist**. Association for Tropical Lepidoptera; Gainesville, Scientific Publishers, 2004, 439p.

LAURANCE, W. F.; SAYER, J.; CASSMAN, K. G. Agricultural expansion and its impacts on tropical nature. **Trends in Ecology & Evolution**. v. 29, p. 107-116, 2014.

LAURANCE, W., F. et al. Averting biodiversity collapse in tropical forest protected areas. **Nature**. v. 489, p. 290–294, 2012.

LEES, A. C. PERES, C. A.; FEARNSIDE, P. M.; SCHNEIDER, M.; ZUANON, J. A. S. Hydropower and the future of amazonia biodiversity. **Biodiversity and Conservation**, v. 25, n. 3, p. 451–466, 2016.

LEGENDRE, P.; GALLAGHER, E. Ecologically Meaningful Transformations for Ordination of Species Data. **Oecologia**. v.129, p.271–280, 2001.

LEGENDRE, P., LEGENDRE, L. Numerical Ecology. Amsterdam: Elsevier. 3ed. 2012, 853p.

LOVEJOY, T. E.; NOBRE, C. Amazon Tipping Point. **Science Advances**. v.4, p. 1, 2018.

MAGNUSSON, W. E.; LIMA, A. P.; LUIZÃO, R.; LUIZÃO, F.; COSTA, F. R. C.; CASTILHO, C. V. DE; KINUPP, V. F. RAPELD: a modification of the Gentry method for biodiversity surveys in long-term ecological research sites. **Biota Neotropica**, v. 5, n. 2, p. 21 – 26, 2005.

MASASHI MURAKAMI, M.; ICHIE, T.; HIRAO, T. Beta-diversity of lepidopteran larval communities in a Japanese temperate forest: effects of phenology and tree species. **Ecological Research**. v. 23, p.179–187, 2008.

MICHALSKI, F.; PERES, C. A. Gamebird responses to anthropogenic forest fragmentation and degradation in a southern Amazonian landscape. **PeerJ**. v. 5, 2017.

MIELKE, O. H. H.; CARNEIRO, E.; CASAGRANDE, M. M. Lepidopterofauna (Papilionoidea e Hesperioidea) of the Parque Estadual do Chandless and surroundings, Acre, Brazil. **Biota Neotropica**. v. 10, p. 285-300, 2010.

NAIMI B.; HAMM, N. A.; GROEN, T. A.; SKIDMORE, A. K.; TOXOPEUS, A. G. Where is positional uncertainty a problem for species distribution modelling. **Ecography**, v. 37, p. 191-203, 2014.

NEPSTAD, D. C.; STICKLER, C. M.; SOARES-FILHO, B.; MERRY, F. Interactions among Amazon land use, forests and climate: prospects for a near-term forest tipping point. **Philosophical Transaction of the Royal Society B**. v. 363, p. 1737–1746, 2008.

OKSANEN, J.; BLANCHET, F. G.; FRIENDLY, M.; KINDT, R.; LEGENDRE, P.; MCGLINN, D.; MINCHIN, P. R.; O'HARA, R. B.; SIMPSON, G. L.; SOLYMOS, P.; STEVENS, M. H. H.; SZOECS, E.; WAGNER, H. **vegan**: Community Ecology Package. R package. version 2.4-2. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>. 2017.

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

ROHLF, F.J. Adaptive hierarchical clustering schemes. **Systematic Zoology**. v.19, n.1, p.58-82, 1970.

R Core Team. **R**: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing. Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>. 2016.

SALA, O. E.; CHAPIN, F. S.; ARMESTO, J. J.; BERLOW, E.; BLOOMFIELD, J.; DIRZO, R.; HUBER-SANWALD, E.; HUENNEKE, L. F.; JACKSON, R. B.;

- KINZIG, A.; LEEMANS, R.; LODGE, D. M.; MOONEY, H. A.; OESTERHELD, M.; POFF, N. L.; SYKES, M. T.; WALKER, B. H.; WALKER, M.; WALL, D. H. Global biodiversity scenarios for the year 2100. **Science**. v. 287, p. 1770-1774, 2000.
- SANTOS, J. P.; ISERHARD, C. A.; CARREIRA, J. Y. O.; FREITAS, A. V. L. Monitoring fruit-feeding butterfly assemblages in two vertical strata in seasonal Atlantic Forest: temporal species turnover is lower in the canopy. **Journal of Tropical Ecology**. v. 33, p. 345–355, 2017.
- SOKAL, R.R.; ROHLF, F.J. The comparison of dendrograms by objective methods. **Taxon**. v.11, n.1, p.30-40, 1962.
- STRASSBURG, B. B. N.; RODRIGUES, A. S. L.; GUSTI, M.; BALMFORD, A.; FRITZ, S.; OBERSTEINER, M.; TURNER, R. K.; BROOKS, T. M. Impacts of incentives to reduce emissions from deforestation on global species extinctions. **Nature Climate Change**. v. 2, p. 350–355, 2012.
- SHUEY, J. A. An optimized portable bait trap for quantitative sampling of butterflies. **Tropical Lepidoptera**, v. 8, n. 2, p. 1 – 4, 1997.
- UEHARA-PRADO, M.; OLIVEIRA, J. DE; MOURA, A. DE; MACHADO, G; SANTOS, A. J.; VAZ-DE-MELLO, F. Z.; FREITAS, A. V. L. Selecting terrestrial arthropods as indicators of small-scale disturbance : A first approach in the Brazilian Atlantic Forest. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1220–1228, 2009.
- WALLA, T. R.; ENGEN, S.; DEVRIES, F. J.; LANDE, L. Modeling vertical beta-diversity in tropical butterfly communities. **Oikos**. v.107, p. 610-618, 2004.
- ZIMBRES, B.; PERES, C. A.; MACHADO, R. B. Terrestrial mammal responses to habitat structure and quality of remnant riparian forests in an Amazonian cattle ranching landscape. **Biological Conservation**. v.206, p. 283-292, 2017.
- ZELLWEGER, F.; ROTH, T.; BUGMANN, H.; BOLLMANN, K. Beta diversity of plants, birds and butterflies is closely associated with climate and habitat structure. **Global Ecology and Biogeography**. v. 0, p. 1–9, 2017.

3.2 RESPOSTAS DA ASSEMBLEIA DE BORBOLETAS FRUGÍVORAS FRENTE ÀS PERTURBAÇÕES AMBIENTAIS CAUSADAS POR UMA USINA HIDRELÉTRICA

Resumo - (respostas da assembleia de borboletas frugívoras frente às perturbações ambientais causadas por uma usina hidrelétrica). A construção de barragens para a produção de energia altera de forma profunda ambientes aquáticos e terrestres. Em função disso, há uma grande demanda por estudos que busquem verificar os possíveis impactos que essa forma de ocupação da bacia amazônica pode causar a biodiversidade. O presente trabalho investigou as respostas da assembleia de borboletas frugívoras frente às alterações ambientais causadas pelo enchimento do reservatório do empreendimento hidrelétrico Teles Pires, localizado ao sul da Amazônia brasileira. Foram realizadas campanhas trimestrais em seis módulos, caracterizados por uma trilha principal de 5 km, com cinco parcelas transversais de 250m. Foram instaladas 20 armadilhas por parcela, as quais permaneciam abertas por cinco dias consecutivos por campanha. Foram realizadas análises de variância para verificar a existência de diferença entre riqueza, abundância e composição de espécies de borboletas entre as fases de pré e pós enchimento do reservatório. Foi realizada ainda uma partição de variância para verificar o quanto variáveis meteorológicas, estrutura da paisagem e o enchimento do reservatório influenciam na variação da composição de espécies. Foram registradas 5.960 borboletas distribuídas em quatro subfamílias, 11 tribos, 48 gêneros e 119 espécies. Existem diferenças entre a abundância e composição de espécies entre as duas fases, entretanto não há diferença em função da riqueza de espécies. A partição de variância demonstra que o enchimento do reservatório é responsável pela maior parte da variação na composição de espécies de borboletas frugívoras entre as fases. A construção da barragem modificou os padrões de abundância e composição de espécies de borboletas no entorno do reservatório. Assim, sugere-se a preservação integral dos fragmentos florestais do entorno do reservatório, visando conservação da assembleia de borboletas frugívoras.

Palavras-chave: Conservação da biodiversidade, barragem para produção de energia, Impacto ambiental, Lepidoptera.

Abstract - (responses of the fruit-feeding butterflies assembly to environmental disturbances caused by a hydropower dam). The construction of dams for the production of energy profoundly changes aquatic and terrestrial environments. Due to this, there is a great demand for studies that seek to verify the possible impacts that this form of occupation of the Amazon basin can cause biodiversity. The present work investigated the responses of the frugivorous butterflies' assembly to the environmental changes caused by the filling of the reservoir of the Teles Pires hydroelectric project, located in the south of the Brazilian Amazon. Quarterly campaigns were carried out in six modules, characterized by a main trail of 5 km, with five transversal plots of 250m. Twenty traps were installed per plot, which remained open for five consecutive days per campaign. Variance analyzes were performed to verify the existence of a difference between richness, abundance and composition of butterfly species between the pre and post filling phases of the reservoir. A variance partition was also performed to verify how much meteorological variables, landscape structure and reservoir filling influence the variation of species composition. There were 5,960 butterflies distributed in four subfamilies, 11 tribes, 48 genera and 119 species. There are differences between the abundance and composition of species between the two phases, however there is no difference as a function of species richness. The variance partition demonstrates that reservoir filling is responsible for most of the variation in the composition of fruit-feeding butterflies species between the phases. The construction of the dam modified the patterns of abundance and composition of species of butterflies around the reservoir. Thus, it is suggested the integral preservation of the forest fragments around the reservoir, aiming at the conservation of the fruit-feeding butterflies.

Key-words: Biodiversity conservation, Hydropower dam, Environmental impact, Lepidoptera.

Introdução

A floresta amazônica abriga uma megadiversidade que nas últimas décadas tem sido ameaçada por alterações antrópicas que resultaram na perda e fragmentação de habitats (BROADBENT et al., 2008). Aproximadamente um quinto das áreas de floresta na região amazônica já foram alteradas (HANSEN et al., 2013), e quando se trata de florestas ripárias, em algumas regiões, mais da metade da cobertura florestal original já foi alterada (RENÓ et al., 2011). Destacam-se como principais propulsores de desmatamento nessa região a expansão das fronteiras agrícolas (DAVIDSON et al., 2012; NEPSTAD et al., 2014), a mineração, construção de rodovias (CASTELLO; MACEDO, 2015), e construção de barragens para produção de energia hidrelétrica (FINER; JENKINS, 2012; LEES et al., 2016).

