



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO OESTE DO PARÁ
INSTITUTO DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA DAS ÁGUAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIODIVERSIDADE**

MARCIO VIEIRA DO NASCIMENTO

**ATRIBUTOS TAXONÔMICOS DE MACROINVERTEBRADOS E GRUPOS
FUNCIONAIS DE ALIMENTAÇÃO DE CHIRONOMIDAE COMO FERRAMENTA
PARA AVALIAÇÃO DE LAGOS DE INUNDAÇÃO NA AMAZÔNIA BRASILEIRA**

SANTARÉM – PA

2024



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO OESTE DO PARÁ
INSTITUTO DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA DAS ÁGUAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIODIVERSIDADE**

MARCIO VIEIRA DO NASCIMENTO

**ATRIBUTOS TAXONÔMICOS DE MACROINVERTEBRADOS E GRUPOS
FUNCIONAIS DE ALIMENTAÇÃO DE CHIRONOMIDAE COMO FERRAMENTA
PARA AVALIAÇÃO DE LAGOS DE INUNDAÇÃO NA AMAZÔNIA BRASILEIRA**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade da Universidade Federal do Oeste do Pará, como requisito para obtenção de grau de Mestre em Biodiversidade.

Orientador(a): Prof (a). Dr(a). Sheyla Regina Marques Couceiro

Coorientador(a): Prof (a). Dr(a). Livia Maria Fusari

SANTARÉM – PA

2024

Dados Internacionais de Catalogação-na-Publicação (CIP)
Sistema Integrado de Bibliotecas – SIBI/UFOPA

- N244a Nascimento, Márcio Vieira do
Atributos taxonômicos de macroinvertebrados e grupos funcionais de alimentação de Chironomidae como ferramenta para avaliação de lagos de inundação na Amazônia Brasileira./ Márcio Vieira do Nascimento. - Santarém, 2024.
71 p. : il.
Inclui bibliografias.
- Orientadora: Sheyla Regina Marques Couceiro.
Coorientadora: Lívia Maria Fusari.
Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Oeste do Pará, Instituto de Ciências e Tecnologia das Águas, Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade.
1. Ações antrópicas. 2. Bioindicadores. 3. Uso do solo. 4. Cobertura do solo. I. Couceiro, Sheyla Regina Marques, *orient.* II. Fusari, Lívia Maria, *coorient.* III. Título.

CDD: 23 ed. 595.77209811



Universidade Federal do Oeste do Pará
PROGRAMA DE PÓS GRADUAÇÃO EM BIODIVERSIDADE

ATA Nº 40

Em acordo com o Regimento do Programa de Pós Graduação em Biodiversidade da Universidade Federal do Oeste do Pará, a dissertação de mestrado é julgada por uma Banca Avaliadora não presencial, constituída por cinco avaliadores, sendo um deles obrigatoriamente externo ao curso, com título de doutor (Artigo 56 do referido regimento). O acadêmico é considerado aprovado quando ao menos três membros avaliadores emitirem pareceres aprovado. Alternativamente, o discente será dispensado da banca avaliação da dissertação, quando comprovar o aceite ou publicação de pelo menos um artigo resultante da sua dissertação, como primeiro autor, em co-autoria com orientador, ou orientador e coorientador quando o orientador for um docente colaborador, em periódico indexado com percentil mínimo de 75 (setenta e cinco) ou superior referente às métricas mais recentes do maior percentil utilizado pelo Journal Citation Reports (Clarivate) ou pelo Scientific Journal Rankings (Scimago), cabendo ao discente apenas a apresentação pública do trabalho (Artigo 58). O discente que teve sua dissertação aprovada deverá apresentá-la em sessão pública com duração de até 50 (cinquenta) minutos obrigatoriamente até no máximo 15 (quinze) dias após a aprovação, e no prazo máximo de vínculo com o curso, ou seja, 24 (vinte e quatro) meses após o início do primeiro semestre letivo do discente no curso (artigo 64). Assim, aos dez dias do mês de setembro do ano de dois mil e vinte e quatro, às quatorze horas, de forma remota através da plataforma GoogleMeet, instalou-se a apresentação de seminário público da dissertação de mestrado do aluno MARCIO VIEIRA DO NASCIMENTO. Deu-se início a abertura dos trabalhos, onde a Professora Dra. SHEYLA REGINA MARQUES COUCEIRO, após esclarecer as normativas de tramitação da defesa e seminário público, de imediato solicitou ao candidato que iniciasse a apresentação da dissertação, intitulada "UTILIZANDO ATRIBUTOS TAXONÔMICOS DE MACROINVERTEBRADOS E GRUPOS FUNCIONAIS DE ALIMENTAÇÃO DE CHIRONOMIDAE PARA AVALIAÇÃO DE LAGOS DE INUNDAÇÃO NA AMAZÔNIA BRASILEIRA". Concluída a exposição, a professora comunicou ao discente que a versão final da dissertação deverá ser entregue ao programa, no prazo de 60 dias; contendo as modificações sugeridas pela banca examinadora e constante nos formulários de avaliação da banca. A banca examinadora foi composta pelos examinadores professores doutores listados abaixo. Os pareceres assinados seguem em sequência.

SHEYLA REGINA MARQUES COUCEIRO
Orientador(a)



Documento assinado digitalmente
SHEYLA REGINA MARQUES COUCEIRO
Data: 27/09/2024 08:51:37-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

MARCIO VIEIRA DO NASCIMENTO
Discente



Documento assinado digitalmente
MARCIO VIEIRA DO NASCIMENTO
Data: 26/09/2024 18:51:47-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>



UNIVERSIDADE FEDERAL DO OESTE DO PARÁ
PROGRAMA DE PÓS GRADUAÇÃO EM BIODIVERSIDADE

Avaliação final do projeto de dissertação de mestrado
<p>I - Aprovada (X)</p> <p>Aprovada: indica que o revisor aprova a <u>dissertação sem ou com correções</u>. Na existência de correções, estas devem ser indicadas nos comentários à coordenação e/ou no próprio documento da dissertação.</p> <p>IV - Reprovada ()</p> <p>Reprovada: indica que a dissertação não é adequada.</p>

Nome do membro da banca:

Data: 15/Agosto/2024

Assinatura: Fabio de Oliveira Roque, cpf 126799518-16, UFMS

Dr. Fabio de Oliveira Roque

Examinador Externa à Instituição

Avaliação final do projeto de dissertação de mestrado
<p>I - Aprovada (X)</p> <p>Aprovada: indica que o revisor aprova a dissertação sem ou com correções. Na existência de correções, estas devem ser indicadas nos comentários à coordenação e/ou no próprio documento da dissertação.</p> <p>IV - Reprovada ()</p> <p>Reprovada: indica que a dissertação não é adequada.</p>

Nome do membro da banca: Karina Dias da Silva

Data: 27/08/2024

Assinatura:

Dra. Karina Dias da Silva


Examinador Externa à Instituição

Avaliação final do projeto de dissertação de mestrado
I - Aprovada (X) Aprovada: indica que o revisor aprova a dissertação sem ou com correções. Na existência de correções, estas devem ser indicadas nos comentários à coordenação e/ou no próprio documento da dissertação.
IV - Reprovada () Reprovada: indica que a dissertação não é adequada.

Nome do membro da banca: Vinicius José Giglio Fernandes

Data: 29/08/2024

Assinatura:

 Documento assinado digitalmente
VINICIUS JOSE GIGLIO FERNANDES
Data: 29/08/2024 22:06:08-0300
Verifique em <https://validar.it.gov.br>

Dr. Vinicius José Giglio

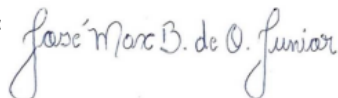
Examinador interno

Avaliação final do projeto de dissertação de mestrado
I - Aprovada (x) Aprovada: indica que o revisor aprova a dissertação sem ou com correções. Na existência de correções, estas devem ser indicadas nos comentários à coordenação e/ou no próprio documento da dissertação.
IV - Reprovada () Reprovada: indica que a dissertação não é adequada.

Nome do membro da banca: José Max Barbosa de Oliveira Junior

Data: 11/09/2024

Assinatura:



Dr. José Max Oliveira Junior

Examinador Interno

Dra. Sheyla Regina Marques Couceiro

Presidente

MÁRCIO VIEIRA DO NASCIMENTO

Mestrando

Aos meus pais (Joanei e Jaime) , irmãos (Marcelo, Geane, Marlisom e Jueci), Sobrinhos (Karol, Tom, Arlissom, Ruan, Vini e Theo). Aos desencarnado Maria Sirdete (Avó Sida) irmã (Julie Flavia). A vocês que não mediram força para hoje terem um filho, um irmão, um tio e um neto mestre.

AGRADECIMENTOS

A realização deste trabalho só foi possível graças ao apoio e colaboração de várias pessoas e instituições, às quais expresso minha profunda gratidão. Primeiramente a UFOPA e o PPGBEES por proporcionar os recursos e o ambientes necessários para a realização deste trabalho. Agradeço a minha orientadora, Profa. Dra. Sheyla Regina Marques Couceiro e coorientadora a Profa. Dra. Livia Maria Fusari por suas orientações, paciência e valiosas sugestões ao longo de todo o desenvolvimento desta dissertação. A dedicação e conhecimento de vocês foram fundamentais para a concretização deste estudo. Agradeço também aos membros do corpo docente e administrativo pelo suporte prestado durante o curso. Aos meus colegas e amigos, obrigado pelo apoio, incentivo e pelas muitas discussões construtivas que contribuíram para o enriquecimento deste trabalho. Agradeço de forma especial à minha família, pelo amor, compreensão e apoio incondicional durante toda minha trajetória acadêmica. Em particular, à minha MÃE (JOANEI VIEIRA), meu pai (JAIME GEMAQUE) e meus irmãos, por estarem sempre ao meu lado nos momentos de dificuldade e celebrarem comigo cada conquista. Finalmente, agradeço a todos que, de alguma forma, contribuíram para a realização desta dissertação e para a minha formação pessoal e profissional.

A todos, o meu mais sincero agradecimento.

“Numa toca no chão vivia um hobbit. Não uma toca desagradável, suja e úmida, cheia de restos de minhocas e com cheiro de lodo; tampouco uma toca seca, vazia e arenosa, sem nada em que sentar ou o que comer: era a toca de um hobbit, e isso quer dizer conforto.” Trecho do livro “O Hobbit – J.R.R. Tolkien”

RESUMO

Os lagos de várzea são ambientes importantes para muitos organismos aquáticos. Apesar de toda a sua importância ecológica, esses ambientes têm sofrido com o avanço das atividades antrópicas. Um dos grupos afetados são os macroinvertebrados. Esses organismos habitam os diversos tipos de ambiente e participam de importantes serviços ecossistêmicos, sendo considerados organismos bioindicadores. Com isso, analisamos os efeitos de fatores ambientais, bem como do uso e cobertura da terra sobre a estrutura da comunidade de macroinvertebrados. Para isso, foram utilizadas nove lagoas nos municípios de Santarém (cinco) e Oriximiná (quatro). Durante as amostragens medimos o pH, Oxigênio Dissolvido, Temperatura, condutividade elétrica e turbidez e avaliamos o uso e cobertura da terra através do software Qgis e classificamos em áreas florestais, formações naturais não florestais, agricultura, áreas urbanas e culturas temporárias. Os macroinvertebrados coletados através de rastros nas margens dos lagos. Usamos análises multivariadas para analisar nossos dados. Nossos resultados sugerem que áreas com maiores áreas de cobertura florestal e baixas temperaturas suportaram uma maior diversidade de macroinvertebrados, enquanto áreas urbanizadas com alta temperatura e menor cobertura vegetal tiveram uma comunidade menos diversificada dominada por espécies tolerantes. Existem poucos estudos sobre a composição, riqueza e distribuição de macroinvertebrados e avaliações de seus impactos ambientais em lagos de águas claras amazônicas, dificultando comparações entre os resultados. Este estudo fornece informações sobre a composição, riqueza e abundância de macroinvertebrados, os efeitos de variáveis ambientais, uso e cobertura da terra sobre esses organismos em lagos de inundação na Amazônia Central.

