



Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação

Centro de Ciências Biológicas e da Saúde
Universidade Federal de Mato Grosso Do Sul

Efeito da perda de habitat associados a impactos hidrelétricos sobre uma comunidade de borboletas frugívoras no sudoeste da Floresta Amazônica brasileira

Débora Leite Rodrigues do Carmo



Campo Grande
Janeiro 2017

Efeito da perda de habitat associados a impactos hidrelétricos sobre uma comunidade de borboletas frugívoras no sudoeste da Floresta Amazônica brasileira

Débora Leite Rodrigues do Carmo

Dissertação apresentada como requisito para a obtenção do título de Mestre em Ecologia, pelo Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação, Universidade Federal de Mato Grosso do Sul.

Orientador: Danilo Bandini Ribeiro

Banca avaliadora

Dr. André Victor Lucci Freitas
Universidade Estadual de Campinas (UNICAMP)

Dr. Gustavo Gracioli
Universidade Federal de Mato Grosso do Sul (UFMS)

Dr. Fabio de Oliveira Roque
Universidade Federal de Mato Grosso do Sul (UFMS)

Dr. _____
[endereço institucional]

Dr. _____
[endereço institucional]

**Dedico este trabalho a minha família,
por todo o amor e apoio que tem me dado.**

Agradecimentos

Agradeço a Deus, por ter me guardado e cuidado de mim durante a época do mestrado. Por ter me dado forças, preparado todas as coisas e por ter colocado uma fé em meu coração que só tem aumentado.

Aos meus pais Sandra e Atacil e a minha irmã Sara, pelo grande apoio em meus estudos e na minha vida em geral.

Ao Danilo Bandini Ribeiro pela orientação e paciência. Por ter depositado sua confiança em mim e ter me mostrado um projeto no qual adorei trabalhar.

Ao Tarik Godoy Dangl Plaza e a Santo Antônio Energia por terem disponibilizado os dados brutos do monitoramento das borboletas frugívoras.

Ao Rafael Dettogni Guariento pela ajuda nas análises estatísticas. Ajuda e sugestões que foram importantes para os resultados desta dissertação.

Ao Jose Manuel Ochoa Quintero pela ajuda nas análises da paisagem e nas suas interpretações.

Aos membros da banca por terem aceitado avaliar este trabalho e por contribuírem com suas críticas.

A Hannah Lois Doerrier pela correção do resumo em inglês e pelo companheirismo.

Aos amigos e colegas que fiz durante a fase do mestrado e que me acompanharam em diversos momentos, em especial Marrie e Ju.

Ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da UFMS e seus professores, pela oportunidade e pelo aprendizado que foram importantes para minha vida profissional e pessoal.

A Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela concessão da bolsa de estudos.

Índice

Resumo geral	9
General abstract	11
Introdução geral	13

Capítulo 1. **Perda de vegetação ocasionada por impactos hidrelétricos em uma área no sudoeste da Floresta Amazônica**

Resumo	18
Abstract	20
Introdução	22
Métodos	24
<i>Local de estudo</i>	24
<i>Coleta de dados</i>	26
<i>Análise de dados</i>	28
Resultados	29
Discussão	38

Capítulo 2. **Alterações na comunidade de borboletas frugívoras ocasionadas por impactos hidrelétricos**

Resumo	43
Abstract	45
Introdução	47
Métodos	50
<i>Local de estudo</i>	50

<i>Grupo de estudo</i>	52
<i>Coleta de dados</i>	52
<i>Análise de dados</i>	58
Resultados	64
Discussão	79
Conclusão geral	93
Literatura citada	95

Resumo geral

Empreendimentos hidrelétricos estão sendo implementados em diversas regiões do mundo e particularmente na Amazônia. As usinas hidrelétricas causam diversos impactos ambientais, mas pouco se sabe sobre como essas atividades afetam a biodiversidade do local onde são construídas. Se faz necessário identificar esses efeitos ambientais para perspectivas de conservação, e pode-se utilizar sistemas cartográficos e bioindicadores para avaliá-los. Assim sendo, o objetivo deste trabalho é identificar os impactos de supressão vegetal causado por uma represa em uma área no sudoeste da Amazônia brasileira e verificar como a comunidade de borboletas frugívoras da região respondeu as consequentes mudanças na paisagem. A área de estudo possui uma vegetação predominantemente ombrófila aberta e o clima da região é classificado como quente-úmido. Nas análises de supressão vegetal, foram utilizadas informações sobre a construção da hidrelétrica e imagens de satélite para determinar a extensão dos impactos sobre a floresta. Para avaliar as modificações na estrutura da comunidade de borboletas, foi conduzido um monitoramento de 16 campanhas em quatro módulos na região de análise e diversos parâmetros de diversidade da comunidade foram analisados. As seis primeiras campanhas do monitoramento correspondem a época antes do impacto de inundação de áreas ocasionado com finalização da represa, e as 10 ultimas são referentes à depois do impacto. As análises da paisagem mostram que uma grande extensão de floresta foi suprimida com alagamentos e desmatamentos em virtude das obras da usina, alterando assim a paisagem na região. Desde o começo da usina houve uma perda de 4% de cobertura florestal na paisagem e ocorreu mais de 900 km² de desmatamento. Atualmente resta cerca de 77% de cobertura florestal dentro da paisagem. Durante o monitoramento das borboletas, foram amostrados 2164 indivíduos pertencentes a 117 espécies e quatro subfamílias. A riqueza da comunidade total foi maior antes do impacto.

Porém, depois do impacto o sub-bosque apresentou maior diversidade, e também neste estrato duas tribos aumentaram em abundância e uma tribo aumentou em riqueza após a perturbação. Isso pode ter ocorrido devido ao favorecimento de borboletas de áreas abertas e impactadas nos níveis mais baixos da floresta. Além disso, as ordenações indicaram uma homogeneização biótica dentro da comunidade, provavelmente devido ao favorecimento dos mesmos tipos de organismos e a exclusão de outros após o impacto. Não houve diminuição na diversidade geral da comunidade, mesmo assim as borboletas frugívoras responderam às alterações na paisagem, se mostrando novamente eficientes indicadoras ecológicas.

General abstract

Hydroelectric power plants are being implemented in several regions of the world, and particularly in the Amazon Rainforest. Hydroelectric plants induce several environmental impacts, but little is known about how these activities affect the biodiversity at the site where they are built. It is essential to identify these environmental effects for conservation perspectives, and it is possible to use cartographic systems and bioindicators to evaluate them. Thus, the objective of this work was to identify the impacts of vegetation suppression caused by a dam in an area in the southwest of the Brazilian Amazon and to verify how the community of fruit-feeding butterflies in the region responded to the consequent changes in the landscape. The study area has a predominantly open ombrophilous vegetation and the climate of the region is classified as hot-humid. For the vegetation suppression analysis, was used information about the construction of the hydroelectric dam and satellite images to determine the extent of impact on the forest. To evaluate the changes in the structure of the butterfly community, four modules in the region were monitored during 16 campaigns and several parameters of community diversity were analysed. The first six monitoring campaigns corresponded to the time before the inundation impact of areas caused by dam completion, and the last 10 represent after inundation impact. Landscape analysis shows that a large expanse of forest was suppressed with flooding and deforestation due to the plant construction, altering the landscape in the region. Since the beginning of hydropower plant construction 4% of forest cover was lost in the landscape and more than 900 km² of deforestation occurred. There is currently about 77% of forest cover within the landscape. During butterfly monitoring, 2164 individuals belonging to 117 species and four subfamilies were sampled. The species richness of the total community was greater before impact. However, after the impact the understory presented greater diversity, and also in this layer

two tribes increased in abundance and one tribe increased in richness after the disturbance. This could have occurred due to butterfly preference for these newly opened and impacted areas in the understory, as they tend to be heliophilic. Furthermore, the ordinations indicated a biotic homogenization within the community, probably due to the favoring of the same types of organisms and the exclusion of others after the impact. There was no decrease in the general diversity of the community, nevertheless the fruit-feeding butterflies responded to the landscape changes, again proving efficient ecological indicators.

Introdução geral

Indagações de como determinadas tecnologias de energia renovável afetam a biodiversidade em um ecossistema e como tais ecossistemas eram antes de uma significativa interferência antrópica, fazem parte das 100 questões mais importantes para a conservação da diversidade biológica global (Sutherland et al. 2009). As respostas desses questionamentos são pertinentes para a conservação da biodiversidade, uma vez que, há atualmente no mundo diversos empreendimentos de geração de energia renovável, planejados ou em construção, em áreas que são consideradas ricas em heterogeneidade biológica (ANELL 2002, IHA 2013). Estes empreendimentos são incentivados, dado que uma das metas mundiais relacionadas ao desenvolvimento sustentável é buscar geradores de energia com fontes renováveis, e que ao mesmo tempo possam suprir o crescente consumo mundial de energia. (MME 2007, WWF 2012).

Quando se trata de busca por fontes alternativas e renováveis de energia, tais como eólica e geotérmica (IPCC 2012), a energia elétrica vinda da energia hidráulica pode receber considerável destaque. Isso porque pequenas centrais hidrelétricas (PCH) podem chegar a requerer até 50 vezes menos custo para a implementação, se comparadas com outras fontes renováveis, como a energia solar fotovoltaica (Shayani et al. 2006).

Atualmente a hidroeletricidade produz cerca de 16% da eletricidade do mundo e mais de 25 países dependem de energia hídrica para 90% do seu abastecimento total de eletricidade (IPCC 2012, IRENA 2012). Tal forma de energia também produz a maior parte da eletricidade em 65 países e desempenha algum papel em outros 150 (IPCC 2012, IRENA 2012); sendo a China, Canadá, Brasil, Estados Unidos e Rússia, as principais nações em capacidade de geração de energia hidrelétrica no mundo (REN21 2011, IHA 2013).

O Brasil apresenta diferencial na disponibilidade hídrica em relação aos outros países, devido a sua imensa extensão territorial que compreende várias bacias fluviais (IBGE 1962). Ele é o maior produtor de hidroeletricidade da América Latina, e essa forma de eletricidade, gerada por cerca de 600 usinas e centrais hidrelétricas, produz normalmente 80% da eletricidade total do país (Kikuchi 2005, IHA 2013). As perspectivas futuras indicam que a energia hidráulica continuará sendo nos próximos anos a principal fonte geradora de energia elétrica do Brasil, e que pelo menos 50% da necessidade de expansão da capacidade de geração elétrica no país seja de origem hídrica (ANELL 2002). Entretanto, apesar de utilizar uma fonte natural e não esgotável para a produção de energia, grandes implementações de usinas hidrelétricas (UHE) causam diversos impactos no meio ambiente (Junk & Mello 1990). Essas perturbações ocorrem de forma direta e indireta, mesmo que as vezes não sejam perceptíveis de imediato (Junk & Mello 1990, Fearnside 1995, Barreto et al. 2011, Fearnside 2015, Pereira et al. 2016).

No geral, perturbações ou impactos ambientais são basicamente definidos como resultados de uma ação sobre um ser, uma comunidade ou região (Muller 1995). São modificações observadas entre o processo dinâmico anterior e o novo estado criado pela ação introduzida, podendo ser esse “novo estado” positivo ou negativo. De uma maneira geral, os impactos ambientais causados pelas construções de usinas hidrelétricas são de (1) aspectos abióticos, podendo ser mudanças climáticas, geofísicas, hidrológicas e topológicas; (2) aspectos bióticos, que são alterações na composição da fauna e da flora; e (3) aspectos antrópicos, como mudanças na densidade populacional ou sociocultural do local (Junk & Mello 1990, Muller 1995). Os impactos ambientais provenientes de usinas hidrelétricas que aparentemente podem afetar de forma mais abrupta espécies de animais e de plantas no local, além de poder causar futuras alterações no clima, são principalmente

o desmatamento e inundações de áreas (Junk & Mello 1990, Fearnside 1995, Barreto et al. 2011, Fearnside 2015, Pereira et al. 2016).

A supressão vegetal associada às inundações de áreas e/ou desmatamento é bem evidente logo nos primeiros anos de construção da hidrelétrica (Barreto et al. 2011). O empreendimento hidrelétrico pode aumentar e acelerar um desmatamento já existente, alterando o habitat e a diversidade de diversas espécies (Fearnside 2005, Barreto et al. 2011). E mesmo sendo uma questão negligenciada, usinas hidrelétricas também podem emitir gases do efeito estufa através do desmatamento e da decomposição de biomassa das árvores atingidas pelas inundações, liberando assim dióxido de carbono (CO_2) (Fearnside 1995, Abril et al. 2013, Fearnside 2015). Desta forma, os impactos ambientais provenientes de hidrelétricas ocorrem em formato “cascata”, onde impactos diretos - de primeira ordem - (ex. desmatamento e inundação) ocasionam impactos indiretos - de segunda ordem - (ex. alteração na biodiversidade e mudanças no clima).

A intensidade dessas mudanças ambientais nem sempre são estimadas e medidas com facilidade. Assim, as “Avaliações de Impactos Ambientais” (AIA), realizadas em grandes empreendimentos hidrelétricos, representam um importante instrumento para as tomadas de decisões que são necessárias para os processos de gestão ambiental (Souza 2000). As AIAs devem trazer de maneira mais concreta possível, projeções da escala e da distribuição do impacto, além das medidas de mitigação, que visam reduzir ou remediar o determinado efeito ambiental (Barreto et al. 2011, IPCC 2012).

Existem diferentes formas de se realizar a avaliação dos impactos ambientais provocados por empreendimentos humanos. Pode ser por sistemas cartográficos, que geograficamente visam determinar a localização e a extensão dos impactos sobre o meio ambiente; pode ser através de modelos e análises matemáticas, que tem o objetivo de fornecer uma descrição matemática de um fenômeno do mundo real; ou até mesmo por

indicadores biológicos, que é quando um organismo apresenta alguma reação que pode ser identificada frente as diferenças ou alterações do meio em que vive, por exemplo, frente à supressão vegetal (McGeoch 1998, Souza 2000). Todavia, para gerar melhores propostas de gestão e recuperação de um ambiente, se faz necessário identificar as estruturas e funções das comunidades biológicas. Também é importante incluir a história natural e condições abióticas do ecossistema, afim de distinguir corretamente quais foram as mudanças geradas frente a interferência humana e quais foram causadas por distúrbios e ciclos naturais (Giberson et al. 1991, Sutherland et al. 2009).

Dentre as últimas usinas hidrelétricas de grande porte construídas no Brasil, onde ocorreu uma AIA, se encontra o projeto da UHE Santo Antônio (Silva 2014). A construção desta usina iniciou-se em setembro de 2008, na porção sudoeste da Amazônia brasileira e nas proximidades da cidade de Porto Velho – Rondônia. A finalização da represa e o enchimento do seu reservatório ocorreu entre o final de 2011 e o começo de 2012, sendo que em 30 de março de 2012 as primeiras turbinas entraram em execução. Atualmente, 44 turbinas estão em operação comercial e as previsões da empresa responsável (Santo Antônio Energia) são de que até o final de 2016 a Hidrelétrica Santo Antônio esteja completamente finalizada, com 50 turbinas instaladas e em funcionamento.

No período de 2010 a 2014, um monitoramento de artrópodes, particularmente insetos, foi realizado em áreas que eram influenciadas por esta usina hidrelétrica; como parte do relatório de Avaliação de Impacto Ambiental e de um projeto de Conservação da Entomofauna. Os artrópodes foram escolhidos para a realização desse monitoramento por serem frequentemente apontados como bioindicadores para estudos de impacto ambiental, respondendo bem a mudanças no ambiente (Brown Jr. 1997, Brown Jr. & Freitas 2000, Freitas et al. 2006, Bonebrake et al. 2010, Freitas 2010). Entre os grupos de

artrópodes selecionados estão as borboletas, insetos da ordem Lepidoptera. Elas podem ser divididas em duas guildas, segundo os hábitos alimentares dos adultos: (1) nectarívoras, que se alimentam do néctar das flores, e (2) frugívoras, que obtêm a maior parte de seus nutrientes de frutas fermentadas, seiva de plantas e matéria orgânica em decomposição (DeVries 1987).

Mesmo que poucos, já são existentes na literatura trabalhos que descrevem alguns atuais e futuros impactos ambientais de primeira ordem causados pela UHE Santo Antônio (Fearnside 2013, Fearnside 2015, Finer & Olexy 2015). Porém ainda não há relatos consistentes e testados de impactos ambientais de segunda ordem no local.

Sendo assim, com intuito de verificar os impactos de supressão vegetal sobre a área em torno da UHE e possíveis impactos sobre as características ecológicas da área - usando as borboletas como bioindicadores -, esta dissertação tem o objetivo de responder duas questões gerais:

- 1 – Como a construção da Usina Hidrelétrica Santo Antônio influenciou a dinâmica de supressão vegetal em sua área em torno?
- 2 – Quais são os efeitos da perda de habitat sobre a estrutura da comunidade de borboletas frugívoras?

Capítulo 1. Perda de vegetação ocasionada por impactos hidrelétricos em uma área no sudoeste da Floresta Amazônica

Resumo

A Floresta Amazônica possui grande importância econômica e ambiental. Todavia, seus serviços ambientais estão sendo continuamente ameaçados por atividades humanas. Historicamente as causas do desflorestamento na Amazônia têm sido por razões econômicas, sociais e também devido a políticas ambientais. Assim sendo, o objetivo deste estudo é identificar como uma construção hidrelétrica, levantada principalmente por questões econômicas, alterou a dinâmica de desmatamento em uma área no sudoeste da Amazônia brasileira, e verificar se a chegada de novos imigrantes após a instalação da usina e as fiscalizações ambientais da região também atuaram neste processo de supressão. Afim de realizar as análises da paisagem, foi elaborado um polígono que abrange as áreas influenciadas pela represa. Para avaliar os impactos de supressão vegetal, foram usadas as medidas de extensões da usina e imagens de satélites referentes ao polígono, que continham classes de cobertura de desmatamento, desmatamento total e floresta restante. As análises da paisagem revelaram que a hidrelétrica modificou a dinâmica de supressão vegetal na sua região entorno e que os níveis de desmatamento foram elevados após a construção. O enchimento do reservatório suprimiu 257 km² de floresta nativa, e as outras instalações da represa cobriram mais de 20,000 metros de vegetação. O desmatamento total na área do polígono é de mais de 7,000 km² e atualmente a paisagem tem aproximadamente 77% de cobertura nativa. Desde o começo da construção da usina foram acrescentados 900 km² de desmatamento, correspondendo a uma diminuição de 4% de cobertura florestal. Aparentemente o aumento da população e a fiscalização ambiental não influenciaram o desflorestamento da região, provavelmente porque novas áreas não precisaram ser abertas com a chega dos novos moradores e porque

os órgãos ambientais não conseguem acompanhar todas as demandas de desmatamentos. A significância da alteração de 4% de floresta na paisagem é variável para cada espécie ou organismo, e é certo que “pequenas” modificações na paisagem são determinantes em micro-habitat. Uma questão importante é que na região de análise mais de 7,000 km² foram desmatados. Esta perturbação causa a perda e a alteração de habitat, afetando os organismos de diversas maneiras, uma vez que não é um distúrbio vindo de ciclos naturais.

Abstract

The Amazon Forest has great economic and environmental importance, however, its environmental services are continually being threatened by human activities. Historically the causes of deforestation in the Amazon have been for economic and social reasons, as well as due to environmental policies. Therefore, the objective of this study was to identify how a hydroelectric construction, implemented mainly for economic purposes, changed the dynamics of deforestation in an area in the southwest of the Brazilian Amazon, and to verify if the arrival of human residents after the installation of the hydropower plant and environmental inspections of the region also acted in this process of deforestation. To carry out the analysis of the landscape, was elaborated a polygon that covers the areas influenced by the dam. In order to evaluate the impacts of vegetation suppression, used measures of extensions of the hydropower plant and satellite images related to the polygon, which contained classes of deforestation, total deforestation, and remaining forest cover. Landscape analysis revealed that the hydroelectric plant modified the dynamics of vegetation suppression in its surrounding region and that deforestation levels were high after construction. The filling of the reservoir suppressed 257 km² of native forest, and other dam installations covered more than 20,000 meters of vegetation. Total deforestation in the area of the polygon was over 7,000 km² and currently the landscape has approximately 77% of native cover. Since the beginning of the construction of the plant, 900 km² has been deforested, corresponding to a 4% decrease in forest cover. Apparently population growth and environmental inspection did not influence the deforestation of the region, probably because new areas did not have to be opened up with the arrival of new residents and because environmental agencies could not keep up with the demands of deforestation. The significance of the 4% forest change in the landscape is variable for each species or organism, and although this change may have been "small"

whitin the whole landscape, for species who are dependent on microhabitats this could have had a greater affect. An important issue is that in the region of analysis more than 7,000 km² were deforested. This disturbance causes loss and alteration of habitat, thus affecting organisms, since it is not a disturbance coming from natural cycles.

Introdução

A floresta Amazônica é a maior floresta tropical no mundo e representa cerca de 30% de todas as florestas remanescentes encontradas nos trópicos (MMA 2010). Na América do Sul o domínio fitogeográfico se entende por outros nove países além do Brasil, totalizando uma área de mais de 6 milhões de km². Aproximadamente 63% da extensão da floresta está somente em solo brasileiro, abrangendo 3,8 milhões de km² do território nacional (MMA 2006). Essa porcentagem de Amazônia em terras brasileiras é conceituada como Amazônia Legal, contudo esse domínio geográfico também contém algumas formações de Cerrado e Pantanal (MMA 2006, MMA 2010).

As dimensões hidrográficas da região também são únicas no globo, formando um vasto conjunto de rios e cursos de água, onde o rio principal (Amazonas) possui mais de 6,000 km da nascente até a foz, e a maior descarga de água doce lançada aos oceanos (MMA 2006). A flora apresenta relações com a vegetação africana e também tem ligações florísticas com a América do Norte, através do Andes (IBGE 2012). Aliás, o próprio soerguimento do Andes foi um acontecimento fundamental para a evolução da biodiversidade e formação das paisagens e ecossistemas encontrados no local (Hoorn et al. 2010).

É de conhecimento mundial a importância econômica e ambiental da floresta Amazônica, uma vez que a mesma abriga grande diversidade biológica, incluindo espécies endêmicas, e estoca cerca de 86 bilhões de toneladas de carbono (Fearnside 2003, Saatchi et al. 2007). Contudo, esses serviços prestados pelo meio ambiente são constantemente ameaçados por atividades antrópicas, como o desmatamento – que consiste no processo contínuo de remoção da vegetação superficial de uma determinada área -, o que afeta ecossistemas aquáticos e terrestres (Fearnside 2003).

As causas do desmatamento na Amazônia mudam constantemente à medida que surgem novas pressões (Fearnside 2003). Historicamente, o desflorestamento tem sido influenciado principalmente por questões econômicas, sociais e também por ações de políticas ambientais. (Fearnside 2003, Fearnside 2005, Fearnside 2010, Barreto et al. 2011). Um exemplo de pressão econômica ocorreu entre os anos de 1987 e 1991. Nesse período houve uma queda na taxa de desmatamento na Amazônia, provavelmente resultado de pouco investimento em ampliações de pastagens por parte dos fazendeiros, devido à forte crise econômica que acontecia no Brasil durante a época. No entanto, em 1995 houve um aumento na taxa de desmatamento, o que pode ser um reflexo da recuperação econômica do país sob o Plano Real (Fearnside 2003, Fearnside 2005). Barreto et al. (2011) forneceram um exemplo de como implementações de políticas ambientais também podem afetar significativamente a dinâmica de desmatamento. O autor e colaboradores mostraram que uma região influenciada pela UHE Belo Monte teve uma diminuição na taxa de desmatamento, diretamente relacionada com um crescente esforço de fiscalização ambiental.

Construção de usinas hidrelétricas, é uma das atividades humanas impulsionadas principalmente por questões econômicas, que causam supressão vegetal de forma direta e indireta, e que podem influenciar a dinâmica espacial e temporal do desmatamento na Amazônia (Fearnside 2003, Barreto et al. 2011). O desmatamento direto gerado por UHEs, está ligado à abertura de áreas para o reservatório de água e para instalações de estruturas não contempladas na área do reservatório (ex. vertedouro, canais de aproximação e canal de fuga), além da abertura de áreas para construções secundárias ao redor (ex. alojamento, linha de transmissão e estradas). O desmatamento indireto, pode ser explicado com o aumento de imigrantes no local, resultado do crescimento da atividade econômica em torno da região de instalação da UHE. Haverá novos imigrantes

para trabalhar na hidroelétrica e isso incentivará a abertura de novas áreas por meio de desmatamento, afim de atender a demanda de novos moradores (Barreto et al. 2011).

A Usina Hidrelétrica Santo Antônio, localizada dentro do município de Porto Velho em Rondônia, foi construída próxima da área urbana. A própria construção da usina teve um impacto de desmatamento espacial e direto, porém a mesma pode ter influência sobre a dinâmica temporal do desmatamento. E fatores como o aumento da população e a fiscalização ambiental podem estar contribuindo para esse processo. Também se faz necessário identificar se a tendência de supressão vegetal por ano nas proximidades da UHE não é apenas um reflexo geral da tendência ocorrente na Amazônia como um todo, mostrando que porventura a Hidrelétrica Santo Antônio não seja um fator determinante. A previsão deste estudo é que a construção de Santo Antônio mudou significativamente a dinâmica de desmatamento na região de análise.

