



**UNIVERSIDADE
ESTADUAL DO
MARANHÃO**



**UNIVERSIDADE ESTADUAL DO MARANHÃO – UEMA
CENTRO DE ESTUDOS SUPERIORES DE BALSAS - CESBA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRICULTURA E AMBIENTE -
PPGAA**

FRANCISCO MACIEL BARBOSA DOS SANTOS

**DISTRIBUIÇÃO DA ASSEMBLEIA DE ODONATA (INSECTA) EM FUNÇÃO DA
VARIAÇÃO AMBIENTAL EM RIACHOS NA AMAZÔNIA LEGAL
MARANHENSE**

Balsas - MA
2023



**UNIVERSIDADE
ESTADUAL DO
MARANHÃO**



FRANCISCO MACIEL BARBOSA DOS SANTOS

**DISTRIBUIÇÃO DA ASSEMBLEIA DE ODONATA (INSECTA) EM FUNÇÃO DA
VARIAÇÃO AMBIENTAL EM RIACHOS NA AMAZÔNIA LEGAL
MARANHENSE**

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Agricultura e Ambiente – PPGAA/CESBA/UEMA, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Agricultura e Ambiente.

Orientador: Prof. Dr. José Roberto Pereira de Sousa

Coorientador: Prof. Dr. Leandro Juen

Balsas - MA
2023



S237d

Santos, Francisco Maciel Barbosa dos.

Distribuição da assembleia de Odonata em riachos na Amazônia legal Maranhense em função da variação ambiental. / Francisco Maciel Barbosa dos Santos. – Balsas, 2023.

73f.

Monografia do Curso (Pós-Graduação) Mestrado em Agricultura e Ambiente da Universidade Estadual do Maranhão/ Balsas, 2023.

Orientador: Prof. Dr. José Roberto Pereira de Sousa

1. Metacomunidade. 2. Monitoramento. 3. Anisoptera. 4. Zygoptera. 5. Ambiente aquático. I. Título.

CDU: 63

CDU: 37



UNIVERSIDADE
ESTADUAL DO
MARANHÃO



FRANCISCO MACIEL BARBOSA DOS SANTOS

**DISTRIBUIÇÃO DA ASSEMBLEIA DE ODONATA (INSECTA) EM FUNÇÃO DA
VARIAÇÃO AMBIENTAL EM RIACHOS NA AMAZÔNIA LEGAL
MARANHENSE**

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Agricultura e Ambiente – PPGAA/CESBA/UEMA, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Agricultura e Ambiente.

Orientador: Prof. Dr. José Roberto Pereira de Sousa

Coorientador: Prof. Dr. Leandro Juen

Aprovada em 30 / 03 / 2023

BANCA EXAMINADORA

Documento assinado digitalmente
gov.br JOSE ROBERTO PEREIRA DE SOUSA
Data: 25/05/2023 21:20:45-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Prof. Dr. José Roberto Pereira de Sousa
Universidade Estadual do Maranhão - UEMA
(Orientador)

Documento assinado digitalmente
gov.br JOSE MAX BARBOSA DE OLIVEIRA JUNIOR
Data: 30/03/2023 15:19:50-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Prof. Dr. José Max Barbosa de Oliveira Junior
Universidade Federal do Oeste do Pará - UFOPA

Prof. Dr. Marciel Elio Rodrigues
Universidade Estadual de Santa Cruz - UESC



UNIVERSIDADE
ESTADUAL DO
MARANHÃO



*A meu Deus.
Aos meus pais, colegas e amigos que sempre acreditaram em mim.
A minha família.*

AGRADECIMENTOS

A UEMA Campus Balsas, pela oportunidade de formação;

A Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pelo apoio financeiro.

A equipe do Grupo de Pesquisa em Ecologia e Conservação (GPEC) sob orientação do Prof. Dr. Reinaldo Lucas Cajaiba pelo apoio em todo trabalho de campo.

Ao Laboratório de Ecologia de Conservação (LABECO) do Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Pará, sob orientação do Professor Dr. Leandro Juen, pela ajuda na identificação dos espécimes coletados.

Ao Prof. Dr. José Roberto Pereira de Sousa e Prof. Dr. Leandro Juen pela excelente orientação, pela confiança, por sempre me ajudarem quando os procurei, por todo apoio e paciência ao longo de todo o trabalho.

Aos professores participantes da banca examinadora, Dr. José Max Barbosa de Oliveira, Dr. Marciel Elio Rodrigues, pelo tempo, pelas valiosas colaborações e sugestões.

Ao meu estimado colega de turma Vinicius Rocha, pelas reflexões, críticas e sugestões recebidas.

As minhas colegas e amigas do laboratório do GPEC Kaires Mayane e Karoline Nicasio, por todo o apoio e ajuda.

Enfim, a todo aquele e aquela que direta ou indiretamente contribuíram na minha formação acadêmica.

RESUMO

O bioma amazônico vem sofrendo recorrente degradação e grande perda da sua biodiversidade, e ainda há muitos estudos que precisam ser feitos para saber mais sobre a sua fauna e flora. As libélulas são um grupo de insetos aquáticos classificados na ordem Odonata, são organismos sensíveis as mudanças no habitat, por isso são conhecidas como bons indicadores de condições ambientais, e são utilizadas em diversos estudos ecológicos para medir impactos provenientes de atividades antrópicas que causam degradação dos recursos ecossistêmicos e principalmente de recursos aquáticos. O primeiro capítulo deste trabalho avalia quais mecanismos influenciam a metacomunidade de Odonata em um gradiente de perda de cobertura da paisagem. O estudo visa também avaliar a influência de fatores espaciais e ambientais sobre as duas subordens de Odonata (Anisoptera e Zygoptera). O segundo capítulo tem como objetivo registrar a biodiversidade de adultos de Odonata, existente na Amazônia legal maranhense, buscando apresentar quais as variáveis ambientais são importantes para explicar a variação da abundância e riqueza das espécies. Aonde testamos a hipótese de que os riachos com uso do solo para atividades antrópicas alteram os padrões de riqueza e abundância das espécies de libélulas. Este trabalho foi realizado em 30 riachos em um gradiente de paisagem localizados na bacia hidrográfica do Rio Pindaré na Amazônia legal maranhense, Brasil. A maioria dos riachos avaliados neste estudo estão sofrendo com impactos ambientais, que atingem fortemente a vegetação da mata ciliar. As alterações providas pela perda de habitat para plantação de monocultura refletiram fortemente sob os espécimes amostrados. A riqueza de espécies encontrada está em sua maioria constituída por espécies generalistas de habitat, evidenciando um mau uso do solo na região. Essa maior riqueza de espécies generalistas foi maior para a subordem Anisoptera, devido as suas características de adaptação para ambientes perturbados. Diante das perturbações encontradas é necessário monitoramento dos corpos d'água da região, visto que mesmo sofrendo degradação conseguem manter a biodiversidade de espécies.

Palavras-chave: Metacomunidade, Monitoramento, Anisoptera, Zygoptera, ambiente aquático.

ABSTRACT

The Amazon biome has been suffering recurrent degradation and great loss of its biodiversity, and there are still many studies that need to be done to learn more about its fauna and flora. Dragonflies are a small group of aquatic insects classified in the order Odonata, they are sensitive organisms to changes in habitat, so they are known as good indicators of environmental conditions, and are used in several ecological studies to measure impacts caused by anthropic activities that cause degradation of ecosystem resources and especially of aquatic resources. The first chapter of this work studies which mechanisms can influence the Odonata metacommunity in a landscape cover loss gradient. The study also aims to find out whether the factors of space and variation in the environment can influence the two suborders of Odonata (Anisoptera and Zygoptera). The second chapter aims to record the biodiversity of adult Odonata, existing in the legal Amazon of Maranhão, seeking to present which environmental variables are important to explain the variation in abundance and species richness. Where we tested the hypothesis that streams with soil use for human activities alter the patterns of richness and abundance of dragonfly species (Insecta Odonata). This work was carried out in 30 streams in a landscape gradient located in the Pindaré River watershed in the legal Amazon of Maranhão. The results of this study indicate that most streams have major environmental impacts, which strongly affect the riparian forest vegetation of these streams. These alterations strongly reflected in the results of the sampled specimens. A richness of species was found, but the richness of species found is mostly generalist species, evidencing the strong degradation in the recurrent environment in the region. This greater richness of generalist species is greater for the suborder Anisoptera, due to its characteristics of adaptation to disturbed environments. In view of the disturbances found, it is necessary to monitor the water bodies in the region, since even suffering degradation, they manage to maintain the biodiversity of species.

Keywords: Management, biodiversity, aquatic environment.

LISTA DE FIGURAS

CAPÍTULO 01

- Figura 1. Distribuição espacial dos 27 riachos amostrados na bacia hidrográfica do Rio Pindaré, Maranhão, Brasil.....24
- Figura 2. Análise de Componentes Principais (PCA) mostrando as principais variáveis que influenciaram sobre a integridade dos riachos localizados nos municípios onde ocorre a Amazônia legal maranhense.....28
- Figura 3. Análise de redundância entre as variáveis ambientais (profundidade, IIIH e pH) selecionadas pela *forward selection* que faz a seleção das variáveis que possuem maior correlação sobre o ambiente estudado e a composição de Anisoptera coletados em riachos da Amazônia legal maranhense.....30

CAPÍTULO 02

- Figura 1. Distribuição espacial dos 30 riachos amostrados na bacia hidrográfica do Rio Pindaré, Maranhão, Brasil.....48
- Figura 2. Curvas de refração de riqueza estimada e riqueza observada de espécies dos riachos estudados da Amazônia legal maranhense.....54
- Figura 3. Análise de correspondência canônica (CCA) utilizada para estimar a influência das variáveis ambientais sob as comunidades de Odonata nos riachos da Amazônia legal maranhense.....55

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO 01

- Tabela 1. Tabela 1. Composição de espécies/morfoespécies de Odonata coletadas em 27 riachos na Amazônia legal maranhense..... **Erro!**
- Indicador não definido.....28**
- Tabela 02. Tabela 02. Lista dos riachos amostrados localizados nos municípios que ocorrem a Amazônia legal maranhense com os valores do Índice de Integridade do Habitat (IIIH).....42

Tabela 3. Resultados obtidos da RDA.....	43
Tabela 4. Resultados do eixo 1 da PCA.....	43
Tabela 5. Resultados do eixo 2 da PCA.....	43

CAPÍTULO 02

Tabela 1. Espécies/morfoespécies de Odonata coletadas nos municípios localizados na Amazônia legal maranhense. LC a espécie não em está em risco de extinção e NE significa que não possui avaliação.....	52
---	----

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO GERAL.....	11
REFERÊNCIAS.....	15
CAPÍTULO 01.....	20
RESUMO.....	20
1 INTRODUÇÃO.....	21
2 MATERIAL E MÉTODOS.....	23
2. 1 Área de estudo.....	23
2. 2 Delineamento amostral e caracterização ambiental.....	24
2. 3 Amostragem de Odonata.....	25
2. 4 Análise de dados.....	25
3. RESULTADOS.....	27
3. 1 Condição ambiental dos riachos.....	27
3. 2 Distribuição das espécies.....	28
4. DISCUSSÃO.....	31
5. CONCLUSÃO.....	33
REFERÊNCIAS.....	33
MATERIAL SUPLEMENTAR.....	41
CAPÍTULO 02.....	43
RESUMO.....	44
INTRODUÇÃO.....	45
MATERIAL E MÉTODOS.....	47
Área de estudo.....	47
Delineamento amostral e caracterização ambiental.....	48
Análise dados.....	49
RESULTADOS.....	50
DISCUSSÃO.....	56
CONCLUSÃO.....	58
REFERÊNCIAS.....	59
CONCLUSÃO GERAL.....	72

INTRODUÇÃO GERAL

As alterações ambientais causadas pelas ações antrópicas causam perda na biodiversidade, e degradam o solo em virtude do mal uso e da ocupação indevida (CHAVES, 2017). Essas alterações no uso do solo levam a fortes mudanças nos ecossistemas de água doce (MONTAG et al., 2018). Corpos hídricos são particularmente sensíveis à alteração da paisagem devido à importância dos insumos da bacia para a manutenção do habitat ecológico e da dinâmica da teia alimentar (LEAL et al., 2017; BREJÃO et al., 2018). A qualidade da água também está diretamente relacionada com o mal-uso do solo e o escoamento superficial de efluentes (MENEZES et al., 2016).

A teoria da metacomunidade descreve os processos que ocorrem na escala da metacomunidade, sugere novas formas de pensar sobre as interações das espécies e contribuem para demonstrar a importância relativa da escala espacial no efeito de fatores como a qualidade do habitat (LI et al., 2021). Onde se discute como ela pode contribuir para explicações dos padrões de distribuição, abundância e interação de organismos em escalas locais e regionais (metacomunidades) que são maiores do que aquelas abordadas por comunidades mais convencionais (BRAGA et al., 2017). E para ajudar a entender tudo isso a teoria da metacomunidade usa quatro mecanismos, o primeiro é *species sorting* onde as espécies são filtradas por fatores ambientais para ocorrer em locais ambientalmente adequados, desde que haja dispersão suficiente para que as espécies possam acompanhar a variação ambiental (LEIBOLD et al. 2004). *Patch-dynamic* as manchas da metacomunidade possuem fatores ambientais considerados iguais e que elas podem ser ocupadas ou não, por conta da dinâmica local e regional de extinção e colonização, com isso a dispersão restringe a diversidade de espécies em cada mancha (LEIBOLD et al., 2004). *Mass effect* é um mecanismo sobre o efeito da imigração e da emigração na dinâmica populacional local. Com isso, as espécies podem ser resgatadas da exclusão competitiva local em comunidades onde algumas espécies não conseguem competir com outras, imigrando de comunidades onde são boas competidoras (LEIBOLD et al., 2004). Na perspectiva *neutral* todas as espécies têm a mesma capacidade competitiva, movimento e aptidão, sendo os eventos aleatórios e estocásticos de dispersão responsáveis pela estruturação das comunidades (HUBBELL, 2001).

Riachos são cursos d'água corrente de pequeno porte, que são muito dependentes da mata ciliar, as características físicas de largura, profundidade e vazão

podem ser modificados em períodos de chuvas (CARAMASCHI et al., 2021). Ambientes aquáticos, principalmente os riachos, desempenham papel importante para a biodiversidade de espécies e diversidade fisiológica, fornecendo serviços ecossistêmicos fundamentais (WANTZEN; JUNK, 2000). Além disso, abrigam grande variedade de espécies aquáticas e proporcionam abrigo e alimentos para essas comunidades se estabelecerem (LEAL et al., 2014).

Os riachos possuem habitats únicos e possuem a capacidade de abrigar espécies únicas e diversas, com funções ecológicas que ajudam na manutenção da biodiversidade (HANNA et al., 2020). Além de apresentar grande biodiversidade, também possuem muitas espécies endêmicas que ocorrem apenas nesses ambientes (DATRY; LARNED; TOCKNER, 2014), as complexidades ambientais como a integridade e vegetação ciliar pode ajudar a explicar essa exclusividade de espécies para esses locais (VALENTE-NETO et al., 2020).

Riachos preservados desempenham papel fundamental para paisagem, com seus sistemas de áreas úmidas, que intactos atuam como corredores ecológicos favorecendo a migração permitindo a recolonização de habitats empobrecidos (WANTZEN; JUNK, 2000). Fatores como a perda da vegetação ripária que por sua vez degradada afeta características físico-químicas e biológicas dos ecossistemas aquáticos (SARAIVA et al., 2020). Esses ambientes têm sofrido forte pressão antrópica, principalmente pastagens, monoculturas e urbanização. Uma das principais ferramentas para tentar diminuir esses efeitos é realizar o monitoramento, para possibilitar a preservação de sua biota e seus serviços ecológicos (DE MAGALHÃES JÚNIOR et al., 2019).

A manutenção de boas condições da vegetação adjacente melhora a qualidade da água e o meio ambiente para as comunidades de riachos (MISERENDINO; MASI, 2010). Quando se faz uso da terra de forma desordenada e sem manejo adequado, as pressões relacionadas reduzem a abundância de espécies de alcance estreito, enquanto aumentam a abundância de espécies amplamente distribuídas. Isso levará a uma homogeneização dos conjuntos ecológicos terrestres em todo o mundo (NEWBOLD et al., 2018).

As características dos ambientes aquáticos, especialmente o substrato influenciam fortemente a composição e o tamanho das comunidades de macroinvertebrados que dependem dessas características para sobreviver e manter sua biodiversidade (KRUPPEK; DENK, 2020). Uma das formas que têm sido bastante usada para monitorar os efeitos dos impactos ambientais e restauração das funções ecológicas

é o uso de bioindicadores (PEÑA et al., 2019). Os bioindicadores avaliam características do ambiente e quantifica a magnitude do estresse, características do habitat, grau de exposição ao agente estressor, ou ainda, o grau de resposta ecológica à exposição (PRESTES; VINCENCI, 2019). A composição das comunidades de macroinvertebrados reflete a qualidade dos ecossistemas aquáticos; portanto, métodos de avaliação baseados em tais organismos têm sido amplamente usados para monitoramento da qualidade da água (ROLDÁN-PÉREZ, 2016). Muitos organismos são sensíveis a alterações no meio ambiente devido às características biológicas, como sua abundância naturalmente baixa, requisitos de microhabitat ou a necessidade de áreas relativamente grandes para estabelecer suas populações (CHAGAS et al., 2017). Alguns desses bioindicadores estudados são os peixes, aves, macroinvertebrados, morcegos e até algumas espécies de plantas (FREITAS; SIQUEIRA-SOUZA, 2009; MEDELLIN; VÍQUEZ-R, 2014; YAO et al., 2021; BAGLIANO, 2012).

As libélulas são um grupo de insetos aquáticos classificados na ordem Odonata, que inclui cerca de 6.392 espécies reconhecidas (SCHORR; PAULSON, 2022). Esse grupo possui algumas espécies sensíveis às mudanças no habitat, por isso são conhecidas como bons indicadores de condições ambientais (GERLACH et al., 2013; HYKEL et al., 2016; VALENTE-NETO et al., 2016), e são utilizadas em diversos estudos ecológicos (KOCH et al., 2014; RENNER et al., 2016). A sua sensibilidade à qualidade estrutural dos habitats aquáticos e terrestres são preditos tanto pela presença da vegetação ripária quanto pela qualidade da água (MONTEIRO-JÚNIOR et al., 2013; DEACON et al., 2018, 2019). Riachos alterados e degradados possuem uma composição de espécies diferente dos preservados (SILVA et al., 2021). As espécies que têm maior relação com áreas de cobertura vegetal densa e riachos preservados são diferentes daquelas encontradas em locais com menor cobertura vegetal. Estas últimas são beneficiadas pela maior abertura do dossel (JUEN et al., 2014).