Palavras-Chave: Ações antrópicas. Bioindicadores. Uso e cobertura do solo.

ABSTRACT

Floodplain lakes are important environments for many aquatic organisms. Despite all their ecological importance, these environments have suffered from the advance of anthropic activities. One of the affected groups is the macroinvertebrates. These organisms inhabit the various types of environments and participate in important ecosystem services, and are considered bioindicator organisms. With this, we analyzed the effects of environmental factors, as well as land use and land cover on the structure of the macroinvertebrate community. For this, we used nine lakes in the municipalities of Santarém (five) and Oriximiná (four). During the samplings we measured the pH, Dissolved Oxygen, Temperature, electrical conductivity and turbidity and evaluated the land use and cover through the Qgis software and classified them into forest areas, non-forest natural formations, agriculture, urban areas and temporary crops. The macroinvertebrates collected through tracks on the banks of the. We use multivariate analyses to analyse our data. Our results suggest that areas with larger forest cover areas and low temperatures supported a greater diversity of macroinvertebrates, while urbanized areas with high temperature and lower vegetation cover had a less diverse community dominated by tolerant species. There are few studies on the composition, richness and distribution of macroinvertebrates and evaluations of their environmental impacts in Amazonian clearwater lakes, making comparisons between the results difficult. This study provides information on the composition, richness, and abundance of macroinvertebrates, the effects of environmental variables, land use, and land cover on these organisms in flood lakes in Central Amazonia.

Keywords: Anthropogenic actions. Bioindicators. Land use and cover.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 – Localizações dos lagos de inundação utilizados no estudo nas bacias dos rios Trombetas e Tapajós	20
Figura 2 – Figura 2. Ordenação dos lagos e correlações entre as variáveis ambientais e os atributos de uso e cobertura da terra.....	25
Figura 3. Os lagos foram agrupados de acordo com a presença e ausência de macroinvertebrados na comunidade; círculos roxos representam a bacia do rio Trombetas e quadrados verdes representam a bacia do rio Tapajós.....	26
Figura 4. Relações entre macroinvertebrados, variáveis ambientais e uso e cobertura da terra em lagos de inundação dos rios Trombetas e Tapajós. Nota - Noteridae; Elmi - Elmidae; Dyti - Dytiscidae; Hidrelétrica - Hydrophilidae; Giros - Gyrinidae; Scir – Scirtidae; Curc - Curculionidae Dryo – Dryopidae; Lutr - Lutrochidae; Chry - Chrysomelidae; Chir – Chironomidae; Cera - Ceratopogonidae; Culi - Culicidae; Dixi - Dixidae; Doli - Dolichopodidae, Taba - Tabanidae, Empi - Empididae; Estra - Stratiomyidae; Caen - Caenidae; Poly - Polymitarciidae; Lepti - Leptohiphidae; Leptoph - Leptophlebiidae; Baet - Baetidae; Proto - Protoneuridae; Coen - Coenagrionidae; Libe - Libellulidae; Cordão - Corduliidae; Aesh - Aeshnidae; Gomp - Gomphidae; Belos - Belostomatidae; Nepi - Nepidae; Noto - Notonectidae; Cori - Corixidae; Nauco – Naucoridae.....	27
Figura 5: Mapa das cidades de Santarém e Oriximiná, estado do Pará e locais de amostragem. Os números representam os lagos de inundação que foram amostrados: Santarém: 1 – lago Mapiri, 2 – Juá, 3 – Itapari, 4 – Piranhas e 5 – Lago Verde. Oriximiná: 6 – Lago Iripixi, 7 – Caipuru, 8 – Xiriri e 9 – Lago Curupira. Os mapas foram gerados através de dados obtidos no site do MapBiomas.....	58
Figura 6: Grafico Triplot da Análise de correspondência canônica (CCA) que mostra a relação entre as variáveis ambientais e uso e cobertura do solo com a comunidade de Chironomidae em lagos de inundação na bacia do rio Trombetas e Tapajós. (EC – Condutividade elétrica; FNNF – Formação Natural não florestal)	59
Figura 6. Relações entre os FFGs de Chironomidae e variáveis ambientais e dados de uso e cobertura do solo. Os Axes da CCA explicaram 77.8% (Axes 1: autovalor: 0.1334, $p = 0.02$); e 18.8% (Axes 2: autovalor: 0.03227) da inércia da tabela de resposta, sendo eles significativos ($p > 0,005$) e apresentaram forte correlações entre os grupos funcionais e as variáveis ambientais locais e regionais	60

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Valores das variáveis ambientais com valores máximo, mínimo, média e desvio padrão nos diferentes lagos de inundação amostrados nas bacias do rio Tapajós e Trombetas no período de cheia de 2021 e 2022.....	22
Tabela 2 - Caracterização do uso e cobertura do solo nos lagos de inundação, nas bacias do rio Trombetas e Tapajós.....	23
Tabela 3 - Tabela 3. As correlações entre as variáveis ambientais e uso e cobertura da terra foram explicadas em 68,8% pelos dois primeiros eixos da ACP (Eixo 1 = 41,2%, Eixo 2 = 27,6%)	25

CAPÍTULO II

Tabela 1: Dados de variáveis ambientais com valores máximos, mínimos, médios e desvios-padrão para os lagos de várzea das bacias dos rios Tapajós e Trombetas.....	45
Tabela 2. Caracterização da paisagem nos lagos de várzea nas bacias dos rios Trombetas e Tapajós.....	47
Tabela 3 - Matriz de composição de Chironomidae em lagos de inundação nas bacias do rio Trombetas e Tapajós e sua classificação em grupos funcionais de alimentação.....	49
Tabela 4 - Correlações das variáveis ambientais e uso e cobertura do solo com os eixos I e II da análise de correspondência canônica (CCA). Os valores positivos indicam uma relação positiva, enquanto valores negativos indicam relação negativa.....	51

SUMÁRIO

O QUE É A PESQUISA?.....	15
COMO É FEITA A PESQUISA?	15
QUAL A IMPORTÂNCIA DA PESQUISA?.....	16

CAPÍTULO I

RESUMO.....	17
INTRODUÇÃO.....	18
MATERIAIS E MÉTODOS.....	19
VARIÁVEIS AMBIENTAIS.....	21
USO E COBERTURA DO SOLO	21
AMOSTRAGEM DE MACROINVERTEBRADOS.....	21
ANÁLISE DE DADOS.....	21
RESULTADOS.....	22
CARACTERIZAÇÃO DA PAISAGEM E VARIÁVEIS AMBIENTAIS.....	22
RELAÇÕES AMBIENTAIS DENTRO DE CADA BACIA.....	24
COMUNIDADE DE MACROINVERTEBRADOS.....	25
DISCUSSÃO.....	28
REFERENCIAS.....	31

CAPÍTULO II

FOLHA DE ROSTO.....	39
RESUMO.....	40
INTRODUÇÃO.....	41
MATERIAIS E MÉTODOS.....	42
ÁREA DE ESTUDO.....	42
AMOSTRAGEM DE CHIRONOMIDAE.....	43
GRUPOS FUNCIONAIS DE ALIMENTAÇÃO.....	44
VARIÁVEIS AMBIENTAIS E USO E COBERTURA DO SOLO.....	44
ANÁLISE DE DADOS.....	44
RESULTADOS.....	47
FFG COMO ATRIBUTOS NA AVALIAÇÃO DO ECOSISTEMA.....	49
EFEITO DAS VARIÁVEIS PREDITORAS NOS FFG DE CHIRONOMIDAE	50
DISCUSSÃO.....	51
AGRADECIMENTOS.....	54
REFERENCIAS.....	54

UTILIZANDO ATRIBUTOS TAXONÔMICOS DE MACROINVERTEBRADOS E GRUPOS FUNCIONAIS DE ALIMENTAÇÃO DE CHIRONOMIDAE PARA AVALIAÇÃO DE LAGOS DE INUNDAÇÃO NA AMAZÔNIA BRASILEIRA.

O QUE É A PESQUISA?

Os macroinvertebrados aquáticos são organismos amplamente conhecidos pela sua relação direta com os ambientes aquáticos e recomendado para serem utilizados na avaliação do estado ecológico dos ecossistemas aonde vivem. Sua importância ecológica está ligada diretamente com os principais serviços ecossistemas e funções exercidas no ambiente. Diversos países tem adicionado esses organismos em protocolos de avaliação e monitoramento de corpos d'água (rio, lagos, lagoas e riachos). Embora muitos outros países, como o Brasil, negligenciam a importância desses indivíduos.

A utilização de macroinvertebrados na avaliação dos ecossistemas aquáticos no Brasil possuem limitações claras e bem conhecidas. Entre as principais limitações está a lacuna de conhecimento sobre as espécies existentes, bem como a sua ecologia e história de vida e principalmente a falta de pessoas qualificadas, e investimentos nas mais diversas áreas do conhecimento que envolve esses organismos.

Uma das principais questões e mais preocupante e alarmante atualmente e o avanço das atividades antrópicas na amazônia. O avanço da agricultura, pecuária, as grandes obras de infraestrutura, a expansão do garimpo ilegal, bem como o avanço das cidades na amazônia, tem submetidos os ecossistemas aquáticos em perigo e desencadeando diversos problemas ambientais, econômicos e sociais. A pesquisa mostrou que as alterações causadas por atividade antrópicas em torno de lagos de inundação têm afetados os macroinvertebrados, causando a perda da biodiversidade, a diminuição da diversidade e abundancia e substituição de espécies de organismos sensíveis para espécies mais tolerantes as mudanças do ambiente. Os pesquisadores buscaram, como este estudo, avaliar os efeitos de variáveis ambientais e uso e cobertura do solo sobre a comunidade de macroinvertebrados em lagos de inundação na bacia do rio Trombetas e Tapajós, na região central da Amazônia.

COMO É FEITA A PESQUISA?

A pesquisa foi através de coletada de campo dos organismos em lagos de inundação. Os organismos foram coletados utilizando rede aquática D, com arrastos nas margens dos lagos no período de fevereiro e março de 2021 e março e junho de 2022 em nove lagos. Na região do rio Trombetas os lagos: Iripixi, Caipuru, Xiriri e Curupira, no rio Tapajós: Mapiri, Juá, Itapari, Piranha e lago Verde foram amostrados. Os organismos foram armazenados em potes plásticos

contendo álcool etílico 90%, contados e identificados com auxílio de chaves taxonômicas especializados dos grupos. No mesmo período de coleta dos organismos, variáveis ambientais foram medidas, sendo elas: Oxigênio dissolvido, turbidez, temperatura, pH e condutividade elétrica. Medidas do uso e cobertura do solo foram feitos através de análises de dados de satélites. Os dados foram obtidos através de consulta no site do MapBiomas dos referidos anos de coletados. Com auxílio do software Qgis e ferramentas disponíveis conseguimos classificar os ambientes como: Floresta, formação natural não florestal, Agricultura, área urbana e lavouras temporárias.

QUAL A IMPORTÂNCIA DA PESQUISA?