Assim sendo, este capítulo tem as seguintes hipóteses:

1. A UHE Santo Antônio causou desmatamento direto e indireto na sua área em torno, influenciando a dinâmica de desmatamento na região.
2. Fatores como ocupação humana e fiscalização ambiental também podem influenciar o desmatamento na região de análise.

Métodos

Local de estudo

A área de estudo utilizada para as interpretações da dinâmica de supressão vegetal é um polígono retangular dentro da paisagem com as dimensões de 175 km x 140 km e 24500 m² (09° 05' 28" S e 64° 13' 09" O) (Fig. 1). O polígono abrange o estado do Amazonas (AM) e o estado de Rondônia (RO), e dentro dele se encontra a cidade de Porto Velho, a Usina Hidrelétrica Santo Antônio, parte do Rio Madeira (um dos afluentes do rio

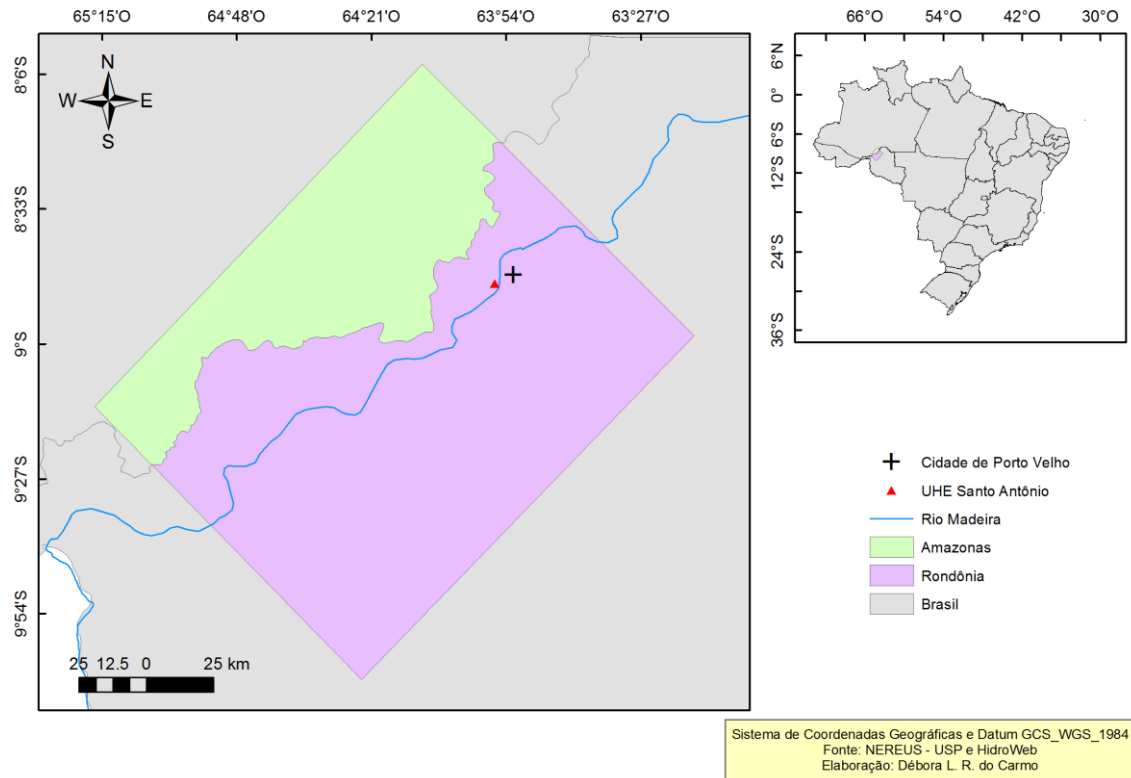


Figura 1. Área de estudo (polígono) localizada no sudoeste da Amazônia brasileira.

Amazonas) e áreas que são influenciadas pela usina. O polígono foi preparado com tais proporções, com o intuito de que cada módulo que era influenciado pela UHE (Fig. 2), onde ocorreu o monitoramento de borboletas (ver Capítulo 2) e que sofre risco de desmatamento, possuisse no mínimo um raio de 50 km de extensão. Como não há informações bibliográficas sobre a extensão da área de vida de borboletas frugívoras o raio de 50 km foi um pressuposto dos autores.

A vegetação dentro da área de estudo é constituída por típicas formações da Floresta Amazônica, que são a floresta ombrófila densa e a aberta; sendo a floresta ombrófila aberta a fitofisionomia dominante (MME 1978). O clima é principalmente classificado como quente- úmido, com temperatura média do mês de julho superior a 18°C e sem grande variação estacional, devido a amplitude térmica anual ser inferior a 5°C (MME 1978).

Coleta de dados

As medidas de extensões das construções e instalações finais da UHE Santo Antônio, foram retiradas do documento “Aproveitamento Hidrelétrico Santo Antônio - AHE Santo Antônio / Projeto Básico Ambiental - PBA”, emitido pela Madeira Energia S.A (MESA 2008) e do site da Santo Antônio Energia (www.santoantonioenergia.com.br). Informações do tamanho populacional no município de Porto Velho – RO, nos anos de 2006 a 2014, foram obtidas através do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). E dados de embargos por desmatamentos e autuações ambientais que ocorreram no município durante o mesmo período foram adquiridos através do Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA).

Para as análises da paisagem foram usadas imagens de satélites (relativas ao polígono) da classe Landsat, previamente interpretadas em classes de cobertura terrestre

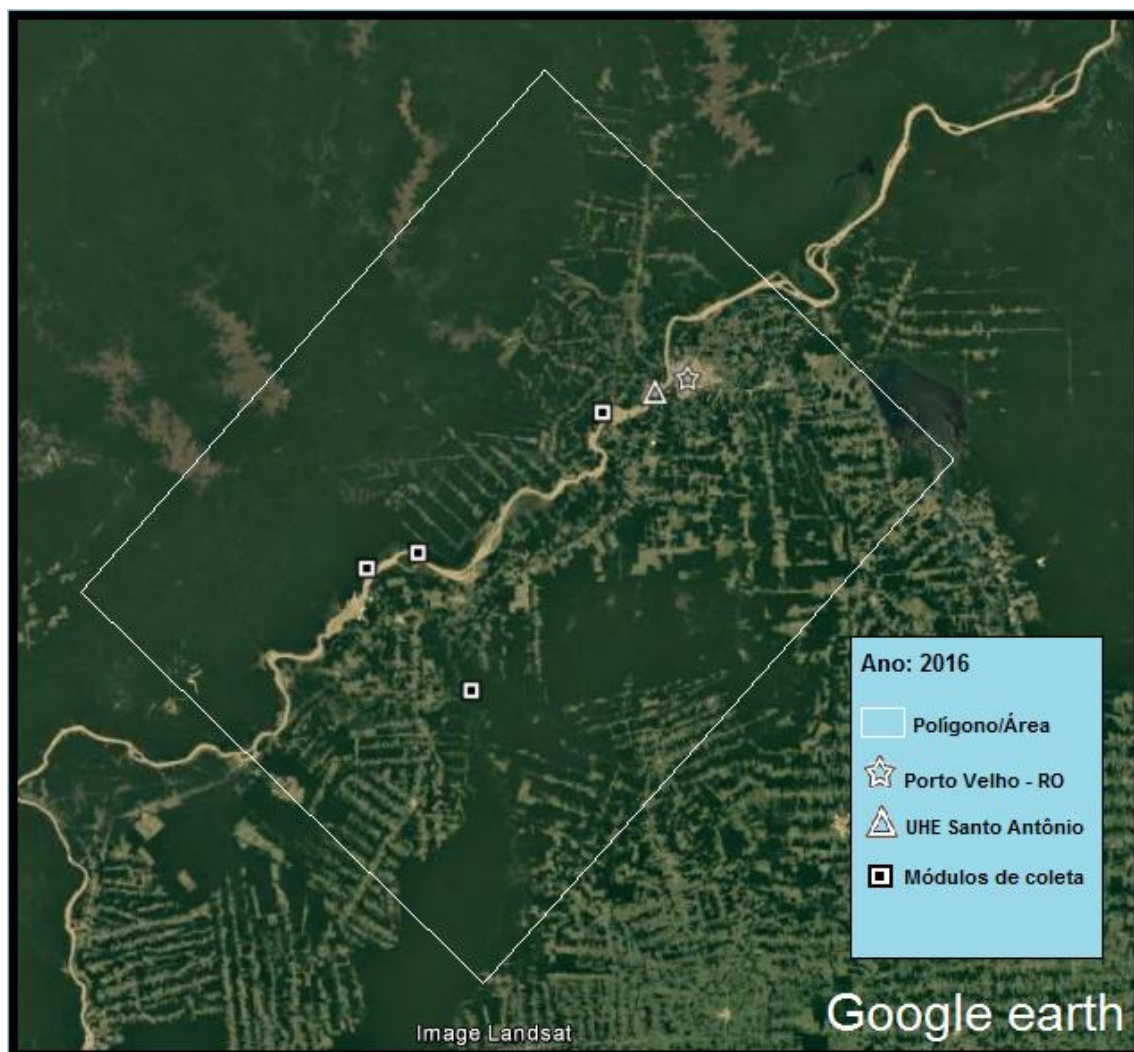


Figura 2. Área de estudo (polígono) localizada no sudoeste da Amazônia brasileira e módulos de coleta das borboletas frugívoras (ver Capítulo 2).

e disponibilizadas pelo Projeto de Estimativa do Desflorestamento da Amazônia (PRODES). As imagens adquiridas foram mosaicos estaduais do Amazonas (AM) e de Rondônia (RO), pertencentes aos anos de 2006, 2008, 2009, 2010, 2011, 2012, 2013 e 2014. Do PRODES também foram obtidos dados de incremento de desflorestamento da Amazônia Legal entre os anos de 2001 a 2015. E por fim, foram utilizadas imagens de satélites do Google Earth, que são de fácil acesso e possuem uma ferramenta de cronologia que permite investigar cenários antigos que estão armazenados no programa.

Análise de dados

Foram construídos gráficos que demonstram as áreas totais (km² e m) da construção do reservatório, das estruturas não contempladas na área do reservatório e de construções secundárias, afim de analisar o desmatamento direto associado ao projeto da UHE Santo Antônio. Dados das classes de cobertura terrestre, referentes ao desmatamento total (acumulado até o ano anterior), floresta (floresta restante) e desmatamento (desmatamento sobre floresta no ano anterior), contidos nas imagens de satélites, foram extraídos com o auxílio do programa ArcGIS (versão 10.4 -ArcMap); e as medidas da porcentagem de cobertura florestal dentro da paisagem/polígono de cada ano observado, foram calculadas.

O número de imagens analisadas pelo PRODES pode diferir de um ano para outro afetando o tamanho da área total de cada mosaico. Para corrigir isso um índice (IC) de desmatamento total, desmatamento e floresta foi utilizado, para que cada uma dessas classes de cobertura ficasse em função da área total do polígono de cada ano, permitindo a melhor interpretação dos dados:

$$IC = \frac{CC}{AP}$$

onde, CC é classe de cobertura da terra (desmatamento total, floresta ou desmatamento) e AP é a área total do polígono.

Foram feitos gráficos de linha ou sequência a partir dos índices de desmatamento total, floresta e desmatamento encontrados dentro do polígono, e a partir dos dados de incremento de desflorestamento da Amazônia Legal afim de representar a dinâmica de supressão vegetal ao longo do tempo, enfatizando sua tendência. Com o intuito de verificar se há alguma relação entre o desmatamento dentro da paisagem/polígono com o acréscimo de tamanho populacional por ano em Porto Velho – RO; e o desmatamento dentro da paisagem/polígono com o número de embargos e autuações ambientais, foram feitos diagramas de dispersão com essas variáveis, expresso as linhas de tendências e os coeficientes de correlação de Spearman (ρ) foram calculados. A correlação de Spearman, foi feita no programa R (versão 3.1.2), com o pacote Stats. Esta análise é uma medida de correlação não-paramétrica que apresenta um valor de significância, e é considerada ideal para quando se tem poucos pares de dados (Lira 2004).

E relevante explicar que, uma vez que a classe de desmatamento representa o desmatamento sobre floresta no ano anterior, as datas referentes à população e fiscalização foram pareadas com datas de desmatamento dos anos posteriores a elas para calcular a correlação. Exemplo: A quantidade de fiscalização do ano de 2005 foi pareado com o desmatamento do ano de 2006, dado que o desmatamento de 2006 é sobre o ano anterior, ou seja, 2005.

Resultados

Segundo a projeção feita por MESA (2008) o reservatório da UHE Santo Antônio abrangeria uma área de 271,3 km². Dessa área, cerca de 164 km² corresponderiam à inundação natural, resultando um acréscimo de área inundada de 107,3 km² (Fig. 3A).

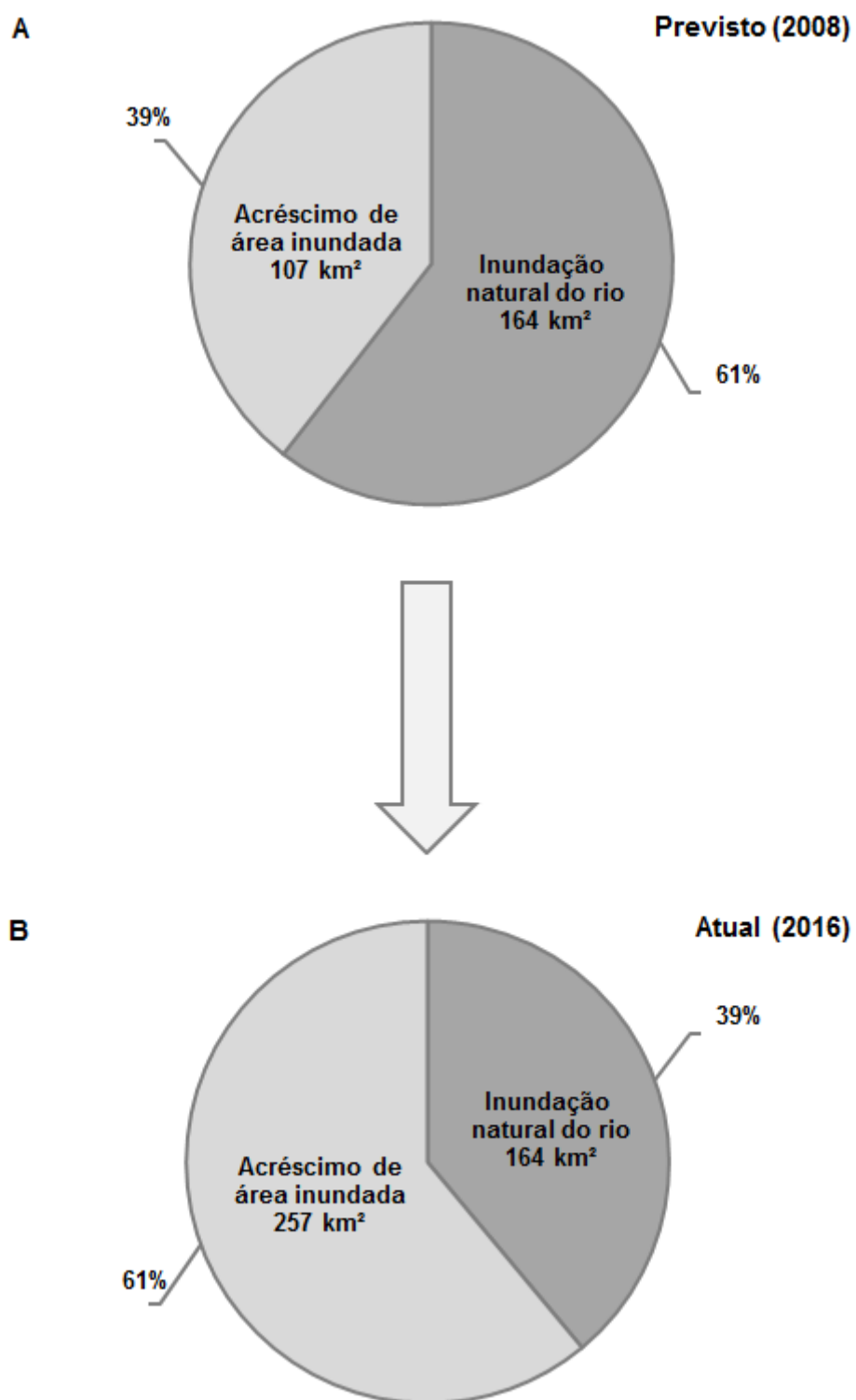


Figura 3. Área (km² e % do total) da área desmatada para construção do reservatório da UHE Santo Antônio. **(A)** Prevista. **(B)** Atual. (Fonte: MESA e www.santoantonioenergia.com.br acesso: 03/10/2016).

Contudo, o reservatório da UHE sofreu diversas expansões desde do início da sua construção e atualmente o site da Santo Antônio Energia (www.santoantonioenergia.com.br) informa que a área total do reservatório é de 421,56 km². Excluindo a área de calha natural do rio, que é cerca de 164 km², o tamanho da área em que ocorreu supressão vegetal para criação do reservatório foi, portanto, de 257,56 km² (Fig. 3B). Além disso, também ocorreu alagamento de florestas nas proximidades do curso do rio Madeira, devido ao extravasamento do mesmo após a construção da represa (Fig. 4). A área desmatada para a construção de estruturas principais da usina e algumas instalações secundárias, por sua vez, somaram mais de 20,000 metros de extensão (Fig. 5).

O desmatamento total na região de análise (polígono) variou cerca de 5,000 km² para mais de 7,000 km² entre 2006 a 2014 (Tab. 1). Aproximadamente, 6,000 km² de floresta restante ou o equivalente a 5% da cobertura florestal original foram desmatados desde 2006 no local, e atualmente resta 77% de cobertura vegetal dentro da paisagem. Desde o início da construção da UHE, a porcentagem de floresta dentro do polígono variou em torno de 4% e pouco mais de 900 km² de desmatamento foram acrescentados.

As evoluções do desmatamento total e floresta para os anos analisados mostram que há uma ascensão mais acentuada e um declínio mais forte, respectivamente, entre 2009 e 2010, logo após o começo da instalação da usina (Fig. 6A e Fig. 6B). Também houve uma tendência de desmatamento mais elevado após esse período na área de estudo (Fig. 7), ocorrendo um pico de desmatamento de 244 km² no ano de 2011 (Tab. 1). Esta tendência é diferente da atual e geral expressa pela Amazônia Legal, que tem tido suas taxas de desmatamento diminuídas ao longo dos anos (Fig. 8).



Figura 4. Extravasamento do rio Madeira e inunda  o de florestas, acima da represa de Santo Ant  nio. **(A)** Antes da finaliza  o da represa (2011). **(B)** Depois da finaliza  o da represa (2012).

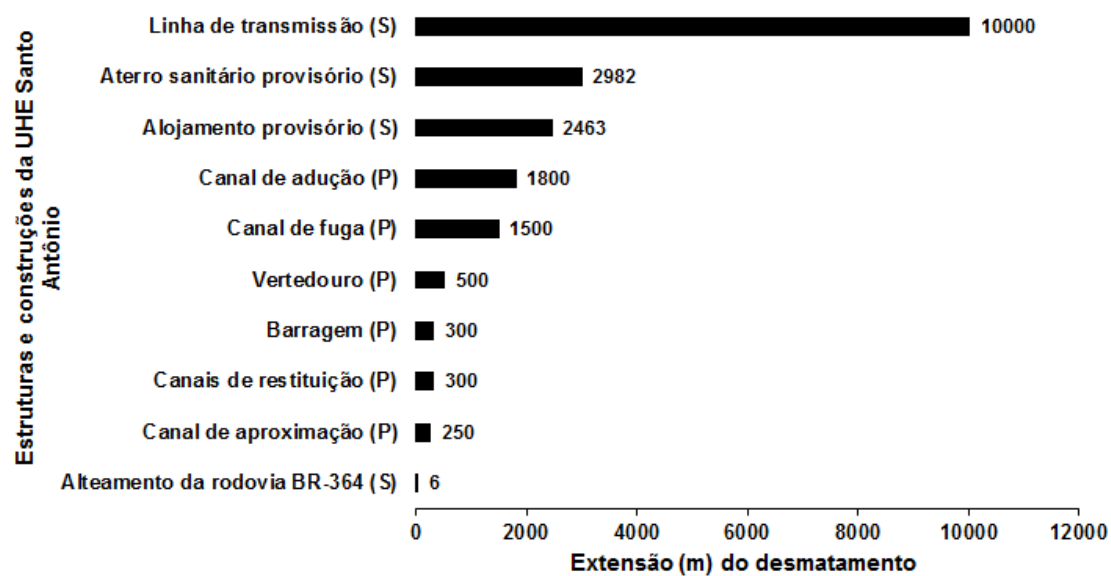


Figura 5. Extensão (m) do desmatamento para construção de estruturas principais (P) e instalações secundárias (S) do reservatório da UHE Santo Antônio (Fonte: MESA 2008).

Tabela 1. Classes de cobertura terrestre (desmatamento total, floresta e desmatamento) em km² e porcentagem de cobertura florestal na paisagem/polígono.

Ano	Desmatamento total (km²)	Floresta (km²)	Desmatamento (km²)	Área total do polígono (km²)	Porcentagem (%) de cobertura florestal na paisagem/polígono
2006	5503,5	42132,4	292,8	50820,2	82,90
2008	6103,9	42377,3	174,7	51539,2	82,22
2009	6357,0	42005,7	66,5	51385,9	81,74
2010	6345,5	38579,4	111,4	47971,6	80,42
2011	6658,7	38439,4	244,1	48193,6	79,76
2012	6903,9	38375,1	168,0	48299,0	79,45
2013	7071,5	37001,7	208,4	47139,0	78,49
2014	7279,9	36022,3	158,2	46498,7	77,46

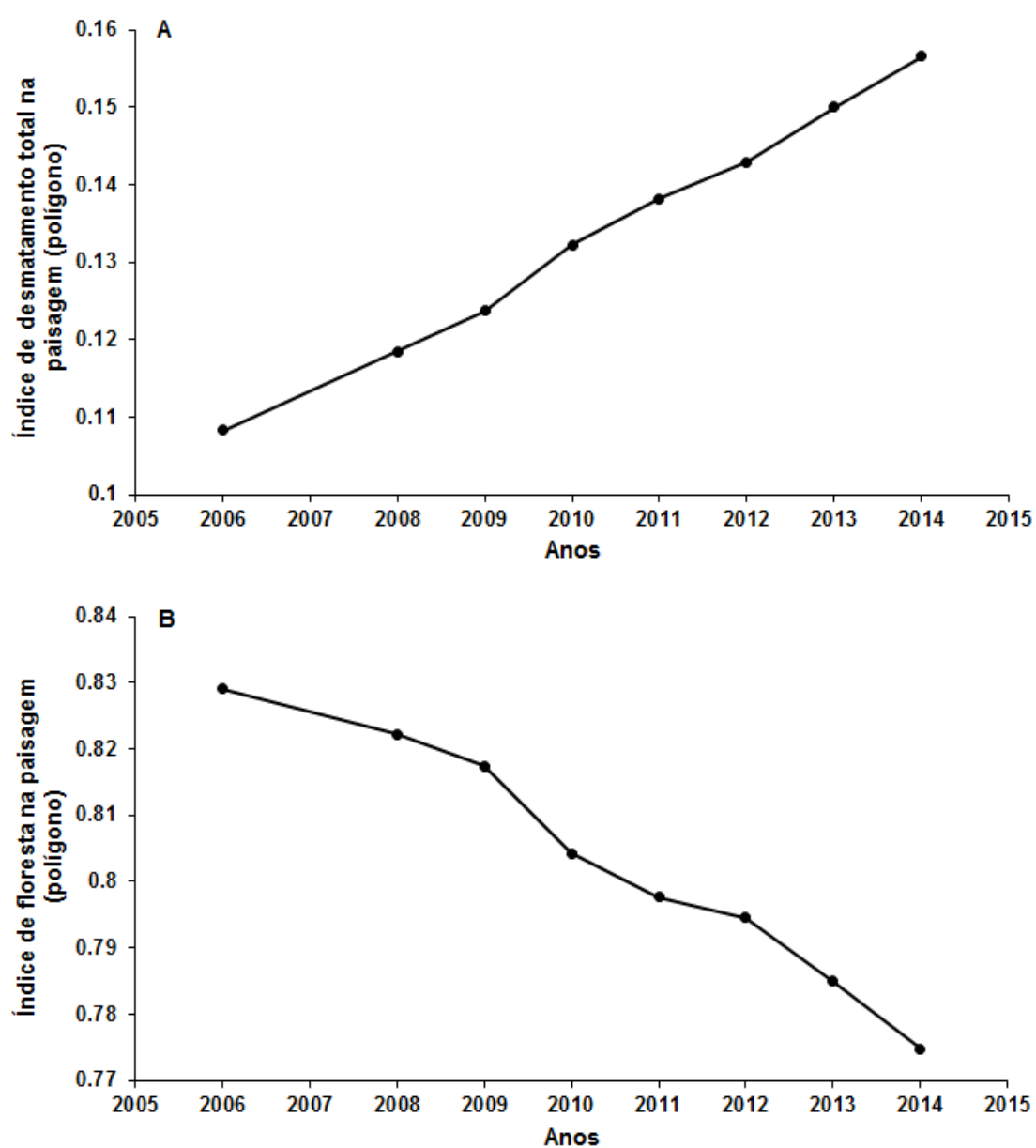


Figura 6. Índices de cobertura terrestre e suas tendências na região de análise.