As subordens Zygoptera e Anisoptera apresentam diferenças quanto à sua morfologia, fisiologia e ecologia. Os adultos se diferenciam quanto ao tamanho, forma das asas e disposição dos olhos compostos (CORBET, 1999). Os Zygoptera são menores e esguios; apresentam asas anteriores e posteriores com formato semelhante; os olhos são separados pela distância de pelo menos duas vezes a largura máxima de um olho (PERUQUETTI, 2004). Anisoptera são maiores e robustos; apresentam asas posteriores mais largas que as anteriores devido à expansão da região anal; os olhos

compostos ocupam a maior parte da cabeça, unindo-se no dorso na maioria das espécies (HAMADA et al, 2014).

As comunidades de adultos e larvas de Odonata podem ser afetadas por modificações em condições ambientais, como a presença de habitats ripícolas, hidroperíodo, temperatura do ar, concentrações de poluentes na água e suas características físico-químicas (condutividade elétrica, pH, oxigênio dissolvido e temperatura) e taxas de fluxo e descarga (REMSBURG et al., 2008; REMSBURG; TURNER, 2009). A composição das espécies de Odonata também é fortemente dependente do tipo de habitat de água doce (isto é, lagoas, lagos, valas, rios, riachos e córregos), o que permite comparações úteis com amostras retiradas de habitats similares de água doce (CORBET, 1999). A composição da espécie e a estrutura de montagem de Odonata são estacionalmente variáveis (CORBET, 1999; FONTANARROSA et al., 2009), o que permite uma comparação das montagens de espécies em uma escala de curto prazo (ou seja, comparações intra-sazonais) (PAZ et al., 2008).

O estado do Maranhão vem avançando seus estudos com os insetos da Ordem Odonata, mas ainda a lacunas de conhecimentos que ainda precisam ser preenchidas tais como informações sobre riachos localizados na sua Amazônia legal, pois já foram feitos estudos recentes na região utilizando as lagoas como ambiente de estudo das libélulas. A região sofre com os impactos ambientais sobre tudo com avanço de áreas de pastagens para a criação de gado.

Em virtude desse cenário, a presente dissertação intitulada: “**Distribuição da assembleia de Odonata (Insecta) em função da variação ambiental em riachos na Amazônia legal maranhense**”, tem como objetivo geral avaliar a distribuição das espécies de libélulas (Insecta Odonata) ao longo do gradiente ambiental dos riachos amostrados, e explicar qual fator e variáveis mais influenciam para a comunidade de Odonata na Amazônia legal maranhense. E está dividida em dois capítulos. No **capítulo 1** esperamos que as espécies da subordem Anisoptera apresentem padrão de distribuição distinto da subordem Zygoptera, pois ambas respondem de maneira diferente ao gradiente ambiental. No **Capítulo 2**, testamos a hipótese de que os riachos com uso do solo para atividades antrópicas alteram os padrões de riqueza e abundância das espécies de libélulas (Insecta Odonata).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

BAGLIANO, R. V. Principais organismos utilizados como bioindicadores relatados com uso de avaliadores de danos ambientais. **Revista Meio Ambiente e Sustentabilidade**, v. 2, n. 1, p. 24-40, 2012.

BRAGA, C.; DE OLIVEIRA, J. A.; CERQUEIRA, R. Metacomunidades: uma introdução aos termos e conceitos. **Oecologia Australis**, v. 21, n. 2, 2017.

BREJÃO, G. L.; HOEINGHAUS, D. J.; PÉREZ-MAYORGA, M. A.; FERRAZ, S. F. B.; CASATTI, L. Threshold responses of Amazonian stream fishes to timing and extent of deforestation. **Conservation Biology**, v. 32, 860– 871, 2018.

CALLISTO, M; MORENO, P; MACEDO, D. R. Biomonitoramento e pressões da urbanização: Uma abordagem integrada entre Ecologia e Geografia na bacia do rio das Velhas. **Revista Espinhaço**, v. 8, n. 1, p. 2-12, 2019.

CARAMASCHI, E. P.; MAZZONI, R.; LEITÃO, R. P.; Ecologia de peixes de riacho. **Oecologia Australis**, v. 25, n. 2, p. 1-12. 2021.

CHAGAS, F. B; CAMILA FATIMA RUTKOSKI, C. F.; BIENIEK, G. B.; VARGAS, G. D. L. P; HARTMANN, P. A; HARTMANN, M. T. Utilização da estrutura de comunidades de macroinvertebrados bentônicos como indicador de qualidade da água em rios no sul do Brasil. **Revista Ambiente Água**, v. 12, n. 3, p. 417–425, 2017.

CHAVES, T. F. Uma análise dos principais impactos ambientais verificados no estado de Santa Catarina. **Revista gestão sustentável e ambiental**, v. 5, n. 2, p. 611-634, 2017.

CORBET, P. S. **Dragonflies: Behavior and Ecology of Odonata**. Comstock Publishing Associates, Ithaca, NY, p. 829, 1999.

DATRY, T.; LARNED, S. T.; TOCKNER, K. Intermittent rivers: A challenge for freshwater ecology. **BioScience**, v. 64, n. 3, p. 229-235, 2014.

DEACON, C.; SAMWAYS, M. J.; PRYKE, J. S. Artificial reservoirs complement natural ponds to improve pondscape resilience in conservation corridors in a biodiversity hotspot. **PLOS ONE**, v. 13, n. 9, p. 1–17, 2018.

DE MAGALHÃES JÚNIOR, H.; LOPES, F. A.; MACEDO, D. R. Diagnóstico multitemporal do uso e cobertura da terra e qualidade das águas na bacia do rio Jequitinhonha em Minas Gerais como subsídio à gestão dos recursos hídricos superficiais. **Revista Espinhaço**, v. 8, n. 2, p. 47-57, 2019.

FONTANARROSA, M. S.; COLLANTES, M. B.; BACHMANN, A. O. Seasonal patterns of the insect community structure in urban rain pools of temperate Argentina. **J. Insect Sci.** v. 9, p. 23-39, 2009.

FREITAS, C. E. C.; SIQUEIRA-SOUZA, F. K. O uso de peixes como bioindicador ambiental em áreas de várzea da bacia amazônica. **Revista Agrogeoambiental**, 2009.

GERLACH, J.; SAMWAYS, M.; PRYKE, J. Terrestrial invertebrates as bioindicators: an overview of available taxonomic groups. **Journal of Insect Conservation**, v. 17, p. 831–850, 2013.

HAMADA, N.; NESSIMIAN, J. L.; QUERINO, R. B. Insetos aquáticos na Amazônia brasileira: taxonomia, biologia e ecologia. Manaus: Editora do INPA, 2014., 2014.

HANNA, D. E. L.; RAUDSEPP-HEARNE, C.; BENNETT, E. M. Effects of land use, cover, and protection on stream and riparian ecosystem services and biodiversity. **Conservation Biology**, v. 34, n. 1, p. 244–255, 2020.

HUBBELL, S. P. The unified neutral theory of biodiversity and biogeography (MPB-32). In: **The Unified Neutral Theory of Biodiversity and Biogeography (MPB-32)**. Princeton University Press, 2011.

HYKEL, M.; HARABIŠ, F.; DOLNÝ, A. Assessment of the quality of the terrestrial habitat of the threatened dragonfly, *Sympetrum depressiusculum* (Odonata: Libellulidae). **Eur. J. Entomol.**, v. 113, p. 476–481, 2016.

JUEN, J.; OLIVEIRA-JUNIOR, J. M. B.; SHIMANO, Y.; MENDES, T. P.; CABETTE, H. S. R. Composição e riqueza de Odonata (Insecta) em riachos com diferentes níveis de conservação em um ecótono Cerrado-Floresta Amazônica. **Acta Amazonica**, v. 44, n. 2, p. 175 – 184, 2014.

KOCH, K.; WAGNER, C.; SAHLÉN, G. Farmland versus forest: comparing changes in Odonata species composition in western and eastern Sweden. **Insect Conserv Divers.**, v. 7, p. 22–31, 2014.

KRUPEK, R. A.; DENK, A. Competição interespecífica de algas bentônicas durante os estágios iniciais de ocupação do substrato. **Biodiversidade**, v.19, n.3, p. 69–79, 2020.

LEAL, C. G. et al. Estrutura da ictiofauna de riachos do Cerrado de Minas Gerais. **Condições ecológicas em bacias hidrográficas de empreendimentos hidrelétricos**, v. 1, p. 69-96, 2014.

LEAL, C. G.; BARLOW, J.; GARDNER, T. A.; HUGHES, R. M.; LEITÃO, R. P.; MAC NALLY, R.; POMPEU, P. S. Is environmental legislation conserving tropical stream faunas? A large-scale assessment of local, riparian and catchment-scale influences on Amazonian fish. **Journal of Applied Ecology**, v. 55, p.1312–1326, 2017.

LEIBOLD, Mathew A. et al. The metacommunity concept: a framework for multi-scale community ecology. **Ecology letters**, v. 7, n. 7, p. 601-613, 2004.

LI, Z.; HEINO, J.; SONG, Z.; JIANG, X.; WANG, J.; LIU, Z.; XIE, Z.; LI, ZHENGFEI *et al.* Spatio-temporal variation of macroinvertebrate metacommunity organization in a monsoon-climate region. **Journal of Biogeography**, v. 48, n. 12, p. 3118-3130, 2021.

MENEZES, J. P. C.; BITTENCOURT, R. P.; FARIAS, M. S.; BELLO, I. P.; FIA, R.; OLIVEIRA, L. F. C. Relação entre padrões de uso e ocupação do solo e qualidade da água em uma bacia hidrográfica urbana. **Engenharia Sanitária Ambiental**, v.21 n.3, 519–534, 2016.

MISERENDINO, M. L.; MASI, C. I. The effects of land use on environmental features and functional organization of macroinvertebrate communities in Patagonian low order streams. **Ecological Indicators**, v. 10, n. 2, p. 311–319, 2010.

MONTAG, L. F. A.; WINEMILLER K. O.; KEPPELER, F. W., et al. Land cover, riparian zones and instream habitat influence stream fish assemblages in the eastern Amazon. **Ecol Freshw Fish**, p. 1–13, 2018.

MONTEIRO-JÚNIOR, C. S.; COUCEIRO, S. R. M.; HAMADA, N.; JUEN, L. Effect of vegetation removal for road building on richness and composition of Odonata communities in Amazonia. **Brazil Int. J. Odonatol.**, v. 16, n. 2, p. 135–144, 2013.

NEWBOLD, T.; HUDSON, L. N.; CONTU S.; HILL S. L. L.; BECK J.; LIU Y. et al. Widespread winners and narrow-ranged losers: Land use homogenizes biodiversity in local assemblages worldwide. **PLoS Biology**, v. 16, n. 12, p. 1–24, 2018.

PAZ, A L. G; ROMANOWSKI, H. P; MORAIS, A. B. B. Nymphalidae, Papilionidae e Pieridae (Lepidoptera: Papilionoidea) da Serra do Sudeste do Rio Grande do Sul, Brasil. **Biota Neotropica**, v. 8, n. 1, p. 141-149, 2008.

PEÑA, S. A.; BOHÓRQUEZ, H. A.; BARRERA, A. K.; SALAMANCA, S. S.; JIMÉNEZ, D. A.; BOTELLO, W. A. Macroinvertebrados como bioindicadores de la calidad del agua en la quebrada La Calabozza (Yopal, Casanare). **Entre Ciencia e Ingeniería**, v. 13, n. 25, p. 14–22, 2019.

PERUQUETTI, P. S. F. Odonata (libélulas) do município de Luís Antônio, São Paulo, Brasil: relação com o uso do solo e riqueza faunística. 2004.

PRESTES, R. M.; VINCENCI, K. L. Bioindicadores como avaliação de impacto ambiental. **Brazilian Journal of Animal and Environmental Research**, v. 2, n. 4, p. 1473-1493, 2019.

REMSBURG, A. J.; OLSON, A. C.; SAMWAYS, M. J. Shade alone reduces adult dragonfly (Odonata: Libellulidae) abundance. **J. Insect Behav.**, v. 21, p. 460–468, 2008.

REMSBURG, A. J.; TURNER, M. G. Aquatic and terrestrial drivers of dragonfly (Odonata) assemblages within and among north-temperate lakes. **J. N. Am. Benthol. Soc.**, v. 28, p. 44–56, 2009.

RENNER, S.; PÉRICO, E.; SAHLÉN, G. Testing dragonflies as species richness indicators in a fragmented subtropical Atlantic forest environment. **Neotrop Entomol.**, v. 45, p. 231–239, 2016.

ROLDÁN-PÉREZ, G. Los macroinvertebrados como bioindicadores de la calidad del agua: cuatro décadas de desarrollo en Colombia y Latinoamérica. **Academia Colombiana de Ciencias Exactas**, v. 40, n. 155, p. 254–274, 2016.

SARAIVA, V. DA C. et al. Avaliação da fertilidade do solo e a supressão da mata ciliar de uma área do rio Parnaíba: impactos ambientais em uma perspectiva educacional. **Brazilian Journal of Development**, v. 6, n. 6, p. 41061–41077, 2020.

SCHORR, M.; PAULSON, D. 2022. World Odonata List. Disponível em: <<https://www.pugetsound.edu/slater-museum-natural-history-0/biodiversity-resources/insects/dragonflies/world-odonata-list>>. Acesso em: 18 de nov. de 2022.

SILVA, L. F. R. *et al.* Functional responses of Odonata larvae to human disturbances in neotropical savanna headwater streams. **Ecological Indicators**, v. 133, p. 108367, 2021.

VALENTE-NETO, F.; ROQUE, F. O.; RODRIGUES, M. E.; JUEN, L.; SWAND, C. M. Toward a practical use of Neotropical odonates as bioindicators: Testing congruence across taxonomic resolution and life stages. **Ecological Indicators**, v. 61, p. 952–959, 2016.

VALENTE-NETO, F.; SILVA, F. H.; ALAN P. COVICH, A. P.; ROQUE, F. O. Streams dry and ecological uniqueness rise: environmental selection drives aquatic insect patterns in a stream network prone to intermittence. **Hydrobiologia**, v. 847, p. 617–628, 2020.

WANTZEN, K. M.; JUNK, W. J. The importance of stream wetland systems for biodiversity - A tropical perspective. **Max-Planck-Institut of Limnology, Tropical Ecology Working Group**, v. 1, p. 11–34, 2000.

YAO, T.; ZHU, G.; ZHANG, Y.; YAN, P.; LI, C.; BOER, W. F. Bird's feather as an effective bioindicator for detection of trace elements in polymetallic contaminated areas in Anhui Province, China. **Science of the Total Environment**, v. 771, p. 144816, 2021.

CAPÍTULO 01:

Formatado de acordo com as normas de submissão da revista

Hydrobiologia

The International Journal of Aquatic Sciences

DISTRIBUIÇÃO DA ASSEMBLEIA DE ODONATA EM FUNÇÃO DA VARIAÇÃO AMBIENTAL EM RIACHOS NA AMAZÔNIA LEGAL MARANHENSE

RESUMO

Os impactos antrópicos ocasionados por atividades agrícolas, degradação do solo e perda da vegetação ciliar afetam as características dos ecossistemas aquáticos. E para estudar esses efeitos usamos a teoria da metacomunidade para entender os processos ambientais e espaciais que afetam a estruturação das comunidades. E para responder a esses efeitos usamos a ordem Odonata pois possui ampla distribuição geográfica, diversidade de espécies, estão em diferentes habitats aquáticos em duas subordens (Zygoptera e Anisoptera) com características distintas que resultam em diferentes padrões geográficos de diversidade. O objetivo do nosso estudo foi identificar quais mecanismos podem influenciar a metacomunidade de adultos de Odonata em um gradiente de perda de cobertura da paisagem. Esperamos que as espécies da subordem Anisoptera apresentem padrão de distribuição diferente da subordem Zygoptera, o ambiente foi importante para ambas as subordens, mas teve maior influência para Anisoptera devido sua maior capacidade de dispersão ligada principalmente a estrutura corporal e grande tolerância ambiental, enquanto as espécies da subordem Zygoptera a distância entre os riachos influencia mais na sua dispersão devido a sua baixa capacidade de dispersão. O estudo foi conduzido em 27 riachos localizados na bacia hidrográfica do Rio Pindaré na Amazônia legal maranhense. A nossa hipótese foi totalmente corroborada pois as espécies de Odonata apresentaram distinção de distribuição entre as duas subordens da ordem diante do gradiente ambiental, os resultados mostraram que o ambiente se mostrou importante para a estrutura das assembleias de Anisoptera uma vez que os riachos estudados mostraram ambiente mais favorável para esta subordem. Para a subordem Zygoptera o espaço teve maior influência, ou seja, a distância entre os outros riachos dificulta a dispersão das espécies desta subordem. Conclui-se que os riachos estudados em sua grande maioria se encontram em um gradiente que sofre grandes pressões das atividades antrópicas, principalmente relacionado ao uso do solo inadequado, em áreas que seria de preservação permanente. Essas alterações influenciam no padrão de distribuição das espécies.

Palavras-chave: Metacomunidades; Libélulas; Dispersão; Zygoptera, Anisoptera.

1 INTRODUÇÃO

Em todo o planeta, os ecossistemas estão sendo modificados por ações antrópicas direta e/ou indiretamente, como contaminação dos ambientes aquáticos, contaminação de lençol freático por agrotóxicos, desmatamento e degradação do solo (Prestes & Vincenci 2019; Freitas et al., 2019). No Brasil as principais causas do desmatamento têm sido associadas a cultivos agrícolas, plantações de pastagens para a criação de gado, monoculturas de eucalipto e a urbanização (Murad & Pearse, 2018; Harding et al., 2021). A remoção da cobertura vegetal resulta na exposição do solo aos processos de intemperismos, ocasionando erosões, compactação do solo e contaminação do solo com fertilizantes e agrotóxicos (Momoli & Cooper, 2016), aos quais podem ser lixiviados para os ecossistemas aquáticos inseridos nessa paisagem (Vryzas, 2018). Esses impactos resultam na diminuição da qualidade ambiental dos riachos com consequências direta na biodiversidade, reduzindo sua riqueza e abundância no local, e muitas vezes resultado em exclusão local. Esses efeitos são ainda mais intensos para as espécies com baixa capacidade de dispersão (Lutinski et al., 2020).