Os resultados da pesquisa mostraram que os lagos tem sido submetidos a estresses em decorrência das atividades antrópicas. A remoção da cobertura vegetal, o aumento da temperatura, condutividade elétrica e turbidez foram as principais variáveis que atuaram sobre a comunidade e influenciaram na composição, diversidade e abundancia dos macroinvertebrados em lagos de inundação na Amazônia central.

Desta forma, a preservação da floresta e de toda cobertura vegetal as margens desses ambientais são de extrema importância para a sobrevivência desses organismos para a manutenção dos serviços ecossistemas e para a sobrevivência dos mais diversos tipos de organismos. Realça-se ainda, neste estudo, a necessidade de um monitoramento contínuo desses ambientes e a implementação de ações de fiscalização e conservação da floresta em torno desses ambientes.

CAPÍTULO I

IMPACTO DAS VARIÁVEIS AMBIENTAIS E DO USO DA TERRA NA COMUNIDADE DE MACROINVERTEBRADOS EM LAGOS DE VÁRZEA NA AMAZÔNIA CENTRAL¹

Marcio Vieira do Nascimento ^{1,2*} (0000-0001-9709-6907), Evelyn da Costa Oliveira² (ORCID), Jéssica Aires dos Santos² (0000-0002-9785-6459) & Sheyla Regina Marques Couceiro ^{1,2*} (0000-0001-8186-4203)

¹Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade, Universidade Federal do Oeste do Pará – UFOPA, Santarém, PA, Brasil

² Laboratório de Ecologia e Taxonomia de Insetos Aquáticos, Universidade Federal do Oeste do Pará- UFOPA, Santarém, PA, Brasil

Autor correspondente: masakivieira@gmail.com/sheylacouceiro@yahoo.com.br

RESUMO:

Os lagos de várzea são ambientes importantes para muitos organismos aquáticos. Apesar de sua importância ecológica, esses ambientes têm sofrido com o avanço das atividades antrópicas. Um dos grupos afetados são os macroinvertebrados. Esses organismos habitam vários tipos de ambientes, participam de serviços ecossistêmicos importantes e são considerados organismos bioindicadores. Portanto, analisamos os efeitos dos fatores ambientais, bem como do uso e cobertura do solo, na estrutura da comunidade de macroinvertebrados. Para isso, utilizamos nove lagos nos municípios de Santarém e Oriximiná. Medimos o pH, oxigênio dissolvido, temperatura, condutividade elétrica e turbidez; avaliamos o uso e cobertura do solo, classificando as áreas em florestas, formações naturais não florestais, áreas agrícolas, áreas urbanas e culturas temporárias. Os macroinvertebrados foram coletados por meio de trilhas nas margens. Nossos resultados sugerem que áreas com maior cobertura

¹ O artigo apresentado foi redigido conforme as diretrizes de submissão da revista Oecologia. As normas indicadas para redação de artigos pela revista estão disponíveis no link: <https://www.sciencedirect.com/journal/acta-oecologica/publish/guide-for-authors>

florestal e baixas temperaturas sustentam uma maior diversidade de macroinvertebrados, enquanto áreas urbanizadas com altas temperaturas e menor cobertura vegetal têm uma comunidade menos diversa, dominada por espécies tolerantes. Existem poucos estudos sobre a composição, riqueza e distribuição de macroinvertebrados e avaliações de seus impactos ambientais em lagos de águas claras amazônicos, o que dificulta a comparação entre os resultados. Este estudo fornece informações sobre a composição, riqueza e abundância de macroinvertebrados e os efeitos das variáveis ambientais, do uso da terra e da cobertura do solo sobre esses organismos em lagos de várzea na Amazônia Central.

INTRODUÇÃO

As várzeas amazônicas são fortemente influenciadas pelo regime de chuvas, que inunda florestas anualmente e conecta lagos e rios, aumentando seus volumes de água (Junk, 1997; Salgado, 2011; Piedade et al., 2014). Os lagos de inundação ocupam vastas áreas, especialmente durante a estação das cheias (Castello et al., 2019; Vieira et al., 2022), aumentando a disponibilidade de áreas de nidificação, proteção e alimentação para várias espécies. Assim, os ciclos de vida de plantas e animais estão diretamente associados à sazonalidade dos lagos (seca, cheia, cheia e vazante) e suas conexões com os rios principais (Junk et al., 2012; Costa et al., 2013; Rudorff et al., 2014; Gomes et al., 2016, Jézéquel et al., 2020).

Apesar de sua importância ecológica, os lagos de inundação da Amazônia, especialmente aqueles próximos aos centros urbanos, estão sendo degradados de diferentes maneiras, seja pelo lançamento de efluentes domésticos não tratados, resíduos agrícolas, piscicultura (mesmo espécies não nativas como a tilápia), pesca desordenada, recreação ou outras atividades humanas, que levam a mudanças nas características naturais desses ecossistemas (Alessio, 2020).

Um exemplo disso são os lagos associados aos rios Trombetas e Tapajós, que sofrem com o avanço das atividades antrópicas e as mudanças hidrológicas ocorridas ao longo dos anos (Nunes et al., 2023). A expansão das atividades agrícolas e pecuárias ao longo do rio Tapajós e ecossistemas adjacentes se expandiu nos últimos 40 anos (Rozon et al., 2015; Coelho et al., 2021), resultando em alterações físicas (erosão e lixiviação), enriquecimento por compostos químicos e concentrações de metais pesados nesses ecossistemas (e.g., mercúrio e metilmercúrio) (Nevado et al., 2010, Azevedo et al., 2021).

Entre os organismos presentes nos lagos de inundação, temos os macroinvertebrados. Em sua maioria os insetos, os macroinvertebrados são componentes importantes da

biodiversidade aquática (Heino, 2008). Esses organismos habitam os mais diversos tipos de substratos, tanto orgânicos quanto inorgânicos (Rosenberg & Resh, 1993) e, participam ativamente das cadeias alimentares e da ciclagem de nutrientes nesses ambientes e suas margens (Abílio et al., 2007; Silva, 2019; Hepp & Pastore, 2020), seja pelo revolvimento do sedimento ou como elo na teia trófica (Cardoso & Couceiro, 2017).

Os macroinvertebrados são fáceis de amostrar, têm ampla diversidade taxonômica, são funcionais, relativamente fáceis de identificar e respondem rapidamente a distúrbios naturais e antropogênicos (Friberg et al., 2011; Martínez-Rodríguez & Pinilla, 2014; Braga & Gutjahr, 2018). Assim, estudos envolvendo macroinvertebrados aquáticos e análises físico-químicas como pH e oxigênio dissolvido da água e/ou avaliação do uso e cobertura da terra são medidas importantes na análise da integridade dos ecossistemas aquáticos, pois possibilitam uma caracterização completa (abiótica e biótica) do ecossistema (Moreno & Callisto, 2006; Silva et al., 2008; Pimenta et al., 2016).

Diante do exposto, analisamos os efeitos de fatores ambientais diretamente relacionados as águas, bem como do uso e cobertura da terra, sobre a estrutura da comunidade de macroinvertebrados em lagos de inundação conectados aos rios Tapajós e Trombetas, na Amazônia Central. Buscamos responder à seguinte questão: as variáveis ambientais e uso e cobertura do solo afetam a estrutura, composição e abundância dos macroinvertebrados? Esperamos que as mudanças ocorridas na paisagem tenham um efeito negativo sobre a comunidade de macroinvertebrados. As informações obtidas nesta pesquisa podem ampliar o conhecimento sobre esses lagos, considerando que informações ainda são escassas até mesmo para a simples caracterização da fauna de macroinvertebrados desses lagos.

MATERIAL E MÉTODOS

O estudo foi realizado em nove lagos localizados nos municípios de Santarém e Oriximiná no estado do Pará, Amazônia brasileira (Figura 1). Os lagos de inundação estudados estão permanentemente conectados aos rios Tapajós (cinco) ou Trombetas (quatro) em direção perpendicular a estes. Assim, esses rios experimentam pulsos de inundação resultantes das chuvas, com enchentes de janeiro a março, cheia de abril a junho, vazante de julho a setembro e seca de outubro a dezembro, durante a estação das cheias, o aumento desses rios varia em média de 7 ou 8 m (Espírito-Santo et al., 2005).

Tanto os rios Tapajós e Trombetas, quanto os lagos amostrados, têm águas claras. O pH da água limpa nos lagos amazônicos é ácido, característica resultante da drenagem dos solos amazônicos, refletindo as condições naturais da região (Sioli 1986; Duncan & Fernandes, 2010;

Aguiar et al., 2014). Além disso, lagos de águas claras são caracterizados por baixas quantidades de partículas em suspensão, resultando em baixos valores de condutividade elétrica e baixas concentrações de nutrientes, apesar da alta produção planctônica (Carvalho et al., 2001). O pH dessas águas varia entre 5 e 7. A saturação média de oxigênio dissolvido é de 40% durante os períodos de inundação (Sioli, 1984; Devol & Hedges, 2001; Bozelli et al., 2015).

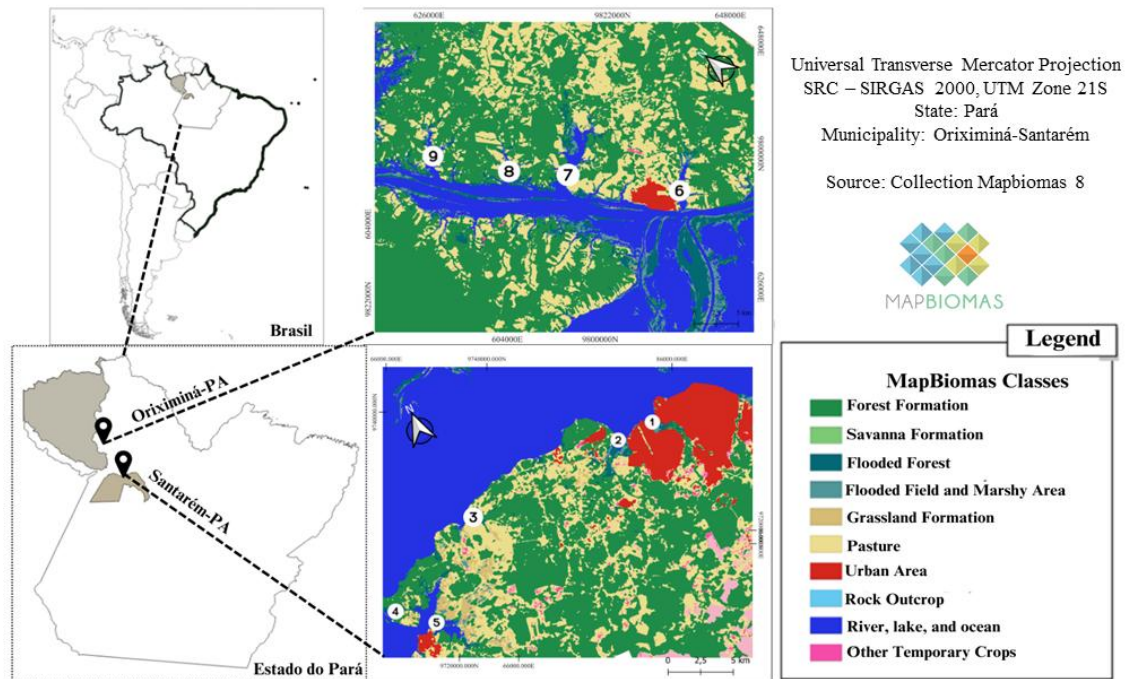


Figura 1. Localizações dos lagos de inundação utilizados no estudo nas bacias dos rios Trombetas e Tapajós.