(A) Desmatamento total. (B) Floresta restante.

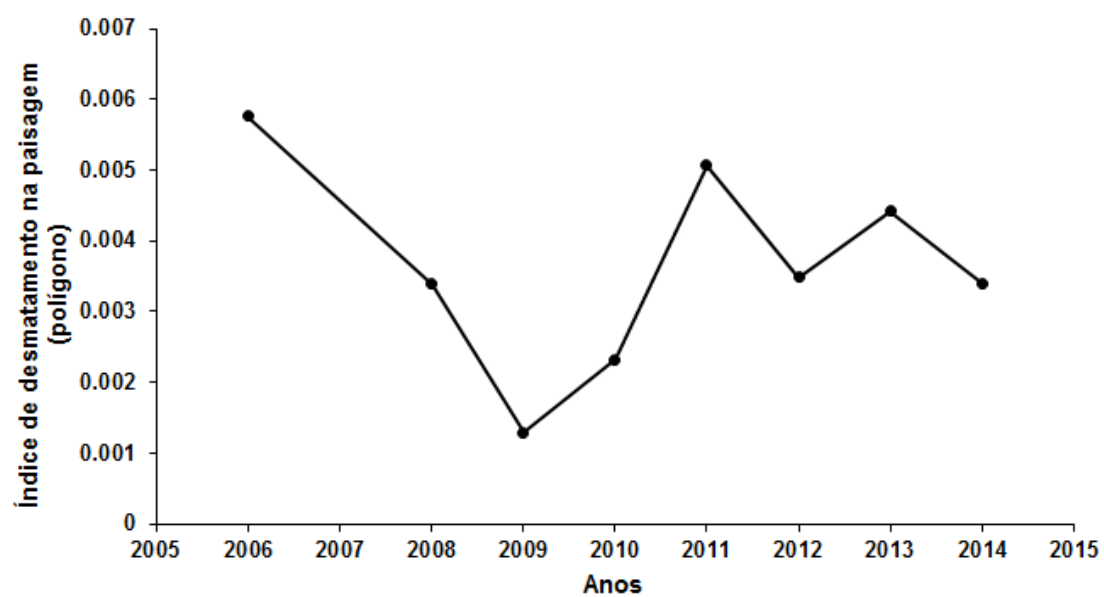


Figura 7. Índice de desmatamento por ano e sua tendência na região de análise.

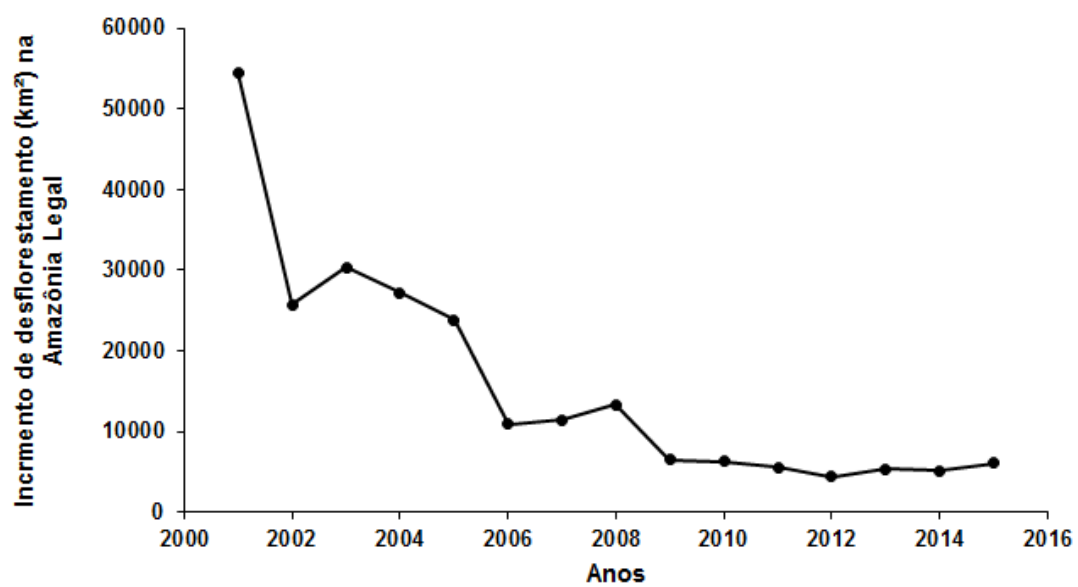


Figura 8. Taxa de incremento de desflorestamento e sua tendência na Amazônia Legal (Fonte: PRODES).

Os resultados da relação do desmatamento, com outros fatores que podem influenciar o mesmo na área analisada, foram negativos. Portanto, não houve correlação significativa entre o acréscimo de população com o desmatamento ($\rho = 0,31$; $p = 0,56$) (Fig. 9) e entre o número de multas e embargos com o desmatamento ($\rho = -0,33$; $p = 0,42$) (Fig. 10).

Discussão

Uma grande extensão de floresta nativa foi suprimida com a construção da represa e com as outras instalações de Santo Antônio. Além disso, as tendências de desmatamento total, floresta, e principalmente o de desmatamento, sofreram modificações após a construção da UHE.

O gráfico de desmatamento exibiu um alto valor no ano de 2006. Isso provavelmente é reflexo do grande avanço de desflorestamento, que ocorreu durante a época no estado de Rondônia (Ribeiro et al. 2005). Porém, depois desse período os níveis de desmatamento na paisagem decaíram, e só retornaram a subir após o ano de 2009. Uma vez, que os índices observados de desmatamento na região não são uma expressão geral da Amazônia Legal, tais dados indicam que houve aumento de desmatamento na área, ocorrendo também alteração na dinâmica da mesma, após o início da construção da UHE Santo Antônio em 2008.

Ademais, houve também outros relatos de perda de vegetação ocasionado por alagamentos próximo à área estudada, devido ao represamento do rio Madeira para construção de estações hidrelétricas (Finer & Olexy 2015). E registros de grande desmatamento (direto e indireto) causado por outras usinas em regiões de floresta na Amazônia e nas proximidades do Rio Xingu (Barreto et al. 2011).

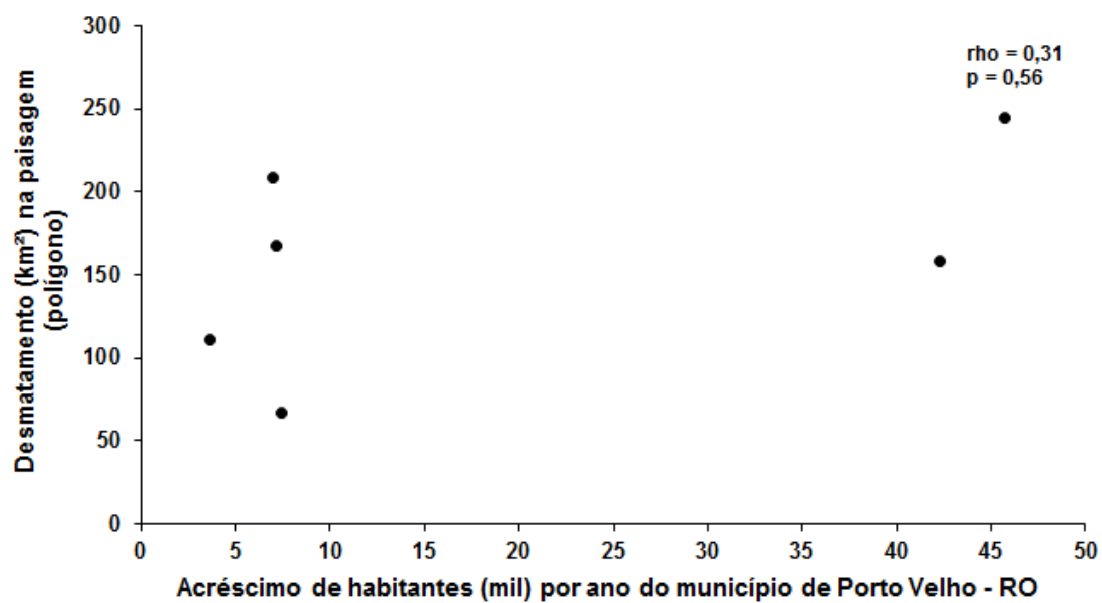


Figura 9. A relação entre o acréscimo de habitantes no município de Porto Velho e o desmatamento na região de análise entre 2008 e 2013.

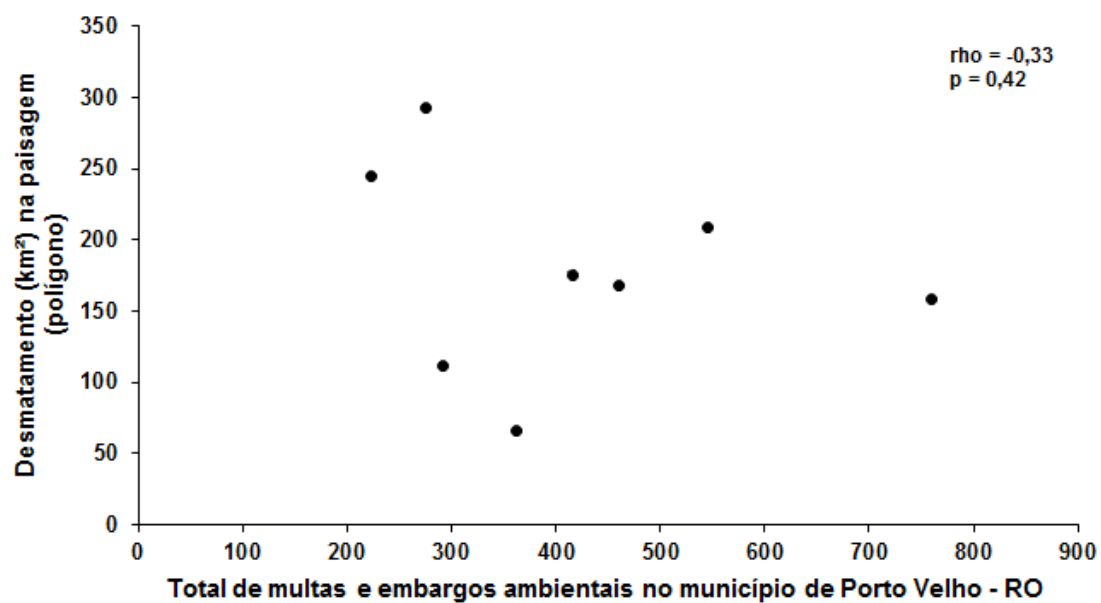


Figura 10. A relação entre a fiscalização ambiental no município de Porto Velho e o desmatamento na região de análise entre 2005 e 2013.

Os resultados não corroboram a existência de relação do desmatamento com a população, e com a fiscalização ambiental. A ausência de correlação com a fiscalização ambiental, pode ser devido às dificuldades enfrentadas pelos órgãos ambientais para acompanhar todas as demandas de desmatamento em uma região, o que favorece supressões vegetais de maneiras ilegais, diminuindo assim os indícios dos esforços de controle ambiental (Schmitt 2015, Schmitt & Scardua 2015). A inexistência de correlação com a população, pode ser explicada pela falta de permanência dos trabalhadores em Porto Velho, após a finalização do empreendimento. E porque boa parte dos empregados, residiram em moradias e alojamentos previamente construídos e disponibilizados por famílias ou empreendedores, não havendo necessidade de abertura de novas áreas (MESA 2008). Em todo caso, mesmo sem evidências fortes de impacto indireto causado pela imigração de pessoas, os registros de impactos diretos e de desmatamento na área nos dão uma compreensão da dimensão do impacto.

A variação de 4% na cobertura vegetal dentro da paisagem pode ser às vezes considerada pequena. Entretanto, a significância dessa alteração na paisagem, é relativa para diferentes espécies e distintos habitat. Alguns organismos são realmente sensíveis a “baixas” alterações no ambiente, e devemos considerar que “pequenas” mudanças na estrutura de uma vegetação ou em fatores abióticos, podem ser determinantes em micro-habitat (Joern 1982, Ehleringer & Cooper 1988, James & M'Closkey 2003, Yu et al. 2008).

Também é importante levar em consideração que são mais de 7,000 km² de desmatamento total em um polígono relativamente pequeno. Essa perda de vegetação nativa não causa apenas a perda de habitat, mas também a alteração dele, favorecendo espécies de habitat abertos e perturbados (Karlson 1980, Devictor et al. 2008). Além disso, as espécies que foram atingidas pelas águas no momento do enchimento da represa

apresentarão diversas respostas em relação ao impacto, uma vez que não é um distúrbio vindo de ciclos naturais (Medri et al. 2012, Carmo 2013, Paz 2016).

Capítulo 2. Alterações na comunidade de borboletas frugívoras ocasionadas por impactos hidrelétricos

Resumo

Uma das atividades humanas que mais altera a paisagem é o desmatamento de florestas. Estes impactos levam a alteração e perda de habitat, afetando a biodiversidade do planeta. Na tentativa de avaliar esses efeitos e reduzir suas modificações, são realizadas ações e trabalhos conservacionistas. Uma técnica frequentemente utilizada em projetos de conservação são os indicadores ambientais, organismos que expressam a condição do ambiente. Um bom grupo taxonômico para indicações ecológicas são as borboletas frugívoras, devido as suas características ecológicas e fisiológicas. Assim sendo, o objetivo deste estudo é verificar como a estrutura de uma comunidade de borboletas frugívoras no sudoeste da Amazônia brasileira foi alterada com impactos de inundação e desmatamento no seu habitat. Foi realizado um monitoramento de um período de quatro anos na região de estudo, e dados de antes e depois do impacto de inundação foram tomados. As borboletas foram capturadas com armadilhas iscadas do tipo “Van Someren-Rydon” instaladas no dossel e no sub-bosque da floresta. Para explorar a estrutura da comunidade e verificar seu estado antes e depois do impacto, foram analisados parâmetros de abundância, riqueza, diversidade e composição de espécies. Durante o monitoramento, foram amostradas 2164 borboletas frugívoras pertencentes a 117 espécies e quatro subfamílias, sendo este número de espécies uma boa representação da comunidade total. A comunidade total apresentou maior riqueza de espécies antes do impacto de inundação e o estrato do sub-bosque apresentou maior diversidade e riqueza depois do distúrbio. As tribos também sofreram alterações, uma vez que no estrato do sub-bosque Brassolini aumentou em abundância e Haeterini aumentou em riqueza e abundância depois do impacto. A abundância relativa, e a abundância e a riqueza das tribos foram parâmetros

importantes para as diferenças encontradas no estrato do sub-bosque. Isso provavelmente é devido ao favorecimento de borboletas de áreas abertas e impactadas nos níveis mais baixos da floresta. Como a riqueza da comunidade total era maior antes do impacto, algumas espécies de habitat preservados podem ter sido prejudicadas. Além do mais, as ordenações indicaram uma homogeneização biótica dentro da comunidade, provavelmente devido ao favorecimento dos mesmos tipos de organismos e a exclusão de outros após o impacto. Contudo, não houve efeito da estacionalidade e do esforço amostral sobre as borboletas frugívoras. Não houve diminuição na diversidade geral da comunidade, mesmo assim as borboletas frugívoras responderam às alterações na paisagem, se mostrando novamente eficientes indicadoras ecológicas.

Abstract

One of the human activities that most affects the landscape is the deforestation of forests. These impacts lead to habitat change and loss, affecting the planet's biodiversity. In an attempt to evaluate and reduce the effects of such anthropogenic disturbances, conservation actions and research are carried out. One approach often used in conservation projects is environmental indicators, organisms that express the current condition of the environment. A good taxonomic group for ecological indications are fruit-feeding butterflies, due to their ecological and physiological characteristics. Therefore, the objective of this study was to verify how the structure of a community of fruit-feeding butterflies in the southwest of the Brazilian Amazon was altered with impacts of flooding and deforestation in their habitat. Monitoring of butterfly species was conducted for four years in the study region, and data before and after the flood impact was collected. The butterflies were captured with baited traps installed in the forest canopy and understory. In order to explore the community structure and verify its state before and after impact, parameters of abundance, richness, diversity, and species composition were analyzed. During the monitoring, 2164 frugivorous butterflies belonging to 117 species and four subfamilies were sampled, being a good number to represent the total community. The total community showed greater species richness before the flood impact and the understory presented greater diversity and richness after the disturbance. The tribes also changed, since in the understory layer Brassolini increased in abundance and Haeterini increased in richness and abundance after impact. Relative abundance, and abundance and richness of the tribes were important parameters for the differences found in the understory. Which could be associated with their heliophilic behavior, causing butterflies to move to newly opened and impacted areas in the understory. Since the richness of the total community was greater before impact, some

species from preserved habitat may have been impaired. Moreover, the ordinations indicated a biotic homogenization within the community, probably due to the favoring of the same types of organisms and the exclusion of others after the impact. However, seasonality and sample effort had no effect on fruit-feeding butterflies. There was no decrease in the general diversity of the community, nevertheless the fruit-feeding butterflies responded to the landscape changes, again proving efficient ecological indicators.

Introdução

A destruição de habitat é um dos principais fatores que impulsionam a perda de biodiversidade nos dias atuais (Brooks et al. 2002, Haddad et al. 2015, Ochoa-Quintero et al. 2015). A diminuição e a alteração de habitat desencadeiam diversos fatores, que podem modificar não somente os aspectos mais básicos da diversidade biológica, que são a riqueza e a abundância de espécies, como também as noções mais complexas, como o fluxo gênico e as redes de interações (Keller & Largiadèr 2003, Spiesman & Inouye 2013).

Atualmente, o desmatamento provocado por empreendimentos humanos (ex. construções de UHE) é considerado um importante impacto antrópico, causador de degradações em habitat terrestres e por consequência também em habitat aquáticos (Couceiro et al. 2007, Dirzo et al. 2014). Nas últimas décadas o desflorestamento em florestas tropicais na superfície do globo ocorreu em taxas significativamente altas (Achard et al. 2002, Achard et al. 2014), provocando o encorajamento e o incentivo de diversos trabalhos e ações conservacionistas (Myers et al. 2000, Lindenmayer et al. 2006). Contudo, os pesquisadores empenhados em estudos na área da biologia da conservação, não conseguem antecipar, prevenir e reduzir danos ecológicos em áreas ameaçadas, na mesma velocidade em que elas são impactadas. Por isso é importante encontrar técnicas e instrumentos que ajudem a gerar, mais rapidamente, dados que detectem habitat perturbados e prioritários para conservação (Kremen 1992, Freitas et al. 2006).

Um instrumento bastante utilizado em projetos de conservação, são os indicadores biológicos, também conhecidos como organismos bioindicadores (McGeoch 1998, Freitas et al. 2006). Tais organismos são bons representantes das circunstâncias existentes no meio ambiente, devido as suas características fisiológicas e ecológicas, e por serem exigentes quanto as condições abióticas do meio ou necessitarem de recursos específicos

(Davis et al. 2001, Nelson 2003). Desta forma, eles costumam estabelecer forte relação com alguma característica do seu ambiente - como o tipo de fitofisionomia - (Nelson 2003), e indicam o estado do ecossistema a partir de alterações de parâmetros mensuráveis de diversidade ou através de mudanças comportamentais dos indivíduos (McGeoch 1998). Essas indicações podem facilitar os monitoramentos de impactos, dando oportunidades de gerar dados sobre o determinado sistema ecológico com o auxílio de técnicas menos custosas.

É possível também escolher diferentes indicadores biológicos que proporcionarão diferentes “feedbacks”, dependendo das distintas perguntas que se pode fazer em relação ao meio ambiente. Segundo McGeoch (1998), organismos bioindicadores podem ser classificados em três categorias, conforme suas respostas: (1) indicadores ambientais: quando o organismo indica mudanças no estado e na qualidade ambiental (ex. indicação de fertilidade do solo, indicação de níveis de poluentes na água); (2) indicadores ecológicos: organismos que indicam um estresse que ocorreu no habitat, comunidade ou na biota geral (ex. mudança na riqueza de uma comunidade frente a um impacto antrópico) e (3) indicadores de biodiversidade: organismos que indicam a diversidade de outros grupos taxonômicos, ou da diversidade total, em uma região.

Dentre os diversos organismos que podem ter potencial de indicação biológica, podemos dar destaque a diversos grupos do filo Arthropoda (Maleque et al. 2009). Os artrópodes são frequentemente usados como indicadores biológicos, muitas vezes como bioindicadores de manejo florestal (Maleque et al. 2009). Eles têm sido um componente dominante na diversidade de espécies dos animais nos últimos 520 milhões de anos, desde o disparo principal da sua radiação no período Cambriano e constituem até agora cerca de 80% das espécies de animais conhecidas em todo o mundo (Edgecombe 2009). No geral, os artrópodes também apresentam características físicas e ecológicas típicas de

organismos considerados bons indicadores de integridade de ambientes florestais e aquáticos (Kremen et al. 1993, Brown Jr. 1997, Dale & Beyeler 2001, Schowalter et al. 2003, Freitas et al. 2006, Langor & Spence 2006, Maleque et al. 2009, Silva 2009).

Algumas dessas características são:

- Diversidade adequada – grupos com uma diversidade apropriada podem ser bem compreendidos taxonomicamente e ainda fornecer informações sobre diferentes tipos de habitat.
- Ciclo de vida curto – os efeitos ambientais podem ser percebidos mais rapidamente dentro da população ou comunidade.
- Sensibilidade a mudanças abióticas, como temperatura e umidade.
- Prestação de diversos serviços ambientais, como polinização e ciclagem de nutrientes.

Dentre os artrópodes, as borboletas frugívoras – insetos da ordem Lepidoptera –, evidenciam-se como bons indicadores ecológicos, se mostrando sensíveis a mudanças na estrutura de uma vegetação e perturbações florestais (Brown Jr. 1997, Shahabuddin & Terborgh 1999, Ramos 2000, Ribeiro & Freitas 2012, Ribeiro et al. 2012, Sant'Anna et al. 2014, Freitas et al. 2014). As borboletas frugívoras pertencem à família Nymphalidae, que é caracterizada por ser a família mais diversa de borboletas, com cerca de 6,500 espécies conhecidas e descritas (Lamas 2008). Tais borboletas possuem hábitos diurnos e se alimentam de frutos e matéria orgânica em decomposição. Elas podem ser capturadas facilmente com armadilhas iscadas (método passivo) ou puçá (método ativo) (DeVries 1987).

Há na literatura estudos usando artrópodes e principalmente insetos, como bioindicadores de desmatamento e outros impactos ambientais provenientes de construções de usinas hidrelétricas (Giberson et al. 1991, Neri et al. 2005, Campbell &

Novelo-Gutiérrez 2007, Sarr et al. 2013). Porém muitos dos trabalhos sobre o assunto, não têm informações dos bioindicadores em épocas de antes e depois da construção da represa hidrelétrica, e alguns deles apenas apresentam especulações de atuais e futuros impactos (Andrade et al. 2006, Gomes et al. 2007, Lara et al. 2013, Verovnik et al. 2014, Nunes-Gutjahr & Braga 2015). O monitoramento de borboletas que ocorreu em Porto Velho-RO, como parte do projeto de Conservação de Entomofauna e Avaliação de Impacto Ambiental da Usina Hidrelétrica Santo Antônio, conseguiu capturar dados relacionados à diversidade dos organismos, em um período de antes e depois de um determinado impacto. A previsão deste estudo é que a comunidade de borboletas frugívoras sofreu modificações devido às alterações na paisagem e no seu habitat.

Assim sendo, este capítulo tem a seguinte hipótese:

Os parâmetros de biodiversidade (riqueza, abundância, diversidade e composição) da comunidade de borboletas frugívoras foram alterados após a construção e a finalização da represa da UHE Santo Antônio, indicando desta forma um impacto ambiental.

Métodos

Local de estudo

O estudo foi realizado em quatro módulos/subáreas. Esses módulos eram influenciados pela UHE Santo Antônio Energia, localizada no Rio Madeira e próxima da cidade de Porto Velho, capital de Rondônia (08° 45' 43" S e 63° 54' 14" O). Os módulos foram nomeados como: Ilha da Pedra (IP) (9° 10' 26" S e 64° 37' 03" O); Ilha do Búfalo (IB) (9° 08' 33" S e 64 29' 59" O); Jaci-Paraná-MD (JP) (9° 27' 21" S e 64° ' 23 18" O) e Teotônio (TE) (8° 50' 23" S e 64 04' 11" O) (Fig. 11).