A teoria da metacomunidade busca entender os processos ambientais (eventos locais) e espaciais (eventos regionais) na estruturação das comunidades (Heino et al. 2015; Chase et al., 2020). Para tentar entender melhor esses processos tem se utilizado quatro mecanismos: *species sorting*, *patch-dynamic*, *mass effect* e *neutral* (Leibold et al., 2004).

Um grupo de macroinvertebrados muito importante para testar esses mecanismos são os insetos da ordem Odonata, por possuir ampla distribuição geográfica, vasta diversidade de espécies, grande especificidade ambiental e estarem presentes em diferentes habitats aquáticos (Kalkman et al., 2008). Este grupo, apresenta as subordens Zygoptera e Anisoptera, que possuem características distintas que resultam em diferentes padrões geográficos de diversidade (Alves-Martins et al., 2019). Fatores como com gradientes de temperatura (pois são organismos pecilotérmicos que requerem energia de seu ambiente abiótico para mobilidade) e a redução e fragmentação de seu habitat afetam o padrão de distribuição apresentados pelas libélulas (Watanabe et al., 2005; Juen & De Marco, 2012).

Na ecologia de riachos tem se observado que os mecanismos ambientais e espaciais tem sido fatores importantes na distribuição das espécies (Jamoneau et al., 2018; Carvalho & Tejerina-Garro, 2015). Aonde os fatores ambientais e principalmente

os locais, explicam a variabilidade na estrutura da comunidade, sugerindo que a classificação de espécies ao longo de gradientes ambientais é o principal mecanismo por trás dos padrões que podem ser detectados (Heino et al., 2012). Fatores ambientais envolvem conjunto complexo de processos físicos, químicos e biológicos que afetam a distribuição das espécies ao longo do gradiente ambiental e sendo assim um importante mecanismo para a estruturação das comunidades aquáticas (Brasil et al., 2016).

O filtro espacial pode ser causado por vários fatores, como a distância entre habitats, a conectividade entre habitats, a barreira física ou a capacidade de dispersão das espécies (Heino et al., 2015). As espécies que dependem dessa conectividade entre os ambientes para sobreviver podem ser filtradas e ficarem limitadas a uma ou outra área (Tuomainen & Candolin, 2011), esse filtro funciona como barreira e limitar a dispersão de espécies, resultando em diferentes comunidades biológicas em cada lado da barreira (Mittelbach & Schemske, 2015). O filtro espacial é importante porque pode afetar a diversidade de espécies em uma determinada área, bem como a interação entre as espécies (Heino et al., 2017).

Alguns estudos com metacomunidades de insetos aquáticos realizados em riachos amazônicos evidenciaram diferenças nos padrões de distribuição das espécies de insetos diante de fatores bióticos e abióticos (Alves-Martins et al., 2019; Calvão et al., 2020), aos quais estão associados principalmente ao gradiente ambiental e as estruturas espaciais (Cunha & Juen 2020; He et al., 2020).

Os biomas Cerrado e Amazônia brasileiros têm sido extensamente desmatados na última década (Marques et al., 2019). O bioma Amazônia no estado do Maranhão entre o período de agosto de 2019 a agosto 2022 teve 58,4% de desmatamento consolidado, 21,9% em vegetação secundária e 1,6% desse desmatamento em sua vegetação primária (INPE, 2022). As poucas áreas de vegetação que ainda se encontram intactas sofrem grande pressão antrópica com o avanço dos índices de desflorestamento e de queimadas, principalmente no bioma Amazônico que crescem a cada ano. Somente em 2021 perdeu 10.362 km² de mata nativa, resultando em um aumento de 21% (Imazon, 2022), esses fragmentos florestais funcionam como ilhas que abrigam diversas espécies de animais que necessitam de ambientes com vegetação mais extensa, que lhe proporciona abrigo (Assis et al., 2018). Regiões que ficam em zonas de transição entre biomas podem apresentar um padrão de distribuição de diferentes espécies (Kröel-Dulay et al., 2004), e essas espécies, evidenciam diferentes necessidades ambientais e diferentes fatores limitantes para a distribuição, procuram lugares mais propícios para

seu desenvolvimento, e requisitos como abrigo, alimento e reprodução são alguns fatores que influenciam a distribuição (Siqueira & Durigan, 2007).

Nesse contexto, o objetivo do nosso estudo foi identificar quais mecanismos (ambientais ou espaciais) podem influenciar a metacomunidade de Odonata em um gradiente de perda de cobertura da paisagem. A hipótese deste estudo é que as espécies da subordem Anisoptera poderão ter padrão de distribuição diferente da subordem Zygoptera, pois o ambiente é mais importante para esta subordem, devido sua maior capacidade de dispersão ligada principalmente a estrutura corporal e grande tolerância ambiental, enquanto as espécies da subordem Zygoptera a distância entre os riachos influencia mais na sua dispersão, com isso ficam mais restritas a ambientes com maior vegetação ciliar, devido seus requerimentos ambientais.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área de estudo

Nosso estudo foi conduzido em 27 riachos localizados na bacia hidrográfica do Rio Pindaré na Amazônia legal maranhense (Figura 1). A bacia hidrográfica do Rio Pindaré estende-se por 720 km (Martins & Oliveira, 2011), com relevo plano a suavemente ondulado, com declividade até 25° e altitude média de 350 m (Muniz, 2008; INMET, 2021). O clima da região é quente e úmido com temperaturas médias anuais variando de 24° C a 26° C, sendo o período de estiagem nos meses de junho a novembro (Correia Filho et al., 2011). A precipitação média anual varia entre 1400 e 1800 mm, com a umidade relativa do ar oscilando entre 32% e 63% (Muniz, 2008; INMET, 2021).

Figura 1. Distribuição espacial dos 27 riachos amostrados na bacia hidrográfica do Rio Pindaré, Maranhão, Brasil.

Os riachos estão distribuídos em uma paisagem alterada por múltiplas atividades antrópicas (ver material suplementar, Tabela 2). Esses impactos iniciaram

entre as décadas de 1960 e 1970 com atividades madeiras e a conversão da floresta em pastagens e criação de povoados (Celentano et al., 2018), e ao longo do gradiente ambiental, as áreas de preservação permanente possuem grandes variações entre si, pois a grande maioria dessas áreas são utilizadas para a plantação de pastagem com objetivo de criação de bovinos e plantações de monoculturas (Nicasio et al., 2019).

2..2 Delineamento amostral

Para a caracterização biótica e abiótica foi delimitado em cada um dos 27 riachos um trecho de 100 metros, sendo subdivididos em 20 segmentos de 5 metros. Para cada caracterização abiótica foi aplicado um protocolo de avaliação desenvolvido por Nessimian et al. (2008). Este protocolo é constituído por 12 itens que avaliam o padrão de uso da terra adjacente à vegetação ribeirinha; largura da mata ciliar e seu estado de preservação; estado da mata ciliar dentro de uma faixa de 10m; condição do canal quanto ao tipo de sedimento e presença de dispositivos de retenção; estrutura e desgaste dos barrancos marginais do riacho; caracterização do leito do riacho quanto ao substrato, vegetação aquática, detritos e disposição das áreas de corredeiras, poções e meandros. Cada item é composto de quatro a seis alternativas ordenadas de forma a representar sistemas cada vez mais íntegros. Para garantir que cada item tivesse o mesmo peso na análise, os valores observados foram padronizados em relação ao valor máximo para cada item (a_m , Eq. 1). O índice final é o valor médio para as características totais do habitat amostrado (n , Eq. 2).

$$P_i = \frac{a_o}{a_m}$$

$$IIIH = \frac{\sum_{i=1}^n P_i}{n}$$

2. 2 Caracterização ambiental

Adicionalmente, mensuramos a largura, profundidade e cobertura do dossel, pois são variáveis importantes que podem influenciar os padrões de diversidade das libélulas (Hendry & Taylor, 2004; Brasil et al., 2021). A largura úmida e a profundidade de cada riacho foram medidas utilizando uma fita métrica em três pontos ao longo de 100 metros e feito uma média das medidas. Para o cálculo da cobertura do dossel, foi realizado por meio de fotografias utilizando o aplicativo de celular *Canopy app* (versão

1.0.4) que já realiza o processamento para calcular a porcentagem do dossel a partir de imagens previamente obtidas.

Realizamos as medições do pH, oxigênio dissolvido (OD), temperatura, condutividade elétrica (CE), utilizando uma sonda multiparamétrica (Horiba U-50). Todas as variáveis citadas foram medidas em três pontos (jusante, intermediário e montante) do trecho de 100 metros, conforme sugerido por Mendonça et al. (2005).

2.3 Amostragem de Odonata

As coletas dos adultos de Odonata foram realizadas entre os meses de junho a setembro de 2021, período que se caracteriza pela menor precipitação na região, sendo assim maior período de insolação durante o ano. Em cada segmento os espécimes foram amostrados com uso de uma rede entomológica com diâmetro de 40 cm, seguindo a metodologia de varredura em áreas fixas proposta por Juen & De Marco (2011) e Juen et al., (2014). O tempo médio de permanência em cada ponto de amostragem foi de uma hora, com as coletas sempre entre as 10 e 14 horas, possibilita amostragem todos os grupos estivessem ativos (Norma-Rashid et al., 2001; De Marco Júnior & Resende, 2002; Oliveira-Junior et al., 2021). Os espécimes coletados foram acondicionados em envelopes de papel-de-seda e imersos em acetona P.A. (Puro para Análise), durante 24 horas (Zygoptera) e 48 horas (Anisoptera) seguindo a metodologia de Lencioni (2006). Ainda, foram utilizadas chaves taxonômicas especializadas para identificar as amostras de Odonata (Garrison & Von Ellenrieder, 2015; Garrison et al., 2006; Lencioni, 2005; 2006). O material coletado foi depositado na coleção científica da Universidade Federal do Pará para garantir o acesso livre ou retirar possíveis dúvidas taxonômicas.

2.4 Análise de dados

Em nosso estudo cada riacho representa uma unidade amostral (UA), totalizando 27 UAs. Para avaliar a variação das variáveis ambientais no estudo foi utilizada uma análise de componentes principais (PCA) com dados padronizados para evitar tendenciosidade ou maior influência das variáveis com maior variância, e matriz euclidiana, que usa a medida de distância, ou seja, distância geométrica no espaço multidimensional. A PCA condensa as informações contida nas variáveis originais em um conjunto menor de variáveis estatísticas, facilitando visualização dos dados (Liu et al., 2012; Abdi & Williams, 2010).

Usamos uma análise de redundância parcial (pRDA) para estimar o papel relativo de fatores ambientais e espaciais (Borcard et al., 1922) para a composição total de Odonata (ordem) e para cada subordem de forma separada (Anisoptera e Zygoptera). Primeiramente, foi realizado um *forward selection* (Blanchet et al., 2008) visando selecionar as variáveis ambientais (largura, profundidade, dossel, pH, temperatura, oxigênio dissolvido, condutividade, turbidez e as variáveis aplicadas pelo IIIH).

Variáveis espaciais foram geradas usando uma abordagem de coordenadas principais de matrizes vizinhas (PCNM), usados para avaliar quais teriam maior relação, dos quais o PCNM4 e PCNM7, que mais se relacionam com a composição total (ordem). A pRDA foi usada para analisar a relação entre as coordenadas principais representando os dados da espécie, com as variáveis explicativas adequadas para testar a significância de relações entre os dados explicativos e de resposta das tabelas (Legendre & Gallagher, 2001). O pRDA resulta em quatro componentes de variação: variação explicada pelo ambiente [E], pelo espaço [S], variação compartilhada entre ambiente e espaço [E + S] e variação inexplicada (residual) [R]. Foi utilizado a transformação de Hellinger para composição, pois esta transformação oferece um compromisso entre linearidade e pode calcular a distância entre distribuições de probabilidade (Borcard & Legendre, 2002). As variáveis ambientais foram padronizadas, e assim as variáveis são convertidas a uma escala e uma variabilidade em comum, para que todas as variáveis sejam comparáveis.

As análises foram realizadas utilizando o software *RStudio* (R Development Core Team, 2022), na versão R-4.2. 1, utilizando os pacotes *vegan* (Oksanen et al., 2018) e *adespatial* (Dray et al., 2018).

3 RESULTADOS

3.1 Condição ambiental dos riachos

Análise de PCA explicou 48,7% da variação ambiental em seus dois primeiros eixos (PC1 25,7% e PC2 23%) (ver material suplementar, Tabela 4 e 5). As variáveis que mais contribuíram para a formação do primeiro eixo foram cobertura do dossel, oxigênio dissolvido e IIIH, correlacionadas positivamente. Enquanto pH e a profundidade dos riachos influenciaram negativamente (Figura 2). Os riachos que mais foram influenciados por essas variáveis positivamente estão inseridos em locais com menor degradação ambiental e influência humana (riachos 9, 10, 16, 19, 26 e 27), que possuem em suas margens vegetação ribeirinha que ajuda a manter a integridade desses

riachos. Os riachos (2, 11, 12, 17, 20 e 22) que as variáveis influenciaram de forma negativa (pH, temperatura e turbidez) estão inseridos em ambientes que sofrem pela ação antrópica, devido ao desflorestamento observado nas margens, o que deixa o solo exposta a erosão.

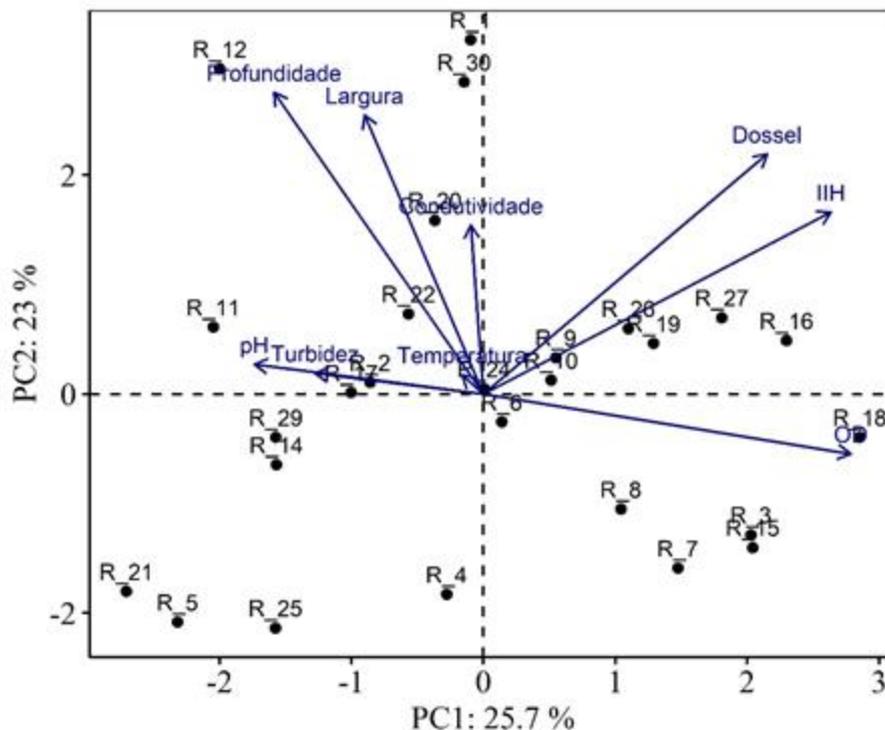


Figura 2. Análise de Componentes Principais (PCA) mostrando as principais variáveis que influenciaram sobre a integridade dos riachos (R) amostrados na Amazônia legal maranhense, Brasil. IIH – Índice de Integridade de Habitat; OD= oxigênio dissolvido.

3.2 Distribuição das espécies

Ao todo foram coletados 437 indivíduos, distribuídos em duas subordens, três famílias, 20 gêneros e 23 espécies e seis morfoespécies. A subordem que apresentou maior abundância foi a Anisoptera com 58% dos espécimes coletados (255 indivíduos e 20 espécies), sendo o gênero com maior ocorrência foi *Erythrodiplax* com quatro espécies (Tabela 1). A subordem Zygoptera apresentou 42% dos espécimes coletados (182 indivíduos e 9 espécies), e a espécie *Ishnura capreolus* demonstrou maior abundância 112 indivíduos (Tabela 1).

Tabela 1. Composição de espécies/morfoespécies de Odonata coletadas em 27 riachos na Amazônia legal maranhense, Brasil.

Espécies	Abundância
----------	------------

ZYGOPTERA

Calopterygidae

Hetaerina sanguinea Selys, 1853 40

Coenagrionidae

Acanthagrion sp. Selys, 1876 9

Argia oculata Hagen in Selys, 1865 14

Argia sp.1 Rambur, 1842 1

Ischnura capreolus Hagen, 1861 112

Epipleoneura metallica Rácenis, 1955 2

Epipleoneura sp.1 Williamson, 1915 1

Epipleoneura westfalli Machado, 1986 2

Neoneura sylvatica Hagen, 1886 1

ANISOPTERA**Libellulidae**

Argyrothemis argentea Ris, 1909 12

Dasythemis esmeralda Ris, 1910 8

Diastatops obscura Fabricius, 1775 30

Dythemis sp Hagen, 1861 1

Erythemis carmelita Williamson, 1923 4

Erythemis peruviana Rambur, 1842 1

Erythrodiplax basalis Kirby, 1897 132

Erythrodiplax media Borror, 1942 26

Erythrodiplax umbrata Linnaeus, 1758 1

Erythrodiplax unimaculata De Geer, 1773 2

Macrothemis heteronycha Calvert, 1909 2

Miathyria marcella Selys in Sagra, 1857 1

Micrathyria sp.1 Kirby, 1889 8

Oligoclada abbreviata Rambur, 1842 5

Orthemis discolor Burmeister, 1839 2

Pantala sp.1 Hagen, 1861 1

Perithemis lais Perty, 1834 5

Perithemis mooma Kirby, 1889 2

Uracis imbuta Burmeister, 1839 1

A análise de partição de variância mostrou que o componente espacial explicou 9% da variação da composição de Odonata ($F = 2,281$; $p = 0,008$), enquanto o ambiente explicou 4% ($F = 2,162$; $p = 0,025$). A variação compartilhada entre ambiente e espaço não teve influência na composição de Odonata (ordem) ($R^2_{adj} = 0,00$) e os resíduos representaram 87%. Analisando as subordens separadamente, nenhum autovetor espacial foi selecionado como preditor da composição de Anisoptera. A análise de redundância mostrou que somente as variáveis ambientais contribuíram significativamente para a estruturação de Anisoptera ($R^2_{adj} = 0,179$; $F = 2,892$; $p = 0,001$) (Figura3). Os riachos com maior profundidade do canal tenderam apresentar maior abundância relativa de *Micrathyria* sp1 e ausência de *Diastatops obscura* e *Macrothemis heteronycha*, enquanto riachos com menor IIIH (0,06 – 041) tem maior ocorrências de *Zenithoptera lanei*. Apesar do pH variar entre os riachos sob diferentes condições ambientais, não teve relação com a composição de espécies de Anisoptera. Para a subordem Zygoptera, nenhum fator ambiental teve relação significativa com a composição de espécie (ver material suplementar, Tabela 3), sendo apenas filtrado o autovetor espacial PCNM9 (~ 29 Km de extensão).