A vegetação da região próxima aos lagos é, em geral, composta por densas florestas ombrófilas ou tem uma vegetação resultante dos diversos uso do solo (Miranda, 1993; Magnusson & Sanaiotti, 1995; Leite, 2010; Corrêa et al., 2018), pois os lagos estudados estão localizados nas proximidades das áreas urbanas de Santarém e Oriximiná e são utilizadas para pesca, turismo e lazer. Como resultado, sofrem com a expansão da cobertura humana e das ações antrópicas (por exemplo, incêndios, assoreamento, despejo de lixo inorgânico e esgoto doméstico) (Ramos, 2004; Fonseca et al., 2014; Zacardi et al., 2017; Cardoso et al., 2020; Cruz et al., 2022).

O clima da região é classificado como *Am* no sistema de Köppen (Peel et al., 2007), com duas estações climáticas bem demarcadas: o inverno amazônico e seca (Junk et al., 1989). A precipitação média nas bacias do Tapajós e Trombetas varia de 1.800 a 2.900 milímetros (ANA, 2011; EMBRAPA, 2014).

Dados biológicos e variáveis ambientais foram coletados durante os períodos de cheia em fevereiro de 2020 e maio-junho de 2021, respectivamente. Não foi possível amostrar os períodos de seca, vazante e enchente devido às medidas de isolamento social ocasionadas pela pandemia do coronavírus de 2019 adotadas nos municípios.

Variáveis ambientais

As variáveis ambientais foram medidas *in situ* próximo aos pontos de coleta de macroinvertebrados. Em cada ponto houve a medição de variáveis ambientais, como temperatura da água (°C; T), potencial de hidrogênio (pH), condutividade elétrica ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$; EC), oxigênio dissolvido (mg/L; OD) e turbidez (NTU; TUR) foram obtidos via multiparâmetros digitais portáteis (HANNA HI 991003, HANNA HI 98192, Lovibond Senso Direct 150). A média

Uso e cobertura do solo

Mapas das áreas de estudo com resolução de 30 m foram obtidos no site do MapBiomias (https://storage.googleapis.com/mapbiomas-public/initiatives/brasil/collection_8/lclu/coverage/brasil_coverage_2020.tif) e submetidos a um processo de classificação no software QGIS (versão 3.36.1-Maidenhead). Para a classificação utilizamos a ferramenta de identificação automatizada do próprio software, que avalia os pixels e converte os dados de acordo com sua classificação de uso e cobertura do solo em: áreas florestais (cobertura vegetal alta, floresta ombrófila densa), formações naturais não florestais (campos estendidos, formação campestre e outras formações não florestais), agricultura (pastagem e agricultura de alto impacto), áreas urbanas (cidades e comunidades rurais) e culturas temporárias (plantios de curto prazo e colheita rápida). O buffer de 500 m ao longo de todo lago e as quantificamos por meio do *R.report* e *ferramentas estatísticas* do QGIS.

Amostragem de macroinvertebrados

A amostragem de macroinvertebrados consistiu em coletas com redes de arrasto aquáticas (D com 550 cm² e malha de 1 mm²) em um trecho de um metro do sentido lago a margem, em seis pontos de cada lago. As amostras foram acondicionadas individualmente em sacos plásticos com álcool etílico 96%, rotuladas e posteriormente levadas ao laboratório. No laboratório, as amostras foram lavadas em água corrente sobre uma peneira (malha de 63 μm), excluindo-se os detritos grossos e sedimento fino. Após a triagem, os macroinvertebrados foram identificados no nível da família por meio de chaves taxonômicas (por exemplo, Hamada et al.,

2014, 2018).

Análise de dados

A abundância relativa de macroinvertebrados foi determinada pelo número total de indivíduos coletados e, a riqueza foi determinada pelo número de famílias identificadas. Para resumir as variáveis ambientais e assim caracterizar os lagos usamos análise de componentes principais (PCA). Para fazer o mesmo, mas em relação a comunidade de macroinvertebrados utilizamos análise de coordenadas principais (PCoA) com índice de Jaccard como medida de similaridade. As relações entre a composição de macroinvertebrados e as variáveis ambientais foram testadas por análise de correspondência canônica (CCA), com correlações como medidas de distância. Ainda na CCA, foi testada a significância da hipótese nula de que não há relação entre variáveis ambientais e uso e cobertura da terra na comunidade de macroinvertebrados por meio do procedimento de randomização de Monte Carlo com 9999 permutações. Todas as análises foram realizadas no PC-ORD versão 7.10 (McCumne & Mefford, 1999).

RESULTADOS

Caracterização da paisagem e variáveis ambientais

Os lagos de inundação da bacia do rio Trombetas (Iripixi, Caipuru, Xiriri e Curupira) apresentaram as maiores taxas de oxigênio dissolvido, variando de 17,8 a 13,7 mg/L. O pH variou de 4,8 a 10,4 e a temperatura média variou de 24,3 a 30,9°C. Além disso, apresentou baixa turbidez (1,57 a 2,85 NTU) e, a condutividade elétrica variou de 82,1 a 11,3 $\mu\text{S}/\text{cm}^2$. Já os lagos associados à bacia do rio Tapajós (Mapiri, Piranha, Verde, Juá e Itapari) apresentaram as menores concentrações de oxigênio dissolvido, variando de 5,8 a 11,8 mg/L. O pH variou de 5,17 a 6,71 e, a temperatura média variou de 28 a 30,7°C. Além disso, a turbidez variou de 0,45 a 16,6 NTU e, a condutividade elétrica variou de 4,7 a 26,6 $\mu\text{S}/\text{cm}^2$ (Tabela 1).

Tabela 1. Valores das variáveis ambientais com valores máximo, mínimo, média e desvio padrão nos diferentes lagos de inundação amostrados nas bacias do rio Tapajós e Trombetas no período de cheia de 2021 e 2022.

Lakes	Hydrogen potential (pH)	Dissolved oxygen (mg/L)	Turbidity (NTU)	Temperature (°C)	Electrical conductivity ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)
--------------	--------------------------------	--------------------------------	------------------------	-------------------------	---

Mapiri	6,4 ± 0,05 (6,35 - 6,45)	4,4 ± 0,8 (3,8 - 5,4)	10,0 ± 2,5 (7,08 - 11,6)	30,8 ± 0,2 (30,7 - 31,1)	23,2 ± 5,7 (16,6 - 26,6)
Juá	6,0 ± 0,3 (5,6 - 6,3)	4,9 ± 1,0 (3,7 - 5,8)	12,5 ± 2,1 (12,5 - 16,6)	28,6 ± 0,6 (28,0 - 29,2)	9,2 ± 0,41 (8,9 - 9,7)
Preto do Itapari	5,2 ± 0,09 (5,17 - 5,35)	10,6 ± 1,7 (8,6 - 11,8)	1,45 ± 1,4 (0,45 - 1,98)	30,3 ± 0,1 (30,2 - 30,4)	4,7 ± 0,05 (4,7 - 4,8)
Piranha	6,6 ± 0,05 (6,6 - 6,7)	10,6 ± 1,79 (8,6 - 11,8)	11,1 ± 0,2 (10,9 - 11,3)	30,4 ± 0,2 (30,2 - 30,6)	11,1 ± 0,23 (10,9 - 11,3)
Verde	7,0 ± 0,33 (6,04 - 6,51)	4,1 ± 1,76 (4,3 - 6,51)	2,8 ± 0,37 (3,54 - 4,07)	29,9 ± 29,9 (29,9 - 29,9)	12,0 ± 0,07 (16,7 - 16,8)
Iripixi	6,2 ± 0,18 (5,9 - 6,6)	14,9 ± 1,6 (10,1 - 17,8)	2,5 ± 0,12 (2,08 - 2,64)	27,8 ± 1,32 (24,3 - 29,4)	16,7 ± 1,03 (13,6 - 17,6)
Caipuru	7,1 ± 1,32 (4,8 - 10,4)	14,8 ± 0,64 (14,1 - 16,5)	2,1 ± 0,10 (1,92 - 2,24)	29,2 ± 0,36 (28,1 - 29,4)	5,7 ± 5,03 (1,3 - 14,2)
Xiriri	5,6 ± 0,14 (5,2 - 6,2)	12,0 ± 0,82 (10,6 - 13,7)	2,2 ± 0,26 (1,57 - 2,85)	30,0 ± 0,52 (29,5 - 30,9)	11,3 ± 0,22 (10,7 - 11,5)
Curupira	6,3 ± 0,33 (5,9 - 6,8)	10,5 ± 1,8 (7,8 - 14,1)	2,3 ± 0,20 (2,01 - 2,59)	28,7 ± 0,54 (27,2 - 29,5)	25,4 ± 18,89 (13,9 - 82,1)

* Média e desvio padrão (mínimo e máximo).

Os lagos Caipuru, Xiriri e Curupira apresentaram alta cobertura vegetal (83,8 a 92,2%), baixa ocupação por áreas de formação natural não florestal (3,2 a 1,5%), agricultura (12,8 a 5,9%), áreas urbanas com zero e lavouras temporárias com 0,1% para Xiriri e zero para os demais lagos. Já o lago Iripixi apresentou a menor cobertura vegetal (40,5%) e área urbana (8,3%), culturas temporárias (0,2%) e foi dominado pela agricultura (64%) e formação natural não florestal (16,2%). Nos lagos da bacia do rio Tapajós a cobertura vegetal variou de 8,2 a 44,6%, as áreas de formação natural não florestal variaram de 6,1 a 33,3% e o número de lavouras temporárias variou de zero a 1,2%. A área ocupada pela agricultura foi maior para o lago Piranha (82%) e zero para Mapiri; no entanto, a área urbana

foi dominante no Mapiri (80,4%) e zero para Itapari e Piranha (Tabela 2).

Tabela 2. Caracterização do uso e cobertura do solo nos lagos de inundação, nas bacias do rio Trombetas e Tapajós.

Lagos	Florestal (%)	Formação natural não florestal (%)	Agricultura (%)	Área urbana (%)	Outras lavouras temporárias (%)
Mapiri	8,2	11,2	0	80,4	0
Juá	44,6	7,4	15,9	32	0
Itapari	32,6	6,7	59,3	0	1,2
Piranha	11,8	6,1	82	0	0
Verde	26,5	33,3	27,9	11,9	0,1
Iripixi	40,5	16,2	64	8,3	0,2
Caipuru	83,8	3,2	12,8	0	0
Xiriri	89,2	1,5	9,1	0	0,1
Curupira	92,2	1,7	5,9	0	0

RELAÇÕES AMBIENTAIS DENTRO DE CADA BACIA

As correlações entre as variáveis ambientais e os atributos de uso e cobertura da terra resultaram na formação de três grupos de lagos. Os agrupamentos refletiram as condições específicas de cada local, sendo que os lagos Mapiri, Xiriri e Juá apresentaram os menores índices de agricultura e formação natural não florestal e, os maiores índices de turbidez e condutividade elétrica (grupo 1). Os lagos Piranha, Verde e Itapari apresentaram as menores taxas de cobertura vegetal e alta temperatura e foram agrupadas no grupo 2. E os lagos Caipuru e Iripixi foram os locais com as maiores concentrações de oxigênio dissolvido e as menores % de áreas urbanas (grupo 3) (Figura 2, Tabela 3).