Atualmente na bacia amazônica existem 154 hidrelétricas em operação e 277 planejadas (CASTELLO; MACEDO, 2015), com a maior parte desses empreendimentos concentradas em apenas algumas sub-bacias amazônicas (LEES et al., 2016). As sub-bacias amazônicas mais vulneráveis aos possíveis impactos ecológicos provenientes de empreendimentos hidrelétricos são as sub-bacias dos rios Tapajós, Madeira e Araguaia-Tocantins que juntas abrigam 86% das hidrelétricas da bacia amazônica e 78% dos planejamentos de novos empreendimentos (CASTELLO; MACEDO 2015; LATRUBESSE et al., 2017). Caso se concretizem todos os projetos de hidrelétricas previstos, somada às já existentes, um total de 10 milhões de hectares seriam inundados, correspondendo a 3% da cobertura florestal original da Amazônia (FEARNSIDE, 2006).

Esses projetos são justificados de modo recorrente com base na necessidade de suprir a demanda energética para o desenvolvimento econômico por meio de uma fonte renovável, supostamente limpa e com baixa emissão de gases do efeito estufa (YUKSEL, 2010). No entanto, muitas vezes os benefícios vinculados a esses projetos são supervalorizados, enquanto os efeitos sobre a biodiversidade são subestimados (WINEMILLER et al., 2016), sendo desconsiderado que esse modelo de ocupação da região amazônica pode levar à perda e fragmentação de habitats aquáticos e terrestres, ameaçando, assim, a diversidade biológica regional (ALHO, 2011; LEES et al.,

2016). Em função disso, há uma grande demanda por estudos que objetivem verificar os possíveis efeitos dessas perturbações em longo prazo (TUNDISI, 2007) a fim de dirimir seus prováveis danos sobre a diversidade biológica (ALHO, 2011).

Uma forma de avaliar as implicações e possíveis impactos sobre a biodiversidade terrestre é a realização de estudos com organismos sensíveis às alterações ambientais (FREITAS et al., 2006). Nas últimas décadas os insetos tem sido mais utilizados em diagnósticos de impacto ambiental (SIDDIG et al., 2016) e dentre os insetos, as borboletas frugívoras (Lepidoptera: Nymphalidae) tem se destacado com um dos grupos de organismos que tem apresentado as melhores repostas frente a perturbações ambientais, até mesmo em níveis taxonômicos mais elevados (UEHARA-PRADO et al., 2009). Fazem parte desse grupo exclusivamente as subfamílias Satyrinae, Biblidinae, Charaxinae e também uma tribo de Nymphalinae, Coeini (FREITAS; BROWN, 2004). Essas borboletas alimentam-se basicamente de frutos apodrecidos e fermentados, são típicas dos trópicos e compreendem de 50 a 75% de todos os Nymphalidae neotropicais (BROWN, 2005).

Estudos demonstram que a fragmentação e perda de habitats pode levar à diminuição da riqueza e abundância de espécies da assembleia de borboletas frugívoras (BARLOW et al., 2007; BOSSART et al. 2006), bem como, causar alterações nos padrões de composição de espécies da assembleia (UEHARA-PRADO et al., 2009), sendo as borboletas maiores mais vulneráveis à extinção em ambientes fragmentados (SHAHABUDDIN; PONTE 2005).

Considerando que frente à perda e fragmentação de habitat há diminuição da abundância e riqueza de espécies, bem como, alterações no padrão de composição de espécies de borboletas frugívoras, o presente estudo investigou as respostas da assembleia de borboletas frugívoras frente às alterações ambientais causadas pelo enchimento do reservatório do empreendimento hidrelétrico Teles Pires, localizado ao sul da Amazônia brasileira, na divisa dos estados Mato Grosso, e Pará. Para alcançar este objetivo foi testada a hipótese de que as alterações ambientais causadas pelo

enchimento do reservatório do empreendimento hidrelétrico alteraram a riqueza abundância e composição de espécies da assembleia de borboletas frugívoras.

Material e Métodos

Área de Estudo

Este estudo foi realizado na área de influência da Usina Hidrelétrica (UHE) Teles Pires, localizada no médio Teles Pires, na divisa dos estados de Mato Grosso e Pará, sul da Amazônia brasileira. O reservatório, formado entre dezembro de 2014 e janeiro de 2015, com cerca de 70 km de comprimento e 152 km² de área, ocupou áreas dos municípios de Jacareacanga – PA e Paranaíta – MT (EPE, 2010) (Figura 11A).

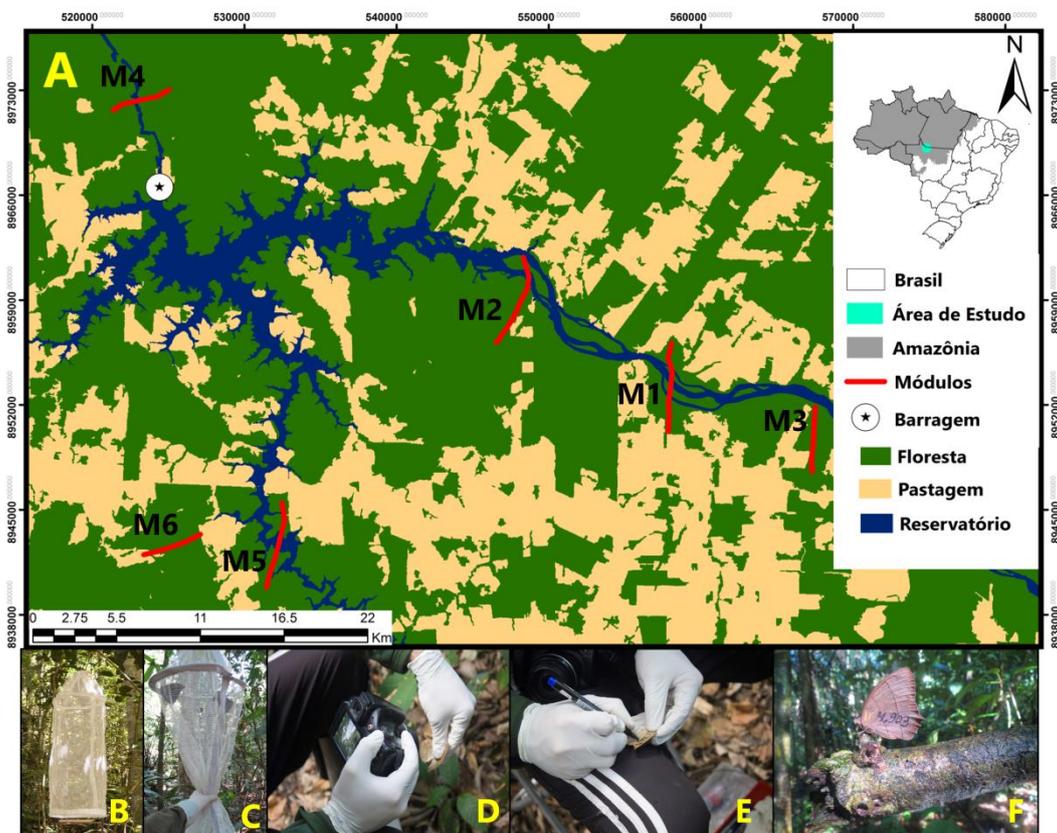


Figura 11: Área de estudo com a localização dos módulos e metodologia de amostragem de borboletas frugívoras. A: Mapa com localização dos módulos amostrados na área de influência do empreendimento hidrelétrico Teles Pires. B: Modelo de armadilha Van Someren-Rydon (SHUEY, 1997), utilizada no estudo. C: Retirada de borboletas de uma armadilha após 24 horas de exposição. D: Fotografia de uma borboleta em vários ângulos, ventre, dorso e lateral. E: Marcação de um indivíduo com um código alfa numérico. F: Espécime solto após realização dos procedimentos metodológicos

Desenho Amostral

O delineamento amostral adotado seguiu a metodologia RAPELD (MAGNUSSON et al., 2005), caracterizado por sítios amostrais denominados módulos, alocados na área de influência da UHE Teles Pires (Fig 11A). As coletas de dados foram realizadas em campanhas trimestrais entre os meses de novembro de 2013 a agosto de 2014, totalizando 10 campanhas, cinco na fase de pré enchimento do reservatório e cinco na fase de pós enchimento do reservatório. Em cada campanha foram amostrados seis Módulos (M) do tipo RAPELD (Tabela 5), neste caso, caracterizados por uma trilha principal de 5 km, incluindo cinco parcelas transversais de 250 m, distante uma da outra cerca de 1 km. Por sua vez essas parcelas foram subdivididas longitudinalmente em cinco blocos de 50m. Em cada parcela foram instalados 5 blocos de 50m com dois pares de armadilhas com espaçamento de 25m entre cada par, totalizando 20 armadilhas por parcela e 100 armadilhas por módulo.

Tabela 5: Descrição da situação ambiental e coordenada do início e final dos módulos amostrais na área de influência do empreendimento hidrelétrico Teles Pires. *= Posição em relação à barragem do empreendimento hidrelétrico; **= Coordenadas geográficas.

Módulo	Localização	Porção*	Cood. Geo.** (Início)	Cood. Geo.** (Final)
M1	Porção Mediana do reservatório; nas duas margens do rio Teles Pires,	Montante	557980 8956827	– 557932 – 8949976
M2	Porção Mediana do reservatório; nas duas margens do rio Teles Pires, assim como em ilha fluvial intermediária.	Montante	546472 8956072	– 548292 – 8962269
M3	Margem esquerda do rio Teles Pires; porção final do reservatório na área de APP.	Montante	567291 8951430	– 567254 – 8947008
M4	Módulo situado nas duas margens do rio Teles Pires.	Jusante	520889 8971386	– 525502 – 8973319
M5	Parcelas situadas nas duas margens do rio Paranaíta.	Montante	532637 8944458	– 531385 – 8939736
M6	Fragmento florestal próximo ao rio Paranaíta.	Montante	527759 8944165	– 523534 – 8941432

Amostragem das Borboletas Frugívoras

Para a coleta dos espécimes foram utilizadas armadilhas Van Someren-Rydon (SHUEY, 1997) que consistem em um funil de malha de nylon de 2 mm, com abertura na parte inferior por onde as borboletas entram, ao serem atraídas pela isca (Figura 11B).