A vegetação acerca da área de estudo é constituída principalmente por típicas formações da Floresta Amazônica, que são a floresta ombrófila densa e a aberta; sendo a

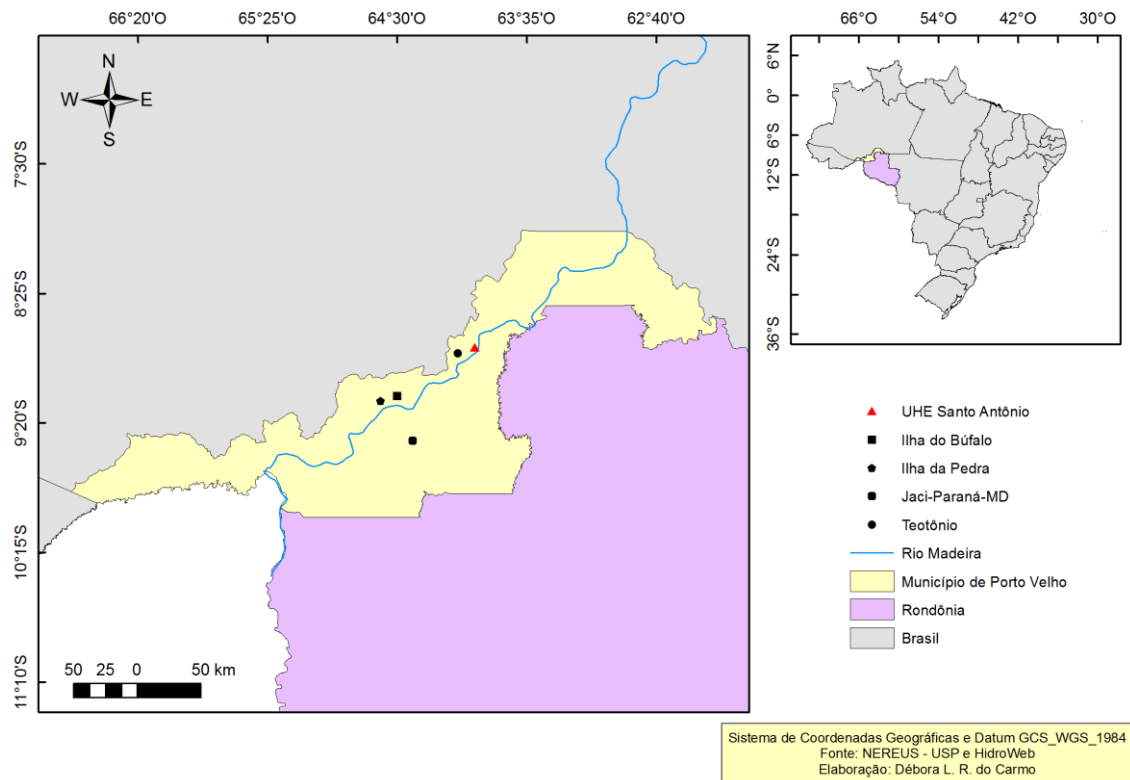


Figura 11. Área de estudo, localizada em Rondônia, sudoeste da Amazônia brasileira.

floresta ombrófila aberta a fitofisionomia dominante. Contudo, também é possível encontrar na paisagem, pequenas manchas de savanas e formações pioneiras (MME 1978). O clima é principalmente classificado como quente-úmido, com temperatura média do mês mais frio superior a 18°C e sem grande variação estacional, devido a amplitude térmica anual ser inferior a 5°C (MME 1978). A área também se encontra na larga faixa de transição entre o clima típico da Amazônia Ocidental, constantemente chuvoso, e do Brasil Ocidental, com marcada e curta estação seca (MME 1978).

Grupo de estudo

O grupo de estudo no presente trabalho foram borboletas frugívoras da família Nymphalidae, e quatro subfamílias correspondentes; sendo elas: Biblidinae, Charaxinae, Satyrinae (com as tribos Brassolini, Haeterini, Morphini e Satyrini), e os gêneros de Nymphalinae com hábitos frugívoros (DeVries 1987, Wahlberg et al. 2009). As tribos de Satyrinae foram selecionadas e analisadas separadamente porque Satyrinae é uma subfamília com grande diversidade dentro de Nymphalidae, e com alta representatividade de borboletas frugívoras (Wahlberg et al. 2009).

Coleta de dados

As coletas tiveram início em outubro de 2010 e término em novembro de 2014, totalizando 16 campanhas e um período de monitoramento de cerca de 4 anos (Tab. 2). É importante ressaltar, para perspectivas do impacto ambiental por inundação de áreas, que a Hidrelétrica Santo Antônio começou a ser construída em setembro de 2008 e que as seis primeiras campanhas (outubro de 2010 a dezembro de 2011) tiveram suas amostragens feitas no período de pré-enchimento da represa, enquanto que a sétima

Tabela 2. Períodos das campanhas realizadas nos módulos e suas respectivas épocas de seca ou chuva e as estações.

Número da campanha	Períodos das campanhas	Ano de monitoramento	Época de seca ou chuva	Estações
1	22 de outubro a 02 de novembro de 2010	1º ano	Chuva	Primavera
2	23 de janeiro a 3 de fevereiro de 2011	1º ano	Chuva	Verão
3	31 de março a 8 de abril de 2011	1º ano	Chuva	Outono
4	02 a 11 de junho de 2011	1º ano	Seca	Outono
5	03 a 8 de setembro de 2011	1º ano	Seca	Inverno
6	20 novembro a 2 de dezembro de 2011	2º ano	Chuva	Primavera
* 7	02 a 14 de março de 2012	2º ano	Chuva	Verão
8	02 a 14 de junho de 2012	2º ano	Seca	Outono
9	16 de janeiro a 06 de fevereiro de 2013	3º ano	Chuva	Verão
10	16 de abril a 06 de maio de 2013	3º ano	Transição (Ch → Se)	Outono
11	01 a 16 de julho de 2013	3º ano	Seca	Inverno
12	23 de outubro a 02 de novembro de 2013	3º ano	Chuva	Primavera
13	16 de janeiro a 03 de fevereiro de 2014	4º ano	Chuva	Verão
14	24 de abril a 11 de maio de 2014	4º ano	Transição (Ch → Se)	Outono
15	23 de agosto a 06 de setembro de 2014	4º ano	Seca	Inverno
16	14 a 29 de novembro de 2014	4º ano	Chuva	Primavera

*– Enchimento da represa; **Ch** – Chuva; **Se** – Seca.

campanha em diante, até a décima sexta (março de 2012 a novembro de 2014), foram realizadas após o enchimento do reservatório da usina.

Foi fixado em cada um dos quatro módulos de coleta (Ilha do Búfalo, Ilha da Pedra, Jaci-Paraná-MD e Teotônio) um transecto no qual estavam alocadas seis parcelas, localizadas a 0 km, 0,5 km, 1 km, 2 km, 3 km e 4 km do Rio Madeira (Fig. 12). Em cada parcela foram definidos dois pontos de coleta, distantes a 10 m e a 100 m da linha central do transecto. A distância de cerca de 1 km entre as parcelas e 90 m entre os pontos de coleta, visou evitar que a atratividade de cada parcela e de cada ponto pudesse influenciar a eficiência dos outros, garantindo que os mesmos fossem mais independentes.

Cada ponto de coleta (a 10 m e a 100 m) tinha uma dupla de armadilhas (Fig. 12) do tipo “Van Someren-Rydon” (DeVries 1987), iscadas com frutas (banana e mamão) que foram fermentadas em cerveja e açúcar durante 48 h. Uma armadilha era disposta no dossel e a outra no sub-bosque, com o intuito de contemplar a variação e a heterogeneidade em cada um desses ambientes ao longo do monitoramento (DeVries 1987).

As armadilhas do sub-bosque foram fixadas a uma altura de aproximadamente 1,5 m do solo (Fig. 13A). E as armadilhas no dossel foram suspensas em árvores emergentes por cordames de material sintético, de forma a posicioná-las e removê-las facilmente de uma altura que variou entre 8 a 20 m (Fig. 13B e Fig. 14A). As mesmas eram verificadas em 24 h e 48 h após suas instalações para a renovação da isca e captura das borboletas.

As borboletas capturadas (Fig. 14B) foram mantidas em envelopes entomológicos dentro de potes fechados contendo naftalina, para garantir a conservação dos indivíduos. Na etapa da montagem, foram utilizados esticadores de madeira apropriados ao procedimento, e as espécies foram identificadas com a nomenclatura proposta por Lamas

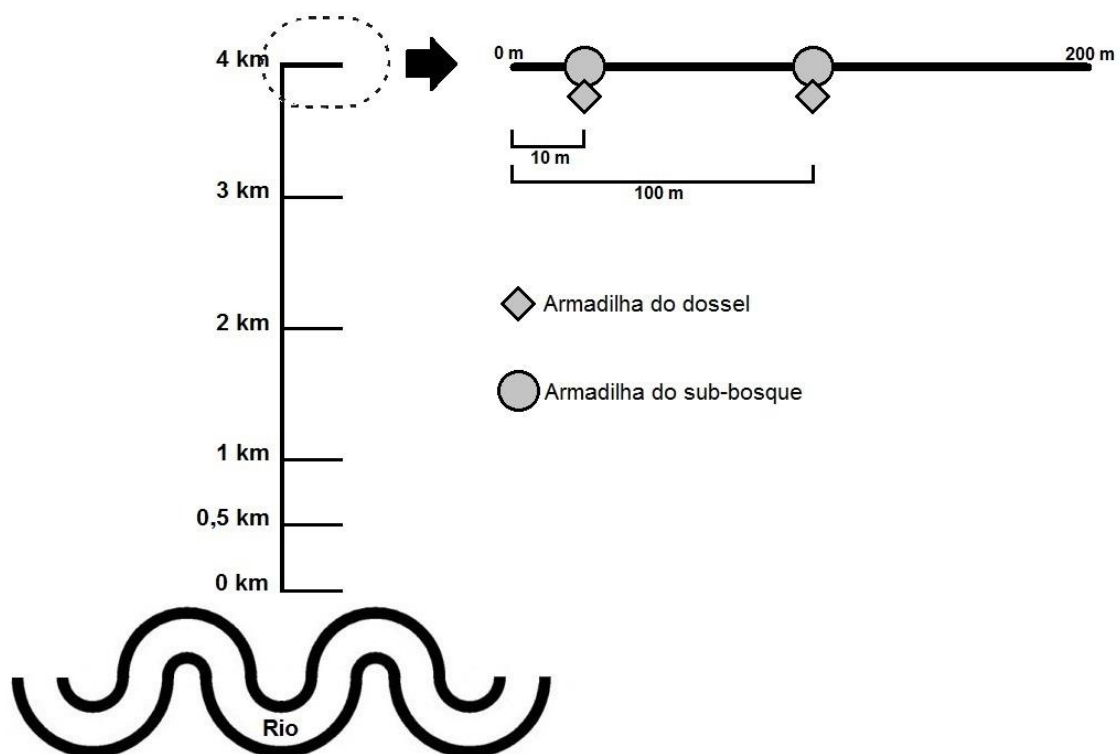


Figura 12. Disposição das armadilhas em cada parcela do transecto de cada módulo nas áreas de influência da UHE Santo Antônio, Porto Velho - RO.



Figura 13. Armadilhas “Van Someren-Rydon” utilizadas para amostragem de borboletas frugívoras durante o monitoramento de entomofauna nas áreas de influência da UHE Santo Antônio, Porto Velho – RO. **(A)** Armadilha instalada no sub-bosque. **(B)** Armadilha instalada no dossel.



Figura 14. Armadilhas “Van Someren-Rydon” sendo manuseadas e revisadas durante o monitoramento de entomofauna nas áreas de influência da UHE Santo Antônio, Porto Velho – RO. **(A)** Armadilha sendo instalada no dossel. **(B)** Armadilha após um dia de coleta com borboletas capturadas.

(2004) e Wahlberg et al. (2009). Posteriormente os espécimes foram rotulados e depositados no Museu de Zoologia da USP (MZUSP).

Análise de dados

No presente trabalho assume-se que a comunidade de borboletas frugívoras do local pode ter sofrido com o desmatamento direto e indireto causado pela instalação da UHE, desde o começo da sua construção, no final do ano de 2008 (ver Capítulo 1). Contudo, para se ter uma referência de impacto ambiental dentre do período de amostragem das borboletas (2010-2014), e fazer as análises comparativas, foi classificado também como “antes do impacto” o período de 2010-2011 e “depois do impacto” o período de 2012-2014, uma vez que a finalização da represa e o alagamento de áreas florestais ocorreu no começo de 2012.

Como primeira parte dos dados descritivos e análises exploratórias, foram feitos gráficos de linha ou sequência a partir da abundância e riqueza das espécies de borboletas frugívoras. Esses gráficos são adequados para representar observações de medidas ao longo do tempo, enfatizando sua tendência ou periodicidade. Nesse caso foram realizados afim de verificar a variação temporal das borboletas ao longo do monitoramento e nos diferentes estratos da vegetação, sendo eles o sub-bosque e o dossel.

Para contribuir nas análises de variação temporal, também foi adicionado uma taxa de substituição de espécies (Russell et al. 1995). Essa taxa permite observar padrões na troca de espécies dentro da comunidade durante o período de amostragem, e disponibiliza um índice que varia entre 0 e 1; onde 0 indica nenhuma substituição e 1 indica substituição total. A taxa de substituição de espécies (TS) é calculada através da seguinte fórmula:

$$TS = \frac{E_n + I_n}{S_y + S_{y+n}}$$

desta forma, E_n é o número de espécies que desaparecem no intervalo n , I_n é o número de espécies que aparecem neste intervalo, S_y é o número de espécies presentes no primeiro período (y), e S_{y+n} é o número de espécies no segundo período ($y+n$). A partir da taxa de substituição de cada campanha, um gráfico foi feito e interpretado.

Medidas que interpretam riquezas de espécies como curva de acumulação e estimadores (Chao e Jack), também foram empregadas. A curva do coletor foi obtida através do programa PAST (versão 3.1), e é uma representação gráfica que demonstra o número acumulado de espécies registradas em função do esforço amostral (Colwell & Coddington 1994). Os valores de Chao de primeira ordem (Chao 1) e Jackknife de primeira ordem (Jack 1) foram conseguidos através do programa EstimateS (versão 9.1.0) e os gráficos construídos no programa Statistica (versão 8.0). Determinados estimadores são úteis para extrapolar a riqueza observada e tentar inferir a riqueza total, através de uma amostra incompleta de uma comunidade biológica, e também disponibilizam equações para o cálculo de limites de confiança das estimativas (Walther & Moore 2005):

- Chao 1: Sendo baseado no número de espécies raras dentro de uma amostra, requer a abundância das espécies para o cálculo e estima o número absoluto de espécies em uma comunidade:

$$Chao_1 = S_{obs} + \frac{F_1^2}{2F_2}$$

onde, S_{obs} é o número de espécies na comunidade, F_1 é número de espécies observadas com abundância de um indivíduo, e F_2 é o número de espécies observadas com abundância de dois indivíduos.

- Jackknife 1: Estimador baseado no número de espécies que ocorrem em somente uma amostra:

$$\text{Jack}_1 = S_{\text{obs}} + Q_1 \left(\frac{m - 1}{m} \right)$$

onde, S_{obs} é o número de espécies na comunidade, Q_1 é o número de espécies que ocorrem em somente uma amostra, e m é o número de amostras.

Para testar a abundância dos indivíduos entre as diferentes épocas de amostragem e entre os diferentes estratos florestais, foi realizado o teste de Friedman no programa PAST (versão 3.1). O teste de Friedman é considerado uma alternativa não-paramétrica da Análise de Variância (ANOVA) para medidas repetidas (Friedman, 1937). O principal objetivo das análises de medidas repetidas é testar valores médios em diferentes pontos no tempo ou sobre diferentes condições. Nesse caso o teste de Friedman foi usado para comparar a abundância, usando os módulos como réplicas. O ponto importante para o uso deste modelo de análise, é que os mesmos módulos foram medidos mais de uma vez (repetidamente) com a mesma variável dependente (abundância), ao longo da variável independente (tempo ou estrato) - por essa razão é chamada de medidas repetidas (Zimmerman & Zumbo 1993, Sheldon et al. 1996). Em razão das campanhas possuírem número de dias de coletas diferentes, os dados brutos de abundância foram transformados em um índice (IA), onde o valor da abundância ficou em função dos dias de coleta:

$$\text{IA} = \frac{\text{SA}}{\text{DC}}$$

onde, SA é a somatória da abundância total por módulo e DC corresponde a somatória dos dias de coleta.

Para auxiliar nas análises comparativas, gráficos de rarefação foram obtidos através do programa R (versão 3.1.2), com o pacote Vegan. A técnica de rarefação é

adequada para amostras feitas com métodos padronizados e em ambientes iguais ou similares, além de permitir o cálculo da variância do número esperado de espécies (Gotelli & Colwell 2001, Colwell et al. 2004):

$$E(S) = \sum 1 - \frac{(N - N_i)/n}{N/n}$$

onde, $E(S)$ é o número de espécies esperado, N é o número total de indivíduos na amostra, N_i é o número de indivíduos da i -ésima espécie, e n é o número da amostra padronizada (menor amostra). Foram feitos gráficos, afim de verificar diferenças na riqueza de espécies entre as duas épocas (antes e depois na inundação), entre os diferentes estratos (dossel e sub-bosque) e entre os anos com diferentes porcentagens de vegetação na paisagem/polígono (ver Capítulo 1).

A análise utilizada para verificar a diversidade das espécies, foi a Entropia de Rényi (H_a) (Hill 1973), criada a partir do programa R (versão 3.1.2), com o pacote Vegan. Rényi é considerado um dos modelos mais eficientes para ordenar comunidades com base na diversidade, mesmo quando o número de espécies é baixo (Tóthmérész 1995). Apresenta uma série de medidas de diversidade que possuem sensibilidade tanto para as espécies raras como para as abundantes (Ricotta 2003), e possibilita observar a diversidade de diferentes épocas de amostragem e em diferentes estratos (dossel e sub-bosque). A série de Rényi é calculado pela seguinte fórmula:

$$H_a = \frac{1}{1 - \alpha} \log \sum_{i=1}^s p_i^\alpha$$

onde, S é o número de espécies, e p_i é a abundância relativa da espécie i . As medidas de diversidade variam de acordo com o parâmetro α , em que $\alpha = 0$ é o número de espécies na amostra; $\alpha = 1$ é o Índice de Shannon (base neperiana) e $\alpha = 2$ é o valor igual ao obtido com o inverso do Índice de Simpson. De acordo com a teoria da ordenação de diversidade,

uma comunidade e/ou estrato pode ser considerado como mais diverso que outro, somente se todos esses alfas possuírem os valores superiores (Tóthmérész 1995).

Foi aplicado também, o método de Escalonamento Multidimensional Não-Métrico (nMDS), criado a partir do programa R (versão 3.1.2) com os pacotes Vegan e Scatterplot3d. O nMDS é uma análise de ordenação baseada em uma matriz de distância de dissimilaridade, que posiciona os objetos relacionados com essa matriz, em um espaço tridimensional, podendo-se usar a posição dos mesmos para agrupá-los e compará-los (Minchin 1987). A técnica pode ser repetida várias vezes para se chegar em um resultado, visando assim, minimizar o STRESS (STandard RESiduals Sum of Squares), que é uma medida do quanto as posições dos objetos dentro da configuração tridimensional desviam-se das distâncias originais após o escalonamento. O valor do STRESS varia entre 0 a 1, e valores <0.1 indicam boas representações de ordenação (Clarke 1993). Para essa técnica foi usada a distância de Bray-Curtis (Bray & Curtis 1957), que é considerada uma das medidas de distância mais robustas para perguntas ecológicas (Faith et al. 1987). Assim sendo, foram feitos nMDSs, (1) onde as campanhas de antes e depois do enchimento da represa da usina hidrelétrica foram destacados como grupos diferentes, para interpretações do efeito da perda de habitat por inundação sobre a composição de espécies, (2) onde o dossel e sub-bosque foram destacados como grupos diferentes para interpretação do impacto ambiental sobre a estratificação e (3) onde as estações abrangidas nas coletas do monitoramento foram destacadas como grupos diferentes, para verificar o efeito da estacionalidade e das diferentes épocas climáticas sobre a composição de espécies.

Para saber se houve uma diferença significativa entre a composição de espécies, nas comparações feitas com o nMDS, foi realizada uma Análise de Variância Multivariada Permutacional (PERMANOVA), feita a partir do programa R (versão

3.1.2), com o pacote Vegan. A PERMANOVA é um teste não-paramétrico que consegue lidar com números de réplicas desbalanceados. É diferente das análises de variância tradicionais, ela não leva em consideração a correlação entre as variáveis (espécies), é apenas sensível à diferença da dispersão dos grupos (objetos), diminuindo assim as chances de uma falsa significância (Anderson 2001). Para essa análise também foi utilizado a matriz de distância de Bray- Curtis e o número de permutações foi de 9999. Tanto nos nMDSs como nas PERMANOVAs os dados brutos foram transformados com $\log_{10}(x+1)$ para o uso da distância de Bray-Curtis, com o intuito de diminuir o peso da abundância.

Depois de ter usado o índice de Bray-Curtis para a PERMANOVA, a análise foi repetida com os índices de Jaccard (Jaccard 1908) e Morisita-Horn (Wolda 1981). Essa substituição teve o propósito de conferir, se há ou não um padrão de resposta (significativo ou não significativo) com outros índices de dissimilaridade. Para a análise da PERMANOVA com Jaccard foi utilizado dados binários (ausências e presença) e o Morisita-Horn com os dados brutos (abundância).

Por fim, considerando que os distintos grupos dentro da comunidade podem apresentar respostas diferentes com o impacto ambiental, foram realizadas comparações entre as amostras do dossel e do sub-bosque de cada subfamília e das tribos de Satyrinae. Comparações dos parâmetros de riqueza e abundância, foram feitas com o teste de Wilcoxon pareado, no programa PAST (versão 3.1). O teste de Wilcoxon é uma alternativa não paramétrica do test t pareado e avalia se as medidas de posição de duas amostras dependentes são diferentes ou não (Zimmerman & Zumbo 1993). Um teste de amostras emparelhadas foi escolhido, porque foram usadas as parcelas dos módulos como réplicas durante a análise, e em cada parcela dados do dossel e do sub-bosque foram tomados (Fig. 12). E gráficos de barras foram feitos para facilitar as interpretações.

Resultados

Durante as 16 campanhas, foram amostradas 2164 borboletas frugívoras pertencentes a 117 espécies e quatro subfamílias (Tab. 3). A subfamília com o maior número de espécies amostradas (*r*) e abundância de indivíduos (*a*) foi Satyrinae, com 66 e 1168, respectivamente. Seguida por Biblidinae (*r* = 26, *a* = 514); Charaxinae, (*r* = 20, *a* = 343) e Nymphalinae (*r* = 5, *a* = 139). As espécies mais abundantes foram *Catonephele acontius acontius* (132), *Taygetis virgilia* (116) e *Bia actorion* (103).

A riqueza total das espécies e a abundância total dos indivíduos variaram durante os 113 dias de coleta (Fig. 15A e 15B). O sub-bosque teve uma prevalência no número de espécies e de indivíduos, sendo poucas as vezes que o dossel se sobressaiu. Mesmo após o impacto ambiental da inundação de áreas, a variação temporal referente a riqueza e abundância das borboletas frugívoras se manteve, graficamente, constante. Porém, a taxa de substituição temporal de espécies variou de maneira mais significativa depois desse período, ocorrendo valores menores de substituição (Fig. 16).

A curva de acumulação de espécies para todo o período de amostragem não apresentou uma estabilização (Fig. 17). Isso demonstra que ainda há novas espécies de borboletas frugívoras na comunidade para serem amostradas. Contudo, os estimadores de riqueza indicam que quase toda a comunidade foi amostrada, com 92% para Chao 1 e 85% e para Jack 1 (Chao 1 = $126,06 \pm 12,55$; Jackknife 1 = $137,63 \pm 16,98$) (Fig. 18A e Fig. 18B).

Tabela 3. Espécies de borboletas frugívoras capturadas durante o monitoramento no município de Porto Velho – RO.