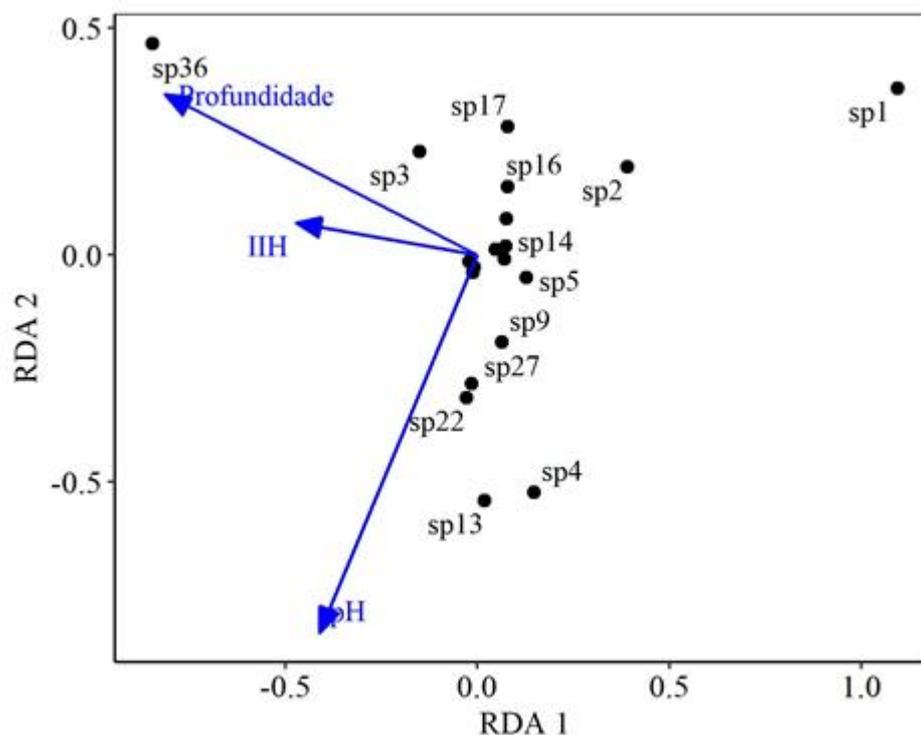


Figura 3. Análise de redundância entre as variáveis ambientais (profundidade, IHH e pH) selecionadas pela *forward selection* que faz a seleção das variáveis que possuem maior correlação sobre o ambiente estudado e a composição de Anisoptera coletados em riachos da Amazônia legal maranhense, Brasil.

4 DISCUSSÃO

Nosso estudo traz resultados sobre a distribuição das espécies de Odonata ao longo de um gradiente ambiental, riachos com altos níveis de perturbação e outros apresentando características favoráveis para espécies mais exigentes. A nossa hipótese foi totalmente corroborada pois as espécies de Odonata apresentaram distinção de distribuição entre as duas subordens desse táxon diante do gradiente ambiental, mostrando que o espaço foi determinante para as espécies de Zygoptera e o ambiente para as espécies de Anisoptera. Em nosso estudo podemos averiguar a importância da preservação dos ecossistemas aquáticos, pois abrigam uma grande biodiversidade de macroinvertebrados que dependem dos recursos que eles oferecem.

Podemos observar que houve uma distinção na composição nas duas subordens (Anisoptera e Zygoptera) em nosso estudo. Essa diferença está relacionada à tolerância térmica, tamanho do corpo, faixa de nicho e capacidade de dispersão (Silva et al., 2021), pois os riachos que possuem cobertura de dossel densa favorecem assembleias adultas de Odonata compostas predominantemente por Zygoptera (De Marco et al., 2015; Oliveira-Junior et al., 2017). Enquanto espécies de Anisoptera tendem a dominar em riachos maiores e menos sombreados (Vannote et al., 1980) e em riachos onde a vegetação ciliar foi removida (De Marco et al., 2015). Isso se dá principalmente devido seus diferentes mecanismos de termorregulação (Corbet, 1999).

A locomoção das libélulas depende da condição ambiental e físico-químico da água dos riachos que pode ser alterada por fatores antrópicos (Oliveira-Junior & Juen, 2019), selecionando organismos com maior ou menor capacidade de dispersão entre os corpos e água (Calvão et al., 2018). As mudanças evolutivas neste grupo adaptado a água mostram que a seleção do ambiente é o principal mecanismo para estruturar as comunidades das libélulas que possuem duas fases de vida (aquática e terrestre), para o sucesso do grupo é considerando um habitat ambientalmente equilibrado (French & McCauley, 2018). Essa relação fica ainda mais clara quando a abundância de espécies é considerada na avaliação de sua relação com as variáveis ambientais (Maestre, 2004).

As espécies da subordem Anisoptera contribuem para a estruturação da comunidade pelo ambiente, uma vez que são altamente dependentes das características ambientais dos riachos para se estabelecerem (Monteiro-Júnior et al., 2014). Nosso estudo apresentou resultados semelhante ao trabalho de Bried et al., (2015), onde as metacomunidades de libélulas da subordem Anisoptera são essencialmente estruturadas pelo ambiente, um padrão relatado para a maioria dos organismos lóticos.

Estudos mostram que as pressões ambientais interferem diretamente na estrutura das comunidades de Odonata (Hofmann & Mason, 2005). A subordem Anisoptera apresentou maior abundância em relação a subordem Zygoptera, evidenciando as variações no gradiente da paisagem dos riachos amostrados (Carvalho et al., 2013). Os locais com maior abundância são usados principalmente para a plantação de pastagem, que são usadas para a criação de gado com áreas mais abertas sem ou com pouca cobertura do dossel (Nicasio et al., 2019). Essas variações deixam claro que as espécies permanecem restritas a algumas áreas e alterando seu padrão de distribuição devido seus requerimentos ambientais (Li et al., 2021), e as estruturas ambientais e espaciais analisadas em metacomunidades podem explicar essa variação e padrão de distribuição para as duas subordens de Odonata (Heino, 2012). A estrutura espacial exibida pelas metacomunidades de Odonata varia com a escala, visto que em cada escala leva a padrões distintos (locais ou regionais) de distribuição (Meynard et al., 2013). O mecanismo espacial é muito importante para a distribuição de Odonata, principalmente em escala local, sendo determinado principalmente por gradientes de impacto humano, como aqueles induzidos por mudanças no uso da terra, onde espécies generalistas são favorecidas em habitats alterados (De Marco et al., 2015). De fato, o mecanismo espacial foi importante na estruturação da composição e dispersão desses organismos. O mecanismo espacial é responsável pela distribuição das espécies de libélulas da subordem Zygoptera (Mendes et al., 2015).

As espécies de Anisoptera tiveram maior representação por serem organismos mais generalistas de habitat modificados pelas atividades antrópicas (Šigutová et al., 2019), e a espécie que teve maior ocorrência da subordem Zygoptera foi *Ischnura capreolus* Hagen, 1861, que é uma espécie generalista de habitat modificado também (Santos & Rodrigues, 2022). Esse fator é indicativo de que a alteração ambiental da

região nos riachos já está intensa, e o pouco que sobrou são de fauna mais resistentes e por isso, respondendo pouco aos fatores ambientais (Renner et al., 2020).

O ambiente provoca mudança na composição das espécies com requisitos de habitat amplos são mais propensas a persistir do que aquelas com requisitos de habitat estreitos (Dijkstra et al., 2010; Taylor et al., 2001). A capacidade de dispersão das espécies afeta a seleção ambiental, e para ter uma boa dispersão é necessária que as espécies atinjam habitats adequados, e quando essa dispersão é limitada causa dificuldade na chegada das espécies nesses habitats e isso leva a segregação das espécies (Lester et al., 2007). E sua relação com o habitat está intimamente ligada à sua capacidade de deslocamento por meio da vegetação ribeirinha, onde são capazes de explorar recursos, evitar predadores e se reproduzir (Dolný et al., 2014).

Nossos resultados mostraram que as variáveis do IHH e a profundidade dos riachos tiveram maior influência sob a subordem Anisoptera (Figura 3), pois o ambiente influenciou mais na sua composição, assim como nos estudos de Silva et al., (2021), enquanto para a subordem Zygoptera as variáveis ambientais não tiveram influência sobre as espécies (Brasil et al., 2018). A falta de manutenção desses ambientes acarretou a falta equilíbrio entre as espécies, deixando algumas mais restritas a ambientes que possuem maior cobertura vegetal e mais propícias a perderem seu habitat pelos avanços da degradação causadas pelas atividades antrópicas (Brito et al., 2021). Estes resultados mostram diferentes padrões tanto para as espécies Zygoptera quanto Anisoptera, sendo estes impulsionados por fatores ambientais e limitações devido à localização dos riachos (Alves-Martins et al., 2019). Mudanças nos filtros ambientais locais ou na dinâmica de dispersão certamente podem alterar os fatores que moldam a metacomunidade (Brown & Swan, 2010). Desta forma, diferentes paradigmas de estrutura metacomunitária podem existir não apenas espacialmente, mas também temporalmente dentro de redes ribeirinhas (Marrom & Swan, 2010).

5 CONCLUSÃO

Concluimos que os riachos estudados em sua grande maioria se encontram em um gradiente que sofre grandes pressões das atividades antrópicas, principalmente relacionado ao uso do solo inadequado, em áreas que seria de preservação permanente. Nossos resultados evidenciaram diferenças na dispersão entre as subordens de Anisoptera e Zygoptera, sugerindo que o ambiente desempenhou um papel importante

na estruturação das assembleias de Anisoptera. Isso se deve ao fato de que os riachos estudados ofereceram um ambiente mais favorável para a presença desta subordem. Por outro lado, para a subordem Zygoptera, a distância entre os riachos mostrou ter uma influência maior, dificultando a dispersão das espécies desta subordem. Diante dos nossos achados há uma necessidade de preservação desses ambientes, visto que são de grande importância para manter a biodiversidade aquática que os habita.

REFERÊNCIAS

Alves-Martins, F., L. S. Brasil, L. Juen, P. De Marco Jr, J. Stropp, & J. Hortal, 2019. Metacommunity patterns of Amazonian Odonata: the role of environmental gradients and major rivers. *PeerJ* 7: e6472: <http://doi.org/10.7717/peerj.6472>.

Assis, D. S., I. A. Dos Santos, F. N. Ramos, K. E. Barrios-Rojas, J. D. Majer, & E. F. Vilela, 2018. Agricultural matrices affect ground ant assemblage composition inside forest fragments. *PLoS One* 13: e0197697. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0197697>.

Borcard, D. & P. Legendre, 2002. All-scale spatial analysis of ecological data by means of principal coordinates of neighbour matrices. *Ecological modelling* 153: 51-68. [https://doi.org/10.1016/S0304-3800\(01\)00501-4](https://doi.org/10.1016/S0304-3800(01)00501-4).

Brasil, L. S., J. M. Oliveira-Júnior, L. B. Calvão, F. G. Carvalho, C. S. Monteiro-Júnior, K. Dias-Silva, & L. Juen, 2018. Spatial, biogeographic and environmental predictors of diversity in Amazonian Zygoptera. *Insect conservation and diversity* 11: 174-184. <https://doi.org/10.1111/icad.12262>.

Brasil, L. S., T. B. Vieira, J. M. B. de Oliveira-Junior, K. Dias-Silva, & L. Juen, 2017. Elements of metacommunity structure in Amazonian Zygoptera among streams under different spatial scales and environmental conditions. *Ecology and Evolution* 7: 3190-3200. <https://doi.org/10.1002/ece3.2849>.

Brasil, L. S., V. R. S. Ferreira, B. O. D. Resende, L. Juen, J. D. Batista, L. A. D. Castro, & N. F. D. S. Giehl, 2021. Dams change beta diversity of aquatic communities in the Veredas of the Brazilian Cerrado. *Frontiers in Ecology and Evolution* 9: 612642: <https://doi.org/10.3389/fevo.2021.612642>.

Bried, J. T., N. E. McIntyre, A. R. Dzialowski, & C. A. Davis, 2015. Resident-immigrant dichotomy matters for classifying wetland site groups and

metacommunities. *Freshwater Biology* 60: 2248-2260.
<https://doi.org/10.1111/fwb.12651>.

Brown, B. L. & C. M. Swan, 2010. Dendritic network structure constrains metacommunity properties in riverine ecosystems. *Journal of Animal Ecology* 79: 571-580. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2010.01668.x>.

Calvão, L. B., C. K. S. de Paiva, J. S. Brito, A. L. Fares, C. Maia, T. S. Michelan, & L. Juen, 2020. Influence of biotic and abiotic factors on adult Odonata (Insecta) in Amazon streams. *Animal Biology* 71: 67-84. <https://doi.org/10.1163/15707563-bja10047>.

Calvão, L. B., L. Juen, J. M. B. de Oliveira Junior, J. D. Batista, & P. De Marco Júnior, 2018. Land use modifies Odonata diversity in streams of the Brazilian Cerrado. *Journal of insect conservation* 22: 675-685. <https://doi.org/10.1007/s10841-018-0093-5>.

Carvalho, F. G., J. M. B. de Oliveira Junior, A. P. J. Faria, & L. Juen, 2013. Uso da curva abc como método para detectar o efeito de modificação antropogênica sobre assembleia de Odonata (insecta). *Interciencia* 38: 516-522.

Carvalho, R. A. & F. L. Tejerina-Garro, 2015. Environmental and spatial processes: what controls the functional structure of fish assemblages in tropical rivers and headwater streams?. *Ecology of Freshwater Fish* 24: 317-328. <https://doi.org/10.1111/eff.12152>.

Celentano, D. et al., 2018. Desmatamento, degradação e violência no "Mosaico Gurupi"-A região mais ameaçada da Amazônia. *Estudos Avançados* 32: 315-339. <https://doi.org/10.5935/0103-4014.20180021>.

Chase, J. M., A. Jeliaskov, E. Ladouceur, & D. S. Viana, 2020. Biodiversity conservation through the lens of metacommunity ecology. *Annals of the New York Academy of Sciences* 1469: 86-104. <https://doi.org/10.1111/nyas.14378>.

Correia Filho, F. L., E. R. Gomes, O. O. Nunes, & B. J. Lopes Filho, 2011. Projeto Cadastro de Fontes de Abastecimento por Água Subterrânea, estado do Maranhão: relatório diagnóstico do município de Buriticupu. Teresina: CPRM - Serviço Geológico do Brasil 01: 1- 41.

Cunha, E. J. & L. Juen, 2020. Environmental drivers of the metacommunity structure of insects on the surface of tropical streams of the Amazon. *Austral Ecology* 45: 586-595. <https://doi.org/10.1111/aec.12873>.

Cunha, E. J. & L. Juen. 2020. Environmental drivers of the metacommunity structure of insects on the surface of tropical streams of the Amazon. *Austral Ecology* 45: 586-595. <https://doi.org/10.1111/aec.12873>.

De Marco Jr. P. & D.C. Resende, 2002. Activity patterns and thermoregulation in a tropical dragonfly assemblage. *Odonatologica* 31: 129-138.

De Marco Júnior, P., J. D. Batista, & H. S. R. Cabette, 2015. Community assembly of adult odonates in tropical streams: an ecophysiological hypothesis. *PloS one* 10: e0123023. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0123023>.

Dolný, A., F. Harabiš, & H. Mižičová, 2014. Home range, movement, and distribution patterns of the threatened dragonfly *Sympetrum depressiusculum* (Odonata: Libellulidae): a thousand times greater territory to protect?. *PLoS One* 9: e100408. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0100408>.

Freitas, G., I. Díaz, M. Bessonart, E. da Costa, & M. Achkar, 2021. An ecosystem-based composite spatial model for floodplain vulnerability assessment: a case study of Artigas, Uruguay. *GeoJournal* 86, 1155-1171. <https://doi.org/10.1007/s10708-019-10120-3>.

Garrison, R. W. & N. Von Ellenrieder, 2015. Damselflies of the genus *Argia* of the Guiana Shield (Odonata: Coenagrionidae). *Zootaxa* 4042: 001-134.

Garrison, R. W., N. von Ellenrieder, & J. A. Louton, 2006. Dragonfly genera of the New World: an illustrated and annotated key to the Anisoptera. JHU Press.

Harding, T., J. Herzberg, & K. Kuralbayeva, 2021. Commodity prices and robust environmental regulation: Evidence from deforestation in Brazil. *Journal of Environmental Economics and Management* 108: 102452. <https://doi.org/10.1016/j.jeem.2021.102452>.

He, S., K. Chen, J. Soininen, J. Heino, N. Ding, & B. Wang, 2020. Elements of metacommunity structure of diatoms and macroinvertebrates within stream networks differing in environmental heterogeneity. *Journal of Biogeography* 47: 1755-1764. <https://doi.org/10.1111/jbi.13859>.

Heino, J. 2013. The importance of metacommunity ecology for environmental assessment research in the freshwater realm. *Biological Reviews* 88: 166-178. <https://doi.org/10.1111/j.1469-185X.2012.00244.x>.

Heino, J., A. S. Melo, T. Siqueira, J. Soininen, S. Valanko, & L. M. Bini, 2015. Metacommunity organisation, spatial extent and dispersal in aquatic systems: patterns,

processes and prospects. *Freshwater Biology* 60: 845-869.
<https://doi.org/10.1111/fwb.12533>.

Heino, J., M. Grönroos, J. Soininen, R. Virtanen, & T. Muotka, 2012. Context dependency and metacommunity structuring in boreal headwater streams. *Oikos* 121: 537-544. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2011.19715.x>.

Heino, J., Soininen, J., J. Alahuhta, J. Lappalainen, & R. Virtanen, 2017. Metacommunity ecology meets biogeography: effects of geographical region, spatial dynamics and environmental filtering on community structure in aquatic organisms. *Oecologia* 183: 121-137. <https://doi.org/10.1007/s00442-016-3750-y>.