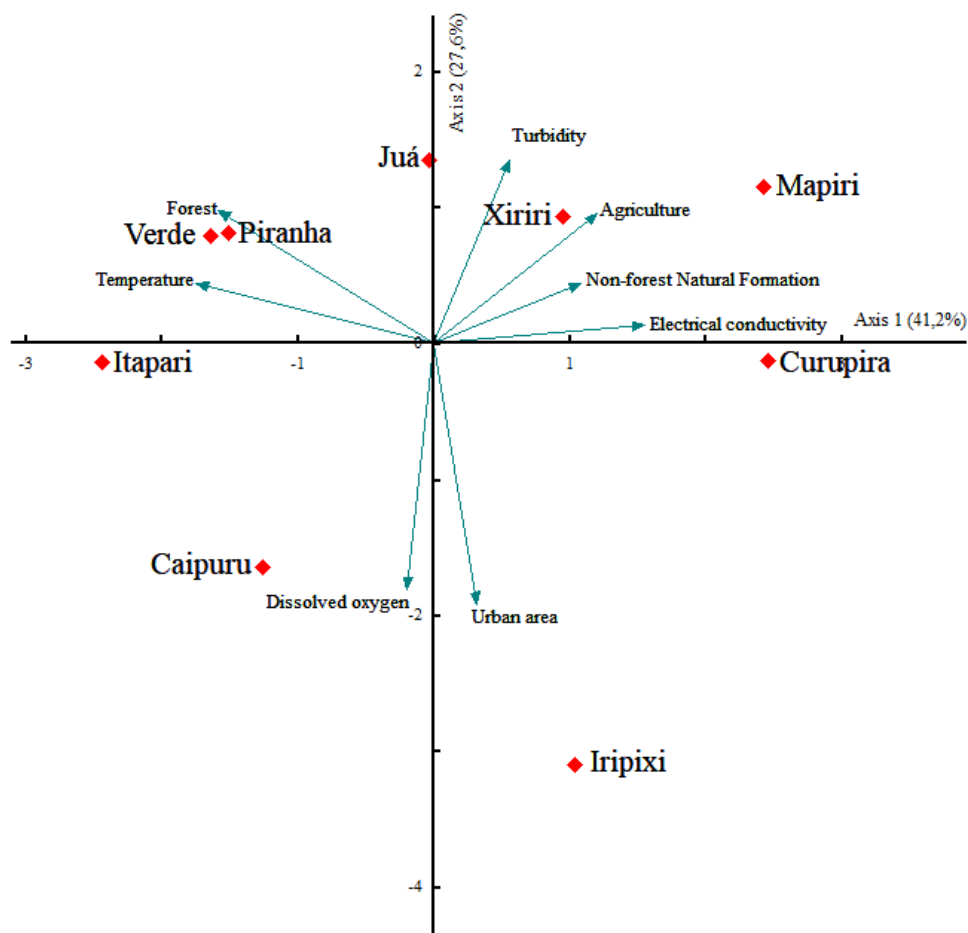


Figura 2. Ordenação dos lagos e correlações entre as variáveis ambientais e os atributos de uso e cobertura da terra.

Tabela 3. As correlações entre as variáveis ambientais e uso e cobertura da terra foram explicadas em 68,8% pelos dois primeiros eixos da ACP (Eixo 1 = 41,2%, Eixo 2 = 27,6%).

Eixo 1			
	Variáveis	Correlações	P
Eixo 1	Condutividade elétrica	0,85	0,003
	Floresta	-0,86	0,002
	Temperatura	-0,95	0,001
Eixo 2	Oxigênio dissolvido	-0,81	0,008
	Zona urbana	-0,86	0,002

Comunidade de macroinvertebrados

Um total de 18.165 indivíduos foram coletados e distribuídos em 12 ordens e 46

famílias. O lago Iripixi foi o lago mais abundante em número de indivíduos (5291), seguido pelo Curupira (2695), ambos associados ao rio Trombetas. Dentre os lagos associadas ao rio Tapajós, Mapiri (2949) e Piranha (2268) tiveram o maior número de indivíduos coletados. A família Chironomidae (9355) foi a mais abundante e presente em todos os lagos, seguida pela família Corixidae (5877). Em termos de diversidade, os lagos associados ao rio Trombetas apresentaram a maior riqueza, com 35 famílias no lago Iripixi, 31 no Caipuru e 30 no Curupira, enquanto os lagos associados ao rio Tapajós apresentaram 10 famílias no lago Verde, 15 no Mapiri, 19 famílias no Juá, 20 no Mapiri e 22 famílias no Piranha (material suplementar).

A composição dos macroinvertebrados diferiu significativamente entre os lagos, separando-os em três grupos distintos (PCoA 1 = 38%; PCoA 2 = 18,2%). Um grupo estava relacionado ao rio Trombetas (Iripixi, Caipuru, Xiriri, Curupira e Juá), que possui a comunidade mais semelhante. O segundo grupo está relacionado ao rio Tapajós e inclui os lagos Preto do Itapari, Verde, Piranha e Juá. O terceiro grupo que apresenta a comunidade mais distinta é o lago Mapiri (Figura 3, Tabela 5).

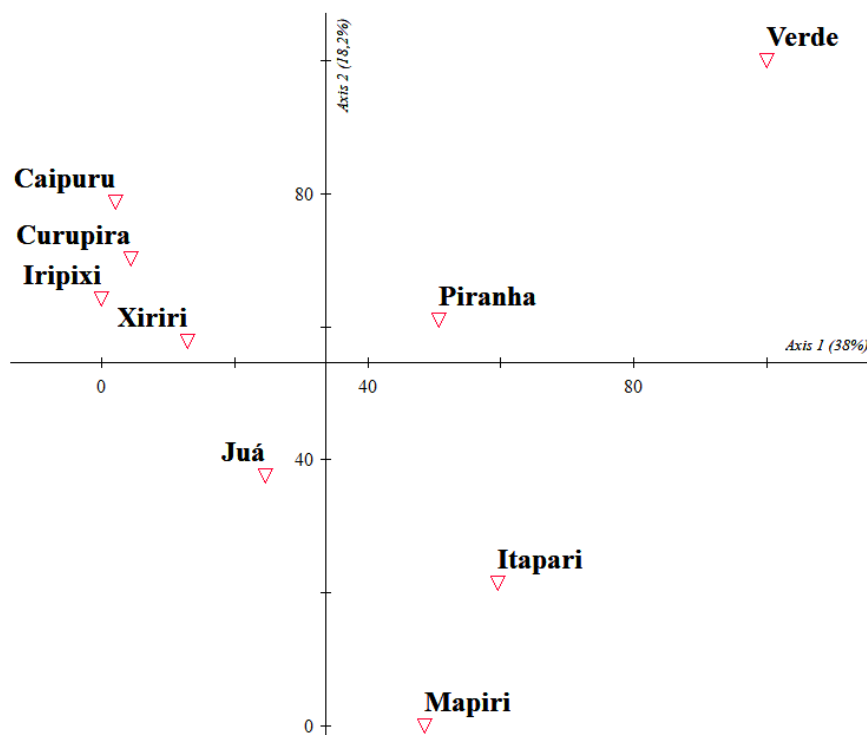


Figura 3. Os lagos foram agrupados de acordo com a presença e ausência de macroinvertebrados na comunidade; círculos roxos representam a bacia do rio Trombetas e quadrados verdes representam a bacia do rio Tapajós.

As variáveis ambientais, juntamente com os dados de uso e cobertura da terra, foram

relacionadas à comunidade de macroinvertebrados dos lagos (Eixo 1: 26,5%, autovalor: 0,28; Eixo 2: 16%, autovalor: 0,17; $p = 0,0001$). A reduzida cobertura vegetal e as altas temperaturas nos lagos Verde, Piranha e Itapari foram responsáveis pela baixa diversidade e estrutura dos macroinvertebrados. Os táxons Oligochaeta, Gastropoda, Chrysomelidae, Leptophlebiidae, Odontoceridae, Protoneuridae, Dytiscidae, Ceratopogonidae, Hydroptilidae, Baetidae e Caenidae foram influenciados positivamente por essas variáveis. O aumento das áreas urbanas nos lagos Iripixi e Xiriri foi responsável pela predominância de Elmidae, Curculionidae, Dixidae, Dryopidae, Hydrometridae, Hebridae, Aeshnidae, Belostomatidae e Veliidae. Os táxons Calamoceratidae, Lutrochidae, Dolichopodidae, Naucoridae, Tabanidae, Sericostomatidae, Gerridae, Culicidae, Leptoceridae, Corduliidae e Gyrinidae apresentaram as maiores correlações em ambientes que apresentaram altas concentrações de oxigênio dissolvido, como mostrado nos lagos Curupira e Caipuru (Figura 4).

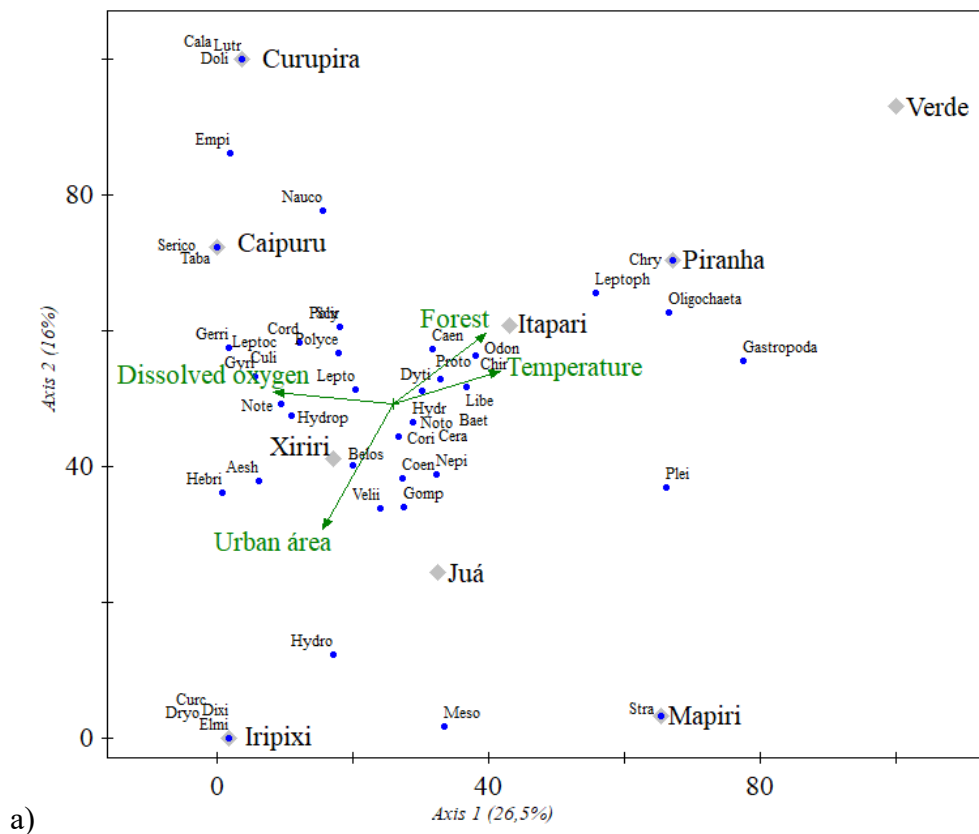


Figura 4. Relações entre macroinvertebrados, variáveis ambientais e uso e cobertura da terra em lagos de inundação dos rios Trombetas e Tapajós. Nota - Noteridae; Elmi - Elmidae; Dyti - Dytiscidae; Hidrelétrica - Hydrophilidae; Giros - Gyrinidae; Scir – Scirtidae; Curc - Curculionidae Dryo – Dryopidae; Lutr - Lutrochidae; Chry - Chrysomelidae; Chir – Chironomidae; Cera - Ceratopogonidae; Culi - Culicidae; Dixi - Dixidae; Doli -

Dolichopodidae, Taba - Tabanidae, Empi - Empididae; Estra - Stratiomyidae; Caen - Caenidae; Poly - Polymitarcyidae; Lepti - Leptohiphidae; Leptoph - Leptophlebiidae; Baet - Baetidae; Proto - Protoneuridae; Coen - Coenagrionidae; Libe - Libellulidae; Cordão - Corduliidae; Aesh - Aeshnidae; Gomp - Gomphidae; Belos - Belostomatidae; Nepi - Nepidae; Noto - Notonectidae; Cori - Corixidae; Nauco – Naucoridae.