Subfamílias TRIBOS	Espécies	Nº de indivíduos				
		Antes		Depois		Total
		Dossel	Sub-bosque	Dossel	Sub-bosque	
Biblidinae						
AGERONIINI	<i>Batesia hypochlora hypoxantha</i> Salvin & Godman 1868	8	18	3	15	44
	<i>Ectima thecla lirina</i> C. & R. Felder 1867	0	1	0	0	1
	<i>Hamadryas arinome arinome</i> (Lucas 1853)	3	1	7	10	21
	<i>Hamadryas feronia farinulenta</i> (Fruhstorfer 1916)	5	1	12	19	37
	<i>Hamadryas glauconome glauconome</i> (H. Bates 1864)	0	0	3	9	12
	<i>Hamadryas laodamia laodamia</i> (Cramer 1777)	7	1	1	6	15
CALLICORINI	<i>Callicore cynosura cynosura</i> (E. Doubleday [1847])	4	0	8	3	15
	<i>Callicore excelsior michaeli</i> (Staudinger 1890)	0	1	0	2	3
	<i>Diaethria clymena clymena</i> (Cramer 1775)	2	0	4	0	6
CATONEPHELINI	<i>Catonephele acontius acontius</i> (Linnaeus 1771)	14	12	50	56	132
	<i>Catonephele numilia numilia</i> (Cramer 1771)	12	3	10	14	39
	<i>Catonephele salacia</i> (Hewitson 1852)	0	1	7	6	14
	<i>Eunica eurota eurota</i> (Cramer 1775)	1	0	0	0	1
	<i>Eunica marsolia marsolia</i> (Godart [1824])	2	0	6	4	12
	<i>Eunica monima</i> (Stoll 1872)	0	2	0	0	2
	<i>Eunica orphise</i> (Cramer 1775)	3	0	1	1	5
	<i>Eunica sydonia caresa</i> (Hewitson [1857])	1	0	2	0	3
	<i>Eunica viola</i> H. Bates 1864	2	0	16	10	28
	<i>Nessaea hewitsonii</i> (C. & R. Felder 1859)	1	2	3	12	18
	<i>Nessaea obrinus lesoudieri</i> Le Mout 1933	0	5	4	11	20
EPIPHELINI	<i>Pyrrhogyra amphiro amphiro</i> H. Bates 1865	1	2	4	5	12
	<i>Pyrrhogyra crameri nautaca</i> Fruhstorfer 1908	3	1	0	1	5
	<i>Pyrrhogyra edocla cuparina</i> H. Bates 1865	0	3	0	3	6
	<i>Temenis laothoe laothoe</i> (Cramer 1777)	7	6	11	36	60

	<i>Temenis pulchra pallidior</i> (Oberthür 1901)	0	0	2	0	2
EUBAGINI	<i>Dynamine erchia</i> (Hewitson 1852)	0	0	0	1	1
Total		76	60	154	224	514
Charaxinae						
ANAEINI	<i>Consul fabius</i> (Cramer 1775)	0	1	0	1	2
	<i>Fountainea ryphea ryphea</i> (Cramer 1775)	9	0	4	14	27
	<i>Hypna clytemnestra clytemnestra</i> (Cramer 1777)	5	11	12	16	44
	<i>Memphis acidalia acidalia</i> (Hübner [1819])	10	6	25	37	78
	<i>Memphis glauce</i> (C. & R. Felder 1862)	0	1	0	1	2
	<i>Memphis leonida leonida</i> (Stoll 1782)	0	1	0	0	1
	<i>Memphis oenomais</i> (Boisduval 1870)	5	0	7	8	20
	<i>Memphis philumena philumena</i> (E. Doubleday [1849])	1	0	0	0	1
	<i>Zaretis isidora</i> (Cramer 1779)	0	0	3	7	10
	<i>Zaretis itys itys</i> (Cramer 1777)	1	2	5	23	31
PREPONINI	<i>Agrias claudina sardanapalus</i> H. Bates 1860	2	1	2	0	5
	<i>Archaeoprepona amphimachus</i> (Fabricius 1775)	0	1	1	0	2
	<i>Archaeoprepona demophon demophon</i> (Linnaeus 1758)	7	7	29	14	57
	<i>Archaeoprepona licomedes licomedes</i> (Cramer 1777)	0	0	1	3	4
	<i>Archaeoprepona meander meander</i> (Cramer 1775)	1	0	0	0	1
	<i>Prepona dexamenus dexamenus</i> Hopffer 1874	1	1	0	5	7
	<i>Prepona eugenes</i> (H. Bates 1865)	0	0	0	1	1
	<i>Prepona laertes demodice</i> (Godart, [1824])	1	4	9	10	24
	<i>Prepona pheridamas</i> (Cramer 1777)	1	3	10	10	24
	<i>Prepona pylene</i> Hewitson [1854]	0	0	2	0	2
Total		44	39	110	150	343
Nymphalinae						
COEINI	<i>Historis acheronta acheronta</i> (Fabricius 1775)	6	0	0	6	12
	<i>Historis odius</i> (Fabricius 1775)	2	0	7	7	16
NYMPHALINI	<i>Colobura annulata</i> Willmott, Constantino & J. Hall, 2001	12	5	11	15	43
	<i>Colobura dirce dirce</i> (Linnaeus 1758)	11	8	24	10	53

Total	<i>Tigridia acesta tapajona</i> (A. Butler 1873)	0	6	1	8	15
		31	19	43	46	139
Satyrinae						
BRASSOLINI	<i>Bia actorion</i> (Linnaeus 1763)	0	24	19	60	103
	<i>Caligo idomeneus idomeneus</i> (Linnaeus 1758)	0	3	0	7	10
	<i>Caligo illioneus</i> (Cramer 1775)	0	2	0	4	6
	<i>Caligo teucer teucer</i> (Linnaeus 1758)	0	0	1	1	2
	<i>Catoblepia berecynthia</i> (Cramer 1777)	2	1	9	6	18
	<i>Catoblepia soranus</i> (Westwood 1851)	1	12	4	18	35
	<i>Catoblepia xanthus</i> (Linnaeus 1758)	0	2	0	0	2
	<i>Eryphanis automedon automedon</i> (Cramer 1775)	0	2	0	10	12
	<i>Eryphanis gerhardi</i> (Weeks 1902)	0	1	0	0	1
	<i>Opoptera aorsa hilaris</i> (Stichel 1901)	0	1	0	0	1
	<i>Opsiphanes cassiae</i> (Linnaeus 1758)	3	0	5	1	9
	<i>Opsiphanes invirae</i> (Hübner [1808])	12	8	10	14	44
	<i>Opsiphanes quiteria</i> (Stoll 1780)	4	0	0	5	9
	<i>Selenophanes cassiope</i> (Cramer, 1775)	0	2	0	0	2
HAETERINI	<i>Haetera piera negra</i> C. & R. Felder 1862	0	0	1	2	3
	<i>Pierella astyoche</i> (Erichson [1849])	0	0	1	5	6
	<i>Pierella hortonana albofasciata</i> Rosenberg & Talbot 1914	0	0	7	3	10
	<i>Pierella hyalinus extincta</i> Weymer 1910	0	0	0	6	6
	<i>Pierella lamia</i> (Sulzer 1776)	0	0	0	16	16
	<i>Pierella lena brasiliensis</i> (C. & R. Felder 1862)	0	1	1	12	14
MORPHINI	<i>Morpho achilles achilles</i> (Linnaeus 1758)	4	21	11	16	52
	<i>Morpho deidamia neoptolemus</i> Wood 1863	0	4	0	7	11
	<i>Morpho menelaus terrestris</i> A. Butler 1866	0	4	1	10	15
SATYRINI	<i>Amphidecta calliomma</i> (C. & R. Felder 1862)	0	6	1	9	16
	<i>Amphidecta pignerator pignerator</i> A. Butler 1867	0	1	0	1	2
	<i>Chloreuptychia agatha</i> (A. Butler 1867)	1	1	0	0	2
	<i>Chloreuptychia arnaca</i> (Fabricius 1776)	0	0	0	5	5
	<i>Chloreuptychia chlorimene</i> (Hübner [1819])	0	1	0	0	1

<i>Chloreuptychia herseis</i> (Godart [1824])	0	6	5	6	17
<i>Chloreuptychia hewitsonii</i> (A. Butler 1867)	0	2	0	1	3
<i>Choreuptychia</i> sp.1	0	0	1	1	2
<i>Cissia penelope</i> (Fabricius 1775)	1	3	4	6	14
<i>Cissia proba</i> (Weymer 1911)	0	1	0	3	4
<i>Cissia</i> sp.1	0	1	0	0	1
<i>Cissia</i> sp.2	0	1	0	0	1
<i>Cissia</i> sp.3	0	1	0	3	4
<i>Cissia</i> sp.4	0	0	1	0	1
<i>Erichthodes</i> sp.1	3	3	0	0	6
<i>Euptychia mollina</i> (Hübner 1813)	0	0	2	3	5
<i>Harjesia oreba</i> (A. Butler 1870)	0	1	0	0	1
<i>Hermeuptychia hermes</i> (Fabricius 1775)	4	34	6	6	50
<i>Magneuptychia libye</i> (Linnaeus 1767)	1	1	7	5	14
<i>Megeuptychia antonoe</i> (Cramer 1775)	6	0	10	11	27
<i>Pareuptychia ocirrhoe ocirrhoe</i> (Fabricius 1776)	4	2	0	0	6
<i>Pareuptychia</i> sp.1	0	0	1	1	2
<i>Posttaygetis penelea</i> (Cramer 1777)	0	0	0	4	4
<i>Pseudodebis marpessa</i> (Hewitson 1862)	2	4	7	14	27
<i>Pseudodebis</i> sp.1	0	1	0	0	1
<i>Pseudodebis valentina</i> (Cramer 1779)	0	11	0	0	11
<i>Sepona punctata</i> (Weymer 1911)	2	7	5	19	33
<i>Taygetis angulosa</i> Weymer 1907	1	1	1	6	9
<i>Taygetis cf. uncinata</i> (Weymer 1907)	1	0	1	2	4
<i>Taygetis cleopatra</i> C. & R. Felder 1867	0	2	0	0	2
<i>Taygetis echo echo</i> (Cramer 1775)	0	4	0	0	4
<i>Taygetis kerea</i> Butler 1869	0	1	5	18	24
<i>Taygetis laches laches</i> (Fabricius 1793)	3	33	16	39	91
<i>Taygetis leuctra</i> Butler 1870	3	10	4	17	34
<i>Taygetis mermeria</i> (Cramer 1776)	1	9	3	33	46
<i>Taygetis rufomarginata</i> Staudinger 1888	1	14	0	5	20
<i>Taygetis sosis</i> Hopffer 1874	1	10	8	53	72
<i>Taygetis</i> sp.1	1	0	0	0	1
<i>Taygetis</i> sp.2	0	4	1	1	6
<i>Taygetis thamyra</i> (Cramer 1779)	0	21	2	17	40
<i>Taygetis virgilia</i> (Cramer 1776)	11	27	40	38	116

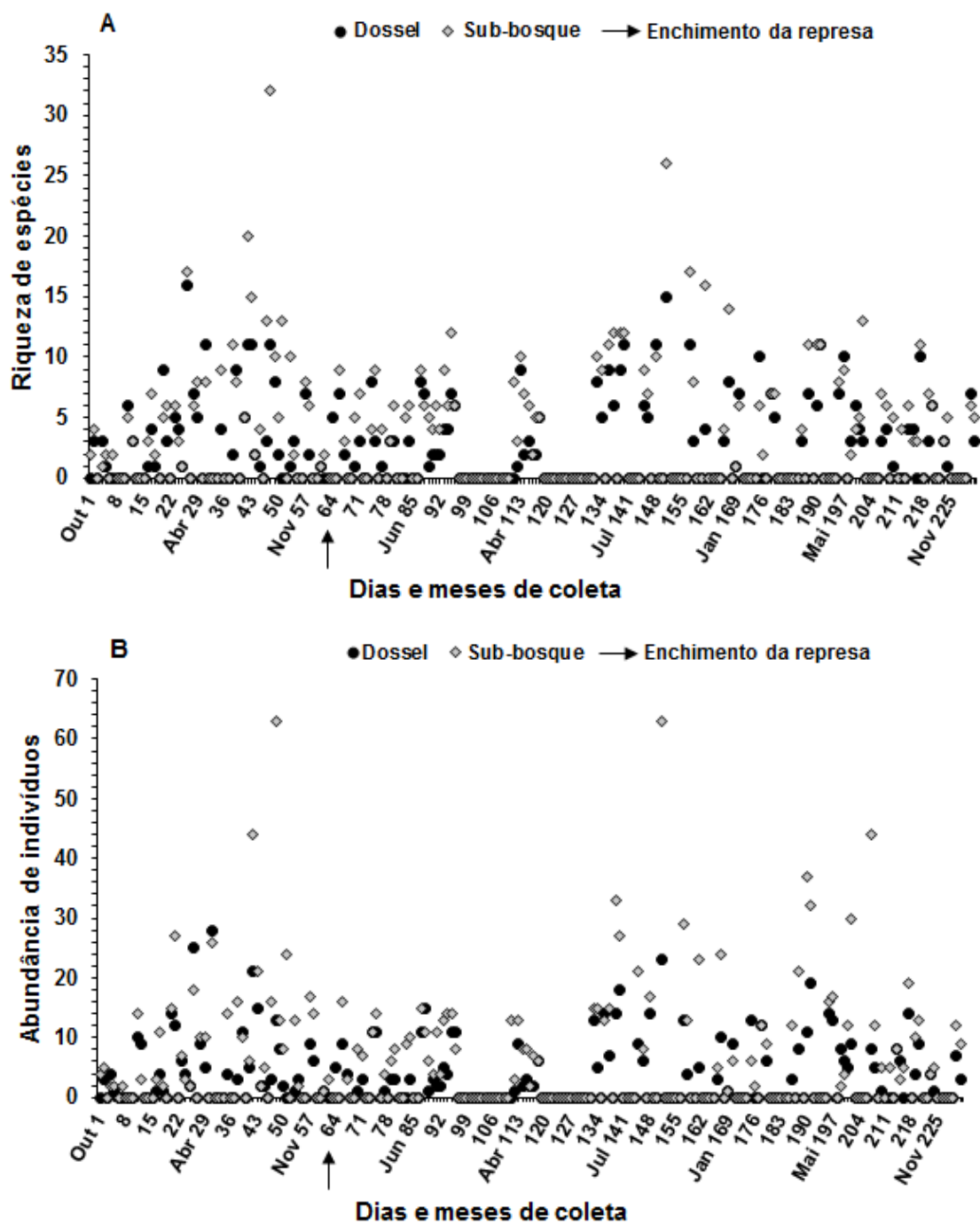


Figura 15. Variação temporal da comunidade de borboletas frugívoras. **(A)** Riqueza de espécies. **(B)** Abundância de indivíduos.

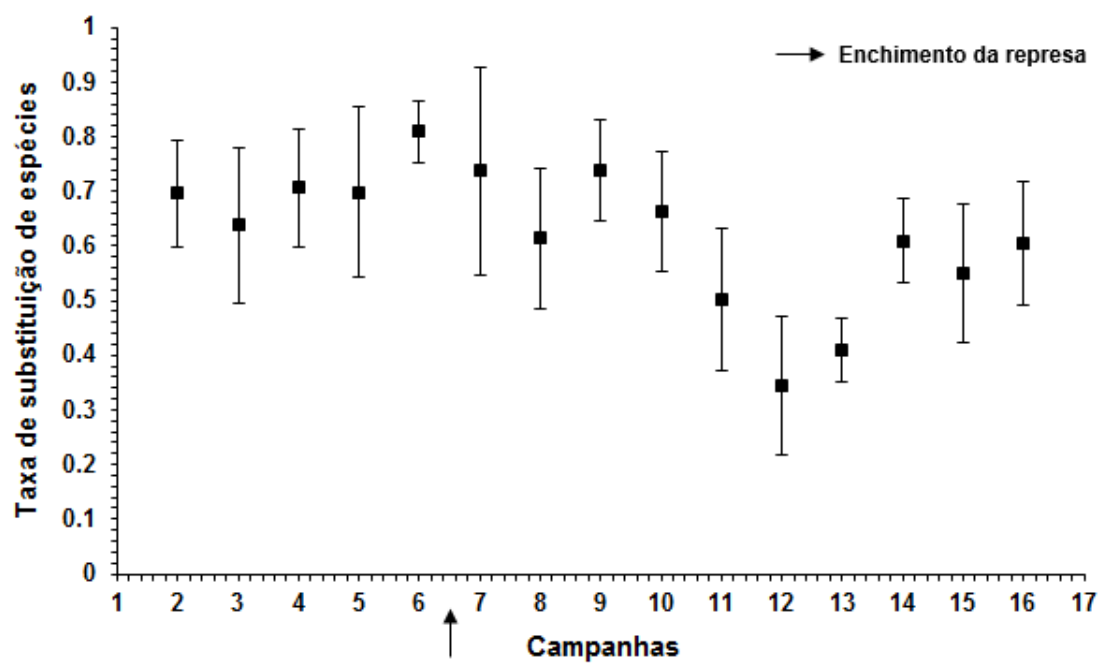


Figura 16. Taxa (média e $\pm$ desvio-padrão) da substituição de espécies entre os módulos de coleta ao longo das campanhas amostradas.

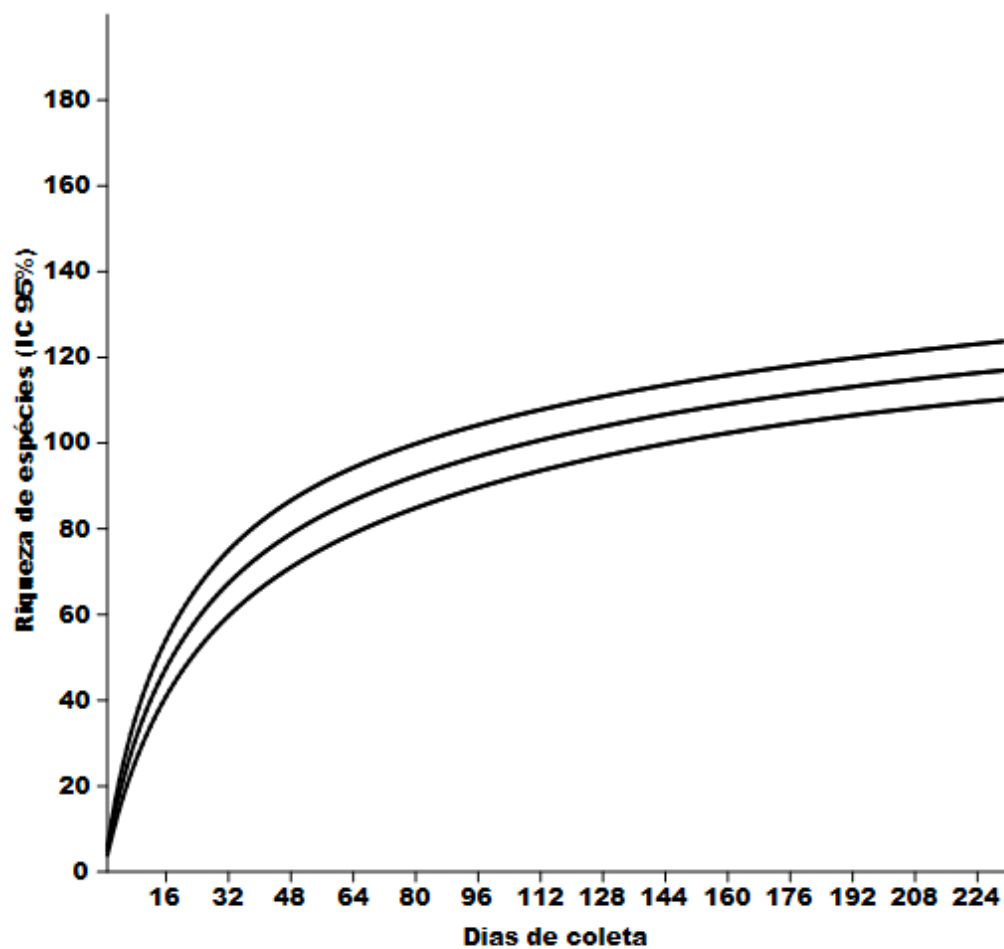


Figura 17. Curva de acumulação de espécies para a comunidade total de borboletas frugívoras (com intervalo de confiança de 95% associado).

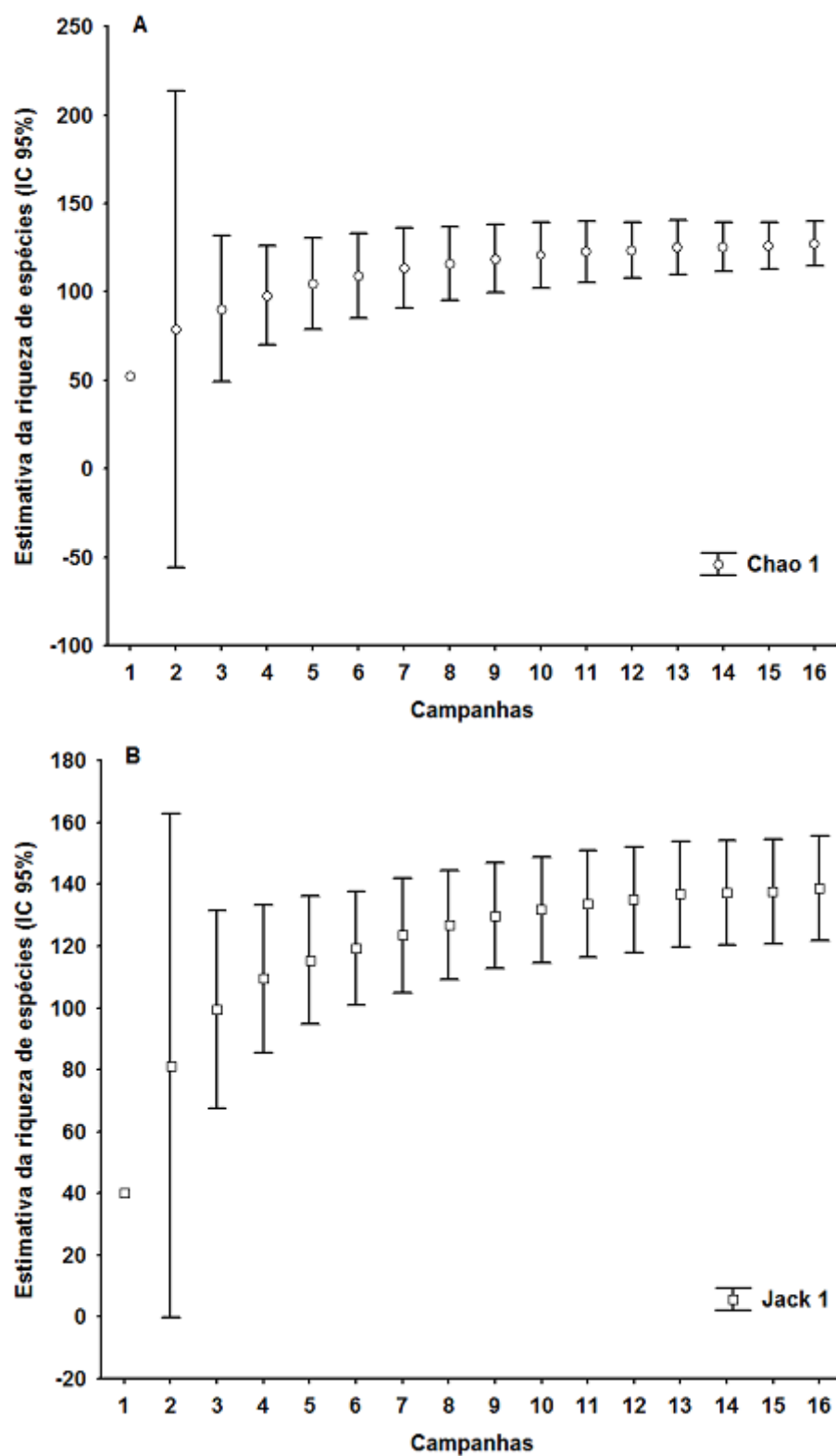


Figura 18. Riqueza estimada para a comunidade total de borboletas frugívoras (com intervalo de confiança de 95% associado). **(A)** Chao 1. **(B)** Jackknife 1.

A abundância dos indivíduos dentro da comunidade total de borboletas frugívoras, não foi alterada significativamente com o impacto causado pelas inundações das áreas ($p = 0,52$), com as diferentes porcentagens de vegetação na paisagem entre os anos ($p = 0,15$), e entre os diferentes estratos de vegetação ($p = 0,09$) (Tab. 4). Em contrapartida a riqueza de espécies das borboletas frugívoras, exibiu diferença entre antes e depois do impacto de inundação de áreas, e entre os anos com diferentes graus de vegetação na paisagem (Fig. 19A-F). Na comunidade total, a riqueza era maior antes do impacto e o segundo ano de coleta apresentou o menor número de espécies (Fig. 19A e Fig. 19F). Não houve diferença entre antes e depois do impacto, observando apenas a comunidade do dossel ou do sub-bosque (Fig. 19B e Fig. 19C). No entanto, as comparações referentes à estratificação das borboletas (dossel x sub-bosque), mostraram que o sub-bosque apresentou um maior número de espécies depois do período de inundação (Fig. 19D e Fig. 19E).

A reposta da diversidade se assemelhou com o resultado da riqueza (Fig. 20A - F). Não foi constatado diferença entre antes e depois na comunidade total e na comunidade apenas do dossel (Fig. 20A e Fig. 20B). Entretanto, houve distinção clara dos alfas da entropia de Rényi nas investigações entre antes e depois da finalização da represa na comunidade do sub-bosque (Fig. 20C), e os resultados da estratificação revelaram que o sub-bosque apresentou também maior diversidade depois do distúrbio ambiental (Fig. 20D e Fig. 20E). O segundo ano de coleta, que anteriormente exibiu menor riqueza, também apresentou os menores valores no parâmetro de diversidade (Fig. 20F).

Tabela 4. Valores do teste (Friedman) para a abundância dos indivíduos de borboletas frugívoras entre as diferentes épocas de amostragem e entre os diferentes estratos da vegetação.