Cada armadilha foi instalada a uma altura de 1,50 m do chão, e permaneceu ativa por cinco dias consecutivos sendo revisada a cada 24 horas. No interior de cada armadilha foi depositado, em pratos plásticos, um preparado atrativo de banana amassada com caldo de cana, fermentado por pelo menos 48 horas, com a reposição da isca realizada a cada 48 horas. Após 24 horas de exposição, as borboletas presentes nas armadilhas foram retiradas do aparato e identificadas em campo seguindo Lamas (2004) (Figura 11C). Para sanar possíveis dúvidas taxonômicas os animais foram fotografados em vários ângulos (ventre, dorso e lateral) (Figura 11D). Cada espécime recebeu uma marcação individual com um código alfa numérico, que foi realizada na face ventral da asa anterior, porção apical, com a utilização de canetas de tinta permanente atóxica (Figura 11E e F).

Seleção e adequação dos dados

Devido à impossibilidade de acesso, algumas unidades amostrais não foram regularmente amostradas. Como resultado, foi gerada uma assimetria amostral tanto em termos de espaço (módulos com diferentes esforços amostrais), quanto em termos de tempo (campanhas com diferentes esforços amostrais). Deste modo, para garantir robustez dos resultados, foi necessário que os dados fossem adequados de modo a satisfazer a premissa de que o esforço amostral empregado entre os diferentes fatores fosse o mesmo. Assim, a seleção das amostras teve como princípio gerar a máxima simetria entre os vários níveis dos diferentes fatores a serem analisados.

Foi verificado, portanto, o número máximo de unidades amostrais efetivamente amostradas em cada módulo durante as campanhas. Nesse sentido foram sorteados 10 blocos para cada um dos módulos nas diferentes campanhas. Cada um dos blocos efetivamente amostrado de cada módulo

recebeu um número, e destes, 10 foram sorteados de maneira aleatória por meio da função “*sample*” do código fonte do software R (R CORE TEAM, 2017), sem repetição de amostras no sorteio.

Análise de dados

Para as análises de dados desse trabalho foram realizadas 10 campanhas, cinco antes do enchimento do reservatório (de C.01 a C.05) e cinco após o enchimento do mesmo (de C.06 a C.10). Da mesma forma, os fatores utilizados nas análises se dividem em dois, PRE em referência à fase que antecede o enchimento do reservatório e POS, relacionado à fase posterior ao enchimento de reservatório.

Para avaliar se havia diferença entre a riqueza e abundância de espécies de borboletas entre as duas fases, pré e pós enchimento do reservatório, foi realizada análise de variância (ANOVA) de medidas repetidas, onde os módulos foram assumidos como réplicas de cada fase. Foram testadas a normalidade de resíduos pelo teste de Shapiro-Wilk e a homogeneidade de variância pelo teste de Levene.

Posteriormente, foi calculada uma matriz de dissimilaridade de Bray-Curtis associada a uma análise de cluster pelo método UPGM para verificar a similaridade da composição de espécies observada durante as duas fases, com a utilização da estatística de Mantel para determinar o número de agrupamentos formados. Para avaliar a adequabilidade do agrupamento do agrupamento foi calculado o coeficiente de correlação cofenético (SOKAL: ROHLF 1962). Após a realização do agrupamento de cluster foi realizada um escalonamento multidimensional não métrico NMDS a partir de uma matriz de distância de Bray-curtis. Para essa análise, espécies que ocorreram uma única vez na amostragem foram excluídas. Posteriormente foi realizada uma análise de variância multivariada (MANOVA) com os *scores* dos eixos do NMDS, para verificar a existência de diferença estatisticamente significativa entre a composição de espécies de borboletas entre as fases.

Para verificar o quanto variáveis relacionadas ao enchimento do reservatório influenciaram na estrutura e composição da assembleia de

borboletas frugívoras foi realizada análise de partição de variância entre três grupos de variáveis, variáveis de estrutura da paisagem (métricas da paisagem), variáveis de clima e variáveis relacionadas às fases de pré e pós-enchimento do reservatório do empreendimento hidrelétrico. Essas variáveis foram organizadas, assim como a matriz de abundância, em uma série temporal com início em 2013 e término em 2016, onde foram considerados os módulos dentro de cada campanha.

As métricas da paisagem foram extraídas por meio de imagens do sensor orbital *Operational Land Imager* (OLI) a bordo do satélite Landsat-8. Foi utilizada uma série temporal (2013 a 2016) composta pelas cenas 227/67, 228,66, 228/67 obtidas pelo banco de dados do *United States Geological Survey* (USGS – Earth Explorer). As imagens foram tratadas com a correção atmosférica e radiométrica por meio do software ENVI 5.1. Assim foi gerada uma imagem para cada ano da série temporal, onde a partir dos módulos foram estabelecidos buffers de 3.000 metros de onde foram retiradas as métricas da paisagem utilizadas no estudo. Para a escolha do tamanho do buffer foi considerada a experiência de campo, onde foram detectadas borboletas que percorreram a distância de até mil metros, com o buffer estabelecendo uma área da qual os indivíduos não pudessem transpor.

Em cada buffer ao longo da série temporal foi realizada uma classificação supervisionada da imagem, classificando-as em cinco categorias: Água (AG.P), Floresta (FLR.P), Floresta Degradada (FLRD.P), Solo Exposto/Rochas (SLXP.P) e Cultura (CLT.P). Após a classificação foram estabelecidas as porcentagens de cada categoria em cada buffer de cada ano. Também foram extraídas métricas quanto à localidade das unidades amostrais, demonstrando assim como as unidades amostrais se distribuem ao longo dos módulos: proporção de unidades na margem direita (P.MD), proporção de unidades na margem esquerda (P.ME), proporção de unidades amostrais em ilhas (P.IH). Também foram consideradas a média dos tamanhos dos fragmentos (T.F.MD) e a média da distância da borda das unidades amostrais (D.B.MD), com um total de 10 variáveis representando a estrutura da paisagem em que os módulos estavam inseridos.

As variáveis climáticas utilizadas nesse estudo foram coletadas junto à estação meteorológica localizada no canteiro de obras da UHE Teles Pires. Visto que as coletas em cada módulo ocorriam durante cinco dias por campanha, para o período de amostragem de cada módulo em cada campanha foram extraídas as seguintes variáveis: pluviosidade acumulada *mm* (P.AC), média da velocidade do vento *m/s* (VV.M), média de temperatura $^{\circ}\text{C}$ (TP.M), umidade relativa do ar % (UR.M), média da radiação solar W/m^2 (RS.M) e média da evapotranspiração *mm/dia* (RV.M).

As variáveis relacionadas ao enchimento do reservatório utilizadas foram as fases: pré-enchimento do reservatório (PRE), pós-enchimento do reservatório (POS), o rio: Teles Pires (TP), e Paranaíta (PR), a posição em relação à barragem (PS): montante (M) ou jusante (J), o status do módulo (ST): controle para os módulos amostrados antes do enchimento do reservatório (C), e tratamento para os módulos amostrados após o enchimento do reservatório (T), distância da barragem *m* (D.BAR) e distância do reservatório *m* (D.RES).

Para realizar a análise de partição de variância foram excluídas da análise espécies que ocorreram uma única vez na amostra, e aplicada uma transformação de *hellinger* (LEGENDRE; GALLAGHER, 2001) na matriz de abundância. Em seguida os dados das três matrizes contendo as variáveis da paisagem, variáveis climáticas e variáveis relacionadas ao enchimento do reservatório foram padronizadas. Foram eliminadas, com utilização da função *vifcor* do pacote *usdm* (NAIMI et al., 2013) no software R, variáveis que apresentaram elevada autocolineariedade, fator de inflação de variância (VIF) maior que 10 (LEGENDRE; LEGENDRE, 2012). Fatores de inflação de variância (VIF) maior que 10 foram eliminados. Em seguida, após verificar a significância da análise de redundância RDA realizada com as variáveis, foi realizada a seleção progressiva das variáveis. Posteriormente, após verificar a significância da análise de redundância (RDA), foi realizada seleção progressiva das variáveis (BLANCHET et al., 2008) com a função *forward.sel* do pacote *packfor* (DRAY; LEGENDRE; BLANCHET 2016) no software R. Posterior a esses procedimentos foi realizada a análise de partição de variância

entre as matrizes de dados climáticos, de estrutura da paisagem e de efeito do enchimento do reservatório.

Ao final do processo de seleção das variáveis restaram as variáveis proporção de solo exposto (SLXP.P), proporção de cultura (CLT.P), tamanho médio do fragmento (T.F.MD) e proporção de ilhas na amostra (P.IH) para a matriz de dados de estrutura da paisagem. Para a matriz de dados climáticos restaram as variáveis umidade relativa do ar média (UR.M) e evapotranspiração média (EV.M). Para a matriz de dados relacionada ao enchimento do reservatório restaram as variáveis distância da barragem (D.BAR), distância do reservatório (D.RES), fase, rio e posição (PS).

Após a análise de partição de variância foi realizado o teste de significância das variáveis com a realização de uma análise de redundância RDA e posteriormente foram plotadas as amostras nos eixos da RDA e evidenciados os módulos e as fases para verificar existência de segregação da composição de espécies em função do enchimento do reservatório.

Para a realização das análises foram utilizados os pacotes *vegan*, *packfor*, *usdm*, e *ggplot2* do software R versão 3.3.2 (R CORE TEAM, 2016)

Resultados

Foram capturados 5.968 indivíduos de 119 espécies, distribuídas em quatro subfamílias, 11 tribos e 48 gêneros. Durante a fase de pré-enchimento do reservatório foram registradas 101 espécies de borboletas. Dessas, 20,79% foram registradas apenas uma vez. Já na fase de pós-enchimento foram registradas 95 espécies, das quais 14,74% ocorreram única vez na amostra. Ao considerar apenas as espécies que ocorreram mais de uma vez ao longo do monitoramento é possível observar que 11 espécies ocorreram apenas na fase de pré-enchimento do reservatório, enquanto oito espécies ocorreram apenas na fase de pós enchimento. A abundância absoluta observada foi de 3.581 borboletas durante a fase de pré-enchimento, equivalente a 60% da amostra, e 2.387 indivíduos durante a fase pós-enchimento correspondentes a 40% da amostra.