DISCUSSÃO

Os resultados demonstram que as principais variáveis ambientais e uso e cobertura do solo que influenciaram a estrutura das comunidades de macroinvertebrados nos lagos foram o oxigênio dissolvido, a temperatura, a condutividade elétrica, turbidez, e as categorias de uso e cobertura do solo, como floresta, área urbana e agricultura desempenham papéis importantes na distribuição da comunidade de macroinvertebrados em lagos de inundação nas bacias dos rios Trombetas e Tapajós. Os lagos exibiram grande variação nas condições ambientais, em decorrência do aumento das áreas urbanas e atividades antrópicas, que se refletiram na comunidade de macroinvertebrados, tanto em termos de composição quanto de riqueza e abundância

Os lagos associados ao rio Trombetas apresentaram as maiores concentrações de oxigênio dissolvido, baixa turbidez e condutividade elétrica e uma variação maior da temperatura. Além disso, esses lagos apresentaram uma maior cobertura florestal e menor ocupação por áreas urbanas e foram mais estáveis e menos impactados por atividades antrópicas. Em contraste, os lagos associados ao rio Tapajós tiveram uma maior turbidez e maior variação na condutividade elétrica, menores concentrações de oxigênio e uma menor cobertura florestal e alta temperatura. Aliás, esses lagos apresentam a maior influência de áreas urbanizadas e agricultura. Em nosso estudo, os locais com as maiores áreas de cobertura florestal e baixas temperaturas suportaram uma maior diversidade de macroinvertebrados, enquanto as áreas urbanizadas com alta temperatura e menor cobertura vegetal tiveram uma comunidade menos diversificada e dominada por espécies tolerantes a essas condições (por exemplo: Elimidae, Curculionidae, Oligochaeta e Gastropoda e Dixidae). Esses resultados corroboram outros estudos que associaram os impactos da mudança da cobertura florestal, uso e cobertura do solo com a perda da diversidade de macroinvertebrados (Couceiro et al. 2006; Hepp & Santos, 2009; Junior et al., 2014; Fierro et al., 2017; Jiang et al., 2022).

As comunidades aquáticas são influenciadas pelas condições locais e da paisagem nos lagos amazônicos (Hakanson, 2005; Keppeler et al. 2018). A presença de cobertura vegetal é

um fator determinante para peixes (Arantes et al. 2019; Pereyra et al. 2023), aves (Moura et al. 2013) e macroinvertebrados (Martins et al. 2017; Brito et al. 2020). A remoção da cobertura vegetal causa a deterioração da biodiversidade e afeta o funcionamento dos ecossistemas aquáticos (Edegbene et al. 2022), causando a homogeneização da biota, causando a perda serviços ecossistêmicos importantes (Petsch, 2016) A redução da cobertura vegetal e o aumento das temperaturas nos lagos Verde, Piranha e Itapari foram responsáveis pela baixa diversidade nesses locais. Os Oligochaeta e Gastropoda foram influenciados positivamente por essas condições, indicando uma adaptação a ambientes mais degradados. Além disso, a ocorrência desses grupos está negativamente correlacionada com o oxigênio dissolvido. Gastropoda e Oligochaeta são organismos resistentes à poluição ambiental e capazes de resistir a elevadas concentrações de compostos químicos e sobreviver em ambientes com baixo oxigênio (Lucca et al., 2010).

A fauna foi dominada por Chironomidae e Corixidae. Esses grupos variaram em abundância entre os lagos, com a principal predominância no lago Iripixi. A família Chironomidae é um grupo importante em ecossistemas aquáticos devido à sua alta abundância e distribuição, por possui hábitos sedentários e ser encontrada em diferentes habitats e condições (Ferrington, 2008; Couceiro et al., 2010; Nicacio & Juen, 2015). Já a família Corixidae é um pouco mais restrita, ocupando um habitat com vegetação e baixa correnteza, mas ainda assim pode ser abundante (Dias-Silva et al., 2010). Com o aumento do nível da água durante a estação das cheias, as áreas circundantes com vegetação e maior aporte de material alóctone, bem como maior disponibilidade de oxigênio dissolvido, podem ter ajudado na predominância desses táxons (Dias-Silva et al., 2010; Giehl et al., 2023). Nossos resultados revelaram uma menor diversidade de Ephemeroptera (cinco famílias, 85 indivíduos) e Trichoptera (três famílias, 29 indivíduos) nos lagos associados ao rio Tapajós e maior diversidade nos lagos do rio Trombetas (cinco famílias, 482 indivíduos). Esses táxons são altamente sensíveis às mudanças ambientais e respondem rapidamente aos distúrbios que ocorrem no ambiente, causando perda de táxons.

Existem poucos estudos sobre a composição, riqueza e distribuição de macroinvertebrados e avaliações de seus impactos ambientais em lagos de águas claras amazônicas, dificultando comparações entre os resultados. Em geral, os estudos amazônicos são quase sempre focados em riachos (por exemplo, Pereira et al., 2012; Seixas et al., 2012; Dias-Silva et al., 2014; Pimentel, 2017). Assim, este estudo fornece informações sobre a composição, riqueza e abundância de macroinvertebrados e os efeitos de variáveis ambientais e de uso e cobertura da terra sobre esses organismos em lagos de inundação na Amazônia

Central. Essas informações podem auxiliar na tomada de decisões para a conservação e manejo desses ecossistemas, pois indicam que mudanças nas condições ambientais podem ter impactos significativos nas comunidades biológicas desses lagos. Nossos resultados destacam a importância da preservação de áreas alagadas, que possuem características ambientais únicas, e destacam a importância da conservação de áreas com alta cobertura vegetal e alerta para o crescimento urbano, que coloca toda a comunidade em perigo.

Agradecimentos

M.V. Do Nascimento agradece à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES; PROCAD Amazônia nº 21 2018, # 88887.200472/2018-00).

REFERÊNCIAS:

- Abílio, F.J.P.; Ruffo, T.L.M.; Souza, A.H.F.F.; Florentino, H.S.; Junior, E.T.O.; Meirele, B.N.; Santana, A.C.D. Benthic macroinvertebrates as bioindicators of environmental quality of aquatic bodies of the caatinga. *Oecol. Bras.*, 11 (3): 397-409, 2007.
- Aguiar, C. P. O. D., Peleja, J. R. P., & Sousa, K. N. S. (2014). Water quality in watersheds with agriculture in the municipalities of Santarém and Belterra, Pará. *Revista Árvore*, 38, 983-992.
- Alessio, C.E. Anthropogenic impacts on the benthic macroinvertebrate community in subtropical lakes. Dissertation (Master's Degree), State University of Western Paraná, Toledo campus, (2020).
- ANA (2011). Strategic Plan for Water Resources of the Tributaries of the Right Bank of the Amazon Basin, Brasília, Brazil, Brazil.
- Arantes, C. C., Winemiller, K. O., Asher, A., Castello, L., Hess, L. L., Petre Jr, M., & Freitas, C. E. (2019). Floodplain land cover affects biomass distribution of fish functional diversity in the Amazon River. *Scientific Reports*, 9(1), 16684.
- Azevedo, L. S., Pestana, I. A., Almeida, M. G., da Costa Nery, A. F., Bastos, W. R., & Souza, C. M. M. (2021). Biomagnification of mercury in an ichthyic food chain of an Amazonian floodplain lake (Lago Puruzinho): Influence of seasonality and modeling of the food chain. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 207, 111249.
- Bozelli, R. L., Thomaz, S. M., Padial, A. A., Lopes, P. M., & Bini, L. M. (2015). Floods decrease zooplankton beta diversity and environmental heterogeneity in an Amazonian floodplain system. *Hydrobiologia*, 753, 233-241.
- Braga, C. E., & Gutjahr, A. L. Inventory and analysis of bioindicator aquatic macroinvertebrates of water quality in the Uraim River, Paragominas, Pará, Brazil. *ENCYCLOPEDIA BIOSPHERE*, 15 (28). 2018.
- Brito, J. G., Roque, F. O., Martins, R. T., Nessimian, J. L., Oliveira, V. C., Hughes, R. M., ... & Hamada, N. (2020). Small forest losses degrade stream macroinvertebrate assemblages in the eastern Brazilian Amazon. *Biological Conservation*, 241, 108263.
- Capitani, L., Angelini, R., Keppeler, F.W. et al. Food web modeling indicates the potential impacts of increased deforestation and fishing pressure on the Tapajós.
- Cardoso, A.C., & Couceiro, S. R.M. Insects in the diet of fishes from Amazonian streams, in Western Pará, Brazil. *Marine and Freshwater Research*, 68, 2017.

Cardoso, M.C.; Alves, H.d.S.; Costa, I.C.N.P.; Vieira, T.A. Anthropogenic Actions and Socioenvironmental Changes in Lake of Juá, Brazilian Amazonia. *Sustainability* 2021, *13*, 9134. <https://doi.org/10.3390/su13169134>

Carvalho, P., L. M. Bini, M. M. Thomaz, L. G. Oliveira, B. Robertson, W. L. Tavechio & A. J. Darwisch, 2001. Comparative limnology of South American lakes and lagoons. *Acta Scientiarum* 23: 265-273.siol

Castello, L., Bayley, P. B., Fabr e, N. N., & Batista, V. S. (2019). Effects of floods on the abundance of a long-lived and exploited fish population in the Amazon River floodplains. *Revisions in Biology of Fish and Fisheries*, 29, 487–500. <https://doi.org/10.1007/s11160-019-09559-x>

Coelho, A., Aguiar, A., Toledo, P., Araújo, R., do Canto, O., Folhes, R., & Adami, M. (2021). Rural landscapes and agrarian spaces under the dynamics of soybean expansion: a case study of the Santarém region, Brazilian Amazon. *Regional Environmental Change*, 21(4), 100.

Corrêa, J. M. S.; Rocha, M. S.; Santos, A. A.; Serr ao, E. M.; Zacardi, D. M. Characterization of artisanal fishing in Lake Ju a, Santarém, Pará. *Revista Agrogeoambiental, Pouso Alegre*, v. 10, n. 2. 2018.

Costa, M.P.F., Novo, E.M.L.M. & Telmer, K.H. Spatial and temporal variability of light attenuation in large rivers of the Amazon. *Hydrobiologia* 702, 171–190 (2013). <https://doi.org/10.1007/s10750-012-1319-2>.

Couceiro, S. R. M., Hamada, N., Forsberg, B. R., & Padovesi-Fonseca, C. (2010). Effects of anthropogenic silt on aquatic macroinvertebrates and abiotic variables in streams in the Brazilian Amazon. *Journal of Soils and Sediments*, 10, 89-103.

Couceiro, S. R., Hamada, N., Luz, S. L., Forsberg, B. R., & Pimentel, T. P. (2007). Deforestation and sewage effects on aquatic macroinvertebrates in urban streams in Manaus, Amazonas, Brazil. *Hydrobiologia*, 575, 271-284.

Da Cruz, R.S., Ribeiro, J.S., de Moura, L.S. et al. Determination of Heavy Metals by Inductively Coupled Plasma - Optical Emission Spectrometry in Water Samples from Lake Iripixi, Oriximiná, PA, Brazil. *Soil Pollution of Air Water* 233, 247 (2022). <https://doi.org/10.1007/s11270-022-05726-2>.

da Fonseca, R. A., Veiga, R. C. S., Lob ao, A. Q., & Kelecom, A. (2014). Participatory socioenvironmental assessment methodology, integrating academic and popular knowledge for sustainable planning for Lake Iripixi, Oriximiná, State of Pará, Brazil. *Pan-Amazonian Journal of Health*, 5(3), 14-14.