Comparação de abundância	Chi²	df	Valor de p
Antes x depois (da inundação de áreas)			
Comunidade total	0,4	1	0,52
Comunidade do dossel	0,4	1	0,52
Comunidade do sub-bosque	0,4	1	0,52
Dossel x sub-bosque			
Antes da inundação	2,8	1	0,09
Depois da inundação	2,8	1	0,09
Anos	5,122	3	0,15
Estações	2,7805	3	0,43

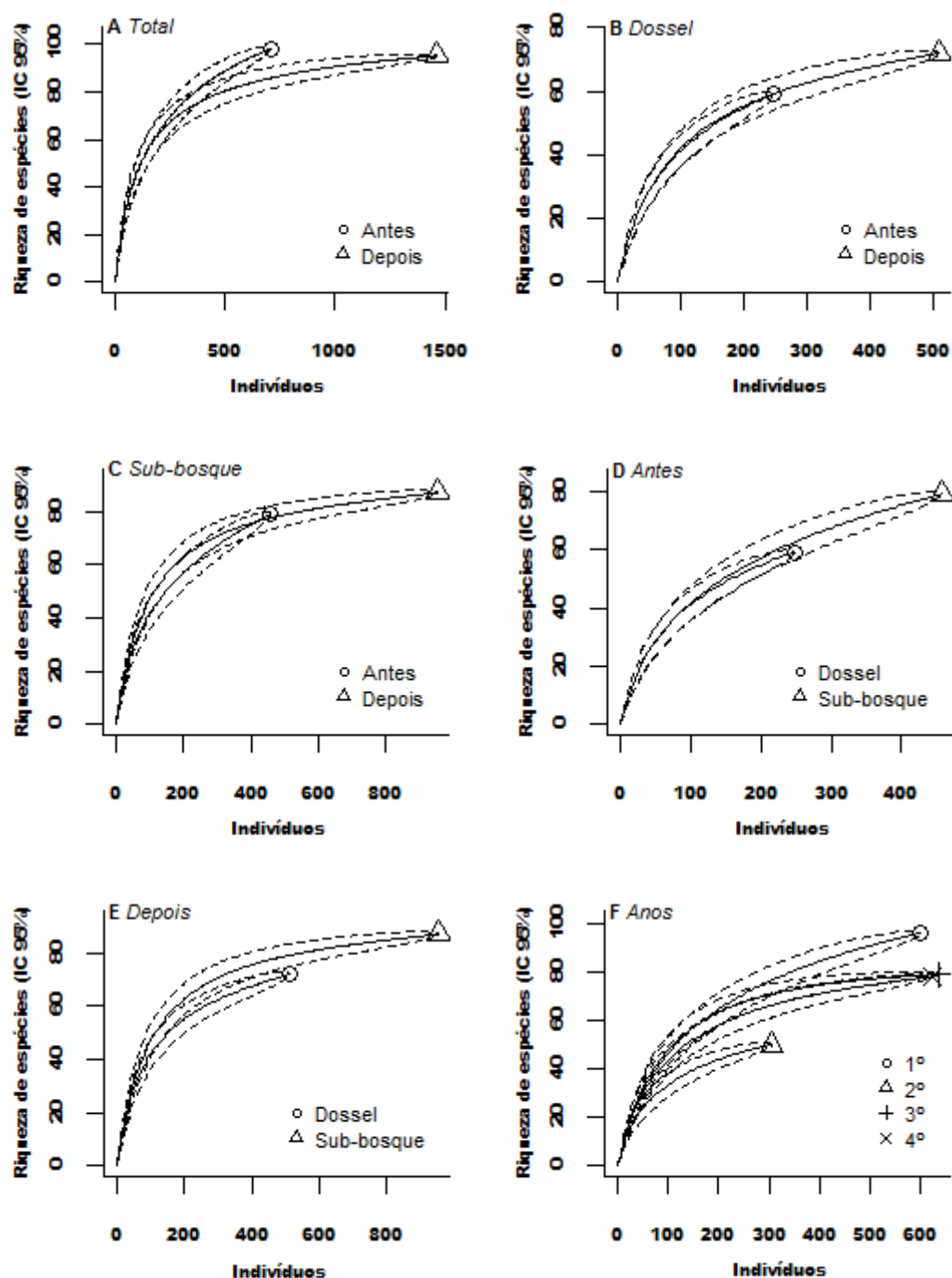
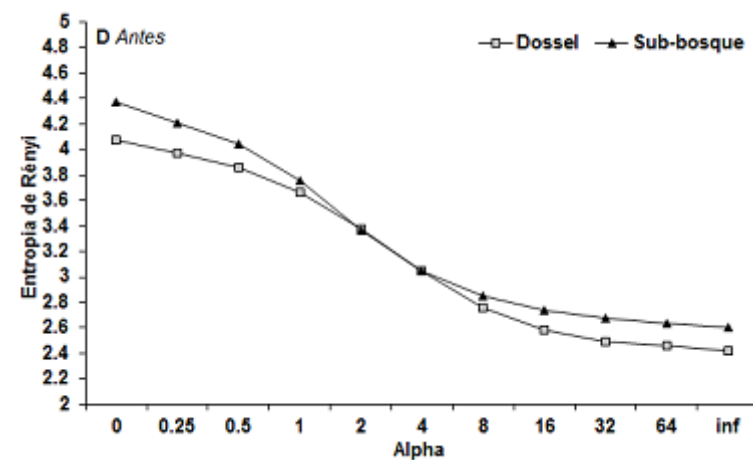
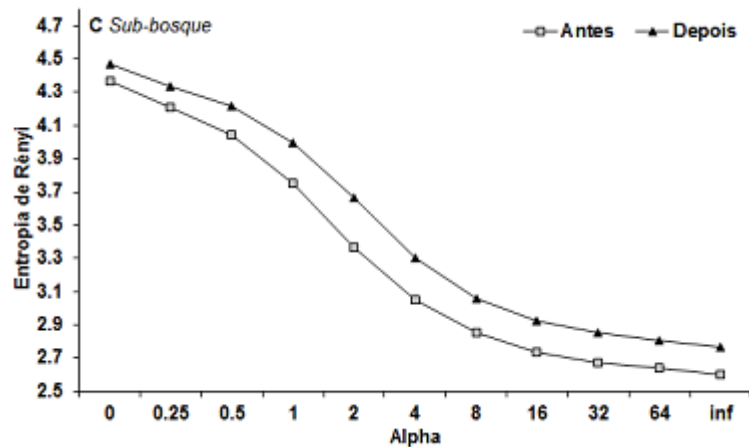
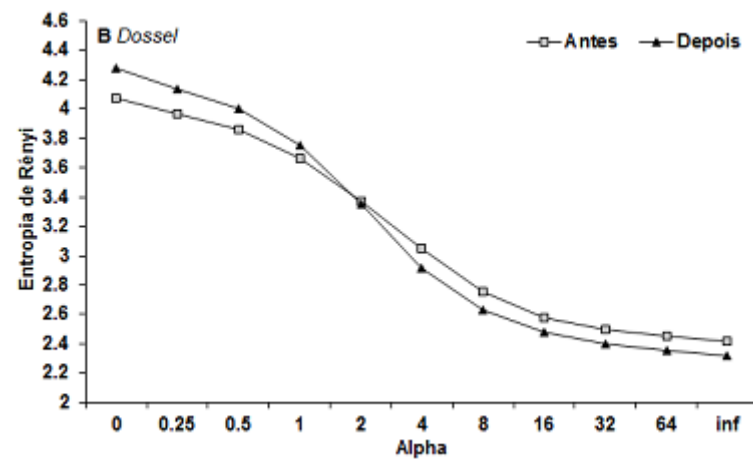
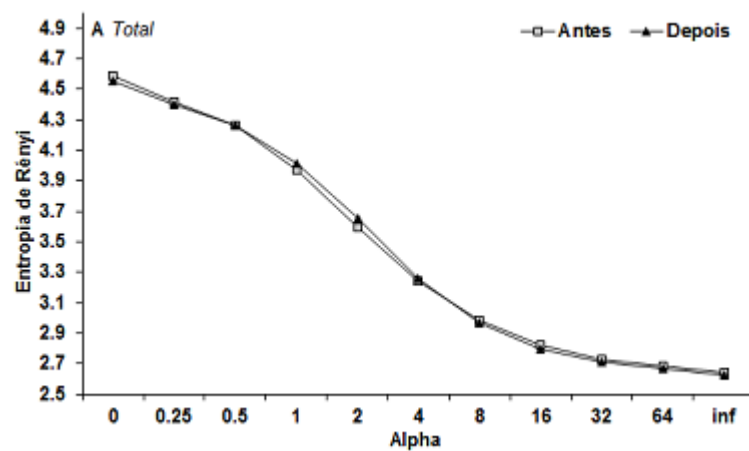


Figura 19. Riqueza apresentada na comunidade de borboletas frugívoras (com intervalo de confiança de 95% associado). (A) Comunidade total. (B) Comunidade do dossel. (C) Comunidade do sub-bosque. (D) Antes da inundação. (E) Depois da inundação. (F) Anos de coleta (% de vegetação).



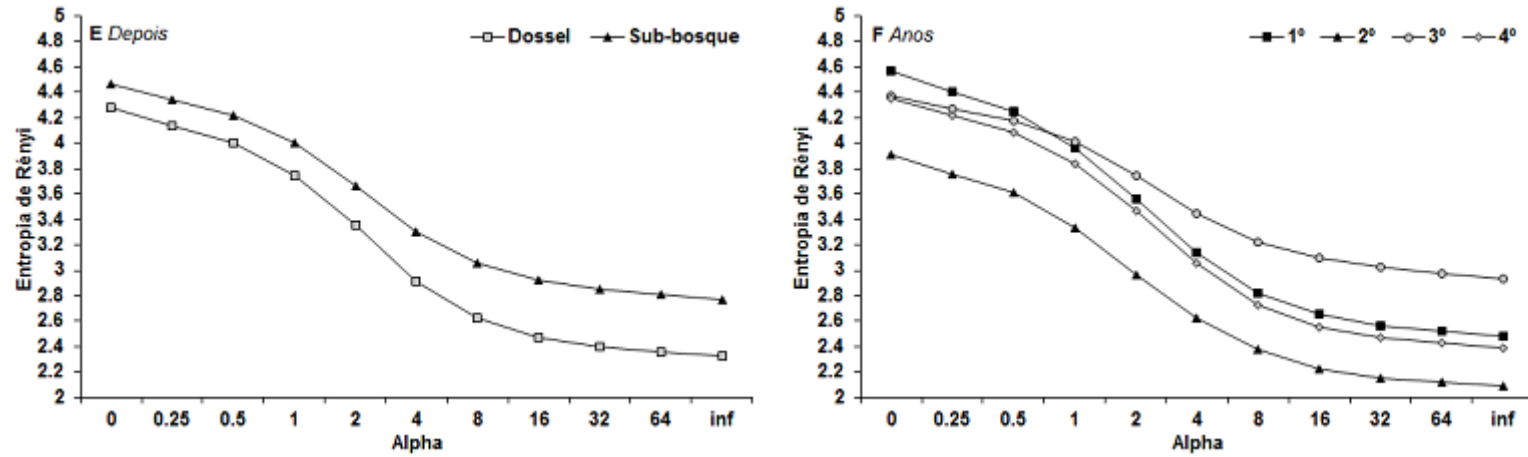


Figura 20. Diversidade apresentada na comunidade de borboletas frugívoras. **(A)** Comunidade total. **(B)** Comunidade do dossel. **(C)** Comunidade do sub-bosque. **(D)** Antes da inundação. **(E)** Depois da inundação. **(F)** Anos de coleta (% de vegetação).

A composição de espécies, se mostrou significativamente diferente entre todas as comparações de impacto por inundações (antes x depois – total: $p = 0,04$; dossel: $p = 0,01$; sub-bosque: $p = 0,02$) e entre os estratos da vegetação (dossel x sub-bosque – antes $p = 0,02$; depois: $p = 0,003$) (Fig. 21A-E). As campanhas realizadas depois do impacto, apresentaram entre si, uma composição de espécies mais similar (Fig. 21A), sugerindo uma homogeneização na composição dentro da comunidade total após a inundação.

A estacionalidade, por sua vez, não teve efeito sobre a composição de espécies ($p = 0,21$) (Fig. 22C). Assim como que não teve efeito sobre os parâmetros de abundância ($p = 0,43$) (Tab. 4), riqueza e diversidade da comunidade total (Fig. 22A e Fig. 22B).

Por fim, as análises focadas nos grupos dentro de Nymphalidae mostraram que a riqueza de espécies e número de indivíduos de Biblidinae, Charaxinae, Nymphalinae e Satyrinae não foram alterados nos diferentes estratos (dossel x sub-bosque) depois do impacto de inundação (Fig. 23A, Fig. 23B, Fig. 24A, Fig. 24B e Tab. 5). Contudo, Haeterini que tinha estatisticamente o mesmo número de espécies entre os estratos antes do distúrbio, exibiu maior riqueza no sub-bosque após a alteração ambiental (Fig. 25A, Fig. 25B e Tab 6). Haeterini também aumentou em abundância neste estrato, juntamente com Brassolini (Fig. 26A, Fig. 26B e Tab. 6).

Discussão

As espécies de borboletas frugívoras amostradas durante as campanhas foram uma boa representação da comunidade total existente na região. Os níveis inferiores e pontos de recuperação, encontrados nas variações temporais (riqueza e abundância), são flutuações típicas em comunidades ou subfamílias de borboletas tropicais (DeVries et al. 1999a, DeVries & Walla 2001, Molleman et al. 2006). A dominância de sub-bosque nessas variações, também foi registrado em regiões da floresta Amazônica equatoriana e

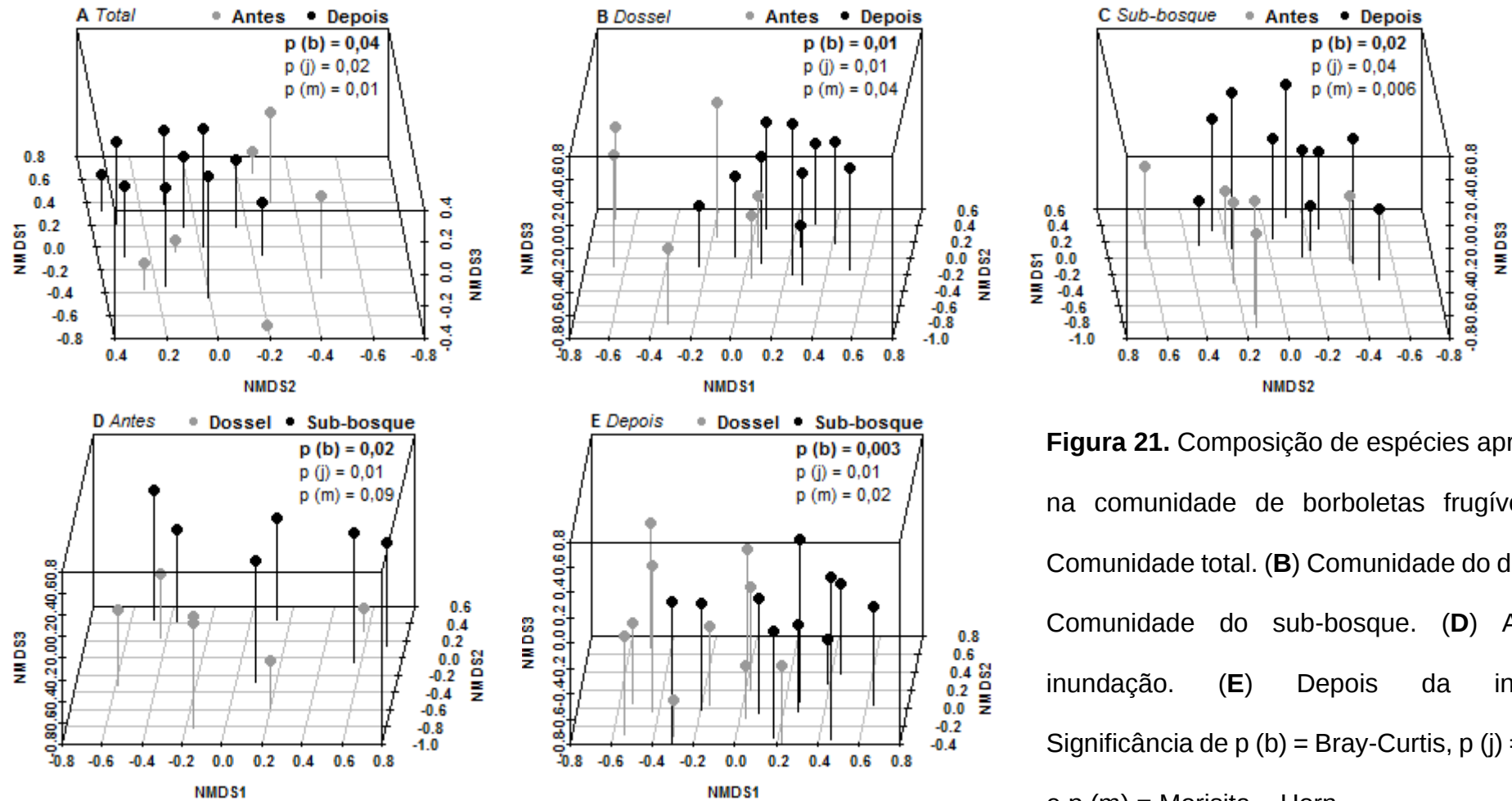


Figura 21. Composição de espécies apresentada na comunidade de borboletas frugívoras. **(A)** Comunidade total. **(B)** Comunidade do dossel. **(C)** Comunidade do sub-bosque. **(D)** Antes da inundação. **(E)** Depois da inundação. Significância de $p(b)$ = Bray-Curtis, $p(j)$ = Jaccard e $p(m)$ = Morisita – Horn.

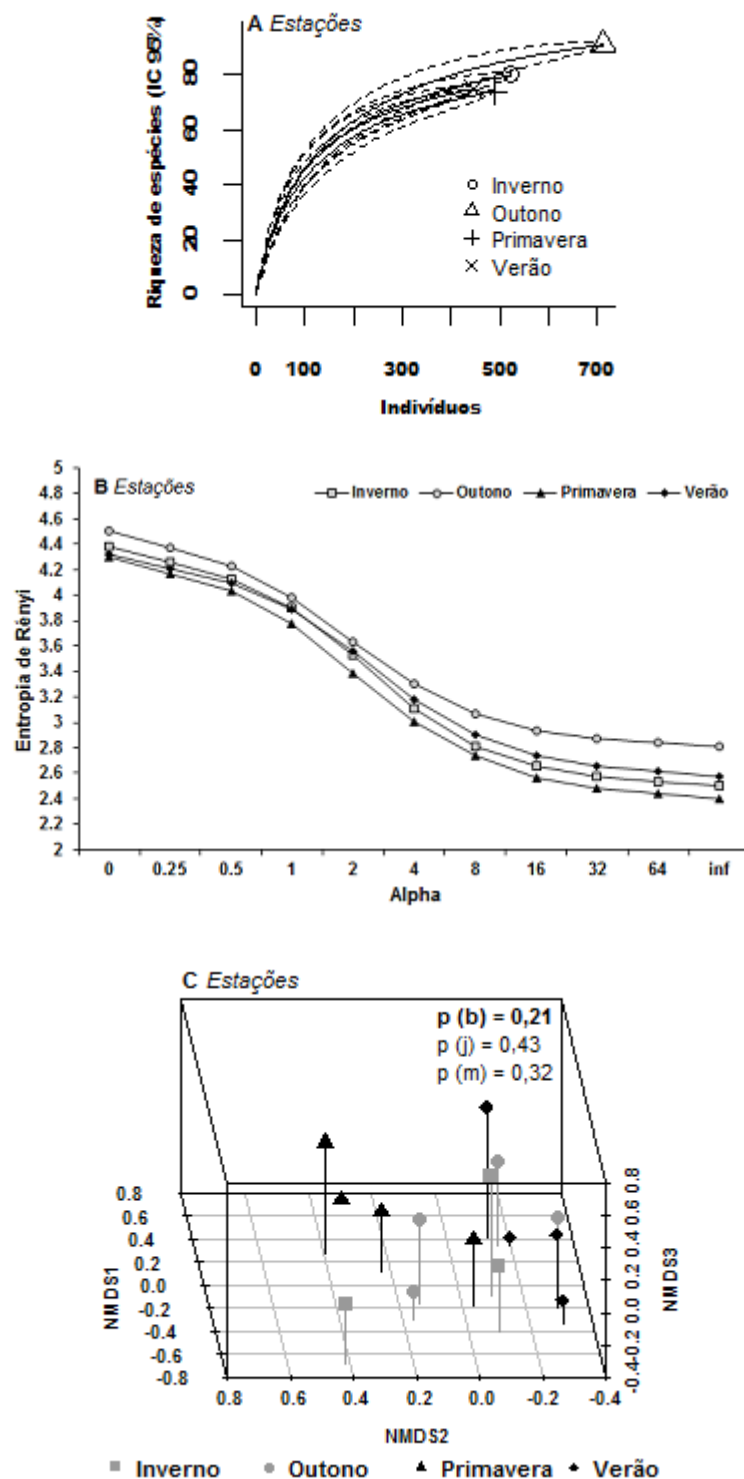


Figura 22. Efeito da estacionalidade sobre a comunidade total de borboletas frugívoras. **(A)** Riqueza. **(B)** Diversidade. **(C)** Composição de espécies. Significância de $p(b)$ = Bray-Curtis, $p(j)$ = Jaccard e $p(m)$ = Morisita – Horn.

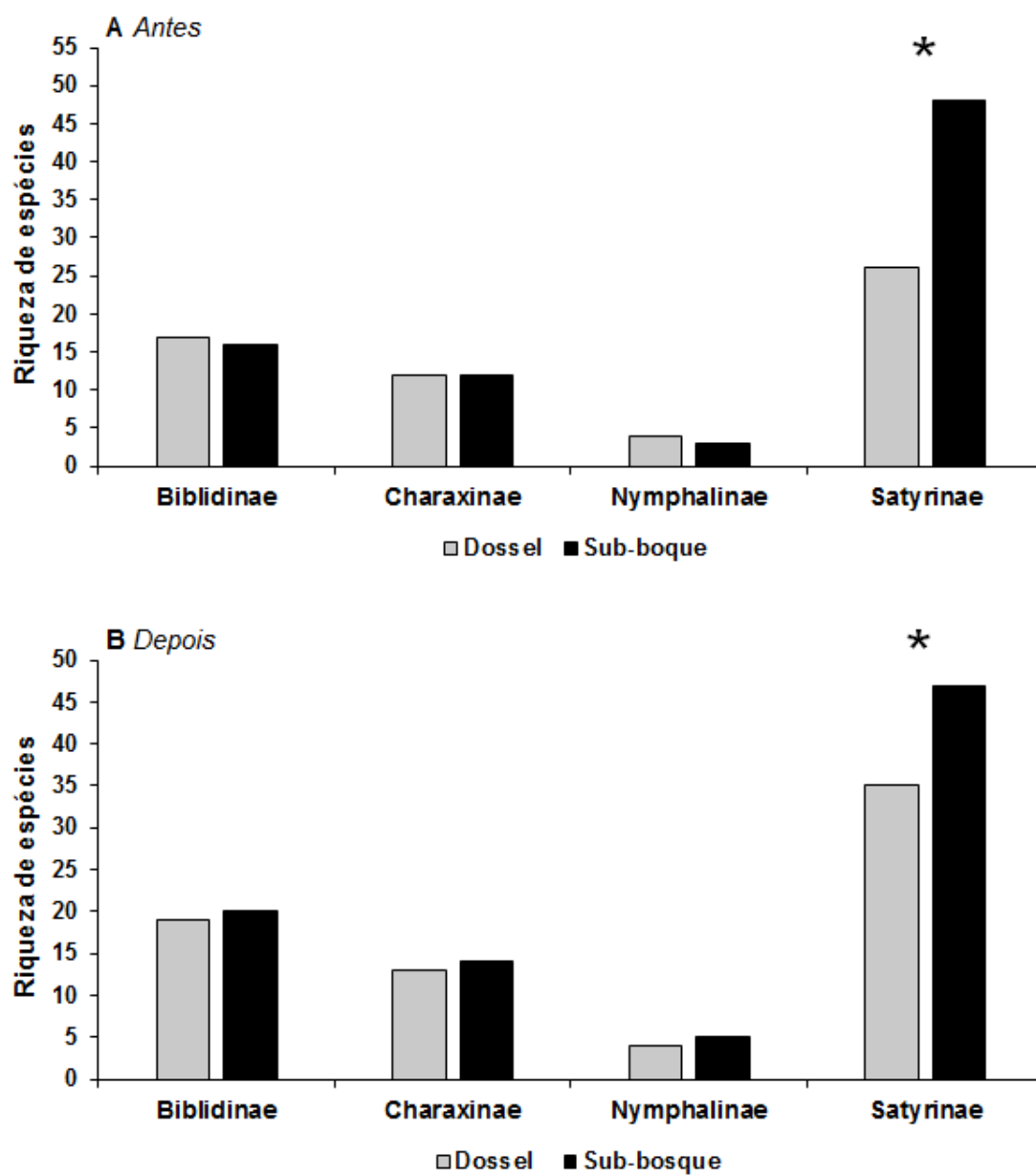


Figura 23. Diferença entre a riqueza de espécies do dossel e do sub-bosque em cada subfamília. **(A)** Antes da inundação. **(B)** Depois da inundação. * $p < 0,05$.