Durante a fase de pré-enchimento do reservatório *Amphidecta callimma* (C. Felder & R. Felder, 1862) foi a espécie mais abundante com 569 registros, seguida por *Pseudodebis valentina* (Cramer, 1779), *Nessaea obrinus* (Linnaeus, 1758) e *Taygetis cleopatra* (C. Felder & R. Felder, 1867). Enquanto que na fase de pós-enchimento a espécie mais abundante foi *T. cleopatra* com 285 capturas, seguida por *N. obrinus*, *P. valentina* e *Morpho helenor* (Cramer, 1776).

A análise de variância confirma a existência de diferença entre a abundância observada durante as duas fases ($gl= 1$; $f= 18,67$; $p= 0.008$), entretanto o mesmo não se observa em relação riqueza de espécies ($gl= 1$; $f= 1,95$; $p= 0.221$). Os gráficos de flutuação com as 15 espécies mais abundantes (Figura 12) apontam o declínio na abundância de várias espécies pertencentes a tribo Satyrini (*A. calliomma*, *Posttaygetis penelea* (Cramer, 1777), *P. valentina*, *Taygetis echo* (Cramer, 1775), *Taygetis mermeria* (Cramer, 1776), *Taygetis rufomarginata* Staudinger, 1888, *Taygetis virgilia* (Cramer, 1776)) após o enchimento do reservatório.

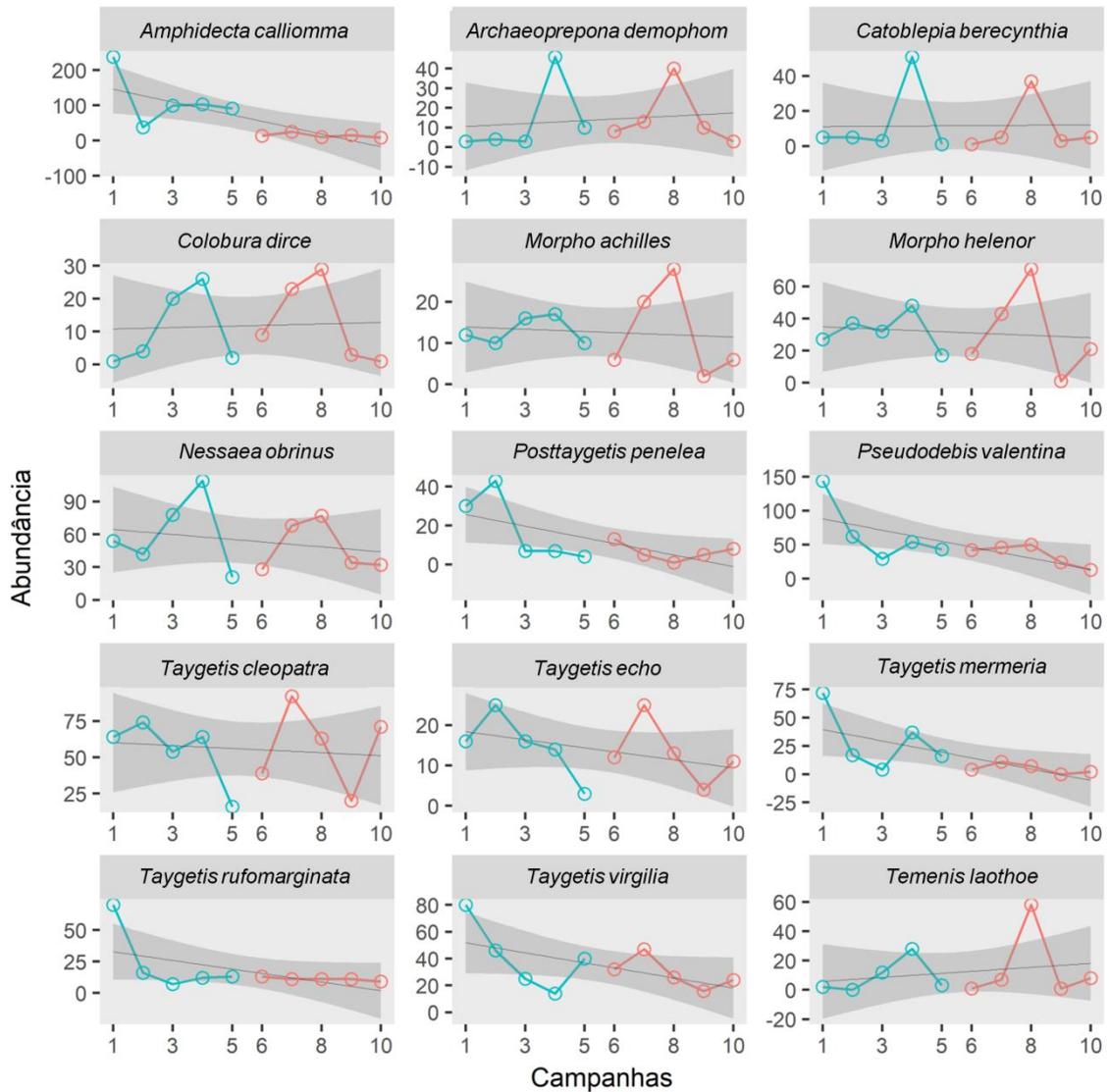


Figura 12: Flutuação na abundância das 15 espécies mais abundantes amostradas. Em azul abundância observada durante as campanhas realizadas antes do enchimento do reservatório do empreendimento hidrelétrico, em vermelho abundância registrada durante as campanhas realizadas após o enchimento do reservatório do empreendimento hidrelétrico.

O agrupamento de cluster aponta a formação de três grupos, o primeiro formado pelos módulos M5, M3 e M1 na fase de pré-enchimento do reservatório, o segundo com o módulo M4 em ambas as fases, o terceiro formado com M2 e M6 durante as duas fases, e M5, M3 e M1 na fase pós-enchimento do reservatório. É possível observar por meio dos agrupamentos que o M4 apresenta as maiores similaridades na composição de espécies entre

as fases, contudo as maiores diferenças podem ser observadas entre os módulos M1, M3 e M5 (figura 13).

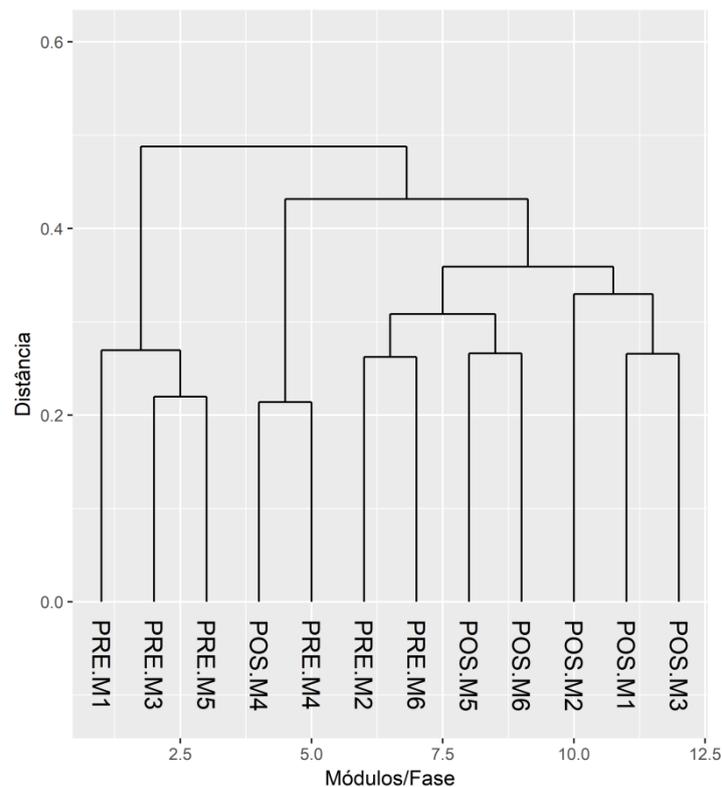


Figura 13: Agrupamento de cluster a partir de uma matriz de distância de Bray-curtis pelo método *UPGMA*, para os módulos na área de influência do empreendimento hidrelétrico Teles Pires durante as fases de pré e pós-enchimento do reservatório. PRE = Fase de pré-enchimento do reservatório; POS = Fase de pós-enchimento do reservatório; M1= Módulo 1; M2= Módulo 2; M3= Módulo 3; M4= Módulo 4; M5= Módulo 5; M6= Módulo 6. Coeficiente cofenético = 0,74.

O escalonamento multidimensional não métrico NMDS (Figura 14), também aponta para a formação de grupos distintos em função das duas fases. É possível observar que na parte superior direita se concentram as amostragens do período pré-enchimento do reservatório enquanto na parte inferior esquerda as amostragens do período de pós-enchimento. A análise de variância multivariada (MANOVA), realizada com os scores dos eixos do NMDS

confirmam a diferença na composição de espécies entre as duas fases ($g_l = 1$, $\text{pillai} = 0,95$, $f = 36,06$, $p = 0,003$).

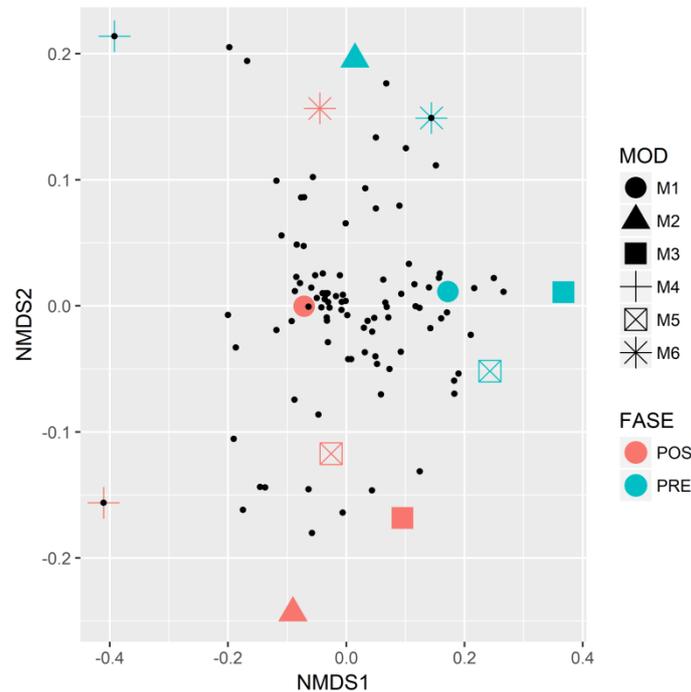


Figura 14: Escalonamento Multidimensional não Métrico (NMDS) das amostras realizadas durante as fases de pré e pós-enchimento do reservatório do empreendimento hidrelétrico Teles Pires. PRE = Fase de pré-enchimento do reservatório; POS = Fase de pós-enchimento do reservatório; M1= Módulo 1; M2= Módulo 2; M3= Módulo 3; M4= Módulo 4; M5= Módulo 5; M6= Módulo 6. Stress = 0,13; $R^2 = 0,91$.