Hendry, A. P. & E. B. Taylor, 2004. How much of the variation in adaptive divergence can be explained by gene flow? An evaluation using lake-stream stickleback pairs. *Evolution* 58, 2319-2331. <https://doi.org/10.1111/j.0014-3820.2004.tb01606.x>.

Hofmann, T. A., & C. F. Mason, (2005). Habitat characteristics and the distribution of Odonata in a lowland river catchment in eastern England. *Hydrobiologia* 539(1), 137-147.
<https://doi.org/10.1007/s10750-004-3916-1>.

Imazon, (2022). Extraído de <https://imazon.org.br/institucional/nossas-contribuicoes/>.

INMET – Instituto Nacional de Meteorologia. Dados climáticos da Estação Buriticupu TRMM.8507, (2022). Extraído de www.inmet.gov.br/.

Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais: TerraBrasilis, (2022). Extraído de <http://terrabrasilis.dpi.inpe.br/app/dashboard/fires/biomes/aggregated/#>.

Jamoneau, A., S. I. Passy, J. Soininen, T. Lebourcier, & J. Tison-Rosebery, 2018. Beta diversity of diatom species and ecological guilds: Response to environmental and spatial mechanisms along the stream watercourse. *Freshwater Biology* 63: 62-73.
<https://doi.org/10.1111/fwb.12980>.

Juen, L. & P. De Marco Jr., 2011. Odonate biodiversity in terra-firme forest streamlets in Central Amazonia: on the relative effects of neutral and niche drivers at small geographical extents. *Insect Conservation and Diversity*, 4: 265-274.
<https://doi.org/10.1111/j.1752-4598.2010.00130.x>.

Juen, L. & P. De Marco, 2012. Dragonfly endemism in the Brazilian Amazon: competing hypotheses for biogeographical patterns. *Biodiversity and Conservation* 21: 3507-3521. <https://doi.org/10.1007/s10531-012-0377-0>.

Juen, L., Oliveira-Junior, J. M. B. D. Shimano, Y., T. P. Mendes, & H. S. R. Cabette, 2014. Composição e riqueza de Odonata (Insecta) em riachos com diferentes níveis de conservação em um ecótono Cerrado-Floresta Amazônica. *Acta Amazonica* 44: 223-233. <https://doi.org/10.1590/S0044-59672014000200008>.

Kalkman, V. J., V. Clausnitzer, K. D. B. Dijkstra, A. G. Orr, Paulson, D. R., & J. V. Tol, 2008. Global diversity of dragonflies (Odonata) in freshwater. In *Freshwater animal diversity assessment* 595: 351-363. <https://doi.org/10.1007/978-1-4020-8259-738>.

Kröel-Dulay, G., P. Ódor, D. P. Peters, & T. Hochstrasser, 2004. Distribution of plant species at a biome transition zone in New Mexico. *Journal of Vegetation Science* 15: 531-538. <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2004.tb02292.x>.

Legendre, P. & E. D. Gallagher, 2001. Ecologically meaningful transformations for ordination of species data. *Oecologia* 129: 271-280. <https://doi.org/10.1007/s004420100716>.

Lencioni, F. A. A. 2005. *Damselflies of Brazil: An Illustrated Identification Guide – 1 – Non-Coenagrionidae Families*. 1ª Edição, São Paulo, All Print Editora.

Lencioni, F.A. A. 2006. *The damselflies of Brazil: an illustrated identification guide. 2, Coenagrionidae*. São Paulo: All Print Editora.

Li, Z., J. Heino, Z. Liu, X. Meng, X. Chen, Y. Ge, & Z. Xie, 2021. The drivers of multiple dimensions of stream macroinvertebrate beta diversity across a large montane landscape. *Limnology and Oceanography* 66: 226-236. <https://doi.org/10.1002/lno.11599>.

Liu, Y., L. Bian, Y. Meng, H. Wang, S. Zhang, Y. Yang, & B. Wang, 2012. Discrepancy measures for selecting optimal combination of parameter values in object-based image analysis. *ISPRS journal of photogrammetry and remote sensing* 68: 144-156. <https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2012.01.007>.

Lutinski, J. A., F. E. Dorneles, C. Guarda, C. J. Lutinski, M. A. Busato, R. Giovenardi, & F. R. M. Garcia, 2021. Ant diversity (Hymenoptera: Formicidae) in Turvo State Park, municipality of Derrubadas, state of Rio Grande do Sul, Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 83: e239642. <https://doi.org/10.1590/1519-6984.239642>.

Marques, E. Q., B. H. Marimon-Junior, B. S. Marimon, E. A. Matricardi, H. A. Mews, & G. R. Colli, 2020. Redefining the Cerrado–Amazonia transition: implications

for conservation. *Biodiversity and conservation* 29: 1501-1517.
<https://doi.org/10.1007/s10531-019-01720-z>.

Martins, M. B. & G. T. de Oliveira, 2011. *Amazônia maranhense: diversidade e conservação*, pp. 329. Belém: Museu Paraense Emílio Goeldi.

McCauley, S. J., C. J. Davis, R. A. Relyea, K. L. Yurewicz, D. K. Skelly, & E. E. Werner, 2008. Metacommunity patterns in larval odonates. *Oecologia* 158: 329-342.
<https://doi.org/10.1007/s00442-008-1141-8>.

Mendes, T. P., H. S. Cabette, & L. Juen, 2015. Setting boundaries: Environmental and spatial effects on Odonata larvae distribution (Insecta). *Anais da Academia Brasileira de Ciências* 87: 239-248. <https://doi.org/10.1590/0001-3765201520130477>.

Mendonça, F. P., W. E. Magnusson, & J. Zuanon, 2005. Relationships between habitat characteristics and fish assemblages in small streams of Central Amazonia. *Copeia* 2005: 751-764. [https://doi.org/10.1643/0045-8511\(2005\)005\[0751:RBHCAF\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1643/0045-8511(2005)005[0751:RBHCAF]2.0.CO;2).

Meynard, C. N., S. Lavergne, I. Boulangeat, L. Garraud, J. Van Es, N. Mouquet, & W. Thuiller, 2013. Disentangling the drivers of metacommunity structure across spatial scales. *Journal of biogeography* 40: 1560-1571.
<https://doi.org/10.1111/jbi.12116>.

Mittelbach, G. G., & D. W. Schemske, 2015. Ecological and evolutionary perspectives on community assembly. *Trends in ecology & evolution* 30: 241-247.
<https://doi.org/10.1016/j.tree.2015.02.008>.

Momoli, R. S. & M. Cooper, 2016. Erosão hídrica em solos cultivados e sob mata ciliar. *Pesquisa Agropecuária Brasileira* 51: 1295-1305.
<https://doi.org/10.1590/S0100-204X2016000900029>.

Monteiro Júnior, C. D. S., L. Juen, & N. Hamada, 2015. Analysis of urban impacts on aquatic habitats in the central Amazon basin: adult odonates as bioindicators of environmental quality. *Ecological indicators* 48: 303-311.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.08.021>.

Muniz, F. H. 2008. Padrões de floração e frutificação de árvores da Amazônia Maranhense. *Acta amazônica* 38: 617-626. <https://doi.org/10.1590/S0044-59672008000400004>.

Murad, C. A. & J. Pearse, 2018. Landsat study of deforestation in the Amazon region of Colombia: Departments of Caquetá and Putumayo. *Remote Sensing*

Applications: Society and Environment 11, 161-171.
<https://doi.org/10.1016/j.rsase.2018.07.003>.

Nessimian, J. L., E. M. Venticinque, J. Zuanon, P. De Marco Jr, M. Gordo, L. Fidelis, & L. Juen, 2008. Land use, habitat integrity, and aquatic insect assemblages in Central Amazonian streams. *Hydrobiologia* 614: 117-131.
<https://doi.org/10.1007/s10750-008-9441-x>.

Nicasio, K., F. Santos, K. M. Silva, J. Martins, & R. L. Cajaíba, 2019. Avaliação ambiental de lagoas naturais e artificiais no município de Buriticupu, MA. *Enciclopédia Biosfera* 16: 1-11. https://doi:10.18677/EnciBio_2019A136.

Norma-Rashid, Y., A. Mohd-Sofian, & M. Zakaria-Ismail, 2001. Diversity and distribution of Odonata (dragonflies and damselflies) in the fresh water swamp lake Tasek Bera, Malaysia. *Hydrobiologia* 459: 135-146.
<https://doi.org/10.1023/A:1012562611307>.

Oliveira-Junior, J. M. B., M. A. Teodosio, & L. Juen, 2021. Patterns of co-occurrence and body size in dragonflies and damselflies (Insecta: Odonata) in preserved and altered Amazonian streams. *Austral Entomology* 60: 436-450.
<https://doi.org/10.1111/aen.12535>.

Oliveira-Junior, J. M. B., P. D. M. Junior, K. Dias-Silva, R. P. Leitão, C. G. Leal, P. S. Pompeu, & L. Juen, 2017. Effects of human disturbance and riparian conditions on Odonata (Insecta) assemblages in eastern Amazon basin streams. *Limnologia* 66: 31-39. <http://dx.doi.org/10.1016/j.limno.2017.04.007>.

Prestes, R. M. & K. L. Vincenci, 2019. Bioindicadores como avaliação de impacto ambiental. *Brazilian Journal of Animal and Environmental Research* 2: 1473-1493.

Renner, S., M. S. Dalzochio, E. Périco, G. Sahlén, & J. Suhonen, 2020. Odonate species occupancy frequency distribution and abundance–occupancy relationship patterns in temporal and permanent water bodies in a subtropical area. *Ecology and Evolution* 10: 7525-7536. <https://doi.org/10.1002/ece3.6478>.

Santos, L. R. & M. E. Rodrigues, 2022. Land Uses for Pasture and Cacao Cultivation Modify the Odonata Assemblages in Atlantic Forest Areas. *Diversity* 14: 672. <https://doi.org/10.3390/d14080672>.

Šigutová, H., J. Šipoš, & A. Dolný, 2019. A novel approach involving the use of Odonata as indicators of tropical forest degradation: When family matters. *Ecological Indicators* 104: 229-236. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.05.001>.

Silva, L. F., D. M. Castro, L. Juen, M. Callisto, R. M. Hughes, & M. G. Hermes, 2021. Functional responses of Odonata larvae to human disturbances in neotropical savanna headwater streams. *Ecological Indicators* 133: 108367. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.108367>.

Siqueira, M. F. D. & G. Durigan, 2007. Modelagem da distribuição geográfica de espécies lenhosas de cerrado no Estado de São Paulo. *Brazilian Journal of Botany* 30: 233-243. <https://doi.org/10.1590/S0100-84042007000200008>.

Tuomainen, U., & U. Candolin, 2011. Behavioural responses to human-induced environmental change. *Biological Reviews* 86: 640-657. <https://doi.org/10.1111/j.1469-185X.2010.00164.x>.

Vryzas, Z. 2018. Pesticide fate in soil-sediment-water environment in relation to contamination preventing actions. *Current Opinion in Environmental Science & Health* 4: 5-9. <https://doi.org/10.1016/j.coesh.2018.03.001>.

Watanabe, M., H. Matsuoka, K. Susa, & M. Taguchi, 2005. Thoracic temperature in *Sympetrum infuscatum* (Selys) in relation to habitat and activity (Anisoptera: Libellulidae). *Odonatologica* 34: 271-283.

Yanai, A. M., P. M. L. de Alencastro Graça, L. G. Ziccardi, M. I. S. Escada, & P. M. Fearnside, 2022. Brazil's Amazonian deforestation: the role of landholdings in undesignated public lands. *Regional Environmental Change* 22: 1-14. <https://doi.org/10.1007/s10113-022-01897-0>.

MATERIAL SUPLENTAR

Tabela 02. Lista dos riachos ® amostrados localizados nos municípios que ocorrem a Amazônia legal maranhense com os valores do Índice de Integridade do Habitat (IIH).

Riachos	Latitude	Longitude	Valores do IIH
R_1	-4,35278	-46,5017	0,63
R_2	-4,38194	-46,5136	0,28
R_3	-4,12639	-46,4036	0,71
R_4	-4,19306	-46,4664	0,18
R_5	-4,06139	-46,3522	0,20
R_6	-4,05167	-46,3264	0,43
R_7	-4,365	-46,6383	0,51
R_8	-4,13667	-46,5603	0,68

R_9	-4,12889	-46,5761	0,48
R_10	-4,21778	-46,4039	0,49
R_11	-4,11389	-46,45	0,27
R_12	-4,13444	-46,4442	0,41
R_14	-4,04944	-46,1603	0,28
R_15	-4,06889	-46,1539	0,46
R_16	-4,08167	-46,1531	0,75
R_17	-4,60361	-46,435	0,24
R_18	-4,07778	-46,3561	0,52
R_19	-4,04833	-46,3139	0,70
R_20	-4,37	-46,3264	0,58
R_21	-4,22333	-46,2803	0,06
R_22	-4,49333	-46,7722	0,36
R_24	-4,18278	-46,3353	0,40
R_25	-4,39889	-46,5819	0,06
R_26	-4,11583	-46,1439	0,58
R_27	-4,01111	-46,48555	0,72
R_29	-4,01722	-46,2819	0,27
R_30	-4,9925	-46,2614	0,72

Tabela 3. Resultados obtidos da RDA.

Variáveis	RDA1	RDA2	RDA3
pH	-0,07035	-0,19108	0,022309
Profundidade	-0,14411	0,110219	0,08645
IIH	-0,10574	-0,02333	-0,16828

Tabela 4. Resultados do eixo 1 da PCA.

Variáveis	Correlação	p.value
var4 (Oxigênio Dissolvido)	0,81	0,00
var1 (IIH)	0,77	0,00
var9 (Dossel)	0,63	0,00
var6 (Profundidade)	-0,46	0,02
var5 (pH)	-0,51	0,01

Tabela 5. Resultados do eixo 2 da PCA.

Variáveis	Correlação	p.value
var6 (Profundidade)	0,80	0,00
var7 (Largura)	0,74	0,00
var9 (Dossel)	0,64	0,00
var1 (IIH)	0,48	0,01
var2 (Condutividade)	0,45	0,02

CAPÍTULO 02

ASSEMBLEIA DE LIBÉLULAS (INSECTA ODONATA) EM UM GRADIENTE DE PAISAGEM DA AMAZÔNIA LEGAL MARANHENSE

RESUMO

O bioma amazônico possui uma grande biodiversidade de fauna e flora, mas que apesar disso, tem sido constantemente modificado pela ação antrópica. Os ecossistemas aquáticos fornecem serviços ecossistêmicos, e são constantemente ameaçados para dar lugar a plantações de monoculturas. Os insetos da ordem Odonata, mais conhecidos como libélulas são amplamente distribuídos em sistemas aquáticos. São sensíveis a alterações ambientais, sendo consideradas boas para medir impactos ambientais em um gradiente de paisagem. Objetivamos registrar a biodiversidade de Odonata adulta, existente na Amazônia legal maranhense, buscando apresentar quais as variáveis ambientais são importantes para explicar a variação da abundância e riqueza das espécies. Testamos a hipótese de que os riachos com uso do solo para atividades antrópicas alteram os padrões de riqueza e abundância das espécies de libélulas. Este trabalho foi realizado em 30 riachos em um gradiente de paisagem localizados na bacia hidrográfica do Rio Pindaré na Amazônia legal maranhense. Os resultados indicam que a maioria dos riachos estão com grandes impactos ambientais, que atingem fortemente a vegetação da mata ciliar desses riachos. Essas alterações no ambiente refletiram fortemente nos resultados dos espécimes amostrados. Foi encontrada uma riqueza de espécies que em sua grande maioria são de espécies generalistas, evidenciando a forte degradação no ambiente recorrente na região. Essa maior riqueza de espécies generalistas é maior para a subordem Anisoptera, devido as suas características de adaptação para ambientes perturbados. Diante das perturbações encontradas é necessário monitoramento dos corpos d'água da região, visto que mesmo sofrendo degradação conseguem manter a biodiversidade de espécies.

Palavras-chave: Riachos; Impactos; Biodiversidade; Anisoptera; Zygoptera.

INTRODUÇÃO

A floresta e os rios amazônicos abrigam uma vasta biodiversidade de espécies de plantas e animais, alguns dos quais são endêmicas ou até mesmo são desconhecidas pela ciência, no entanto, apesar disso estão ameaçadas de extinção em virtude das mudanças de uso do solo, constantes e frequentes (ARANTES et al., 2017; JÉZEQUEL et al., 2021). Essa biodiversidade gera muitos serviços ecológicos (CARVALHO et al., 2021), que incluem, por exemplo polinização, controle biológico, fragmentação e ciclagem de matéria orgânica dentro da teia trófica. Esses serviços auxiliam na proteção e na manutenção do solo, ajuda a manter o equilíbrio climático e os estoques de água doce (ELLWANGER et al., 2020). Um dos principais vetores e ameaças a esse bioma é o desmatamento motivado por atividades agropecuárias em conjunto com o desenvolvimento da infraestrutura (LUNDBERG; ABMAN, 2021; ACHEAMPONG et al., 2019; RUEDA et al., 2019).

Um dos sistemas mais afetados pelas mudanças do uso do solo são os riachos de pequeno porte, pois dependem muito da matriz circundante. Por isso, atividades como o desmatamento, queimadas, fragmentação e implantação de monoculturas (ZENI et al., 2019), na maioria das vezes resultam na diminuição ou total retirada da vegetação ciliar. Levando a um aumento da temperatura, desestabilização das margens e aumento da entrada de sedimentos do canal. Essas alterações do ambiente, influencia a qualidade da água (turbidez, pH, oxigênio dissolvido (NING et al., 2021; SMITH; SCHINDLER, 2009), e por consequente das espécies que neles habitam ou fazem usos (SILVA-ARAÚJO et al., 2020).

Os locais com maior integridade ambiental são importantes para a biodiversidade dos macroinvertebrados, estes declinam sua abundância progressivamente ao longo de um gradiente de uso da terra em direção à urbanização (CUNHA et al., 2015). A diversidade e riqueza de macroinvertebrados em ambientes mais íntegros e de menor perturbação é maior (MOORE; PALMER, 2005). Esses locais apresentam maiores recursos como abrigos, quantidade de alimentos para as espécies conseguirem se estabelecerem e se reproduzir (GRANTHAM et al., 2020). Além disso os locais que possuem mata ciliar contribuem com a quantidade e qualidade da água disponível, retém os sedimentos, os nutrientes carregados pela chuva e parte dos poluentes químicos, evitando a poluição das águas (MELLO et al., 2018). Os benefícios oferecidos pela mata ciliar são mais aproveitados pela biota aquática que habita esses ambientes (VALERA et al., 2019).