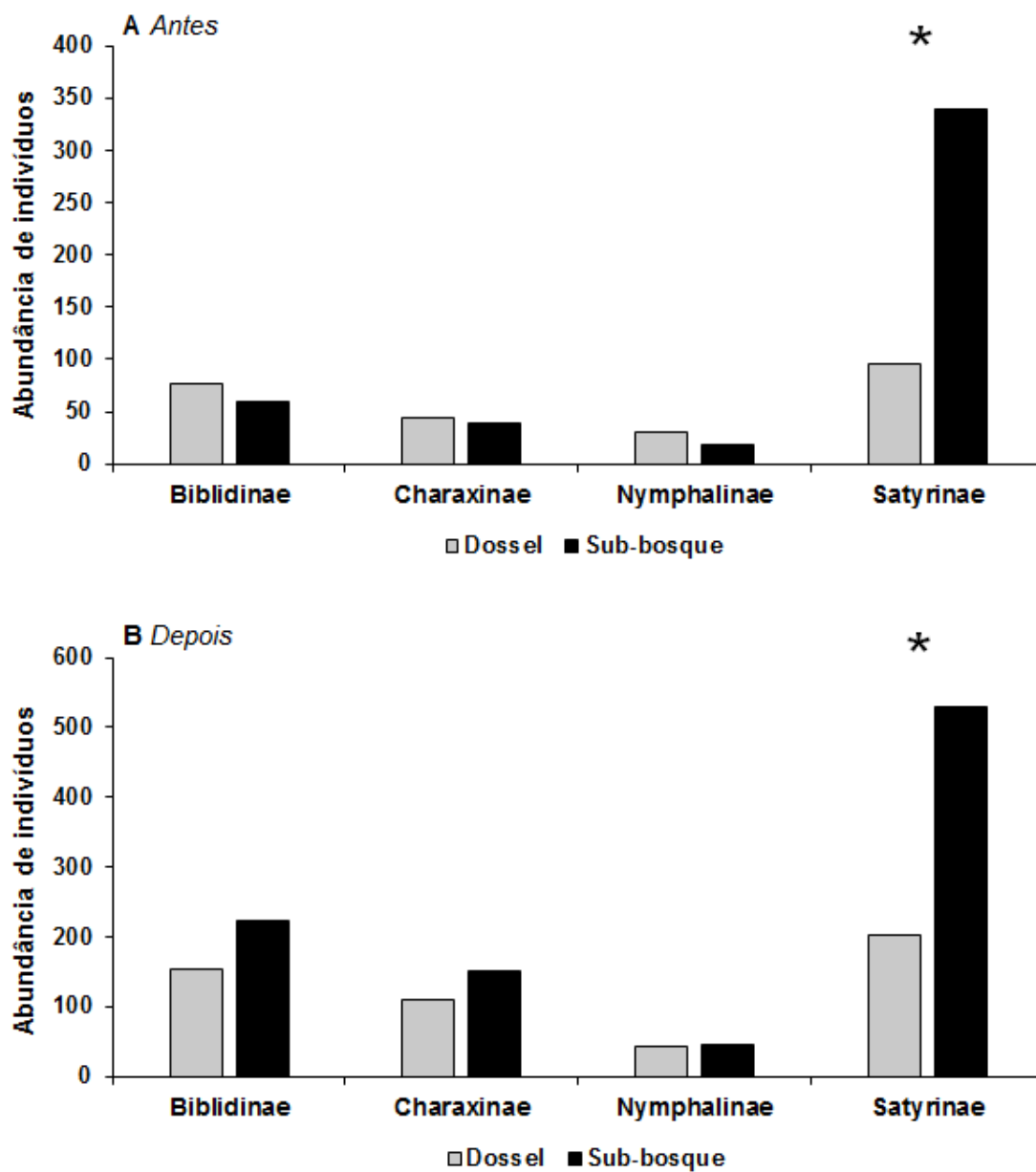


Figura 24. Diferença entre a abundância de indivíduos do dossel e do sub-bosque em cada subfamília. **(A)** Antes da inundação. **(B)** Depois da inundação.

* $p < 0,05$.

Tabela 5. Valores do teste (Wilcoxon) para as comparações entre os estratos da vegetação em cada subfamília.

Comparação Dossel x Sub-bosque – Subfamílias				
Riqueza de espécies				
	<i>Antes da inundação</i>		<i>Depois da inundação</i>	
<i>Subfamílias</i>	<i>W</i>	<i>Valor de p</i>	<i>W</i>	<i>Valor de p</i>
Biblidinae	8,5	0,37	15	0,40
Charaxinae	3,5	1	13	0,25
Nymphalinae	1,5	1	13,5	0,18
Satyrinae	21	0,03 *	28	0,01 *
Abundância de indivíduos				
	<i>Antes da inundação</i>		<i>Depois da inundação</i>	
<i>Subfamílias</i>	<i>W</i>	<i>Valor de p</i>	<i>W</i>	<i>Valor de p</i>
Biblidinae	15	0,43	25,5	0,06
Charaxinae	10,5	1	20	0,06
Nymphalinae	17	0,25	9	0,87
Satyrinae	21	0,03 *	28	0,01 *

* – Significativamente diferente (nível de significância de 5%).

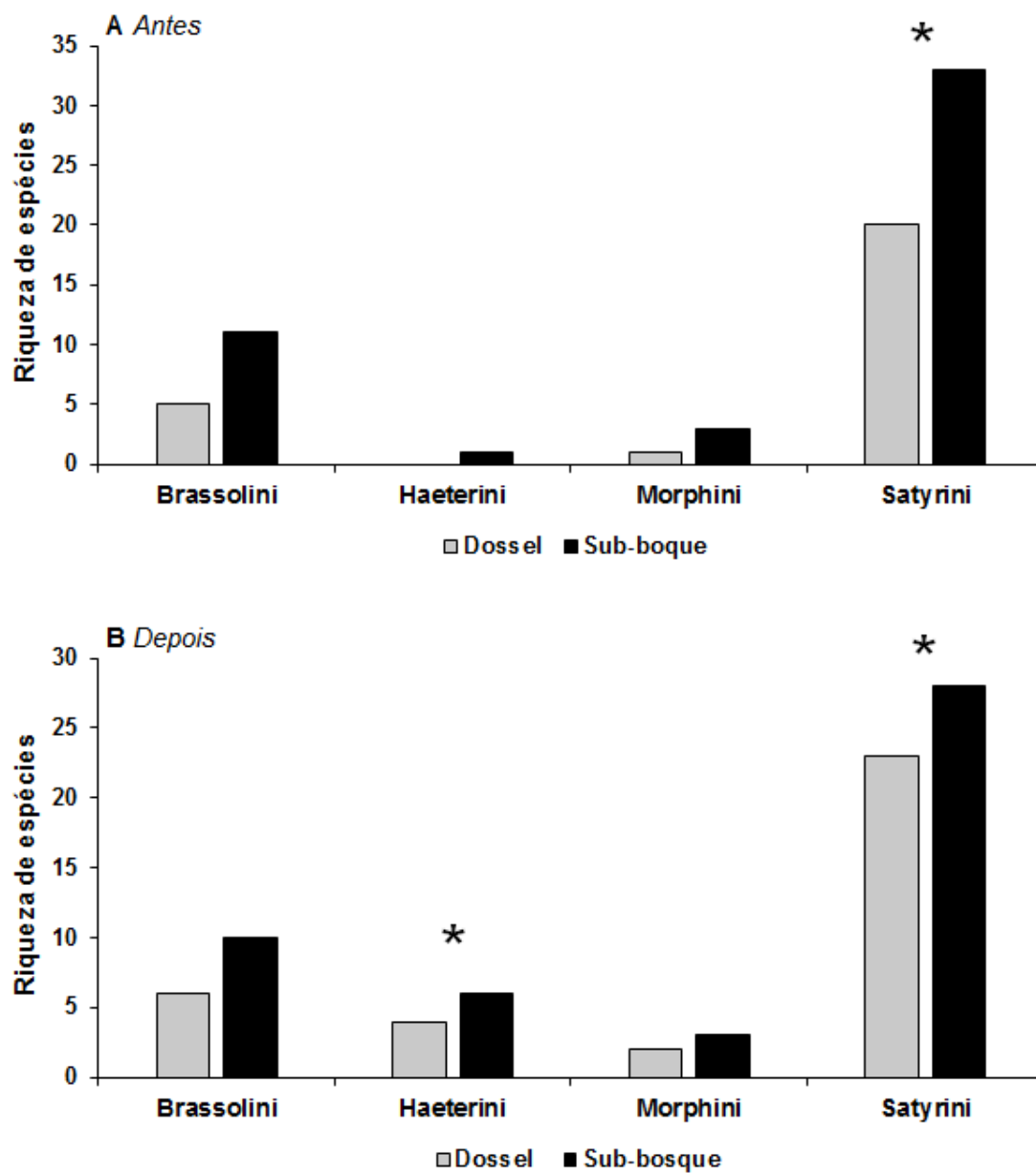


Figura 25. Diferença entre a riqueza de espécies do dossel e do sub-bosque em cada tribo de Satyrinae. **(A)** Antes da inundação. **(B)** Depois da inundação.

* $p < 0,05$.

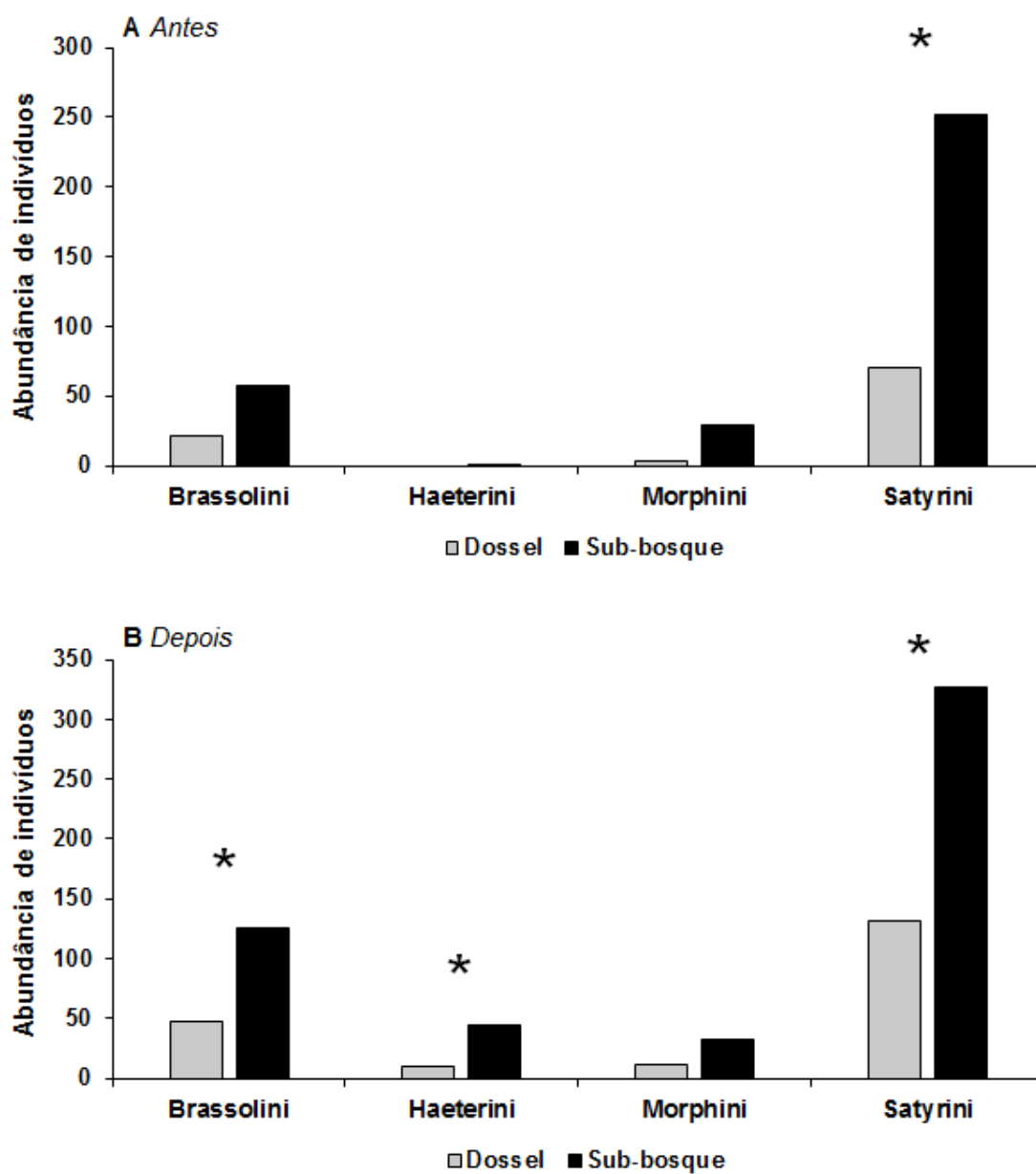


Figura 26. Diferença entre a abundância de indivíduos do dossel e do sub-bosque em cada tribo de Satyrinae. **(A)** Antes da inundação. **(B)** Depois da inundação. * $p < 0,05$.

Tabela 6. Valores do teste (Wilcoxon) para as comparações entre os estratos da vegetação em cada tribo de Satyrinae.

Comparação Dossel x Sub-bosque – Tribos de Satyrinae				
Riqueza de espécies				
	<i>Antes da inundação</i>		<i>Depois da inundação</i>	
<i>Tribos</i>	<i>W</i>	<i>Valor de p</i>	<i>W</i>	<i>Valor de p</i>
Brassolini	15	0,06	19,5	0,09
Haeterini	1	1	21	0,03 *
Morphini	15	0,06	13,5	0,18
Satyrini	21	0,03 *	21	0,03 *
Abundância de indivíduos				
	<i>Antes da inundação</i>		<i>Depois da inundação</i>	
<i>Tribos</i>	<i>W</i>	<i>Valor de p</i>	<i>W</i>	<i>Valor de p</i>
Brassolini	18,5	0,12	27	0,03 *
Haeterini	1	1	21	0,03 *
Morphini	20	0,06	19	0,12
Satyrini	21	0,03 *	28	0,01 *

* – Significativamente diferente (nível de significância de 5%).

em florestas africanas (DeVries et al. 1997, DeVries et al. 1999b, Molleman et al. 2006). Esta tendência pode estar relacionada à disponibilidade de plantas hospedeiras e de outros recursos para os indivíduos adultos no nível do solo (Schulze et al. 2001, Shahabuddin et al. 2000).

A comunidade total mostrou maior riqueza de espécies antes do impacto de inundação, e os efeitos dessa perturbação ficaram ainda mais evidentes no estrato do sub-bosque, onde a diversidade e a riqueza aumentaram após o alagamento. A falta de diferença de diversidade na comunidade total, pode ser devido a equabilidade presente nos alfas de Rényi (Melo 2008). As abundâncias relativas dos indivíduos, encontradas antes e depois do distúrbio na comunidade total, são provavelmente semelhantes, e por essa razão igualaram as medidas de diversidade. Indicando que a riqueza de espécies foi o fator determinante para a diferença encontrada na comunidade total. Por outro lado, a abundância relativa parece ter maior peso na estruturação do sub-bosque, uma vez que a comunidade apenas do sub-bosque não apresentou diferença de riqueza, mas exibiu diferença de diversidade.

O segundo ano de coleta, exibiu menor diversidade e riqueza de espécies. Nesse ano, a porcentagem de floresta na paisagem era de 79% (ver Capítulo 1). Contudo, esse também é o ano do início do alagamento florestal, e o começo súbito desse impacto pode ser também a causa desta maior alteração nos parâmetros de riqueza e diversidade. A comunidade de borboletas no período inicial do impacto pode ter tido menos tempo de fuga e perdido com mais facilidade seus recursos naturais.

Outros estudos de impactos ambientais, também registraram alterações de parâmetros de biodiversidade em diferentes grupos de artrópodes, após instalações de usinas hidrelétricas. Em uma vegetação predominantemente xerófita uma comunidade de Odonata teve sua diversidade filogenética diminuída após a construção de uma represa

(Campbell & Novelo-Gutiérrez 2007). Comunidades de Heteroptera aquáticos e semiaquáticos sofreram mudanças na composição, devido ao aparecimento de espécies habitantes de açudes e criadouros temporários (Neri et al. 2005). Uma área com certo grau de impacto intermediário causado por represas, apresentou maior riqueza e abundância de coleópteros (Sarr et al. 2013), e aparentemente a abundância de uma espécie de borboleta nectarívora, associada com vegetação ripária, pode decair cerca de 98% ao longo dos anos após impactos hidrelétricos (Nelson 2003).

Até o presente momento, a literatura não apresenta avaliações de impactos ambientais causados por usinas hidrelétricas que tenham utilizado borboletas frugívoras como grupo de estudo. Porém, de maneira mais específica, há conteúdos bibliográficos sobre o efeito da alteração e perda de habitat/paisagem sobre as borboletas que se alimentam de frutas fermentadas (Shahabuddin & Terborgh 1999, Ramos 2000, Fermon et al. 2005, Shahabuddin & Ponte 2005, Ribeiro & Freitas 2012). Ribeiro e Freitas (2012) mostraram que o estrato do sub-bosque também foi o que mais respondeu com perturbações florestais na planície Amazônica. O sub-bosque apresentou diferença na composição de espécies, após cortes e remoções de madeiras na floresta, provavelmente devido ao aumento da abundância de borboletas que são beneficiadas por trilhas abertas.

No presente estudo, a abundância relativa parece ser um parâmetro importante para a comunidade do sub-bosque e para as diferenças encontradas antes e depois do impacto nesse estrato. Como sugerido no trabalho realizado na planície Amazônica (Ribeiro & Freitas 2012), as borboletas frugívoras com características ecológicas e fisiológicas de áreas impactadas, podem ter sido favorecidas neste estrato após o desflorestamento ocorrido na paisagem.

Além disto, DeVries (1988) afirmou que em florestas impactadas, as borboletas frugívoras do dossel percorrem o sub-bosque com mais frequência. Isso acontece porque

a supressão vegetal muitas vezes implica em abertura de áreas e na destruição do dossel fechado, o que aumenta a incidência solar nos níveis mais baixos e dentro da floresta. Assim as borboletas heliófilas do dossel, que estão adaptadas aos altos níveis de luz solar presentes no estrato superior, veem o sub-bosque como um atraente local a ser investigado (DeVries 1988, Fermon et al. 2005). Essas ideias também são corroboradas com os resultados das comparações entre o dossel e o sub-bosque para cada tribo de Satyrinae; onde no sub-bosque a tribo Brassolini aumentou em abundância e Haeterini apresentou maior abundância e número de espécies, depois do impacto ambiental causado com a finalização da represa.

Por outro lado, como a riqueza de espécies total era maior antes da inundação, pode ter ocorrido dentro da comunidade total a exclusão de algumas espécies típicas de habitat preservados. A espécie *Ypthimoides* sp.1 foi claramente prejudicada com o impacto ambiental, uma vez que sua abundância nas 6 primeiras campanhas chegava a 50, e teve uma redução de 98% nas campanhas posteriores - resultado semelhante ao da borboleta nectarívora associada com vegetação ripária - (Nelson 2003). A diminuição da abundância de *Ypthimoides* sp.1 pode estar relacionada com a perda de recursos após o alagamento na floresta, recursos como planta hospedeira e pontos de oviposição (Koh 2007). A perturbação também pode ter causado modificações nas relações ecológicas desta espécie com outras, podendo ter ocorrido mudanças no balanço competitivo com outros competidores ou mesmo ter favorecido parasitoides (Benson et al. 2003).

A proximidade das campanhas nas ordenações e a diminuição da taxa de substituição de espécies após o distúrbio de alagamento, mostraram uma tendência de homogeneização na composição da comunidade total. Essa tendência pode ser o começo de uma homogeneização biótica dentro da comunidade, devido a exclusão de algumas

espécies e beneficiamento contínuo dos mesmos organismos de áreas perturbadas (McKinney & Lockwood 1999).

Não podemos pressupor que o esforço amostral influenciou nos resultados, visto que a abundância total dos indivíduos, que costuma ser sensível no esforço amostral, não sofreu modificações dentro da comunidade. Tão pouco podemos presumir que as alterações identificadas na comunidade são provenientes de ciclos naturais, uma vez que não houve influência da estacionalidade. A estacionalidade pode não ter influenciado as borboletas frugívoras porque na região de estudo ocorre baixa amplitude térmica e o mês mais frio permanece acima do 18°C (MME 1978). Como a temperatura é um dos fatores mais importantes para o desenvolvimento de insetos (Jaworski & Hilszczański 2013), podemos considerar que durante todo o decorrer do ano, a região é propícia para a reprodução das borboletas, mesmo com a mudança de estações.

Aparentemente os impactos de supressão vegetal que ocorreram na região de análise, não perturbaram por completo a comunidade de borboletas frugívoras, pois a variação temporal da mesma continuava estável, com quedas e pontos de recuperação. Os estudos de limiares de paisagem, sugerem que a perda abrupta de espécies terrestres ocorre somente quando a paisagem apresenta menos de 50% de cobertura florestal (Ochoa-Quintero et al. 2015, Muylaert et al. 2016). A paisagem onde ocorreu o monitoramento de borboletas frugívoras apresenta 77% de vegetação na paisagem (ver Capítulo 1), o que causou alterações na comunidade, mas não altas perdas de riqueza e abundância.

Outros estudos também apresentam dados em que a abundância de indivíduos e riqueza de espécies aumentaram ou foram relativamente altas em áreas perturbadas (Klein et al. 2002, Schulze et al. 2004, Koh 2007). Mas como já mencionado, uma alta diversidade apresentada no início de um impacto pode ser devido a invasão de espécies

de outros habitats, e isso pode causar futuramente uma permanente homogeneização dentro da comunidade (McKinney & Lockwood 1999). Assim sendo, um impacto positivo para uma espécie pode ser negativo para outra, quando a primeira diminui ou extingue a segunda localmente.

Conclusão geral

Este trabalho mostra a importância de longos monitoramentos para avaliações de impacto ambientais, afim de ter evidências da relevância dos ciclos naturais na variação temporal da biota. A estacionalidade em regiões tropicais nem sempre é um fator determinante para os padrões encontrados em comunidades e a abundância relativa se mostra um bom parâmetro para mudanças ambientais. Nos estudos com borboletas frugívoras, alterações de parâmetros ocorridos no estrato do sub-bosque e nas tribos também são convenientes de serem avaliados.

Muitas Avaliações de Impactos Ambientais realizadas em Usinas Hidrelétricas, focam nas alterações causadas nos rios e utilizam apenas artrópodes aquáticos como indicadores. Porém, as borboletas frugívoras se mostraram novamente boas indicadoras de impactos ecológicos, e recomenda-se que esse grupo taxonômico e outros insetos terrestres sejam mais utilizados como instrumentos em AIAs.

O impacto ambiental proveniente da UHE Santo Antônio, desflorestou uma grande extensão de floresta nativa na área de estudo, alterou as características ecológicas do local, e modificou a estrutura da comunidade de borboletas frugívoras presente na região. Contudo, os impactos sobre as borboletas não levaram à uma diminuição da diversidade geral da comunidade ou à queda brusca na variação temporal da riqueza de espécies e abundância de indivíduos.

Os resultados apresentados reforçam as ideias clássicas de perturbações em comunidades de borboletas frugívoras, o favorecimento de organismos de habitat degradados e a homogeneização biótica. O impacto ambiental no sudoeste da Amazônia brasileira, assim como em outros distúrbios, causou o aumento da abundância de alguns organismos, porém um impacto positivo para uma espécie pode ser negativo para outra.

Enfim, a construção de usinas hidrelétricas se mostra uma atividade bastante controversa. Devemos nos indagar se a produção de “energia limpa” realmente acontece quando tantas modificações no ambiente são verificadas. Tais ações podem modificar o rumo da conservação da floresta Amazônia e de outras regiões do globo.

Literatura citada

- Abril G, Parize M, Pérez MAP & Filizola N. 2013. Wood decomposition in Amazonian hydropower reservoirs: An additional source of greenhouse gases. *Journal of South American Earth Sciences* 44: 104-107.
- Achard F, Beuchle R, Mayaux P, Stibig HJ, Bodart C, Brink A, Carboni S, Desclée B, Donnay F, Eva HD, Lupi A, Raši R, Seliger R. & Simonetti D. 2014. Determination of tropical deforestation rates and related carbon losses from 1990 to 2010. *Global Change Biology* 20: 2540–2554.
- Achard F, Eva HD, Stibig HJ, Mayaux P, Gallego J, Richards T & Malingreau JP. 2002. Determination of deforestation rates of the world's humid tropical forests. *Science* 297: 999-1002.
- Anderson MJ. 2001. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Australian Journal of Ecology* 26: 32-36.
- Andrade WA, Santos AT, Parente JAS, Gil-Santana HR, Bragança MLA & Alencar J. 2006. Diversidade de anofelinos (Diptera: Culicidae) identificados em área de implantação de hidrelétrica nas margens do rio Tocantins, município de Porto Nacional – TO. *Revista da Sociedade Brasileira de Medicina Tropical* 35: 143-147.
- ANELL. 2002. Atlas de energia elétrica do Brasil. Agência Nacional de Energia Elétrica, 199 pp.
- Barreto P, Brandão Jr. A, Martins H, Silva D, Souza Jr. C, Sales M & Feitosa T. 2011. Risco de desmatamento associado à hidrelétrica de Belo Monte. Instituto do Homem e Meio Ambiente da Amazônia, Belém – PA, 89 pp.
- Benson J, Van Driesche RG, Pasquale A & Elkinton J. 2003. Introduced braconid parasitoids and range reduction of a native butterfly in New England. *Biological Control* 28: 197–213.