Devol, A. H. & J. I. Hedges, 2001. Organic matter and nutrients in the mainstem Amazon River. In McClain, M. E., R. L. Victoria & J. E. Richey (eds), *The Biogeochemistry of the Amazon Basin*. Oxford University Press, Oxford: 275–306.

Devol, A. H. & J. I. Hedges, 2001. Organic matter and nutrients in the Amazon River. In McClain, M. E., R. L. Victoria & J. E. Richey (eds), *The Biogeochemistry of the Amazon Basin*. Oxford University Press, Oxford: 275–306.

Dias, K.; Cabette, H.S., and Juen, L. The influence of habitat integrity and physicochemical variables of water on the structure of aquatic and semiaquatic Heteroptera. *Zoologia* vol.27, n.6, p.918-930, 2010.

Dias-Silva, K.; Oliveira-Junior, J. M. B.; Cunha, E. J. R.; Juen, L. Congruence between Gerromorpha (Hemiptera: Heteroptera) and Odonata in streams of Western Pará. In: Seminar on Scientific Research of the Tapajós National Forest, 2011, Santarém, PA. *Annals [...] II Seminar on Scientific Research of the Tapajós National Forest*. Santarém-PA: Tapajós National Forest/ICMBio, 2014.

Duncan, W. P., & Fernandes, M. N. (2010). Physicochemical characterization of the white, black and light rivers of the Amazon Basin and their implications for the distribution of freshwater stingrays (Chondrichthyes, Potamotrygonidae). *Pan American Journal of Aquatic Sciences*, 5(3), 454-464.

Edegbene, A. O., Akamagwuna, F. C., Arimoro, F. O., Akumabor, E. C., & Kaine, E. A. (2022). Effects of urban-agricultural land-use on Afrotropical macroinvertebrate functional feeding groups in selected rivers in the Niger Delta Region, Nigeria. *Hydrobiologia*, 849(21), 4857-4869.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA – Eastern Amazon – Embrapa. Center for Agricultural Research in the Humid Tropics – CPATU. Characterization of the study area. ZEE BR-163. Belém: 2014. Available at (2014) <http://zeebr163.cpatu.embrapa.br/index.php>.

R Main Team, 2012. *A: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna.

Espírito Santo, F. D. B., Shimabukuro, Y. E., Aragon, L. E. O., & Machado, E. L. M. (2005). Analysis of the floristic and phytosociological composition of the Tapajós national forest with the geographic support of satellite images. *Acta Amazônica*, 35, 155-173.

Ferrington, L.C. (2007). Global diversity of nonbiting mosquitoes (Chironomidae; Insecta-Diptera) in freshwater. In: Balian, E.V., Lévêque, C., Segers, H., Martens, K. (eds)

Evaluation of the Diversity of Freshwater Animals. *Developments in Hydrobiology*, vol 198. Springer, Dordrecht. https://doi.org/10.1007/978-1-4020-8259-7_45.

Fierro, P., Bertrán, C., Tapia, J., Hauenstein, E., Peña-Cortés, F., Vergara, C., ... & Vargas-Chacoff, L. (2017). Effects of local land-use on riparian vegetation, water quality, and the functional organization of macroinvertebrate assemblages. *Science of the total environment*, 609, 724-734.

Friberg, N., Bonada, N., Bradley, D. C., Dunbar, M. J., Edwards, F. K., Gray, J., ... & Woodward, G. U. Y. (2011). Biomonitoring of human impacts on freshwater ecosystems: the good, the bad and the ugly. In *Advances in Ecological Research* (Vol. 44, pp. 1-68). Academic press.

Giehl, N. F. S.; Cabette, H. S. R.; Dias-Silva, Karina.; Juen, L. Moreira, F. F. F.; Castro, L. A.; Oliveira, V. R. S.; Batista, J. D. Variation in the diversity of semiaquatic insects (Insecta: Heteroptera: Gerrhormorpha) in altered and preserved paths. *Hydrobiology*. Springer Nature, Switzerland. 2019.

Gomes, Karine de Fátima Alves. Effect of the connection of flood lagoons with the Solimões River on fish diversity. 2016. 60 f. Dissertation (Master's Degree in Fisheries Sciences in the Tropics) - Federal University of Amazonas, Manaus, 2016.

Håkanson, L. (2005). The importance of lake morphometry and catchment characteristics in limnology—ranking based on statistical analyses. *Hydrobiologia*, 541, 117-137.

Hamada, N; Nessimian, J. L., & Querino, R. B. Aquatic insects in the Brazilian Amazon: taxonomy, biology and ecology. Manaus: INPA Press, 2014.

Hamada, Thorp, J.H & Rogers, D.C (Org). Freshwater invertebrates from Thorp and Covich. 4th, VoL 3: Keys for Neotropical Hexapod. Academic press. 2018.

Heino, J., Mykrä, H., & Kotanen, J. (2008). Weak relationships between landscape characteristics and multiple facets of stream macroinvertebrate biodiversity in a boreal drainage basin. *Landscape Ecology*, 23, 417-426.

Hepp, L. U., & Santos, S. (2009). Benthic communities of streams related to different land uses in a hydrographic basin in southern Brazil. *Environmental monitoring and Assessment*, 157, 305-318.

Hepp, L.; Pastore, B. The importance of riparian vegetation for the functioning of streams: effects of chemical quality and origin of species. *Vivências*, 17 (32). 2020

Jézéquel, C., Tedesco, P.A., Bigorne, R. et al. A database of freshwater fish species from the Amazon Basin. *Data Sci* 7, 96 (2020). <https://doi.org/10.1038/s41597-020-0436-4>.

Jiang, X., Sun, X., Alahuhta, J., Heino, J., & Xie, Z. (2022). Responses of multiple facets of macroinvertebrate alpha diversity to eutrophication in floodplain lakes. *Environmental Pollution*, 306, 119410.

Junior, R. F. V., Varandas, S. G., Pacheco, F. A., Pereira, V. R., Santos, C. F., Cortes, R. M., & Fernandes, L. F. S. (2015). Impacts of land use conflicts on riverine ecosystems. *Land use policy*, 43, 48-62.

Junk, W. J.; Bayley, P. B.; Sparks, R. E. The flood pulse concept in river-floodplain systems. *Canadian Journal of Fishers and Aquatic*, 106: 110-127. 1989.

Junk, W.J. Structure and function of the large central amazonian river foodplains: synthesis and discussion. In: *The central amazon foodplain: ecology of a pulsing system*. Springer, Ecological Studies Series, v. 216. 1997.

Junk, W.J.; Piedade, M.T.F.; Schöngart, J.; Wittmann, F. A classification of major natural habitats of Amazonian white-water river floodplains (floodplains). *Wetlands Ecol. Manage.* 20(6):461-475. 2012.

Keppeler, F. W., de Souza, A. C., Hallwass, G., Begossi, A., de Almeida, M. C., Isaac, V. J., & Silvano, R. A. M. (2018). Ecological influences of human population size and distance to urban centers on fish communities in tropical lakes. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 28(5), 1030-1043.

Leite, R.U. 2010. Composition, distribution, use of environments and seasonal variation in the density of aquatic turtles from Lago Verde, Alter do Chão, Santarém, Pará State, Brazil. Master's Dissertation, Museu Paraense Emílio Goeldi Universidade Federal do Pará, Graduate Program in Zoology, Belém.

Leite, R.U. 2010. Composition, distribution, use of environments and seasonal variation in the density of aquatic turtles from Lago Verde, Alter do Chão, Santarém, Pará, Brazil. MS Dissertation, Museu Paraense Emílio Goeldi Universidade Federal do Pará, Graduate Program in Zoology, Belém.

Lucca, J. V., Pamplin, P. A. Z., Gessner, A. F., Trivinho-Strixino, S., Spadano-Albuquerque, A. L., & Rocha, O. (2010). Benthic macroinvertebrates of a tropical lake: Lago Caçó, MA, Brazil. *Revista Brasileira de Biologia*, 70, 593-600.

Martínez-Rodríguez, M. & Pinillas, G. Evaluation of the water quality of three wetlands in the Department of Cesar, Colombia, by means of aquatic macroinvertebrates associated with *Eichhornia crassipes* (Pontederiaceae). *Caldasia*, 36(2), 305-321 (2014).

Martins, R. T., Couceiro, S. R., Melo, A. S., Moreira, M. P., & Hamada, N. (2017). Effects of urbanization on stream benthic invertebrate communities in Central Amazon. *Ecological indicators*, 73, 480-491.

McCune B. and Mefford M.J., 2006. PC-ORD. Multivariate Analysis of Ecological Data, Version 5.10, MjM Software, Glenden Beach.

Miranda, I. S., 1993. Structure of the arboreal stratum of the Amazonian cerrado in Alter do Chão, Pará, Brazil. *Revista Brasileira de Botânica* 16(2): 143-150.

Moreno, P., & Callisto, M. (2004). Bioindicators of water quality along the Rio das Velhas basin (MG). *Water quality bioindicators. Jaguariúna: Embrapa*, 95-116.

Moura, N. G., Lees, A. C., Andretti, C. B., Davis, B. J., Solar, R. R., Aleixo, A., ... & Gardner, T. A. (2013). Avian biodiversity in multiple-use landscapes of the Brazilian Amazon. *Biological Conservation*, 167, 339-348.

Nevado, J. B., Martín-Doimeadios, R. R., Bernardo, F. G., Moreno, M. J., Herculano, A. M., Do Nascimento, J. L. M., & Crespo-López, M. E. (2010). Mercury in the Tapajós River basin, Brazilian Amazon: a review. *Environment International*, 36(6), 593-608.

Nicácio, Gilberto et al. How habitat filtering can affect the taxonomic and functional composition of aquatic insect communities in small Amazonian streams. *Neotropical Entomology*, v. 49, n. 5, p. 652-661, 2020.

Nunes, Carolina B.; Vieira, Kaluan C.; Pereyra, Paula E.R.; Hallwass, Gustavo; Cunha, Cristiane V.; Silvano, Renato A.M... From sky to ground: Fishermen's knowledge, landscape analysis, and hydrological data indicate long-term environmental changes in the Amazon's clearwater rivers. *SCIENCE OF THE TOTAL ENVIRONMENT*, v. 1, p. 166763, 2023.

Oliveira, D. M.; Saraiva, M. L.; Vaz, E. M. Characterization of artisanal fishing practiced in the Mapiri and Papucu lakes on the banks of the Tapajós River, Santarém, Pará. *Rev. Bras. Eng. Pesca* 10 (1), 2017.

Peel, M.C., Finlayson, B.L., McMahon, T.A., 2007. Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification. *Hydrol. Terra Syst. Sci.* 11, 1644.

Pereira, A. C.; Torgan, L. C.; Melo, S. Variation of the richness of Pinnularia (Bacillariophyta) in Lake Tupé (Amazon Basin) and its relationship with the hydrological cycle. *Biota Amazônia (Biote Amazonie, Biota Amazônia, Amazonian Biota)*, v. 7, 2017.

Pereyra, P. E. R., Hallwass, G., Begossi, A., Giacomini, L. L., & Silvano, R. A. M. (2023). Fishers' Knowledge Reveals Ecological Interactions Between Fish and Plants in High Diverse Tropical Rivers. *Ecosystems*, 26(5), 1095-1107.