Uma das formas de avaliar e de monitorar a qualidade dos ambientes aquáticos é utilizando os macroinvertebrados (SHIMBA; JONAH, 2016; SUMUDUMALI; JAYAWARDANA, 2021; COUCEIRO et al., 2021). Dentre os macroinvertebrados, destacam as libélulas (Insecta Odonata), são amplamente distribuídas em sistemas aquáticos (KALKMAN et al., 2008) e apresentam um ciclo de vida duplo, onde as larvas são aquáticas e os adultos são terrestres/aéreos (BALZAN, 2012). O fato de larvas e adultos de libélulas ocuparem dois ambientes diferentes sugere que este grupo pode fornecer informações valiosas sobre mudanças que ocorrem em ambientes aquáticos e terrestres (OLIVEIRA-JUNIOR; JUEN, 2019). Libélulas usam quase todos tipos de biótopos de água doce e algumas se especializam em diferentes tipos de água lótica (corrente), de riachos a grandes córregos, outras usam ecossistemas lênticos, incluindo lagos, lagoas e reservatórios (HARABIŠ; DOLNÝ, 2010). Devido essas características o grupo se tornou muito importante para estudos ecológicos, sobretudo em ecossistemas aquáticos (DALZUCHIO et al., 2020), pois muitas espécies são sensíveis a alterações ambientais e importantes ferramentas de monitoramento, sendo consideradas boas para medir impactos ambientais em gradiente de paisagem (DEACON; SAMWAYS, 2021).

As libélulas também são muito importantes para a conservação tendo em vistas que algumas espécies se encontram avaliadas pela IUCN e pela lista de espécies ameaçadas do Brasil (VILELA et al., 2020), são espécies que necessitam de ambientes com alto grau de preservação do seu habitat e com o avanço da degradação estão cada vez mais ameaçadas (RIBEIRO et al., 2021). Apesar dos avanços nos estudos com as libélulas, ainda existem algumas lacunas de conhecimento acerca da distribuição das espécies (DE MARCO et al., 2005). Essas lacunas podem ser *Linnean shortfall* (Lacuna Lineana, déficits sobre a taxonomia e sistemática), *Wallacean shortfall* (Lacuna Wallaceana, déficits sobre distribuição geográfica) e *Hutchinsonian shortfall* (Lacuna Hutchinsoniana, déficits sobre as tolerâncias de espécies às condições abióticas) (HORTAL et al., 2015). A Amazônia Legal Maranhense é uma área de lacuna de informação para Odonata e por outro lado, vem apresentando as taxas de mudança da cobertura florestal e aumento do deflorestamento, em virtude desses dois motivos a região é prioritária para a realização de estudos.

Neste estudo, objetivamos registrar a biodiversidade de Odonata adulta, existente na Amazônia legal maranhense, buscando apresentar quais as variáveis ambientais são importantes para explicar a variação da abundância e riqueza das

espécies. Onde testamos a hipótese de que os riachos com uso do solo para atividades antrópicas alteram os padrões de riqueza e abundância das espécies de libélulas (Insecta Odonata).

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

Nosso estudo foi conduzido em 30 riachos, localizados na bacia hidrográfica do Rio Pindaré na Amazônia legal maranhense (Figura 1). Os riachos estão distribuídos em uma paisagem alterada por múltiplas atividades antrópicas. Esses impactos iniciaram entre as décadas de 1960 e 1970 com atividades madeireiras e a conversão da floresta em pastagens e criação de povoados (CELENTANO et al., 2018). E ao longo do gradiente ambiental as áreas de preservação permanente possuem grandes variações entre si, pois na grande maioria dessas áreas, é utilizado manejo de solo para plantação de pastagem com objetivo de criação de bovinos e plantações de monoculturas (NICASIO et al., 2019).

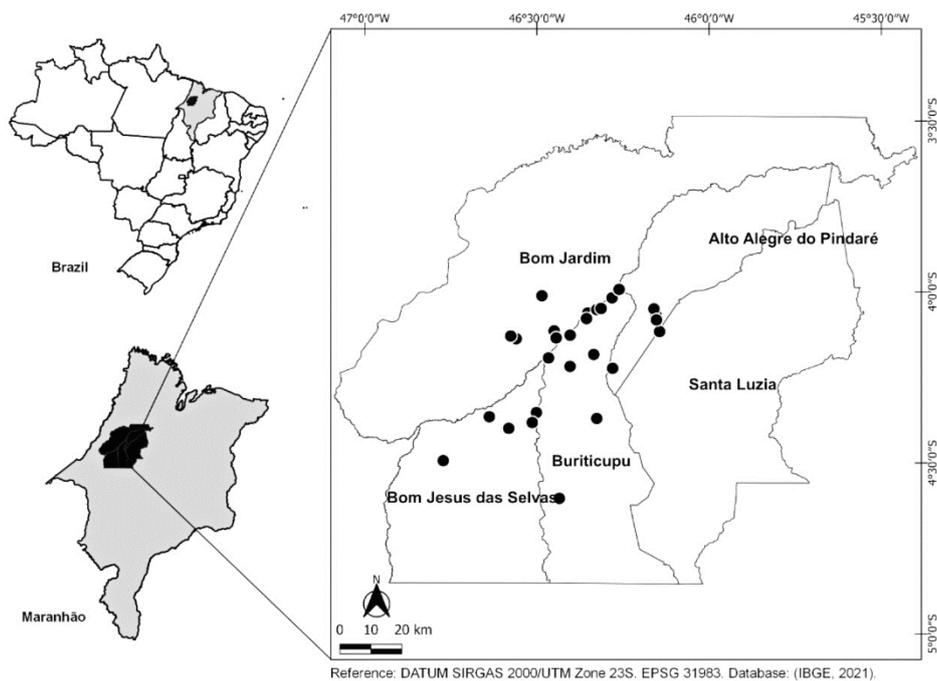


Figura 1. Distribuição espacial dos 30 riachos amostrados na bacia hidrográfica do Rio Pindaré, Maranhão, Brasil.

A bacia hidrográfica do Rio Pindaré estende-se por 720 km (MARTINS; OLIVEIRA, 2011), com relevo plano a suavemente ondulado, com declividade até 25° e

altitude média de 350 m (MUNIZ, 2008; INMET, 2021). O clima da região é quente e úmido com temperaturas médias anuais variando de 24° C a 26° C, sendo o período de estiagem nos meses de junho a novembro (CORREIA FILHO et al., 2011). A precipitação média anual varia entre 1400 e 1800 mm, com a umidade relativa do ar oscilando entre 32% e 63% (MUNIZ, 2008; INMET, 2021).

Delineamento amostral e Amostragem de Odonata

As coletas dos espécimes de Odonata foram realizadas entre os meses de junho a setembro de 2021, período que se caracteriza pela menor precipitação na região. Para a caracterização biótica e abiótica foi delimitado em cada um dos 30 riachos um trecho de 100 metros, sendo subdivididos em 20 segmentos de 5 metros. Em cada segmento, os espécimes adultos de Odonata foram amostrados com uso de uma rede entomológica com diâmetro de 40 cm, seguindo a metodologia de varredura em áreas fixas proposta por Juen & De Marco (2011) e Juen et al., (2014). O tempo médio de permanência em cada ponto de amostragem foi de uma hora, com as coletas sempre entre as 10 e 14 h, pois possibilita amostragem de todos os grupos que estivessem ativos dos no momento da coleta (NORMA-RASHID et al., 2001; DE MARCO; RESENDE, 2002).

Os espécimes coletados foram acondicionados em envelopes de papel-de-seda e imersos em acetona P.A. (Puro para Análise), durante 24 horas (Zygoptera) e 48 horas (Anisoptera) seguindo a metodologia de Lencioni (2006). Cada espécie foi avaliada quanto ao seu estado de conservação pela IUCN e pela lista de espécies ameaçadas do Brasil. Foram utilizadas chaves taxonômicas especializadas para identificar as amostras de Odonata seguindo GARRISON; VON ELLENRIEDER (2015; GARRISON et al. (2006), LENCIONI (2005; 2006). O material coletado foi depositado em coleção científicas para garantir o acesso livre ou retirar possíveis dúvidas taxonômicas.

Caracterização ambiental

Para cada caracterização abiótica foi aplicado o protocolo de avaliação (Índice de Integridade de Habitat-IIH) desenvolvido por Nessimian et al. (2008). Este protocolo é constituído por 12 itens que avaliam o padrão de uso da terra adjacente à vegetação ribeirinha; largura da mata ciliar e seu estado de preservação; estado da mata ciliar dentro de uma faixa de 10m; condição do canal quanto ao tipo de sedimento e presença de dispositivos de retenção; estrutura e desgaste dos barrancos marginais do riacho; caracterização do leito do riacho quanto ao substrato, vegetação aquática, detritos e

disposição das áreas de corredeiras, poções e meandros. Ele varia de 0 a um, aonde quanto maior o valor mais integro é o riacho.

Em cada riacho medimos a largura, profundidade e cobertura do dossel, pois esses fatores ambientais podem influenciar na composição das libélulas (HENDRY; TAYLOR, 2004). A largura e a profundidade foram realizadas com uso de fita métrica em três pontos ao longo de 100 metros e feito uma média das medidas. A cobertura do dossel foi calculada por meio de fotografias utilizando o aplicativo de celular *Canopy app* (versão 1.0.4) que já realiza o processamento para calcular a porcentagem do dossel a partir de imagens retiradas dos locais.

Como as variáveis físico-químicas da água podem influenciar as libélulas em diferentes estágios de seu ciclo de vida (NELSON et al., 2020), realizamos as medições do pH, oxigênio dissolvido (OD), temperatura, condutividade elétrica (CE), utilizando uma sonda multiparamétrica (Horiba U-50). Todas as variáveis citadas foram medidas em três pontos (jusante, intermediário e montante) do trecho de 100 metros, conforme sugerido por (MENDONÇA et al., 2005).

Análise de dados

Em nosso estudo cada riacho representa uma unidade amostral (UA), totalizando 30 UAs. A eficiência de amostragem em nosso estudo para capturar a biodiversidade existente na região do estudo foi avaliada utilizando curvas de rarefação. A riqueza estimada de morfoespécies/espécies foi calculada para todos os locais juntos por meio do estimador Jackknife 1, com intervalo de confiança em 95% (KRELL, 2004). O *software EstimateS* (versão 9.1.0) foi utilizado para as análises (COLWELL, 2013). Para avaliar o efeito das variáveis ambientais na variação da abundância das espécies utilizamos a Análises de correspondência canônica (CCA), com dados padronizados para não serem tendenciosos ou favoráveis às variáveis com mais alta variância. A. Todas as análises foram feitas usando *software past* (versão 4.03).

RESULTADOS

Nos 30 riachos foram coletados um total de 495 indivíduos pertencentes às subordens Anisoptera e Zygoptera, distribuídos em três famílias, 22 gêneros, 23 espécies e seis morfoespécies. A subordem Anisoptera foi a mais dominante, contabilizando 285 indivíduos, 17 espécies e três morfoespécies, enquanto o gênero com maior ocorrência foi *Erythrodiplax*, com cinco espécies registradas (Tabela 1). A subordem Zygoptera, por sua vez, apresentou 210 indivíduos, seis espécies e três

morfoespécies, sendo a espécie *Ishnura capreolus* Hagen, 1861, a mais abundante com 127 indivíduos.

Tabela 1. Espécies/morfoespécies de Odonata coletadas nos municípios localizados na Amazônia legal maranhense. LC = pouco preocupante;; NE = não avaliada.

Espécies	Classificação IUCN	Classificação ICMBio	Referência	Número de espécies	Novo registro para o Maranhão	
ZYGOPTERA						
Calopterygidae						
sp18	<i>Hetaerina sanguinea</i> Selys, 1853	LC	LC	Lozano, 2021	47	Não
Coenagrionidae						
sp24	<i>Acanthagrion</i> sp1	NE	NE	–	9	Não
sp32	<i>Argia oculata</i> Hagen in Selys, 1865	LC	LC	Bota-Sierra & Sandoval, 2021	20	Não
sp30	<i>Argia</i> sp1	NE	NE	–	1	Não
sp31	<i>Ischnura capreolus</i> Hagen, 1861	LC	LC	Indefinido	128	Não
sp11	<i>Epipleoneura metallica</i> Rácenis, 1955	LC	LC	von Ellenrieder, 2009	2	Não
sp26	<i>Epipleoneura</i> sp.1	NE	NE	–	1	Não
sp35	<i>Epipleoneura westfalli</i> Machado, 1986	LC	LC	Mauffray & Tennessen, 2020	2	Não
sp28	<i>Neoneura sylvatica</i> Hagen, 1886	LC	LC	Lozano, 2021	1	Não
ANISOPTERA						
Libellulidae						
sp17	<i>Argyrothemis argentea</i> Ris, 1909	LC	LC	von Ellenrieder, 2009	12	Não
sp16	<i>Dasythemis esmeralda</i> Ris, 1910	LC	LC	Lozano, 2021	9	Não
sp4	<i>Diastatops obscura</i> Fabricius, 1775	LC	LC	Lozano, 2021	39	Não
sp33	<i>Dythemis</i> sp.1	NE	NE	–	1	Não
sp9	<i>Erythemis carmelita</i> Williamson, 1923	LC	LC	von Ellenrieder, 2009	4	Não

sp6	<i>Erythemis peruviana</i> Rambur, 1842	LC	LC	Paulson, 2017	1	Não
sp1	<i>Erythrodiplax basalis</i> Kirby, 1897	LC	LC	Indefinido	149	Não
sp2	<i>Erythrodiplax media</i> Borrer, 1942	LC	LC	Lozano, 2021	26	Não
sp8	<i>Erythrodiplax umbrata</i> Linnaeus, 1758	LC	LC	Paulson, 2017	1	Não
sp14	<i>Erythrodiplax unimaculata</i> De Geer, 1773	LC	LC	Lozano, 2021	2	Sim, UA18
sp13	<i>Macrothemis heteronycha</i> Calvert, 1909	LC	LC	von Ellenrieder, 2009	3	Não
sp12	<i>Miathyria marcella</i> Selys in Sagra, 1857	LC	LC	Paulson, 2017	1	Não
sp36	<i>Micrathyria</i> sp.1	NE	NE	–	8	Não
sp27	<i>Oligoclada abbreviata</i> Rambur, 1842	LC	LC	von Ellenrieder, 2009	7	Não
sp5	<i>Orthemis discolor</i> Burmeister, 1839	LC	LC	Indefinido	2	Não
sp23	<i>Pantala</i> sp.1	NE	NE	–	1	Não
sp22	<i>Perithemis lais</i> Perty, 1834	LC	LC	von Ellenrieder, 2009	5	Não
sp10	<i>Perithemis mooma</i> Kirby, 1889	LC	NE	Lozano, 2021	2	Não
sp7	<i>Uracis imbuta</i> Burmeister, 1839	LC	LC	Lozano, 2021	1	Não
sp3	<i>Zenithoptera lanei</i> Santos, 1941	LC	LC	Lozano, 2021	11	Não
Abundância					495	
Riqueza					29	

A riqueza de espécies estimada foi de 42 espécies e a observada foi de 29. Ao avaliar a eficiência de amostragem, o valor ficou em 70% (riqueza observada dividida pela riqueza estimada) ficando no limiar considerado com boa cobertura. Além disso, ao analisar a curva de acumulação de espécies observa-se um padrão ainda inclinado, sendo importante em um futuro próximo aumentar os esforços de amostragem na região (Figura 2).

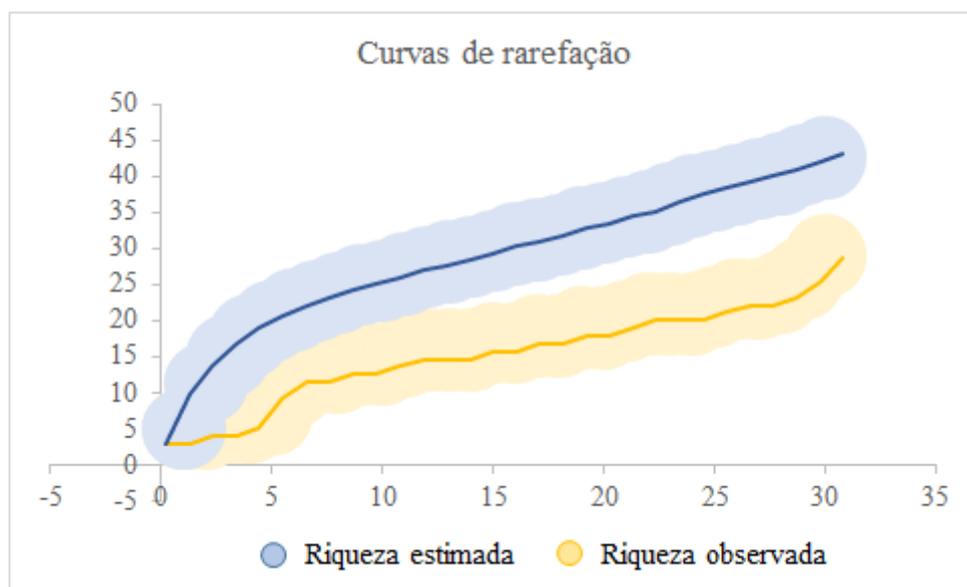


Figura 2. Curvas de refração de riqueza estimada e riqueza observada de espécies de Odonata, amostradas em riachos da Amazônia legal maranhense, Brasil.

Os dois primeiros eixos gerados pelo CCA com as espécies da ordem da Odonata explicaram 49,7% (26,4% no eixo 1 e 23,3% no eixo 2). O eixo 1 mostrou-se positivamente correlacionado com as variáveis ambientais de oxigênio dissolvido e pH, e negativamente correlacionado com a cobertura de dossel, largura e profundidade dos riachos. O eixo 2 foi positivamente correlacionado com a temperatura, oxigênio dissolvido (OD) e a cobertura do dossel, enquanto as variáveis de turbidez e condutividade correlacionaram negativamente no eixo 2 (Figura 3).