A análise de partição de variância mostrou que as variáveis meteorológicas, de estrutura da paisagem e relacionadas ao enchimento do reservatório, em conjunto explicam 26% da variação na composição de espécies da assembleia de borboletas frugívoras. As variáveis meteorológicas sozinhas explicam 8% da variação, variáveis de estrutura da paisagem 2% e variáveis relacionadas ao enchimento do reservatório 6%. Os três conjuntos de variáveis em conjunto explicam 1% da variação, o clima e variáveis relacionadas ao enchimento do reservatório explicam 2% e variáveis de estrutura da paisagem associadas a variáveis relacionadas ao enchimento do reservatório explicam 9% da variação. Somadas as associações, o clima explica 11% da variação, a estrutura da paisagem explica 12% da variação e enchimento do reservatório explica 18% dessa variação (Figura 15). Esse

resultado indica que a maior parte da variação na estrutura e composição de espécies da assembleia de borboletas frugívoras da área de influência do empreendimento hidrelétrico ocorreu em função do enchimento do reservatório.

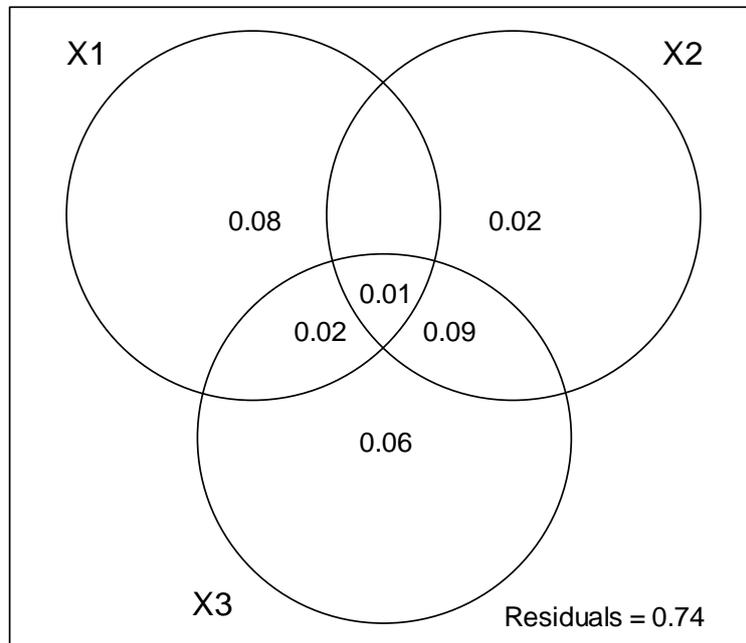


Figura 15: Partição de variância entre variáveis de clima, estrutura da paisagem e enchimento do reservatório do empreendimento hidrelétrico Teles Pires. X1= Variáveis climáticas; X2= Variáveis de estrutura da paisagem; X3= Variáveis relacionadas ao enchimento do reservatório. Significância do modelo ($R^2=0,40$; $R^2_{adj}=0,26$ $p=0.001$).

A análise redundância RDA demonstra claramente a segregação em função do enchimento do reservatório (Figura 16). Nessa figura, no lado direito da área de plotagem é possível observar os módulos amostrados durante a fase de pré-enchimento e do lado esquerdo as amostragens do período pós-enchimento. A exceção é observada para o módulo M4, que embora as amostragens não estejam sobrepostas, estão mais próximas e concentradas na parte inferior do lado esquerdo da área de plotagem. As maiores segregações são observadas entre os módulos M1, M3 e M5.

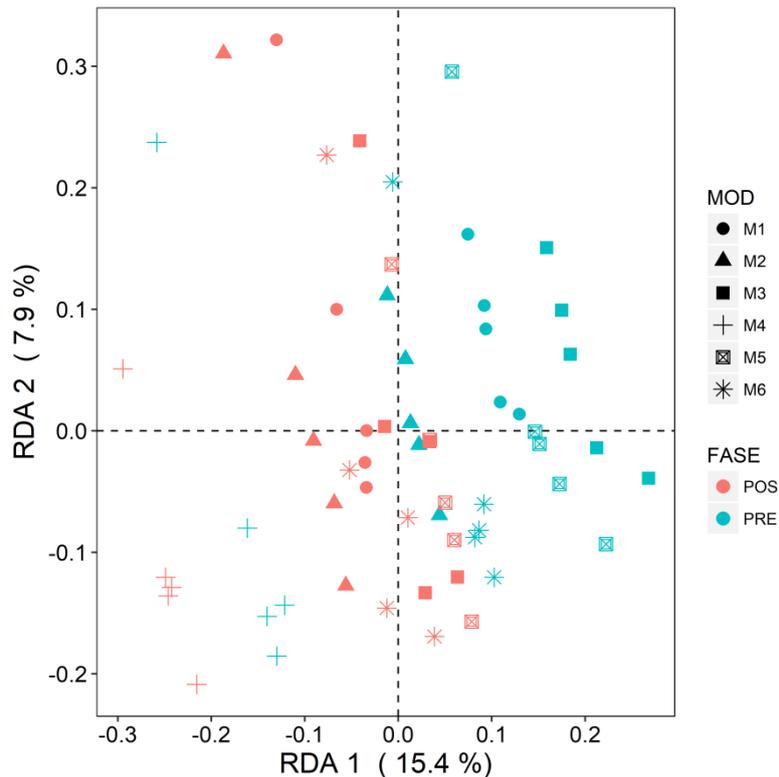


Figura 16: Análise de redundância (RDA) com variáveis meteorológicas, estrutura da paisagem e enchimento do reservatório do empreendimento hidrelétrico Teles Pires. PRE = Fase de pré-enchimento do reservatório; POS = Fase de pós-enchimento do reservatório; M1= Módulo 1; M2= Módulo 2; M3= Módulo 3; M4= Módulo 4; M5= Módulo 5; M6= Módulo 6 ($R^2=0,40$; $R^2_{adj}=0,26$ $p=0.001$)..

Discussão

Frente aos efeitos da conversão de habitat causada pelo enchimento de um reservatório para a produção de energia hidrelétrica, os resultados desta pesquisa apontam que houve diminuição da abundância de espécies e que a composição de espécies borboletas frugívoras foi alterada. Contudo, não foi observada diferença entre a riqueza de espécies nas diferentes fases do empreendimento. Foi confirmado ainda que a maior parte das alterações observadas na assembleia de borboletas frugívoras de fato ocorreram em função do enchimento do reservatório do empreendimento hidrelétrico.

As alterações nos padrões de composição e abundância de espécies de borboletas frugívoras observadas neste estudo provavelmente estão vinculadas à abrupta transformação da paisagem que ocasionou perda e

fragmentação de habitat, postulada atualmente como uma das principais ameaças à biodiversidade (BROADBENT et al., 2008; LEES et al., 2016). Como consequência, possivelmente houve o aumento da competição, bem como da taxa de predação no interior dos fragmentos adjacentes ao reservatório de modo que padrões de composição e abundância da assembleia foram alterados (ALHO, 2011). Este mesmo efeito também foi reportado como possível causa da diminuição da abundância da assembleia de pequenos roedores após o enchimento um reservatório na região central do Brasil, onde umas das prováveis causas dessa diminuição foi o aumento da pressão de predação destes animais (PASSAMANI; CERBOCINI, 2013). As aves apresentam elevada capacidade de locomoção e são os principais predadores de borboletas e suas larvas (PINHEIRO; CINTRA, 2017), o que justificaria o possível aumento das populações de aves nos remanescentes florestais no entorno do reservatório, e por consequência, aumento da taxa de predação, sendo este um dos fatores que pode ter levado à diminuição da abundância de borboletas.

Outro ponto importante é a fenologia reprodutiva das borboletas frugívoras. Embora não existam estudos específicos sobre o tema para a região do empreendimento, em vários outros locais pesquisas apontam picos na abundância de larvas em períodos sazonais opostos aos picos de riqueza e abundância de adultos. Essa é uma estratégia do grupo que se associa a fenologia das plantas, com a ovoposição ocorrendo em períodos de maior disponibilidade de biomassa vegetal para as larvas (FREITAS; LEAL; FERREIA, 1999; HAMER et al., 2005; BARLOW et al., 2008; CHECA et al., 2009). O enchimento do reservatório ocorreu entre os meses de dezembro e janeiro, período com abundância de folhas jovens nas plantas desta região, e, provavelmente, maior abundância de larvas. Portanto, isso pode ter contribuído para o aumento da taxa de mortalidade de indivíduos ainda na fase larval, já que a vegetação do entorno do rio Teles Pires não foi totalmente suprimida, levando muitas plantas à morte.

Como pôde ser observado na figura de flutuação de espécies (Figura 12) o declínio na abundância foi registrado apenas para espécies da

tribo Satyrini. Como esse grupo de borboletas alimenta-se, durante a fase larval, de uma grande variedade de gramíneas (Poaceae) (SINGER; EHRLICH, 1991; DEVRIES; MURRAY; LANDE, 1997), muito provavelmente a diminuição na abundância observada para essa tribo esteja relacionada à mortalidade de larvas com o enchimento do reservatório.

A não detecção de diferenças significativas entre a riqueza de espécies durante as duas fases do empreendimento pode estar relacionada à substituição de espécies, que é uma das consequências da fragmentação de habitat para borboletas frugívoras (BRITO et al., 2014). Os resultados apontam que algumas espécies ocorreram apenas antes do enchimento do reservatório, enquanto outras somente após esse efeito. Como borboletas são organismos sensíveis à perda de habitat, o enchimento do reservatório pode ter levado algumas espécies à extinção local, assim como o efeito de borda pode ter causado o declínio de algumas populações (FREITAS, 2010). Assim, a diminuição da abundância, associada à substituição de espécies são respostas que refletem a mudança na composição de espécies desse grupo e estão estreitamente relacionadas à perda e fragmentação de habitats causada pelo enchimento do reservatório (BOSSART et al., 2006; BARLOW et al., 2008; UEHARA-PRADO et al., 2009).