- Bonebrake TC, Ponisio LC, Boggs CL & Ehrlich PR. 2010. More than just indicators: A review of tropical butterfly ecology and consevation. *Biological Conservation* 143: 1831-1841.
- Bray JR & Curtis JT. 1957. An ordination of the upland forest communities of Southern Wisconsin. *Ecological Monographs* 27: 325-349.
- Brooks TM, Mittermeier RA, Mittermeier CG, Fonseca GAB, Rylands AB, Konstant WR, Flick P, Pilgrim J, Oldfield S, Magin G & Hilton-Taylor C. 2002. Habitat loss and extinction in the hotspots of biodiversity. *Conservation Biology* 16: 909-923.
- Brown Jr. KS. 1997. Diversity, disturbance, and sustainable use of Neotropical forests: insects as indicators for conservation monitoring. *Journal of Insect Conservation* 1: 25-42.
- Brown Jr. KS & Freitas AVL. 2000. Atlantic Forest butterflies: indicators for landscape conservation. *Biotropica* 32: 934-956.
- Campbell WB & Novelo-Gutiérrez R. 2007. Reduction in odonate phylogenetic diversity associated with dam impoundment is revealed using taxonomic distinctness. *Fundamental and Applied Limnology* 168: 83-92.
- Carmo WS. 2013. Respostas morfoanatômicas e bioquímicas em plântulas de espécies de áreas alagáveis submetidas a longos períodos de submersão. Dissertação (Mestre em Botânica) – Instituto Universidade de Brasília – Brasília – DF, 68 pp.
- Clarke KR. 1993. Non-parametric multivariate analysis of change in community structure. *Australian Journal of Ecology* 18: 117-143.
- Colwell RK. 2013. EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 9. User's Guide and application published at: <http://purl.oclc.org/estimates>.

- Colwell RK & Coddington JA. 1994. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Philosophical Transactions Biological Science* 345: 101-118.
- Colwell RK, Mao CX & Chang J. 2004. Interpolating, extrapolating, and comparing incidence-based species accumulation curves. *Ecology* 85: 2717-2727.
- Couceiro SRM, Hamada N, Luz SLB, Forsberg BR & Pimentel TP. 2007. Deforestation and sewage effects on aquatic macroinvertebrates in urban streams in Manaus, Amazonas, Brazil. *Hydrobiologia* 575: 271-284.
- Dale VH & Beyeler SC. 2001. Challenges in the development and use of ecological indicators. *Ecological Indicators* 1: 3-10.
- Davis AJ, Holloway JD, Huijbregts H, Krikken J, Kirk-Spriggs AH & Sutton SL. 2001. Dung beetles as indicators of change in the forests of northern Borneo. *Journal of Applied Ecology* 38: 593–616.
- Devictor V, Julliard R & Jiguet F. 2008. Distribution of specialist and generalist species along spatial gradients of habitat disturbance and fragmentation. *Acta Oecologica Scandinavica* 117: 507-514.
- DeVries PJ. 1987. The butterflies of Costa Rica and their natural history: Papilionidae, Pieridae, and Nymphalidae. Princeton University Press, Princeton, New Jersey, 327 pp.
- DeVries PJ. 1988. Stratification of fruit-feeding nymphalid butterflies in a Costa Rican rainforest. *Journal of Research on the Lepidoptera* 24: 98-108.
- DeVries PJ, Lande R & Murray D. 1999a. Associations of co-mimetic ithomiine butterflies on small spatial and temporal scales in a neotropical rainforest. *Biological Journal of the Linnean Society* 67: 73-85.
- DeVries PJ, Murray D & Lande R. 1997. Species diversity in vertical, horizontal, and temporal dimensions of a fruit-feeding butterfly community in an Ecuadorian rainforest. *Biological Journal of the Linnean Society* 62: 343-364.

- DeVries PJ & Walla TR. 2001. Species diversity and community structure in neotropical fruit-feeding butterflies. *Biological Journal of the Linnean Society* 74: 1-15.
- DeVries PJ, Walla TR & Greeney HF. 1999b. Species diversity in spatial and temporal dimensions of fruit-feeding butterflies from two Ecuadorian rainforests. *Biological Journal of the Linnean Society* 68: 333-353.
- Dirzo R, Young HS, Galetti M, Ceballos G, Isaac NJB & Collen B. 2014. Defaunation in the Anthropocene. *Science* 345: 401-406.
- Edgecombe GD. 2009. Arthropod phylogeny: An overview from the perspectives of morphology, molecular data and the fossil record. *Arthropod Structure and Development* 39: 74-87
- Ehleringer JR & Cooper TA. 1988. Correlation between carbon isotope ratio and microhabitat. *Oecologia* 76: 562-566.
- ESRI. 2011. ArcGIS Desktop: Release 10. Redlands, CA: Environmental Systems Research Institute.
- Faith DP, Minchin PR & Belbin L. 1987. Compositional dissimilarity as a robust measure of ecological distance. *Vegetatio* 69: 57-68.
- Fearnside PM. 1995. Hydroelectric dams in the Brazilian Amazon as sources of 'greenhouse' gases. *Environmental Conservation* 22: 7-19.
- Fearnside PM. 2003. A floresta amazônica nas mudanças globais. Instituto Nacional de Pesquisas na Amazônia, Manaus, 134 pp.
- Fearnside PM. 2005. Deforestation in Brazilian Amazonia: History, rates, and consequences. *Conservation Biology* 19: 680-688.
- Fearnside PM. 2010. Consequências do desmatamento da Amazônia. *Scientific American Brasil, Especial Biodiversidade*, pp. 54-59. Editora Duetto.

- Fearnside PM. 2013. Impacts of Brazil's Madeira River Dams: Unlearned lessons for hydroelectric development in Amazonia. *Environmental Science and Policy* 38: 164-172.
- Fearnside PM. 2015. Tropical hydropower in the clean development mechanism: Brazil's Santo Antônio Dam as an example of the need for change. *Climatic Change* 131: 575-589.
- Fermon H, Waltert M, Vane-Wright RI & Muhlenberg M. 2005. Forest use and vertical stratification in fruit-feeding butterflies of Sulawesi, Indonesia: impacts for conservation. *Biodiversity and Conservation* 14: 333–350.
- Finer M & Olexy T. 2015. New Dams on the Madeira River in Brazil Cause Forest Flooding. *Monitoring of the Andean Amazon Project* 34: 1-5.
- Freitas AVL. 2010. Impactos potenciais das mudanças propostas no Código Florestal brasileiro sobre as borboletas. *Biota Neotropica* 10: 53-58.
- Freitas AVL, Iserhard CA, Santos JP, Carreira JYO, Ribeiro DB, Melo DHA, Rosa AHB, Marini-Filho OJ, Accacio GM & Uehara-Prado M. 2014. Studies with butterfly bait traps: an overview. *Revista Colombiana de Entomología* 40: 209-218.
- Freitas AVL, Leal IR, Uehara-Prado M & Iannuzzi L. 2006. Insetos como indicadores de conservação da paisagem. In: *Biologia da Conservação* (Eds. CFD Rocha, HG Bergallo, M Van-Sluys & MAS Alves), pp. 201-225. Editora da Universidade do Estado do Rio de Janeiro.
- Friedman M. 1937. The use of ranks to avoid the assumption of normality implicit in the analysis of variance. *Journal of the American Statistical Association* 32: 675-701.
- Giberson DJ, Rosenberg DM & Wlens AP. 1991. Changes in abundance of Burrowing Mayflies in Southern Indian Lake: Lessons for environmental monitoring. *A Journal of the Human Environment* 20: 139-142.

- Gomes AC, Natal D, Paula MB, Urbinatti PR, Mucci LF & Bitencourt MD. 2007. Riqueza e abundância de Culicidae (Diptera) em área impactada, Mato Grosso do Sul, Brasil. *Revista Saúde Pública* 41: 661-664.
- Gotelli NJ & Colwell RK. 2001. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecology Letters* 4: 379-391.
- Haddad NM, Brudvig LA, Clobert J, Davies KF, Gonzalez A, Holt RD, Lovejoy TE, Sexton JO, Austin MP, Collins CD, Cook WM, Damschen EI, Ewers RM, Foster BL, Jenkins CN, King AJ, Laurance WF, Levey DJ, Margules CR, Melbourne BA, Nicholls AO, Orrock JL, Song DX & Townshend JR. 2015. Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. *Science Advances* 1, e1500052.
- Hammer Ø, Harper DAT & Ryan PD. 2001. PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Palaeontologia Electronica* 4(1):9pp. http://palaeo-electronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm.
- Hill MO. 1973. Diversity and evenness: A unifying notation and its consequences. *Ecology* 54: 427-432.
- Hoorn C, Wesselingh FP, Steege H, Bermudez MA, Mora A, Sevink J, Sanmartín I, Sanchez-Meseguer A, Anderson CL, Figueiredo JP, Jaramillo C, Riff D, Negri FR, Hooghiemstra H, Lundberg J, Stadler T, Särkinen T & Antonelli A. 2010. Amazonia through time: Andean uplift, climate change, landscape evolution, and biodiversity. *Science* 330: 927-931.
- IBGE. 1962. Aspectos da Hidrografia Brasileira. *Revista Brasileira de Geografia*, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 173 pp.
- IBGE. 2012. Manual Técnico da Vegetação Brasileira. *Revista Brasileira de Geografia*, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 271 pp.
- IHA. 2013. Hydropower Report. International Hydropower Association, 49 pp.

- IPCC. 2012. Renewable energy sources and climate change mitigation. Intergovernmental Panel on Climate Change, 256 pp.
- IRENA. 2012. Renewable energy technologies: Cost analysis series. International Renewable Energy Agency, 44 pp.
- Jaccard P. 1908. Nouvelles recherches sur la distribution florale. *Bulletin de la Société vaudoise des Sciences Naturelles* 44: 223-270.
- James SE & M'Closkey RT. 2003. Lizard microhabitat and fire fuel management. *Biological Conservation* 114: 293–297.
- Jaworski T & Hilszczański J. 2013. The effect of temperature and humidity changes on insects development and their impact on forest ecosystems in the context of expected climate change. *Forest Research Papers* 74: 345–355.
- Joern A. 1982. Vegetation structure and microhabitat selection in grasshoppers (Orthoptera, Acrididae). *The Southwestern Naturalist* 27: 197-209.
- Junk WJ & Mello JASN. 1990. Impactos ecológicos das represas hidrelétricas na bacia Amazônia brasileira. *Estudos avançados* 4 :126-143.
- Karlson RH. 1980. Alternative competitive strategies in a periodically disturbed habitat. *Bulletin of Marine Science* 30: 894-900.
- Keller I & Largiadèr CR. 2003. Recent habitat fragmentation caused by major roads leads to reduction of gene flow and loss of genetic variability in ground beetles. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 270: 417–423.
- Kikuchi RM. 2005. Impacto da implantação da Usina Hidrelétrica Luís Eduardo Magalhães (UHE Lajeado) no Rio Tocantins, com ênfase na comunidade bentônica. Tese (Doutor em Ecologia) – Instituto Universidade Federal de São Carlos – São Carlos– SP, 200 pp.

- Klein AM, Steffan-Dewenter I, Buchori D & Tscharntke T. 2002. Effects of land-use intensity in tropical agroforestry systems on coffee flower-visiting and trap-nesting bees and wasps. *Conservation Biology* 16: 1003-1014.
- Koh LP. 2007. Impacts of land use change on South-east Asian forest butterflies: a review. *Journal of Applied Ecology* 44: 703-713.
- Kremen C. 1992. Assessing the indicator properties of species assemblages for natural areas monitoring. *Ecological Applications* 2: 203-217.
- Kremen C, Colwell RK, Erwin TL, Murphy DD, Noss RF & Sanjayan MA. 1993. Terrestrial arthropod assemblages: Their use in conservation planning. *Conservation Biology* 7: 796-808.
- Lamas G. 2004. Checklist: Part 4A. Hesperioidea-Papilionoidea. In: *Atlas of Neotropical Lepidoptera* (Ed. JB Heppner), pp 1-439. Association for Tropical Lepidoptera/Scientific Publishers, Gainesville.
- Lamas G. 2008. La sistemática sobre mariposas (Lepidoptera: Hesperioidea y Papilionoidea) en el mundo: Estado actual y perspectivas futuras. In: *Contribuciones taxonômicas en órdenes de insectos hiperdiversos* (Eds. JL Bousquets & A Lanteri), pp. 57-70. Las Prensas de Ciencias, México.
- Langor DW & Spence JR. 2006. Arthropods as ecological indicators of sustainability in Canadian forests. *The Forestry Chronicle* 82: 344-350.
- Lara LR, Wehrtmann IS, Magalhães C & Mantelatto FL. 2013. Species diversity and distribution of freshwater crabs (Decapoda: Pseudothelphusidae) inhabiting the basin of the Rio Grande de Térraba, Pacific slope of Costa Rica. *Latin American Journal of Aquatic Research* 41: 685-695.
- Ligges U & Mächler M. 2003. Scatterplot3d - an R Package for Visualizing Multivariate Data. *Journal of Statistical Software* 8(11), 1-20.

- Lindenmayer DB, Franklin JF & Fischer J. 2006. General management principles and a checklist of strategies to guide forest biodiversity conservation. *Biological Conservation* 131: 433-445.
- Lira SA. 2004. Análise de correlação: abordagem teórica e de construção dos coeficientes com aplicações. Dissertação (Mestre em Ciências) – Instituto Universidade Federal do Paraná– Curitiba– PR, 209 pp.
- Maleque MA, Maeto K & Ishii HT. 2009. Arthropods as bioindicators of sustainable forest management, with a focus on plantation forests. *Applied Entomology and Zoology* 44: 1–11.
- McGeoch, MA. 1998. The selection, testing and application of terrestrial insects as bioindicators. *Biological Reviews* 73: 181-201.
- McKinney ML & Lockwood JL. 1999. Biotic homogenization: a few winners replacing many losers in the next mass extinction. *Trends in Ecology and Evolution* 14: 450-455.
- Medri C, Pimenta JA, Ruas EA, Souza LA, Medri PS, Sayhun S, Bianchini E & Medri ME. 2012. Soil flooding affects the survival, growth and metabolism of *Aegiphila sellowiana* Cham. (Lamiaceae)? *Semina: Ciências Biológicas e da Saúde* 33: 123-134.
- Melo AS. 2008. O que ganhamos ‘confundindo’ riqueza de espécies e equabilidade em um índice de diversidade? *Biota Neotropica* 8: 21-27.
- MESA. 2008. Projeto básico ambiental: aproveitamento hidrelétrico Santo Antônio. Madeira Energia S.A, Porto Velho, 294 pp.
- Minchin PR. 1987. An evaluation of the relative robustness of techniques for ecological ordination. *Vegetatio* 69: 89-107.
- MMA. 2006. Caderno da região hidrográfica amazônica. Secretaria de Recursos Hídricos do Ministério do Meio Ambiente, Brasília, 126 pp.

- MMA. 2010. Florestas do Brasil: em resumo. Serviço Florestal Brasileiro do Ministério do Meio Ambiente, Brasília, 156 pp.
- MME. 1978. Folha SC. 20 Porto Velho: geologia, geomorfologia, pedologia, vegetação e uso potencial da terra. Ministério de Minas e Energia, Rio de Janeiro, 661 pp.
- MME. 2007. Plano nacional de energia 2030: geração hidrelétrica. Ministério de Minas e Energia, Brasília, 210 pp.
- Molleman F, Kop A, Brakefield PM, DeVries PJ & Zwaan BJ. 2006. Vertical and temporal patterns of biodiversity of fruit-feeding butterflies in a tropical forest in Uganda. *Biodiversity and Conservation* 15:107–121.
- Muller AC. 1995. Hidrelétricas, meio ambiente e desenvolvimento. São Paulo: Makron Books, 412 pp.
- Muylaert RL, Stevens RD & Ribeiro MC. 2016. Threshold effect of habitat loss on bat richness in cerrado-forest landscapes. *Ecological Applications* 26: 1854–1867.
- Myers N, Mittermeier RA, Mittermeier CG, Fonseca GAB & Kent J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403: 853-858.
- Nelson SM. 2003. The Western Viceroy butterfly (Nymphalidae: *Limenitis archippus obsoleta*): An indicator for riparian restoration in the arid southwestern United States? *Ecological Indicators* 3: 203-211.
- Neri DB, Kotzian CB & Siegloch AE. 2005. Composição de Heteroptera aquáticos e semi-aquáticos na área de abrangência da U.H.E. Dona Francisca, RS, Brasil: fase de pré-enchimento. *Iheringia Série Zoologia* 95:421-429.
- Nunes-Gutjahr AL & Braga CES. 2015. Análise faunística de gafanhotos Acridoidea da Volta Grande do Rio Xingu, área de influência direta da Hidrelétrica Belo Monte, Pará, Brasil. *Ciência Rural* 45: 1220-1227.

- Ochoa-Quintero JM, Gardner TA, Rosa I, Ferraz SFB & Sutherland WJ. 2015. Thresholds of species loss in Amazonian deforestation frontier landscapes. *Conservation Biology* 29: 440-451.
- Oksanen J, Blanchet FG, Kindt R, Legendre P, Minchin PR, O'Hara RB, Simpson GL, Solymos P, Stevens MHH & Wagner H. 2015. *vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.2-1. <http://CRAN.R-project.org/package=vegan>.
- Paz AA. 2016. Simulação de alagamento como filtro ambiental para o recrutamento de espécies arbóreas. Dissertação (Mestre em Ecologia) – Instituto Universidade Federal de Viçosa – Viçosa– MG, 27 pp.
- Pereira GHA, Jordão HCK, Silva VFV, Pereira MG. 2016. Litter and nutrient flows in tropical upland forest flooded by a hydropower plant in the Amazonian basin. *Science of the Total Environment* 572: 157–168.
- R Core Team. 2014. *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <http://www.R-project.org/>.
- Ramos FA. 2000. Nymphalid butterfly communities in an amazonian forest fragment. *Journal of Research on the Lepidoptera* 35: 29–41.
- REN21. 2011. *Renewables 2011 Global status report*. Renewable Energy Policy Network for the 21st Century, 116 pp.
- Ribeiro DB, Batista R, Prado PI, Brown Jr. KS & Freitas AVL. 2012. The importance of small scales to the fruit-feeding butterfly assemblages in a fragmented landscape. *Biodiversity and Conservation* 21: 811-827.
- Ribeiro DB & Freitas AVL. 2012. The effect of reduced-impact logging on fruit-feeding butterflies in Central Amazon, Brazil. *Journal of Insect Conservation* 16: 733-744.

- Ribeiro B, Veríssimo A & Pereira K. 2005. O Avanço do Desmatamento sobre as Áreas Protegidas em Rondônia. O Estado da Amazônia, Instituto do Homem e Meio Ambiente da Amazônia, 4 pp.
- Ricotta C. 2003. On parametric evenness measures. *Journal of Theoretical Biology* 222: 189–197.
- Russell GJ, Diamond JM, Pimm SL & Reed TM. 1995. A century of turnover: community dynamics at three timescales. *Journal of Animal Ecology* 64: 628-641.
- Saatchi SS, Houghton RA, Alvalá RCS, Soares JV & Yu Y. 2007. Distribution of aboveground live biomass in the Amazon basin. *Global Change Biology* 13: 816–837.
- Sant’Anna CLB, Ribeiro DB, Garcia LC & Freitas AVL. 2014. Fruit-feeding butterfly communities are influenced by restoration age in tropical forests. *Restoration Ecology* 22: 480-485.
- Sarr AB, Benetti CJ, Fernández-Díaz M, Álvarez-Troncoso R & Garrido J. 2013. Environmental drivers shaping beetle assemblages in four rivers of NW Spain affected by hydroelectric power stations. *Vie et milieu - Life and environment* 63: 1-10.
- Schmitt J. 2015. Crime sem castigo: a efetividade da fiscalização ambiental para o controle do desmatamento ilegal na Amazônia. Tese (Doutor em Desenvolvimento Sustentável) – Instituto Universidade de Brasília – Brasília – DF, 188 pp.
- Schmitt J & Scardua FP. 2015. A descentralização das competências ambientais e a fiscalização do desmatamento na Amazônia. *Revista de Administração Pública* 49: 1121-1142.
- Schowalter TD, Zhang YL & Rykken JJ. 2003. Litter invertebrate responses to variable density thinning in Western Washington forest. *Ecological Applications* 13: 1204–1211.

Schulze CH, Linsenmair KE & Fiedler K. 2001. Understorey versus canopy: patterns of vertical stratification and diversity among Lepidoptera in a Bornean rain forest. *Plant Ecology* 153: 133-152.

Schulze CH, Waltert M, Kessler PJA, Pitopang R, Shahabuddin, Veddeler D, Mühlenberg M, Gradstein SR, Leuschner C, Steffan-Dewenter I & Tschardt T. 2004. Biodiversity indicator groups of tropical land-use systems: comparing plants, birds, and insects. *Ecological Applications* 14: 1321–1333.

Shahabuddin G, Herzner GA, Aponte CR & Del Gomez MC. 2000. Persistence of a frugivorous butterfly species in Venezuelan forest fragments: the role of movement and habitat quality. *Biodiversity and Conservation* 9: 1623–1641.

Shahabuddin G & Ponte CA. 2005. Frugivorous butterfly species in tropical forest fragments: correlates of vulnerability to extinction. *Biodiversity and Conservation* 14: 1137–1152.

Shahabuddin G & Terborgh JW. 1999. Frugivorous butterflies in Venezuelan forest fragments: abundance, diversity and the effects of isolation. *Journal of Tropical Ecology* 15: 703-722.

Shayani RA, Oliveira MAG & Camargo IMT. 2006. Comparação do custo entre energia solar fotovoltaica e fontes convencionais. *Políticas públicas para a Energia: Desafios para o próximo quadriênio*, Brasília, 16 pp.

Sheldon MR, Fillyaw MJ & Thompson WD. 1996. The use and interpretation of the Friedman test in the analysis of ordinal-scale data in repeated measures designs. *Physiotherapy Research International* 1: 221-228.

Silva EA. 2009. Efeito da comunidade de artrópodes sobre a taxa de decomposição e liberação de nutrientes. *Dissertação (Mestre em Entomologia) – Instituto Universidade Federal de Viçosa – Viçosa – MG*, 41 pp.

Silva PJ. 2014. Usinas hidrelétricas do século 21: empreendimentos com restrições à hidroeletricidade. *Engenharia Energia* 619: 84-90.

Souza WL. 2000. Impacto ambiental de hidrelétricas: uma análise comparativa de duas abordagens. Dissertação (Mestre em Ciências em Planejamento Energético) – Instituto Universidade Federal do Rio de Janeiro – Rio de Janeiro – RJ, 160 pp.

Spiesman BJ & Inouye BD. 2013. Habitat loss alters the architecture of plant-pollinator interaction networks. *Ecology* 94: 2688–2696.

StatSoft Inc. 2007. STATISTICA (data analysis software system), version 8.0. www.statsoft.com.

Sutherland WJ, Adams WM, Aronson RB, Aveling R, Blackburn TM, Broad S, Ceballos G, Côté IM, Cowling RM, Fonseca GAB, Dinerstein E, Ferraro PJ, Fleishman E, Gascon C, Hunter Jr. M, Hutton J, Kareiva, P, Kuria A, Macdonald DW, Mackinnon K, Madgwick FJ, Mascia MB, Mcneely J, Milner-Gulland EJ, Moon S, Morley CG, Nelson S, Osborn D, Pai M, Parsons ECM, Peck LS, Possingham H, Prior SV, Pullin AS, Rands MRW, Ranganathan J, Redford KH, Rodriguez JP, Seymour F, Sobel J, Sodhi NS, Stott A, Vance-Borland K & Watkinson AR. 2009. One hundred questions of importance to the conservation of global biological diversity. *Conservation Biology* 23: 557-567.

Tóthmérész B. 1995. Comparison of different methods for diversity ordering. *Journal of Vegetation Science* 6: 283-290.

Verovnik R, Popović M, Šašić M, Cuvelier S & Maes D. 2014. Wanted! Dead or alive: The tale of the Brown's Grayling (*Pseudochazara amymone*) *Journal of Insect Conservation* 18: 675–682.

Wahlberg N, Leneveu J, Kodandaramaiah U, Peña C, Nylin S, Freitas AVL & Brower AVZ. 2009. Nymphalid butterflies diversify following near demise at the

Cretaceous/Tertiary boundary. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 276: 4295–4302.

Walther BA & Moore JL. 2005. The concepts of bias, precision and accuracy, and their use in testing the performance of species richness estimators, with a literature review of estimator performance. *Ecography* 28: 815-829.

Wolda H. 1981. Similarity indices, sample size and diversity. *Oecologia* 50: 296-302.

WWF. 2012. Além de grandes hidrelétricas: Políticas para fontes renováveis de energia elétrica no Brasil. Sumário para Tomadores de Decisão. World Wide Fund for Nature, Brasil, 44 pp.

Yu S, Bell D, Sternberg M & Kutiel P. 2008. The effect of microhabitats on vegetation and its relationships with seedlings and soil seed bank in a Mediterranean coastal sand dune community. *Journal of Arid Environments* 72: 2040–2053.

Zimmerman DW & Zumbo BD. 1993. Relative power of the Wilcoxon Test, the Friedman Test, and Repeated-Measures ANOVA on ranks. *The Journal of Experimental Education* 62: 75-86.