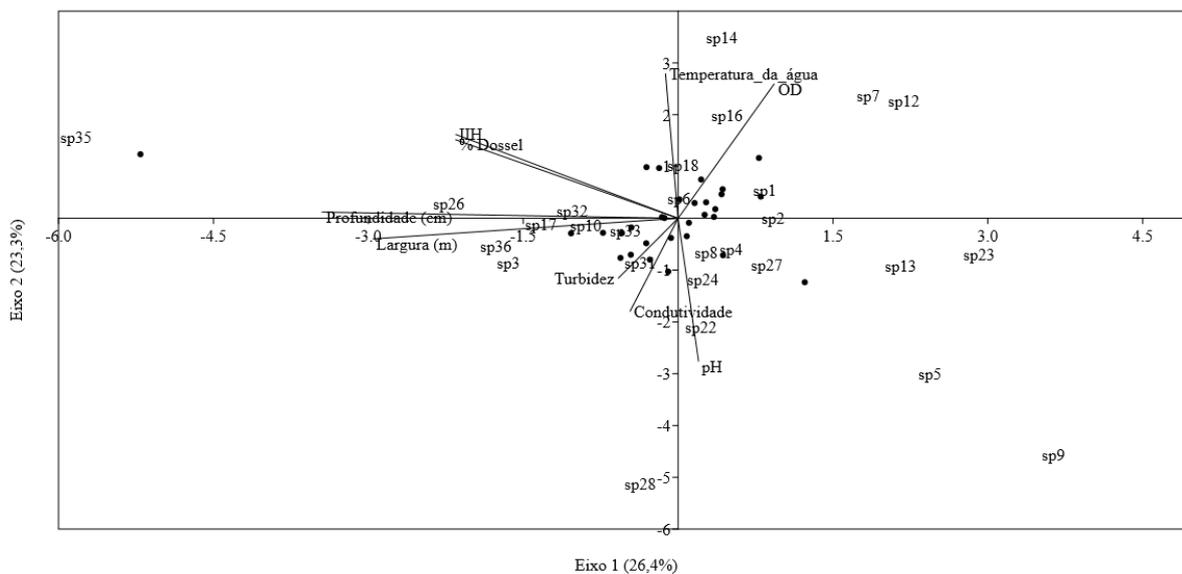


Figura 3. Análise de correspondência canônica (CCA) utilizada para estimar a influência das variáveis ambientais sob as comunidades de Odonata nos riachos da Amazônia legal maranhense.

O primeiro eixo da CCA identificou que as espécies *Zenithoptera lanei* Santos, 1941, *Diastatops obscura* Fabricius, 1775, *Argyrothemis argentea* Ris, 1909, *Ischnura capreolus* Hagen, 1861 e *Micrathyria* sp1 estavam associadas com as variáveis oxigênio dissolvido e pH. Já a parte direita do eixo destaca as espécies *Orthemis discolor* Burmeister, 1839, *Erythemis carmelita* Williamson, 1923, *Macrothemis heteronycha* Calvert, 1909 e *Pantala* sp1 foram associadas com a cobertura de dossel, largura e profundidade dos riachos. Os riachos impactados foram caracterizados por espécies que se beneficiam por áreas mais abertas com maior incidência de sol, pois possuem maior tamanho corporal e capacidade de voo e atingem longas distâncias.

A parte esquerda (negativa) do segundo eixo CCA identificou as espécies *Perithemis lais* Perty, 1834, *Acanthagrion* sp1 e *Neoneura sylvatica* Hagen, 1886 correlacionadas negativamente com a turbidez e condutividade. Já a parte direita do eixo destaca espécies *Uracis imbuta* Burmeister, 1839, *Miathyria marcella* Selys in Sagra, 1857, *Erythrodiplax unimaculata* De Geer, 1773, *Dasythemis esmeralda* Ris, 1910, *Argia* sp1 e *Epipleoneura westfalli* Machado, 1986 correlacionadas positivamente com as variáveis de temperatura, oxigênio dissolvido (OD) e com a cobertura do dossel.

Estes habitats foram caracterizados por espécies que se beneficiam por áreas com maior cobertura vegetal e de menor incidência solar, essas espécies possuem tamanho corporal menor e isso e ficam maior parte do tempo refugiadas na vegetação ciliar dos riachos.

DISCUSSÃO

Nossos resultados mostraram que os riachos estudados se encontram em um gradiente ambiental com grandes impactos ambientais, sobre tudo sobre a vegetação que compõe a mata ciliar desses riachos. Essas alterações refletiram fortemente nos resultados dos espécimes amostrados, apresentando uma alta diversidade nos riachos quando comparamos a outros estudos realizados na região. A avaliação da lista do IUCN e pela lista de espécies ameaçadas do Brasil, mostrou que as espécies amostradas no estudo não estão em risco de extinção, porém algumas dessas espécies sofrem ameaças devido a sua perda de habitat constituído principalmente com vegetação mais intensa. Tivemos um novo registro para o estado do Maranhão a espécie *Erythrodiplax unimaculata* De Geer, 1773, que é um efeito positivo do estudo, pois com isso aumenta o conhecimento acerca da fauna de Odonata no estado. Nossos resultados também mostraram que variáveis como a cobertura do dossel, o pH, temperatura, profundidade e largura dos riachos tiveram um efeito positivo sob a riqueza e abundância das espécies, que mostra que os riachos que foram influenciados por essas variáveis. O trabalho trouxe importantes impactos para os avanços na pesquisa dos insetos da ordem Odonata na região da Amazônia legal maranhense, este estudo expandiu um pouco mais a área amostrada para libélulas na região, reduzindo lacunas de conhecimento, pois os estudos eram quase inexistentes nos riachos dessa região, com isso o conhecimento sobre as espécies que ocorrem na região foi consolidado com esse novo estudo. Para diminuir essas lacunas de conhecimento é preciso novos estudos abordando novas discussões relacionadas aos monitoramentos dessas áreas, principalmente onde ainda há vegetação ciliar e sobre o padrão de distribuição das espécies nos gradientes ambientais apresentados diante da grande degradação proveniente do mal uso do solo.

Áreas com forte impacto ambiental provocados pelo mau uso do solo reflete na biodiversidade encontrada nesses ambientes, principalmente sobre os macroinvertebrados aquáticos (ZARNETSKE et al., 2020), eles são afetados pela perda de seu habitat para a plantações de monoculturas pastagem para criação de gado (MTHIMUNYE; MUNYAI, 2022). Em nosso estudo identificamos que os impactos ambientais encontrados nos riachos alteraram a abundância e a distribuição das espécies

amostradas. Os riachos que tiveram a retirada da vegetação que compõe a mata ciliar e maior perturbação ambiental favoreceram o aumento da abundância de espécies generalistas (OLIVEIRA-JUNIOR et al., 2019). As espécies generalistas são mais resistentes as alterações no ambiente e conseguem sobreviver em condições críticas de degradação em um gradiente ambiental de menor vegetação e com uso do solo usado para recriação (ROBINSON; STRAUSS, 2020).

Nossos resultados mostraram que as espécies *Zenithoptera lanei* Santos, 1941, *Diastatops obscura* Fabricius, 1775, *Argyrothemis argentea* Ris, 1909 e *Ischnura capreolus* Hagen, 1861 foram influenciadas pelo pH e oxigênio dissolvido. O pH possui influencia sob a comunidade de libélulas, aumentando ou diminuindo a diversidade de espécies de acordo com sua variação no gradiente (POLLARD; BERRILL, 1992), em nosso estudo ele foi correlacionado positivamente nos riachos de áreas mais abertas, e favorecendo no aumento da diversidade de espécies generalistas de ambiente (HONKANEN et al., 2011). O pH mais baixo desses riachos mantém a diversidade de espécies de libélulas (KIETZKA et al., 2017).

As espécies *Uracis imbuta* Burmeister, 1839, *Miathyria marcella* Selys in Sagra, 1857, *Erythrodiplax unimaculata* De Geer, 1773 e *Dasythemis esmeralda* Ris, 1910 foram influenciadas principalmente pela temperatura da água. A temperatura está em constante variação, principalmente diante de um gradiente de paisagem, essa variação de temperatura influencia na diversidade de espécies encontradas no ambiente (GARTEN; GENTRY, 1976). Os ambientes que tiveram a temperatura da água mais baixa influenciam para a maior abundância de espécies, enquanto temperaturas mais altas dificultam no desenvolvimento das espécies (STARR; MCINTYRE, 2019). A integridade do habitat é muito importante para esta variável, pois depende do seu estado de conservação e pode causar mudanças drásticas na comunidade de libélulas (DUTRA; DE MARCO, 2015).

Nossos resultados mostraram que a espécie *Erythrodiplax basalis* Kirby, 1897 teve maior abundância nos riachos amostrados. Essa espécie é caracterizada por conseguir resistir a ambientes com altos graus de perturbação e com dossel mais aberto com maior exposição ao sol e grande distribuição geográfica (FERREIRA et al., 1979). Algumas espécies da subordem Anisoptera são generalistas e possuem preferências por ambientes de menor cobertura vegetal e com perturbação (MENDOZA-PENAGOS et al., 2021). Essas espécies possuem também maior capacidade de voo e podem buscar presas com maior facilidade que outras (RÜPPELL, 1989), principalmente devido sua

estrutura corporal que permitem alcançar grandes áreas em busca de recursos (GRABOW; RÜPPELL, 1995).

Para a subordem Zygoptera as espécies dos riachos que tiveram influência pelo grau da vegetação ribeirinha e especialmente pela cobertura do dossel foram as espécies *Epiploneura westfalli* Machado, 1986 e *Argia* sp1. A subordem Zygoptera possui maior dependência de características ambientais do clima e temperatura que ocorrem nos riachos (MENDES et al., 2015). Além da cobertura do dossel variáveis como largura e profundidade influenciaram sobre a subordem Zygoptera (MENDES et al., 2019), essas variáveis são importantes para estruturar essas espécies, e quando há perturbação seus parâmetros alterados e prejudicando a biodiversidade que habita nesses ambientes (MENDES et al., 2018).

Um resultado que chama a atenção que a integridade e a conservação dos riachos amostrados na região estão muito baixas. No entanto, apesar disso eles ajudando na conservação das espécies e na manutenção da biodiversidade, pois mesmo em estado de degradação realizam conectividade regional reduzindo a distância entre as assembleias de Odonata existentes na região (SIMON; TRAVIS, 2010). Esse é um fator muito importante, visto que algumas espécies possuem capacidade de dispersão reduzida devido as suas características ecofisiológicas (LIMA et al., 2021).

CONCLUSÃO

Concluimos que os riachos amostrados amostrados estão sofrendo com a forte degradação promovida pelas atividades antrópicas e pelo mal uso do solo, sobretudo pela retirada da vegetação ciliar dos riachos para a plantação de monocultura de pastagem. Nosso estudo apresentou uma riqueza de espécies, mas a riqueza de espécies encontrada em sua grande maioria é de espécies generalistas, evidenciando a forte degradação no ambiente recorrente na região. Essa maior riqueza de espécies generalistas é maior para a subordem Anisoptera, devido as suas características de adaptação para ambientes perturbados. Nossos resultados ressaltam a necessidade de monitorar essas áreas para reduzir a perda de biodiversidade e principalmente das espécies que são restritas aos ambientes de maior cobertura vegetal. Para que haja um manejo e monitoramento dessas áreas onde são encontrados esses riachos é preciso que órgãos públicos, tais como as Secretárias Municipais de Meio Ambiente (SEMA) crie projetos que possam se aproximar dos proprietários dessas áreas e realizar um trabalho de conscientização para preservação desses recursos aquáticos.

REFERÊNCIAS

ACHEAMPONG, E. O.; MACGREGOR, C. J.; SLOAN, S.; SAYER, J. O. desmatamento é impulsionado pela expansão agrícola nas reservas florestais de Gana. **Africano Científico**, v. 5, p. e00146, 2019.

ALTENBURGER, R. et al. Future water quality monitoring: improving the balance between exposure and toxicity assessments of real-world pollutant mixtures. **Environmental Sciences Europe**, v. 31, n. 1, p. 1-17, 2019.

ARANTES, C. C.; WINEMILLER, K. O.; PETRERE, M.; CASTELLO, L.; HESS, L. L.; FREITAS, C. E. Relationships between forest cover and fish diversity in the Amazon River floodplain. **Journal of applied ecology**, v. 55, n. 1, p. 386-395, 2018.

BALZAN, M. V. Associations of dragonflies (Odonata) to habitat variables within the Maltese Islands: a spatio-temporal approach. **Journal of Insect Science**, v. 12, n. 1, 2012.

BIGGS, J.; VON FUMETTI, S.; KELLY-QUINN, M. The importance of small waterbodies for biodiversity and ecosystem services: implications for policy makers. **Hydrobiologia**, v. 793, p. 3-39, 2017.

BOTA-SIERRA, C. A.; SANDOVAL-H, J. *Argia oculata*. The IUCN Red List of Threatened Species 2021: e.T49254346A49255201. Disponível em: <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2021-2.RLTS.T49254346A49255201.en> . Acessado em 06 de março de 2023.

CARVALHO, W. D. et al. A diversidade taxonômica, funcional e filogenética de morcegos diminui de habitats naturais mais complexos para habitats naturais menos complexos na Amazônia. **Oecologia**, v. 197, p. 223-239, 2021.

CELENTANO, D. et al. Desmatamento, degradação e violência no " Mosaico Gurupi"-A região mais ameaçada da Amazônia. **Estudos Avançados**, v. 32, p. 315-339, 2018.

COLWELL, R. K. EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 9.1. User's Guide and application published at: <http://purl.oclc.org/estimates>. 2013.

CORREIA FILHO, F. L., E. R. GOMES, O. O. NUNES, LOPES FILHO, B. J. Projeto Cadastro de Fontes de Abastecimento por Água Subterrânea, estado do Maranhão: relatório diagnóstico do município de Buriticupu. Teresina: CPRM - Serviço Geológico do Brasil, 2011.

COUCEIRO, S. R. M; DIAS-SILVA, K.; HAMADA, N. Influence of climate seasonality on the effectiveness of the use of aquatic macroinvertebrates in urban impact evaluation in central Amazonia. **Limnology**, v. 22, n. 2, p. 237-244, 2021.

CUNHA, E. J.; DE ASSIS MONTAG, L. F.; JÜEN, L. Oil palm crops effects on environmental integrity of Amazonian streams and Heteropteran (Hemiptera) species diversity. **Ecological Indicators**, v. 52, p. 422-429, 2015.

DADASHPOOR, H.; AZIZI, P.; MOGHADASI, M. Land use change, urbanization, and change in landscape pattern in a metropolitan area. **Science of the Total Environment**, v. 655, p. 707-719, 2019.

DALZUCHIO, M. S.; PÉRICO, E.; DAMETTO, N.; SAHLÉN, G. Rapid functional traits turnover in boreal dragonfly communities (Odonata). **Scientific Reports**, v. 10, n. 1, p. 15411, 2020.

DE MARCO JR.; VIANNA, D. M. Distribuição do esforço de coleta de Odonata no Brasil—subsídios para escolha de áreas prioritárias para levantamentos faunísticos. **Lundiana: International Journal of Biodiversity**, v. 6, n. sup., p. 13-26, 2005.

DEACON, C.; SAMWAYS, M. J. A review of the impacts and opportunities for African urban dragonflies. **Insects**, v. 12, n. 3, p. 190, 2021.

DUTRA, S.; DE MARCO, P. Bionomic differences in odonates and their influence on the efficiency of indicator species of environmental quality. **Ecological indicators**, v. 49, p. 132-142, 2015.

ELLWANGER, J. H. et al. Beyond diversity loss and climate change: Impacts of Amazon deforestation on infectious diseases and public health. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 92, 2020.

FLUKES, E. B.; JOHNSON, C. R.; WRIGHT, J. T. Thinning of kelp canopy modifies understory assemblages: the importance of canopy density. **Marine Ecology Progress Series**, v. 514, p. 57-70, 2014.

FLUKES, E. B.; JOHNSON, C. R.; WRIGHT, J. T. Thinning of kelp canopy modifies understory assemblages: the importance of canopy density. **Marine Ecology Progress Series**, v. 514, p. 57-70, 2014.

GARRISON, R. W.; VON ELLENRIEDER, N. **Damselflies of the genus Argia of the Guiana Shield (Odonata: Coenagrionidae)**. Zootaxa, 2015.

GARRISON, R. W.; VON ELLENRIEDER, N.; LOUTON, J. A. **Dragonfly genera of the New World: an illustrated and annotated key to the Anisoptera**. JHU Press, 2006.

GARTEN JR, C. T.; GENTRY, J. B. Thermal tolerance of dragonfly nymphs. II. Comparison of nymphs from control and thermally altered environments. **Physiological Zoology**, v. 49, n. 2, p. 206-213, 1976.

GOLUB, A.; HERRERA, D.; LESLIE, G.; PIETRACCI, B.; LUBOWSKI, R. A real options framework for reducing emissions from deforestation: Reconciling short-term incentives with long-term benefits from conservation and agricultural intensification. **Ecosystem Services**, v. 49, p. 101275, 2021.

GRABOW, K.; RÜPPELL, G. Wing loading in relation to size and flight characteristics of European Odonata. **Odonatologica**, v. 24, n. 2, p. 175-186, 1995.

GRANTHAM, H. S. et al. Anthropogenic modification of forests means only 40% of remaining forests have high ecosystem integrity. **Nature communications**, v. 11, n. 1, p. 5978, 2020.

HARABIŠ, F.; DOLNÝ, A. Ecological factors determining the density-distribution of Central European dragonflies (Odonata). **European Journal of Entomology**, v. 107, n. 4, 2010.

HENDRY, A. P.; TAYLOR, E. B. How much of the variation in adaptive divergence can be explained by gene flow? An evaluation using lake-stream stickleback pairs. **Evolution**, v. 58, n. 10, p. 2319-2331, 2004.

HONKANEN, M.; SORJANEN, A.; MÖNKKÖNEN, M. Deconstructing responses of dragonfly species richness to area, nutrients, water plant diversity and forestry. **Oecologia**, v. 166, p. 457-467, 2011.

HORTAL, J.; DE BELLO, F.; DINIZ-FILHO, J. A. F.; LEWINSOHN, T. M.; LOBO, J. M.; LADLE, R. J. Seven shortfalls that beset large-scale knowledge of biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, v. 46, p. 523-549, 2015.

INDEFINIDO. *Erythrodiplax basalis*. The IUCN Red List of Threatened Species 2021: e.T49254618A49255841. Disponível em: <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2021-1.RLTS.T49254618A49255841.en>. Acessado em 07 de março de 2023.

INMET – Instituto Nacional de Meteorologia. Dados climáticos da Estação Buriticupu TRMM.8507, 2022. Disponível em: www.inmet.gov.br/. Acesso em: 23 julho. 2022.

Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais: TerraBrasilis, 2022. Disponível em: <http://terrabrasilis.dpi.inpe.br/app/dashboard/fires/biomes/aggregated/#>. Acesso em: 28 julho. 2022.

Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais: TerraBrasilis, 2022. Disponível em: <http://terrabrasilis.dpi.inpe.br/app/dashboard/fires/biomes/aggregated/#>. Acesso em: 28 julho. 2022.

JÉZÉQUEL, C. et al. Freshwater fish diversity hotspots for conservation priorities in the Amazon Basin. **Conservation biology**, v. 34, n. 4, p. 956-965, 2020.

JUEN, L.; DE MARCO JR, P. Odonate biodiversity in terra-firme forest streamlets in Central Amazonia: on the relative effects of neutral and niche drivers at small geographical extents. **Insect Conservation and Diversity**, v. 4, n. 4, p. 265-274, 2011.

JUEN, L.; OLIVEIRA-JUNIOR, J. M. B. D.; SHIMANO, Y.; MENDES, T. P.; CABETTE, H. S. R. Composição e riqueza de Odonata (Insecta) em riachos com diferentes níveis de conservação em um ecótone Cerrado-Floresta Amazônica. **Acta Amazonica**, v. 44, p. 223-233, 2014.

JUEN, L.; DE MARCO, P. Dragonfly endemism in the Brazilian Amazon: competing hypotheses for biogeographical patterns. **Biodiversity and Conservation**, v. 21, p. 3507-3521, 2012.

KALKMAN, V. J.; CLAUSNITZER, V.; DIJKSTRA, K. D. B.; ORR, A. G.; PAULSON, D. R.; VAN TOL, J. Global diversity of dragonflies (Odonata) in freshwater. **Freshwater animal diversity assessment**, p. 351-363, 2008.

KIETZKA, G. J.; PRYKE, J. S.; SAMWAYS, M. J. Aerial adult dragonflies are highly sensitive to in-water conditions across an ancient landscape. **Diversity and Distributions**, v. 23, n. 1, p. 14-26, 2017.

KRELL, F.T. Parataxonomy vs. taxonomy in biodiversity studies—pitfalls and applicability of ‘morphospecies’ sorting. *Biodiver. Conserv.* v. 13, 795-812, 2004.

LENCIONI, F. A. A. **Damselflies of Brazil: an illustrated identification guide.** All Print Editora, 2005.

LENCIONI, Frederico AA. **Damselflies of Brazil: Non-coenagrionidae families.** All Print Editora, 2006.

LIMA, D. V. M.; DE ALMEIDA, M. F. T.; VICENTE, J. X. Efeitos da sazonalidade sobre a composição e riqueza de larvas de odonatas em lagos urbanos, Rio Branco (AC), Brasil. **Multidisciplinary Sciences Reports**, v. 1, n. 1, p. 1-16, 2021.

LOZANO, F. *Dasythemis esmeralda*. The IUCN Red List of Threatened Species 2021: e.T49254368A49255781. Disponível em: <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2021-1.RLTS.T49254368A49255781.en>. Acessado em 07 de março de 2023.

LOZANO, F. *Diastatops obscura*. The IUCN Red List of Threatened Species 2021: e.T49254293A49255793. Disponível em: <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2021-1.RLTS.T49254293A49255793.en>. Acessado em 07 de março de 2023.

LOZANO, F. *Erythrodiplax media*. The IUCN Red List of Threatened Species 2021: e.T49254393A49255889. Disponível em: <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2021-1.RLTS.T49254393A49255889.en>. Acessado em 07 de março de 2023.

LOZANO, F. *Erythrodiplax unimaculata*. The IUCN Red List of Threatened Species 2021: e.T49254250A49255917. Disponível em: <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2021-1.RLTS.T49254250A49255917.en>. Acessado em 07 de março de 2023.

LOZANO, F. *Hetaerina sanguinea*. The IUCN Red List of Threatened Species 2021: e.T49254488A49254997. Disponível em: <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2021-1.RLTS.T49254488A49254997.en>. Acesso em 07 março de 2023.

LOZANO, F. *Neoneura sylvatica*. The IUCN Red List of Threatened Species 2021: e.T49254433A49256693. Disponível em: <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2021-1.RLTS.T49254433A49256693.en>. Acessado em 07 de março de 2023.

LOZANO, F. *Perithemis mooma*. The IUCN Red List of Threatened Species 2021: e.T49254629A49256149. Disponível em: <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2021-1.RLTS.T49254629A49256149.en>. Acessado em 07 de março de 2023.

LOZANO, F. *Uracis imbuta*. The IUCN Red List of Threatened Species 2021: e.T49254310A49256197. Disponível em: <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2021-1.RLTS.T49254310A49256197.en>. Acessado em 07 de março de 2023.

LOZANO, F. *Zenithoptera lanei*. The IUCN Red List of Threatened Species 2021: e.T49254508A49256217. Disponível em: <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2021-1.RLTS.T49254508A49256217.en>. Acessado em 07 março de 2023.

LUKE, S. H.; DOW, R. A.; BUTLER, S.; VUN KHEN, C.; ALDRIDGE, D. C., FOSTER, W. A.; TURNER, E. C. The impacts of habitat disturbance on adult and larval dragonflies (Odonata) in rainforest streams in Sabah, Malaysian Borneo. **Freshwater Biology**, v. 62, n. 3, p. 491-506, 2017.

LUKE, S. H.; DOW, R. A.; BUTLER, S.; VUN KHEN, C.; ALDRIDGE, D. C., FOSTER, W. A.; TURNER, E. C. The impacts of habitat disturbance on adult and larval dragonflies (Odonata) in rainforest streams in Sabah, Malaysian Borneo. **Freshwater Biology**, v. 62, n. 3, p. 491-506, 2017.

LUNDBERG, C.; ABMAN, R. Maize price volatility and deforestation. **American Journal of Agricultural Economics**, v. 104, n. 2, p. 693-716, 2022.

MARTINS, M. B.; DE OLIVEIRA, T. G. Amazônia maranhense: diversidade e conservação. Belém: Museu Paraense Emílio Goeldi, p. 329, 2011.

MAUFFRAY, W.; TENNESSEN, K. *Epipleoneura westfalli*. The IUCN Red List of Threatened Species 2020: e.T120037525A120037596. Disponível em: <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2020-2.RLTS.T120037525A120037596.en> . Acessado em 07 de março de 2023.

MELLO, K.; VALENTE, R. A.; RANDHIR, T. O.; DOS SANTOS, A. C. A.; VETTORAZZI, C. A. Effects of land use and land cover on water quality of low-order streams in Southeastern Brazil: Watershed versus riparian zone. **Catena**, v. 167, p. 130-138, 2018.

MENDES, T. P.; BENONE, N. L.; JUEN, L. To what extent can oil palm plantations in the Amazon support assemblages of Odonata larvae?. **Insect Conservation and Diversity**, v. 12, n. 5, p. 448-458, 2019.

MENDES, T. P.; CABETTE, H. S. R.; JUEN, L. Setting boundaries: Environmental and spatial effects on Odonata larvae distribution (Insecta). **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 87, p. 239-248, 2015.

MENDES, T. P.; LUIZA-ANDRADE, A.; CABETTE, H. S. R.; JUEN, L. How does environmental variation affect the distribution of dragonfly larvae (Odonata) in the Amazon-Cerrado transition zone in Central Brazil?. **Neotropical entomology**, v. 47, p. 37-45, 2018.

MENDONÇA, F. P.; MAGNUSSON, W. E.; ZUANON, J. Relationships between habitat characteristics and fish assemblages in small streams of Central Amazonia. **Copeia**, v. 2005, n. 4, p. 751-764, 2005.

MENDOZA-PENAGOS, C. C.; CALVÃO, L. B.; JUEN, L. A new biomonitoring method using taxonomic families as substitutes for the suborders of the Odonata (Insecta) in Amazonian streams. **Ecological Indicators**, v. 124, p. 107388, 2021.

MOORE, A. A.; PALMER, M. A. Invertebrate biodiversity in agricultural and urban headwater streams: implications for conservation and management. **Ecological Applications**, v. 15, n. 4, p. 1169-1177, 2005.

MTHIMUNYE, T. A.; MUNYAI, T. C. Can Monoculture Timber Plantations Conserve More Ant Communities Than Adjacent Natural Forests?. **Diversity**, v. 14, n. 6, p. 430, 2022.

MUNIZ, F. H. Flowering and fruiting patterns of the Maranhense Amazon rainforest trees. **Acta Amazonica**, v. 38, p. 617-626, 2008.

NELSON, S. J.; CHEN, C. Y.; KAHL, J. S. Dragonfly larvae as biosentinels of Hg bioaccumulation in Northeastern and Adirondack lakes: relationships to abiotic factors. **Ecotoxicology**, v. 29, n. 10, p. 1659-1672, 2020.

NESSIMIAN, J. L.; VENTICINQUE, E. M.; ZUANON, J.; DE MARCO JR, P.; GORDO, M.; FIDELIS, L.; BATISTA, J. D.; JUEN, L. Land use, habitat integrity, and aquatic insect assemblages in Central Amazonian streams. **Hydrobiologia**, v. 614, p. 117-131, 2008.

NICASIO, K.; SANTOS F.; SILVA, K. M.; MARTINS, J.; CAJAÍBA, R. L. Avaliação ambiental de lagoas naturais e artificiais no município de Buriticupu, MA. **Enciclopédia Biosfera**, v. 16, n. 29, 2019.

NING, M.; LI, H.; XU, Z.; CHEN, L.; HE, Y. Picophytoplankton identification by flow cytometry and high-throughput sequencing in a clean reservoir. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 216, p. 112216, 2021.

NORMA-RASHID, Y.; MOHD-SOFIAN, A.; ZAKARIA-ISMAIL, M. Diversity and distribution of Odonata (dragonflies and damselflies) in the fresh water swamp lake Tasek Bera, Malaysia. *Hydrobiologia*, v. 459, p. 135-146, 2001.

OLIVEIRA-JUNIOR, J. M. B.; DIAS-SILVA, K.; TEODÓSIO, M. A.; JUEN, L. The response of Neotropical dragonflies (Insecta: Odonata) to local and regional abiotic factors in small streams of the Amazon. *Insects*, v. 10, n. 12, p. 446, 2019.

OLIVEIRA-JUNIOR, J. M. B.; JUEN, L. Structuring of dragonfly communities (Insecta: Odonata) in eastern Amazon: Effects of environmental and spatial factors in preserved and altered streams. *Insects*, v. 10, n. 10, p. 322, 2019.

PATANG, F. SOEGIANTO, A.; HARIYANTO, S. Benthic macroinvertebrates diversity as bioindicator of water quality of some rivers in East Kalimantan, Indonesia. *International Journal of Ecology*, v. 2018, 2018.

PAULSON, D. R. *Erythemis peruviana*. The IUCN Red List of Threatened Species 2017: e.T49254729A49255821. Disponível em: <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2017-3.RLTS.T49254729A49255821.en>. Acessado em 07 de março de 2023.

PAULSON, D. R. *Erythrodiplax umbrata*. The IUCN Red List of Threatened Species 2017: e.T49254239A49255913. Disponível em: <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2017-3.RLTS.T49254239A49255913.en>. Acessado em 07 de março de 2023.

PAULSON, D. R. *Miathyria marcella*. The IUCN Red List of Threatened Species 2017: e.T165066A80685834. Disponível em: <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2017-3.RLTS.T165066A80685834.en>. Acessado em 07 de março de 2023.

POLLARD, J. B.; BERRILL, M. The distribution of dragonfly nymphs across a pH gradient in south-central Ontario lakes. *Canadian Journal of Zoology*, v. 70, n. 5, p. 878-885, 1992.

RABALAIS, N. N. Nitrogen in aquatic ecosystems. **AMBIO: a Journal of the Human Environment**, v. 31, n. 2, p. 102-112, 2002.

RESENDE, D. C. et al. Activity patterns and thermoregulation in a tropical dragonfly assemblage. **Odonatologica**, v. 31, n. 2, p. 129-138, 2002.

RIBEIRO, C.; JUEN, L.; RODRIGUES, M. E. The Zygoptera/Anisoptera ratio as a tool to assess anthropogenic changes in Atlantic Forest streams. **Biodiversity and Conservation**, v. 30, n. 5, p. 1315-1329, 2021.

ROBINSON, M. L.; STRAUSS, S. Y. Generalists are more specialized in low-resource habitats, increasing stability of ecological network structure. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 117, n. 4, p. 2043-2048, 2020.

RUEDA, X.; VELEZ, M. A.; MOROS, L.; RODRIGUEZ, L. Beyond proximate and distal causes of land-use change: Linking Individual motivations to deforestation in rural contexts. **Ecology and Society**, v. 24, n. 1, 2019.

RÜPPELL, G. Kinematic analysis of symmetrical flight manoeuvres of Odonata. **Journal of experimental Biology**, v. 144, n. 1, p. 13-42, 1989.

SARAVANAN, K.; ANUSUYA, E.; KUMAR, R.; SON, L. H. Real-time water quality monitoring using Internet of Things in SCADA. **Environmental monitoring and assessment**, v. 190, p. 1-16, 2018.

SHIMBA, M. J.; JONAH, F. E. Macroinvertebrates as bioindicators of water quality in the Mkondoa River, Tanzania, in an agricultural area. **African journal of aquatic science**, v. 41, n. 4, p. 453-461, 2016.

SILVA-ARAÚJO, M. et al. Effects of riparian deforestation on benthic invertebrate community and leaf processing in Atlantic forest streams. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 18, n. 4, p. 277-282, 2020.

SMITH, V. H.; SCHINDLER, D. W. Ciência da eutrofização: para onde vamos a partir daqui?. **Tendências em ecologia e evolução**, v. 24, n. 4, pág. 201-207, 2009.

STARR, S. M.; MCINTYRE, N. E. Effects of water temperature under projected climate change on the development and survival of *Enallagma civile* (Odonata: Coenagrionidae). **Environmental entomology**, v. 49, n. 1, p. 230-237, 2020.

SUMUDUMALI, R. G. I.; JAYAWARDANA, J. M. C. K. A review of biological monitoring of aquatic ecosystems approaches: with special reference to macroinvertebrates and pesticide pollution. **Environmental Management**, v. 67, n. 2, p. 263-276, 2021.

VALERA, C. A. et al. The buffer capacity of riparian vegetation to control water quality in anthropogenic catchments from a legally protected area: A critical view over the Brazilian new forest code. **Water**, v. 11, n. 3, p. 549, 2019.

VILELA, D. S.; KOROIVA, R.; TOSTA, T. H. A.; NOVAES, M. C.; GUILLERMO-FERREIRA, R. Dragonflies and damselflies from the West of Minas Gerais, Brazil: checklist and new records. **Biota Neotropica**, v. 20, 2020.

VON ELLENRIEDER, N. *Macrothemis heteronycha*. The IUCN Red List of Threatened Species 2009: e.T158870A5285513. Disponível em: <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2009-2.RLTS.T158870A5285513.en>. Acessado em 07 de março de 2023.

VON ELLENRIEDER, N. *Argyrothemis argentea*. The IUCN Red List of Threatened Species 2009: e.T158977A5299797. Disponível em: <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2009-2.RLTS.T158977A5299797.en>. Acessado em 07 de março de 2023.

VON ELLENRIEDER, N. *Epipleoneura metalica*. The IUCN Red List of Threatened Species 2009: e.T158998A5302596. Disponível em: <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2009-2.RLTS.T158998A5302596.en> . Acessado em 07 de março de 2023.

VON ELLENRIEDER, N. *Erythemis carmelita*. The IUCN Red List of Threatened Species 2009: e.T159094A5310768. Disponível em: <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2009-2.RLTS.T159094A5310768.en>. Acessado em 07 de março de 2023.

VON ELLENRIEDER, N. *Oligoclada abbreviata*. The IUCN Red List of Threatened Species 2009: e.T158859A5283891. Disponível em: <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2009-2.RLTS.T158859A5283891.en>. Acessado em 07 de março de 2023.

VON ELLENRIEDER, N. *Perithemis lais*. The IUCN Red List of Threatened Species 2009: e.T158876A5286230. Disponível em: <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2009-2.RLTS.T158876A5286230.en>. Acessado em 07 de março de 2023.

WONGLERSAK, R.; FENBERG, P. B.; LANGDON, P. G.; BROOKS, S. J. PRICE, B. W. Temperature-body size responses in insects: a case study of British Odonata. **Ecological Entomology**, v. 45, n. 4, p. 795-805, 2020.

WONGLERSAK, R.; FENBERG, P. B.; LANGDON, P. G.; BROOKS, S. J. PRICE, B. W. Temperature-body size responses in insects: a case study of British Odonata. **Ecological Entomology**, v. 45, n. 4, p. 795-805, 2020.

ZARNETSKE, P. L. et al. Potential ecological impacts of climate intervention by reflecting sunlight to cool Earth. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 118, n. 15, p. e1921854118, 2021.

ZENI, J. O.; PÉREZ-MAYORGA, M. A.; ROA-FUENTES, C. A.; BREJÃO, G. L.; CASATTI, L. How deforestation drives stream habitat changes and the functional structure of fish assemblages in different tropical regions. **Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems**, v. 29, n. 8, p. 1238-1252, 2019.

CONCLUSÃO GERAL

Diante desse gradiente ambiental de paisagem que os riachos estão inseridos podemos perceber a influência das variáveis ambientais sobre as espécies da ordem Odonata, principalmente a preservação da mata ciliar e o mal uso do solo que reflete na qualidade da água. As libélulas dependem possuem diferenças quanto a sua fisiologia e anatomia e isso faz com que ambiente selecione as espécies. E em nossos resultados podemos perceber que as libélulas de tamanho corporal maior e algumas espécies generalistas ocupam riachos que são mais abertos e de maior insolação. E as espécies com tamanho corpóreo menor e com mais especificidades de habitat preferem os riachos com maior cobertura da vegetação e menor insolação. Essa variação ambiental consequentemente aumenta a diversidade de espécies de libélulas devido as suas características. Com base nos resultados obtidos, verifica-se a importância desses ambientes para espécies de libélulas e da biodiversidade aquática em geral, e a necessidade de orientar os proprietários dos imóveis onde estes ambientes estão localizados sobre melhores técnicas de manejo mais sustentáveis e até mesmo meios de recuperar aqueles que estão em maior estado de degradação. Essas orientações podem ser realizadas através de projetos de extensão desenvolvidas por instituições de ensino e SEMMA (Secretaria Municipal de Meio Ambiente). Além disso, sugere-se a realização de estudos com maior número de riachos e amostradas para ampliar os dados já obtidos com esse estudo e anteriores a este.