Ficou evidente a existência de diferenças entre a composição de espécies entre as fases, entretanto, os resultados indicam que os efeitos do enchimento do reservatório não foram homogêneos em todos módulos investigados. Como pôde ser observado no agrupamento de cluster o M4 não apresentou diferença na composição em função das fases, do mesmo modo o M2 e M6 também permaneceram no mesmo grupo, de modo que as diferenças mais acentuadas foram observadas nos módulos M1, M3 e M5. O M4 está localizado à jusante da barragem, portanto não foi atingido pelo efeito de perda de habitat. Já o M6 era tido como controle, embora estivesse próximo do reservatório, sendo o M2 o único módulo efetivamente na área de influência direta sem efeito manifestado.

A estrutura da paisagem (tamanho do fragmento e tipo de matriz) contribuiu para a atenuação dos efeitos no módulo M2. Embora vários fatores

influenciem na distribuição e composição da assembleia de borboletas frugívoras (GRAÇA et al., 2015; CURTIS et al., 2015), as assembleias são fortemente influenciadas pela paisagem, especificamente pelo uso e ocupação do solo (JEW et al., 2015; SAMBHU et al., 2017). Deste modo, a partição de variância confirmou que a variação do efeito do enchimento do reservatório entre os módulos está relacionada à estrutura da paisagem, e ao mesmo tempo, que a maior parte da variação na composição de espécies da assembleia de borboletas frugívoras ocorreu em função do enchimento do reservatório.

Grandes remanescentes florestais são importantes para a manutenção da biodiversidade em florestas tropicais (MICHALSKI; PERES, 2017; BRITO et al., 2017), de modo que para borboletas frugívoras o tamanho do fragmento, presença de corredores e tipo de matriz são fatores determinantes da diversidade e composição de espécies (BRITO et al., 2014; BOMMARCO et al., 2014). Como pode ser observado na figura 12, o módulo M2 (21.000 ha) está localizado em um grande fragmento florestal, muito maior que o observado para os módulos M1 (Margem esquerda 843ha, margem direita 1.100ha), M3 (3.000 ha) e M5 (Margem esquerda 14.000 ha, margem direita 400 ha). O que demonstra que a extensão do efeito do enchimento do reservatório, provavelmente, está relacionado à estrutura da paisagem.

É importante salientar que no módulo M5 houve a supressão da vegetação nas margens do rio Paranaíta, ainda em 2014. Entretanto, foi possível detectar diferenças na composição de espécies de borboletas entre as fases, o que deve ter ocorrido devido à homogeneização da matriz (FILGUEIRAS et al., 2016). Porém, após o enchimento do reservatório, essa área tornou-se mais homogênea, resultado que corrobora a ideia de que os limiares de extinção podem ser definidos a partir do tipo de matriz e de sua complexidade (BOESING; NICHOLS; METZGER, 2018). Assim, a inundação de florestas pode ser considerada tão prejudicial quanto o próprio desmatamento para assembleia de borboletas.

Conclusões

A construção do reservatório modificou os padrões de abundância e composição de espécies de borboletas frugívoras nos remanescentes florestais no entorno do empreendimento hidrelétrico Teles Pires. Não foram detectadas alterações na riqueza de espécies, e a estrutura da paisagem mostrou-se um importante componente na manutenção das populações destas borboletas. Assim, sugere-se que elementos da paisagem devam ser considerados durante a elaboração de futuros projetos dessa natureza, com a preservação integral dos fragmentos florestais do entorno dos reservatórios visando a conservação da assembleia de borboletas frugívoras.

Referências Bibliográficas

ALHO, C. J. R. Environmental effects of hydropower reservoirs on wild mammals and freshwater turtles in Amazonia : A review. **Oecologia Australis**, v. 15, n. 3, p. 593–604, 2011.

BARLOW, J.; ARAUJO, I. S.; OVERAL, W. L.; GARDNER, T. A.; MENDES, F. S.; LAKE, I. R.; PERES, C. A. Diversity and composition of fruit-feeding butterflies in tropical *Eucalyptus* plantations. **Biodiversity and Conservation**. v. 17, p. 1089–1104, 2008.

BLANCHET, F. G.; LEGENDRE, P.; BORCARD, B. Forward selection of explanatory variables. **Ecology**. v. 89, p. 2623–2632, 2008.

BOESING, A. L.; NICHOLS, E.; METZGER, J. P. Biodiversity extinction thresholds are modulated by matrix type. **Ecography**. 2018.

BOMMARCO, R.; LINDBORG, R.; MARINI, L.; OCKINGER, E. Extinction debt for plants and flower-visiting insects in landscapes with contrasting land use history. **Diversity and Distributions**. v. 20, p. 591–599, 2014.

BOSSART, J. L.; OPUNI-FRIMPONG, E.; KUUDAAR, S.; NKRUMAH E. Richness, abundance, and complementarity of fruit-feeding butterfly species in relict sacred forests and forest reserves of Ghana. **Biodiversity and Conservation**. v.15, p. 333–359, 2006.

BRITO, M. M.; RIBEIRO, D. B.; RANIERO, M.; HASUI, E.; RAMOS, F. N.; ARAB, A. Functional composition and phenology of fruit-feeding butterflies in a fragmented landscape: variation of seasonality between habitat specialists. **Journal of Insect Conservation**. v. 18, p. 547–560, 2014.

BRITO, T. F.; PHIFER, C. C.; KNOWLTON, J. L.; FISER, C. M.; BECKER, N. M.; BARROS, F. C.; CONTRERA, F. A. L.; MAUÉS, M. M.; JUEN, L.; MONTAG, L. F. A.; WEBSTER, C. R.; FLASPOHLER, D. J.; SANTOS, M. P. D.; SILVA, D. P. Forest reserves and riparian corridors help maintain orchid bee (Hymenoptera: Euglossini) communities in oil palm plantations in Brazil. **Apidologie**. v. 48, p. 575–587, 2017.

BROADBENTA, E. N.; ASNERA, G. P.; KELLERC, M.; KNAPPA, D. E.; OLIVEIRAA, P. J. C.; SILVAD, J. N. Forest fragmentation and edge effects from deforestation and selective logging in the Brazilian Amazon. **Biological Conservation**, v. 141, p. 1745 –1757, 2008.

BROWN, K. S. Geologic, evolutionary, and ecological bases of the diversification of neotropical butterflies: implications for conservation. In: BERMINGHAM, E.; DICK, C. W.; MORITZ, G. **Tropical rainforests: past, present, and future**. Chicago: The University of Chicago Press, 2005. p. 166-201.

CHECA, M. F.; BARRAGÁN A.; RODRÍGUEZ, J.; CHRISTMAN, M. Temporal abundance patterns of butterfly communities (Lepidoptera: Nymphalidae) in the

- Ecuadorian Amazonia and their relationship with climate. **Annales de la Société entomologique de France (N.S.)**. v. 45, p. 470-486, 2009.
- CURTIS, R. J.; BRERETON, T. M.; DENNIS, R. L. H.; CARBONE, C.; ISAAC, N. J. B. Butterfly abundance is determined by food availability and is mediated by species traits. **Journal of Applied Ecology**. v. 52, p. 1676–1684, 2015.
- DRAY, S.; LEGENDRE, P.; BLANCHET, G. **Packfor**: Forward Selection with permutation (Canocop.46). R package version 0.0-8/r136. <https://R-Forge.R-project.org/projects/sedar/>. 2016.
- DEVRIES, P. J.; MURRAY, D.; LANDE, R. Species diversity in vertical, horizontal, and temporal dimensions of a fruit-feeding butterfly community in an Ecuadorian rainforest. **Biological Journal of the Linnean Society**. v. 62, p. 343–364, 1997.
- EPE. **Relatório de Impacto Ambiental - UHE Teles Pires**. Brasília: Empresa de Pesquisas Energéticas - EPE, 2010. 68p.
- FEARNSIDE, P. M. Dams in the Amazon: Belo Monte and Brazil's Hydroelectric Development of the Xingu River Basin. **Environmental Management**. v. 38, p. 16-27, 2006.
- FILGUEIRAS, B. K. C.; MELO, D. H. A.; LEAL, I. R.; TABARELLI, M.; FREITAS, A. V. L.; IANNUZZI, L. Fruit-feeding butterflies in edge-dominated habitats: community structure, species persistence and cascade effect. **Journal of Insect Conservation**. v. 20, 539–548, 2016.
- FINER, M.; JENKINS, C. N. Proliferation of Hydroelectric Dams in the Andean Amazon and Implications for Andes-Amazon Connectivity. **Plos One**. v. 7, p. 1-9, 2012.
- FREITAS, A. V. L. Impactos potenciais das mudanças propostas no Código Florestal Brasileiro sobre as borboletas. **Biota Neotropica**. v. 10, p. 53-57, 2010.
- FREITAS, A. V. L.; BROWN, K. S. Phylogeny of the Nymphalidae (Lepidoptera). **Systematic Biology**. v. 53, p. 363–383, 2004.
- FREITAS, A. V. L.; LEAL, I. R.; UEHARA-PRADO, M.; IANNUZZI, L. Insetos como indicadores de conservação da paisagem. In: **Biologia da conservação: essências**. ROCHA, C. F. D.; BERGALLO, H. G.; VAN SLUYS M.; ALVES, M. A. S. Rima Editora, São Carlos, 2006, cap.15, p.357-384.
- FREITAS, A. V. L.; LEAL, I. R.; FERREIA, S. O. Selection of Oviposition Sites by a Lepidopteran Community of a Tropical Forest in Southeastern Brazil. **Blotropica**. v. 31, p. 372-375, 1999.
- GENTRY, A. H. Patterns of Neotropical plant species diversity. **Evolutionary Biology**. v. 15 p.1-84. 1982.
- GOTELLI, N. J.; ELLISON, A. M. **Princípios de estatística em ecologia**. Artmed, Porto Alegre, 1ª ed. 2011, 528 p.

- GRAÇA, M. B.; MORAIS, J. W.; FRANKLIN, E.; PEQUENO, P. A. C. L.; SOUZA, J. L. P.; BUENO, A. S. Combining Taxonomic and Functional Approaches to Unravel the Spatial Distribution of an Amazonian Butterfly Community. **Environmental Entomology**. v. 0, p. 1–9, 2015.
- HAMER, K. C.; HILL, J. K.; MUSTAFFA, BENEDICK, N. S.; SHERRATT, T. N.; CHEY, V. K.; MARYATI, M. Temporal variation in abundance and diversity of butterflies in Bornean rain forests: opposite impacts of logging recorded in different seasons. **Journal of Tropical Ecology**. v. 21, p.417–425, 2005.
- HANSEN, M. C.; POTAPOV, P. V.; MOORE, R.; HANCHER, M.; TURUBANOVA, S. A.; TYUKAVINA, A.; THAU, D.; STEHMAN, S. V.; GOETZ, S. J.; LOVELAND, T. R.; KOMMAREDDY, A.; EGOROV, A.; CHINI, L.; C. O. JUSTICE, C. O.; TOWNSHEND, J. R. G. High-Resolution Global Maps of 21st-Century Forest Cover Change. **Science**, v. 342, p. 342-353, 2013.
- JEW, E. K. K.; LOOS, J.; DOUGILL, A. J.; SALLU, S. M.; BENTON, T. G. Butterfly communities in miombo woodland: Biodiversity declines with increasing woodland utilisation. **Biological Conservation**. v. 192, p. 436–444, 2015.
- LAMAS, G. Checklist: part 4A, Hesperioidea - Papilionoidea. In: HEPPNER, J. B. **Atlas of Tropical Lepidoptera: checklist**. Association for Tropical Lepidoptera; Gainesville, Scientific Publishers, 2004, 439p.
- LATRUBESSE, E. M.; ARIMA, E. Y.; DUNNE, T.; PARK, E.; BAKER, V. R.; D'HORTA, F. M.; WIGHT, C.; WITTMANN, F.; ZUANON, J.; BAKER, P. A.; RIBAS, C. C.; NORGAARD, R. B.; FILIZOLA, N.; ANSAR, A.; FLYVBJERG, B.; STEVAUX, J. C. Damming the rivers of the Amazon basin. **Nature**, v. 546, p. 363-369.
- LEES, A. C.; PERES, C. A.; FEARNside, P. M.; SCHNEIDER, M.; ZUANON, J. A. S. Hydropower and the future of amazonia biodiversity. **Biodiversity and Conservation**, v. 25, n. 3, p. 451–466, 2016.
- LEGENDRE, P.; GALLAGHER, E. Ecologically Meaningful Transformations for Ordination of Species Data. **Oecologia**. v.129, p.271–280, 2001.
- LEGENDRE, P.; LEGENDRE, L. **Numerical Ecology**. Amsterdam: Elsevier. 3ed. 2012, 853p.
- MAGNUSSON, W. E.; LIMA, A. P.; LUIZÃO, R.; LUIZÃO, F.; COSTA, F. R. C.; CASTILHO, C. V. DE; KINUPP, V. F. RAPELD: a modification of the Gentry method for biodiversity surveys in long-term ecological research sites. **Biota Neotropica**, v. 5, n. 2, p. 21 – 26, 2005.
- MICHALSKI, F.; PERES, C. A. Gamebird responses to anthropogenic forest fragmentation and degradation in a southern Amazonian landscape. **PeerJ**. v. 5, 2017.
- NAIMI B.; HAMM, N. A.; GROEN, T. A.; SKIDMORE, A. K.; TOXOPEUS, A. G. Where is positional uncertainty a problem for species distribution modelling. **Ecography**, v. 37, p. 191-203, 2014.

NEPSTAD, D.; MCGRATH, D.; STICKLER, C.; ALENCAR, A.; AZEVEDO, A.; SWETTE, B.; BEZERRA, T.; DIGIANO, M.; SHIMADA, J.; MOTTA, R. S. D.; ARMIJO, E.; CASTELLO, L.; BRANDO, P.; HANSEN, M. C.; MCGRATH-HORN, M.; CARVALHO, O.; HESS, L. Slowing Amazon deforestation through public policy and interventions in beef and soy supply chains. **Science**, v. 344, p. 1118-1123, 2014.

OKSANEN, J.; BLANCHET, F. G.; FRIENDLY, M.; KINDT, R.; LEGENDRE, P.; MCGLINN, D.; MINCHIN, P. R.; O'HARA, R. B.; SIMPSON, G. L.; SOLYMOS, P.; STEVENS, M. H. H.; SZOECS, E.; WAGNER, H. **Vegan: Community Ecology Package**. R package. version 2.4-2. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>. 2017.

PINHEIRO, C. E. G.; CINTRA, R. Butterfly predators in the neotropics: which birds are involved?. **Journal of the Lepidopterists' Society**. v. 71, p. 109-114, 2017.

R Core Team. **R: A language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing. Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>. 2016.

RENÓ, V. F.; NOVO, E. M. L. M.; SUEMITSU, C.; RENNÓ, C. D.; SILVA, T. S. F. Assessment of deforestation in the Lower Amazon floodplain using historical Landsat MSS/TM imagery. **Remote Sensing of Environment**, v. 115, p. 3446–3456, 2011.

SAMBHU, H.; NORTHFIELD, T.; NANKISHORE, A., ANSARI, A., TURTON, S. Tropical Rainforest and Human-Modified Landscapes Support Unique Butterfly Communities That Differ in Abundance and Diversity. **Environmental Entomology**. v. 46, p. 1225–1234, 2017.

SIDDIG, A. A. H.; ELLISON, A. M.; OCHS, A.; VILLAR-LEEMAN, C.; LAU, M. K. How do ecologists select and use indicator species to monitor ecological change? Insights from 14 years of publication in Ecological Indicators. **Ecological Indicators**, v. 60, p. 223–230, 2016.

SINGER, M. C.; EHRLICH, P.R. Host specialization of satyrine butterflies, and their responses to habitat fragmentation in Trinidad. **Journal of Research on the Lepidoptera**. v. 30, p. 249-256, 1991.

SOKAL, R.R.; ROHLF, F.J. The comparison of dendrograms by objective methods. **Taxon**. v.11, n.1, p.30-40, 1962.

SHAHABUDDIN, G.; PONTE, C. A. Frugivorous butterfly species in tropical Forest fragments: correlates of vulnerability to extinction. **Biodiversity and Conservation**, v. 14: 1137–1152, 2005.

SHUEY, J. A. An optimized portable bait trap for quantitative sampling of butterflies. **Tropical Lepidoptera**, v. 8, n. 2, p. 1 – 4, 1997.

TUNDISI, J. G. The exploitation of the hydroelectric potential of the Amazon region. **Estudos Avançados**, v. 21, n. 59, p. 109–117, 2007.

UEHARA-PRADO, M.; OLIVEIRA, J. DE; MOURA, A. DE; MACHADO, G; SANTOS, A. J.; VAZ-DE-MELLO, F. Z.; FREITAS, A. V. L. Selecting terrestrial arthropods as indicators of small-scale disturbance : A first approach in the Brazilian Atlantic Forest. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1220–1228, 2009.

WINEMILLER, K. O.; MCINTYRE, P. B.; CASTELLO, L.; FLUET-CHOUINARD, E.; GIARRIZZO, T.; NAM, S.; BAIRD, I. G.; DARWALL, W.; LUJAN, N. K.; HARRISON, I.; STIASSNY, M. L. Balancing hydropower and biodiversity in the Amazon, Congo, and Mekong. **Science** v. 351, p.128–129, 2016.

WICKHAM, H. **ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis**. Springer-Verlag New York, 2009.

YUKSEL, I. Hydropower for sustainable water and energy development. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 14, p. 462–469, 2010.

ANEXO

Anexo A - Abundância absoluta e relativa de borboletas frugívoras amostradas nos módulos localizados área de influência do empreendimento hidrelétrico Teles Pires, sul da Amazônia Brasileira.

Espécie	M1	M2	M3	M4	M5	M6	Total	Abund. Rel.%
BIBLIDINAE	207	122	167	133	190	187	1006	16.857
Ageroniini	13	12	23	1	37	24	110	1.843
<i>Hamadryas amphinome</i> (Linnaeus, 1767)		1	1			1	3	0.050
<i>Hamadryas chloe</i> (Stoll, 1787)	5	3	4	1	7	8	28	0.469
<i>Hamadryas epinome</i> (C. Felder & R. Felder, 1867)	1		1				2	0.034
<i>Hamadryas februa</i> (Hübner, [1823])			1		8	3	12	0.201
<i>Hamadryas feronia</i> (Linnaeus, 1758)	5	6	15		19	12	57	0.955
<i>Hamadryas laodamia</i> (Cramer, 1777)	2	1	1		1		5	0.084
<i>Hamadryas velutina</i> (H. Bates, 1865)		1			2		3	0.050
Callicorini		5			1	4	10	0.168
<i>Callicore astarte</i> (Cramer, 1779)		4				2	6	0.101
<i>Callicore cynosura</i> (E. Doubleday, [1847])					1		1	0.017
<i>Callicore texa</i> (Hewitson, [1855])		1				2	3	0.050
Epicaliini	152	82	113	130	141	143	761	12.751
<i>Catonephele acontius</i> (Linnaeus, 1771)	19	8	12	42	7	20	108	1.810
<i>Catonephele antinoe</i> (Godart, [1824])	73	4	15		2		94	1.575
<i>Catonephele numilia</i> (Cramer, 1775)	2	1	2			2	7	0.117
<i>Eunica marsolia</i> (Godart, [1824])		2				1	3	0.050
<i>Eunica pusilla</i> H. Bates, 1864	1	1				4	6	0.101
<i>Nessaea obrinus</i> (Linnaeus, 1758)	57	66	84	88	132	116	543	9.099
Epiphilini	42	23	31	2	11	16	125	2.095
<i>Nica flavilla</i> (Godart, [1824])			1		2		3	0.050
<i>Pyrrhogyra amphiro</i> H. Bates, 1865		1					1	0.017
<i>Pyrrhogyra crameri</i> Aurivillius, 1882		1					1	0.017
<i>Temenis laothoe</i> (Cramer, 1777)	42	21	30	2	9	16	120	2.011
CHARAXINAE	44	39	49	106	66	46	350	5.865
Anaeini	14	24	22	49	23	17	149	2.497
<i>Consul fabius</i> (Cramer, 1776)		1	3				4	0.067
<i>Fountainea ryphea</i> (Cramer, 1775)	2		7		1	2	12	0.201

<i>Hypna clytemnestra</i> (Cramer, 1777)		1	1	1			3	0.050
<i>Memphis moruus</i> (Fabricius, 1775)	1	1	1	24	1	2	30	0.503
<i>Memphis acidalia</i> (Hübner, [1819])	1	1	1	3	2		8	0.134
<i>Memphis arachne</i> Fabricius, 1793	3	8	4	7	3	4	29	0.486
<i>Memphis glaucone</i> (C. Felder & R. Felder, 1862)			2		1		3	0.050
<i>Memphis leonida</i> (Stoll, 1782)		1		2	4	2	9	0.151
<i>Memphis oenomais</i> (Boisduval, 1870)		2		1	1	2	6	0.101
<i>Memphis philumena</i> (E. Doubleday, [1849])		1		1			2	0.034
<i>Memphis polycarmes</i> (Fabricius, 1775)	4	1	1	2	1	1	10	0.168
<i>Memphis</i> sp. Hübner, [1819]		1		4		1	6	0.101
<i>Zaretis isidora</i> (Cramer, 1779)		1					1	0.017
<i>Zaretis itys</i> (Cramer, 1777)	3	5	2	4	9	3	26	0.436
Preponini	30	15	27	57	43	29	201	3.368
<i>Agrias claudina</i> (Godart, [1824])	2		1	1		1	5	0.084
<i>Archaeoprepona amphiachus</i> (Fabricius, 1775)				3			3	0.050
<i>Archaeoprepona demophon</i> (Linnaeus, 1758)	19	11	18	34	34	24	140	2.346
<i>Archaeoprepona demophoon</i> (Hübner, [1814])		1	2	1		1	5	0.084
<i>Archaeoprepona licomedes</i> (Cramer, 1777)				1			1	0.017
<i>Archaeoprepona meander</i> (Cramer, 1775)			1	1			2	0.034
<i>Prepona dexamenus</i> (Hopffer, 1874)	2	1	1	1			5	0.084
<i>Prepona Laertes</i> (Hübner, [1811])	3	1		2	1	1	8	0.134
<i>Prepona pheridamas</i> (Cramer, 1777)	4	1	3	10	7	2	27	0.452
<i>Prepona</i> sp. Boisduval, 1836			1	3	1		5	0.084
NYMPHALINAE	46	37	25	44	40	23	215	3.603
Coeini	46	37	25	44	40	23	215	3.603
<i>Colobura Dirce</i> (Linnaeus, 1758)	25	30	7	23	18	15	118	1.977
<i>Historis odius</i> (Fabricius, 1775)	7	1			1		9	0.151
<i>Smyrna blomfieldia</i> (Fabricius, 1781)	2		3		4	2	11	0.184
<i>Tigridia acesta</i> (Linnaeus, 1758)	12	6	15	21	17	6	77	1.290
SATYRINAE	686	536	914	527	1046	688	4397	73.676
Brassolini	74	70	59	174	78	64	519	8.696
<i>Bia actorion</i> (Linnaeus, 1763)	11	17	17	30	17	14	106	1.776
<i>Caligo eurilochus</i> (Cramer, 1775)	2	1	1	1	2	2	9	0.151
<i>Caligo idomeneus</i> (Linnaeus, 1758)	6	1		11	4	2	24	0.402
<i>Caligo illioneus</i> (Cramer, 1775)	15	5	6	7	10	7	50	0.838
<i>Caligo teucer</i> (Linnaeus, 1758)	4	3	1	5	6	1	20	0.335
<i>Catoblepia berecynthia</i> (Cramer, 1777)	9	21	6	54	11	15	116	1.944
<i>Catoblepia soranus</i> (Westwood, 1851)	6	9	3	22	3	10	53	0.888
<i>Catoblepia versitincta</i> Stichel, 1901				2			2	0.034
<i>Eryphanis automedon</i> (Cramer, 1775)	4	2	5		8	3	22	0.369
<i>Eryphanis lycomedon</i> (C. Felder & R. Felder, 1862)						1	1	0.017
<i>Ooptera aorsa</i> (Godart, [1824])	1	1	4		2	1	9	0.151

<i>Opsiphanes cassiae</i> (Linnaeus, 1758)				1	1		2	0.034
<i>Opsiphanes cassina</i> C. Felder & R. Felder, 1862				2			2	0.034
<i>Opsiphanes invirae</i> (Hübner, [1808])	11	8	9	29	9	1	67	1.123
<i>Opsiphanes Quiteria</i> (Stoll, 1780)	5	2	3	1	2	1	14	0.235
<i>Selenophanes cassiope</i> (Cramer, 1775)			4	9	3	6	22	0.369
Haeterini		2	1	4	2		9	0.151
<i>Haetera piera</i> (Linnaeus, 1758)		1	1	4	2		8	0.134
<i>Pierella</i> sp. Westwood, 1851		1					1	0.017
Morphini	68	82	85	78	86	99	498	8.345
<i>Antirrhea watkinsi</i> Rosenberg & Talbot, 1914		1					1	0.017
<i>Antirrhea murena</i> Staudinger 1888			1				1	0.017
<i>Morpho achilles</i> (Linnaeus, 1758)	22	20	22	19	23	21	127	2.128
<i>Morpho deidamia</i> (Hübner, [1819])	3	3	13	3	3	5	30	0.503
<i>Morpho helenor</i> (Cramer, 1776)	35	57	41	52	58	72	315	5.278
<i>Morpho menelaus</i> (Linnaeus, 1758)	8	1	8	4	2	1	24	0.402
Satyrini	544	382	769	271	880	525	3371	56.485
<i>Amphidecta calliomma</i> (C. Felder & R. Felder, 1862)	129	33	180	1	209	89	641	10.741
<i>Amphidecta pignerator</i> A. Butler, 1867	1	2	15		7	1	26	0.436
<i>Amphidecta reynoldsi</i> Sharpe, 1890					1		1	0.017
<i>Caeruleptychia cyanites</i> (A. Butler, 1871)	1	1		2			4	0.067
<i>Cepheptychia cephus</i> (Fabricius, 1775)				1			1	0.017
<i>Chloreptychia arnaca</i> (Fabricius, 1776)				1	1	1	3	0.050
<i>Chloreptychia herseis</i> (Godart, [1824])	19	11	11	14	9	3	67	1.123
<i>Cissia myncea</i> (Cramer, 1780)	3		7	1	1	1	13	0.218
<i>Cissia palladia</i> (A. Butler, 1867)	1	2	6				9	0.151
<i>Cissia Penelope</i> (Fabricius, 1775)	2		1	1		1	5	0.084
<i>Cissia</i> sp. E. Doubleday, 1848			1				1	0.017
<i>Cissia terrestris</i> (A. Butler, 1867)	2	2	3	2	2		11	0.184
<i>Erichthodes antonina</i> (C. Felder & R. Felder, 1867)	3	2					5	0.084
<i>Euptychia</i> sp. Hübner, 1818					3	1	4	0.067
<i>Euptychia westwoodi</i> A. Butler, 1867	11	2	11	1	25	2	52	0.871
<i>Hermeptychia Hermes</i> (Fabricius, 1775)	1					7	8	0.134
<i>Hermeptychia</i> sp. Forster, 1964						1	1	0.017
<i>Magneptychia antonoe</i> Westwood, 1851	1		3		9		13	0.218
<i>Magneptychia ayaya</i> (Butler, 1866)				1			1	0.017
<i>Magneptychia Iris</i> (C. Felder & R. Felder, 1867)	2		2		1	2	7	0.117
<i>Magneptychia libye</i> (Linnaeus, 1767)	1						1	0.017
<i>Magneptychia ocnus</i> (A. Butler, 1867)		1					1	0.017
<i>Magneptychia</i> sp. Forster, 1964						3	3	0.050
<i>Pareptychia hesione</i> (Sulzer, 1776)	15	6	39	10	16	6	92	1.542
<i>Pareptychia lydia</i> (Cramer, 1777)				1			1	0.017

<i>Paryphthimoides</i> sp.(Forster, 1964)	1	1	3		3		8	0.134
<i>Paryphthimoides numeria</i> (C. Felder & R. Felder, 1867)			1				1	0.017
<i>Paryphthimoides undulata</i> (A. Butler, 1867)		1					1	0.017
<i>Posttaygetis penelea</i> (Cramer, 1777)	26	12	32		29	24	123	2.061
<i>Pseudodebis Valentina</i> (Cramer, 1779)	90	76	143	7	135	56	507	8.495
<i>Pseudodebis</i> sp. Forster, 1964	1				2		3	0.050
<i>Splendeptychia itonis</i> (Hewitson, 1862)				2		1	3	0.050
<i>Taygetis angulosa</i> Weymer, 1907	8	4	30		37	25	104	1.743
<i>Taygetis celia</i> Cramer, 1779	1		16		25	8	50	0.838
<i>Taygetis rufomarginata</i> Staudinger, 1888	34	7	63	9	32	28	173	2.899
<i>Taygetis Cleopatra</i> C. Felder & R. Felder, 1867	101	75	85	131	70	95	557	9.333
<i>Taygetis echo</i> (Cramer, 1775)	19	16	15	38	14	37	139	2.329
<i>Taygetis laches</i> Fabricius, 1793	1		8		12	4	25	0.419
<i>Taygetis larua</i> C. Felder & R. Felder, 1867	3	17	15		56	6	97	1.625
<i>Taygetis leuctra</i> A. Butler, 1870				1			1	0.017
<i>Taygetis mermeria</i> (Cramer, 1776)	22	37	15		50	46	170	2.849
<i>Taygetis rectifascia</i> Weymer, 1907	3	2	7		11	2	25	0.419
<i>Taygetis sosis</i> Hopffer, 1874	5	4	1	6	5	3	24	0.402
<i>Taygetis</i> sp. Hübner, [1819]		1					1	0.017
<i>Taygetis tripunctata</i> Weymer, 1907	2	2	20		6	7	37	0.620
<i>Taygetis virgilia</i> (Cramer, 1776)	35	65	35	41	109	65	350	5.865
<i>Yphthimoides</i> sp. Forster, 1964			1				1	0.017
Total	983	734	1155	810	1342	944	5968	100.000
Abund. Rel.%	16.47	12.30	19.35	13.57	22.49	15.82	100.00	