Petsch, D. K. (2016). Causes and consequences of biotic homogenization in freshwater ecosystems. *International Review of Hydrobiology*, 101(3-4), 113-122.

Piedade, M. T. F.; Almeida and Val, V. M. F.; Oliveira, A.; Henrique, H. S.; Faith, L. M. L.; Silva, S. M.; Oliveira, G. R.; Peña, A. P.; Ribeiro, T. G. Study of water quality through benthic bioindicators in streams in rural and urban areas. *Environment and Water*, v. 11, n. 1, 2016.

Pimenta, S. M., Boaventura, G. R., Peña, A. P., & Ribeiro, T. G. (2016). Study of water quality by means of benthic bioindicators in streams in rural and urban areas. *Environment & Water Journal*, 11(1), 198-210.

Ramos, J. R. B. The urbanization of Santarém and the environmental preservation of Lake Mapiri: a case study. Dissertation (Master's Degree in Urban Regional Planning) - Federal University of Rio de Janeiro (UFRJ), Rio de Janeiro, 2004.

Rosenberg, D. M.; Resh, V. H. Biomonitoring of freshwater and benthic macroinvertebrates. 1993.

Rozon, C., Lucotte, M., Davidson, R., Paquet, S., Oestreicher, J. S., Mertens, F., ... & Romana, C. (2015). Spatial and temporal evolution of land use by family farming in the Tapajós region of the Brazilian Amazon. *Acta Amazônica*, 45, 203-214.

Rudorff, CM; Melack, J.M.; Bates, P.D. Flood dynamics in the lower Amazon floodplain: 1. Hydraulic controls on water elevation, flood extent, and river floodplain discharge. *Water Resources Survey*, 50(1):619-634. 2014.

Sanaiotti, T. M. and W. E. Magnusson. 1995. Effects of annual fires on the production of fleshy fruits consumed by birds in a Brazilian Amazonian savannah. *Journal of Tropical Ecology* 11:53–65.

Seixas, D. C.; Oliveira, V. C.; Pes, A. M. O. Biotic integrity index using aquatic insects in streams under the influence of deforestation in the municipalities of Santarém and Belterra (Pará). I Congress of Scientific Initiation PIBIC/CNPq - PAIC/FAPEAM Manaus, 2012.

Shimabukuro, E., & Henry, R. (2018). Benthic distribution in small tropical lakes: the presence of macrophytes is important. *Tropical Ecology*, 59(1).

Shimano, Y., Nogueira, D. S., & Juen, L. (2021). Environmental variation in Amazonian interfluves and its effects on local assemblies of ephemeris. *Hydrobiology*, 848(17), 4075-4092.

Silva, A. P. B. Relationship between environmental quality and feeding habits of fish in the Itaúnas River basin, ES-Brazil. Dissertation (Master's Degree). Federal University of Espírito Santo, 2019.

Silva, M.S.G.M.; Queiroz, J.F. De; Trivinho-Strixino, S. In: (Ed.). Benthic organisms: biomonitoring of water quality. Jaguariúna: Embrapa Environment, 2008.

Sioli, H. (1986). Tropical continental aquatic habitats.

Sioli, H. The Amazon: Limnology and Ecology of the Landscape of a Powerful Tropical River and its Basin. Dordrecht: Dr. W. Junk. Editores, 1984. Chapter 5, p. 127-165

Tripathi M, Singal SK. 2019. Use of Principal Component Analysis for parameter selection for the development of a new Water Quality Index: A case study of the Ganges River India. *Ecological Indicators* 96(1): 430–436. DOI <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.09.025>.

Vieira, T. L. S., Silva, F. K. S., Santos, Z., Oliveira, L. S., Cajado, R. A., Oliveira, E. C., et al. (2023). Ichthyoplankton community in lagoons of the Tapajós and Trombetas rivers, eastern Amazonia. *Actapesca* 10, 113–132. doi:10.46732/actafish.2022.10.2.113-132.

Wittmann, F. Aquatic and wetland organisms in an Amazon in transition. *Science and Culture*, 66 (3), 2014.

Zacardi, D. M.; Saraiva, M. L.; Vaz, E. M. Characterization of artisanal fishing practiced in the Mapiri and Papucu lakes on the banks of the Tapajós River, Santarém, Pará. *Rev. Bras. Eng. Pesca* 10 (1), 2017.

CAPÍTULO II

Taxonomic attributes and functional feeding groups (FFG) of Chironomidae to assess the ecological status of floodplain lakes in the Trombetas and Tapajós river basins, Brazilian Amazon²

Marcio Vieira do Nascimento ^{1, 2} (0000-0001-9709-6907); Livia Maria Fusari³ (0000-0002-1107-2785); Sheyla Regina Marques Couceiro^{1, 2}(0000-0001-8186-4203) ³

¹ Postgraduate Program in Biodiversity, Universidade Federal do Oeste do Pará – UFOPA, Santarém, PA, Brazil

² Laboratory of Ecology and Taxonomy of Aquatic Insects, Universidade Federal do Oeste do Pará - UFOPA, Santarém, PA, Brazil

³ Universidade Federal de São Carlos, Department of Hydrobiology, Laboratory of Aquatic Entomology, São Carlos, SP, Brazil

Corresponding author: masakivieira@gmail.com / sheylacouceiro@yahoo.com.br

Phone: +55 93 992083208

Availability of data and materials:

The datasets used and/or analyzed during the present study are available from the corresponding author upon reasonable request.

Financing:

This study was funded by the Coordenação de Aperfeiçoamento Pessoal de Nível Superior (grant number 88887.720577/2022-00)

Conflict of interest:

² O artigo apresentado foi redigido conforme as diretrizes de submissão da revista *Austral Ecology*. As normas indicadas para redação de artigos pela revista estão disponíveis no link: <https://onlinelibrary.wiley.com/page/journal/14429993/homepage/forauthors.html>

³ Authors' contributions: M.V. Vieira originally formulated the idea. Vieira, Couceiro, and Fusari developed the methodology. Couceiro conducted the fieldwork. Vieira performed the data analysis. Vieira, Couceiro, and Fusari wrote the manuscript.

The authors declare that they have no conflict of interest.

Abstract:

Chironomidae is a group of insects widely distributed in aquatic ecosystems, where they are generally abundant and highly diverse, performing important ecosystem functions. These insects can serve as biomonitoring tools because they respond readily to environmental changes, especially those of human origin. In this study, we tested whether changes in land use and land cover (LULC), as well as environmental variables, would affect the functional feeding groups (FFG) and the Chironomidae community in floodplain lakes within the Trombetas and Tapajós river basins. Nine lakes were sampled in these areas. The collected material was sorted in the laboratory and mounted on semi-permanent slides for identification and classification into functional feeding groups. A total of 3,536 individuals, distributed across 33 genera, were identified. Generally, environments characterized by non-forest natural formations, forested areas, and temperature were positively correlated with the Chironomidae community. Conversely, the variables electrical conductivity, urban area, and conductivity showed negative correlations with the community. Regarding the FFG, collector-gatherers were the most abundant, followed by predators, shredder-herbivores, and collector-filterers. When evaluating the influence of environmental variables and land use and cover on the FFG, we found that urban areas and non-forest natural formations negatively impacted predators and shredder-herbivores, while also increasing electrical conductivity. Additionally, low dissolved oxygen concentrations negatively affected collector-filterers, and collector-gatherers were negatively influenced by forested areas.

Keywords: Environmental impacts, Diptera, land use changes, environmental degradation, impact assessment.

INTRODUCTION

Chironomidae (Diptera) are widely distributed insects whose immature stages occur in great abundance and diversity in freshwater ecosystems, including rivers, lakes, and streams. These insects play important roles in maintaining and regulating ecosystem services by acting as links in the aquatic and semiaquatic trophic chains (Maroneze et al., 2011; Butakka et al., 2016) and by participating in the cycling of allochthonous and autochthonous organic material (Silva and Henry, 2018). They are also considered excellent indicators of environmental quality, as the presence of various taxa is associated with good water oxygenation, low electrical conductivity, and other variables that characterize high-quality aquatic ecosystems (Couceiro et al., 2007; Ferrington, 2008; Serra et al., 2017; Ferreira et al., 2017; Martins et al., 2017). Conversely, some species possess abdominal tubules and hemoglobin in their hemolymph, adaptations that enhance oxygen uptake in environments with low oxygen concentrations.

Despite their ecological importance, many ecological studies classify Chironomidae specimens only at the family or subfamily level, which underestimates the true diversity and richness of the group in the environment (King and Curtis, 2002). This limitation arises partly because identifying Chironomidae at the genus or species level is challenging; it requires mounting specimens on slides to observe specific structures, such as mouthparts and antennae, and associating larvae, pupae, and adults for accurate species identification (Trivinho-Strixino, 2011, 2023).

In this context, using biological characteristics that contrast with or complement taxonomic approaches (Cadotte et al., 2017) aids in understanding the relationships between organisms and their environment without requiring refined taxonomic identification. The classification into functional feeding groups (FFG), proposed over 50 years ago by Kenneth W. Cummins, is based on morpho-behavioral similarities in how macroinvertebrates acquire food. This approach highlights shared feeding strategies among species, which helps maintain

ecosystem functionality (Cummins, 1973; Cummins and Klug, 1979; Merritt, Cummins, and Berg, 2017).

Functional feeding groups have been used worldwide to assess ecological attributes of aquatic ecosystems (Ramírez and Gutiérrez-Fonseca, 2014; Arpellino et al., 2023), including tropical and subtropical streams (Cai et al., 2012; Moraes et al., 2014; Silva et al., 2020), rivers (Buss et al., 2002; Cummins et al., 2005), and reservoirs (Jovem-Azevedo et al., 2019; Pereira et al., 2021). However, no studies have been conducted in floodplain lakes.

Amazonian floodplain lakes are vital ecosystems, essential for the conservation and survival of aquatic organisms (Melack et al., 2021). These environments are characterized by interannual seasonal variation, flood depth and extent (Paiva et al., 2013), and expansive floodplains (Junk et al., 2011). Junk et al. (1989) defined floodplains as “areas periodically flooded by the lateral overflow of rivers and lakes, or by direct precipitation or groundwater.” During flood periods, the volume and extent of these lakes increase, occupying large areas that serve as breeding and feeding grounds for many aquatic organisms (Castello, 2008; Arantes et al., 2017). Despite their ecological importance, these environments face significant anthropogenic pressures, including agriculture, mining, and urban expansion, which reduce the quality of these habitats and consequently impact the entire biological community (Sonoda et al., 2018; Peres et al., 2018; Farinosi et al., 2019).

Therefore, this study aims to evaluate whether the physical and chemical conditions of the water, along with changes in the landscape, affect the functional feeding groups of Chironomidae, specifically by reducing fragmenting groups and favoring the prevalence of collector-gatherers groups.

MATERIAL AND METHODS

Study Area

The study was conducted in nine lakes in the eastern Amazon, located in the municipalities of Oriximiná and Santarém (Fig. 1), in western Pará, Brazil. Oriximiná (107,603.2 km²; 1°45'36''S, 55°51'45''W) (IBGE, 2023) experiences average annual rainfall between 2,300 and 2,800 mm, an average temperature of 36 to 40°C, and relative humidity of 80% (Moraes et al., 2005; Filho, Filho, and Soares, 2022). Santarém (2°24'52'' S, 54°42'36'' W) has an average annual rainfall of 2,405 mm and a mean temperature of 27.7°C (Rudorff, Melack, and Bates, 2014). The climate in both regions is predominantly humid equatorial, classified as Am in the Köppen system modified by Peel et al. (2007), with well-defined seasons: the Amazonian winter, occurring from December to May, and the less rainy period, from June to November (Junk et al., 1989).

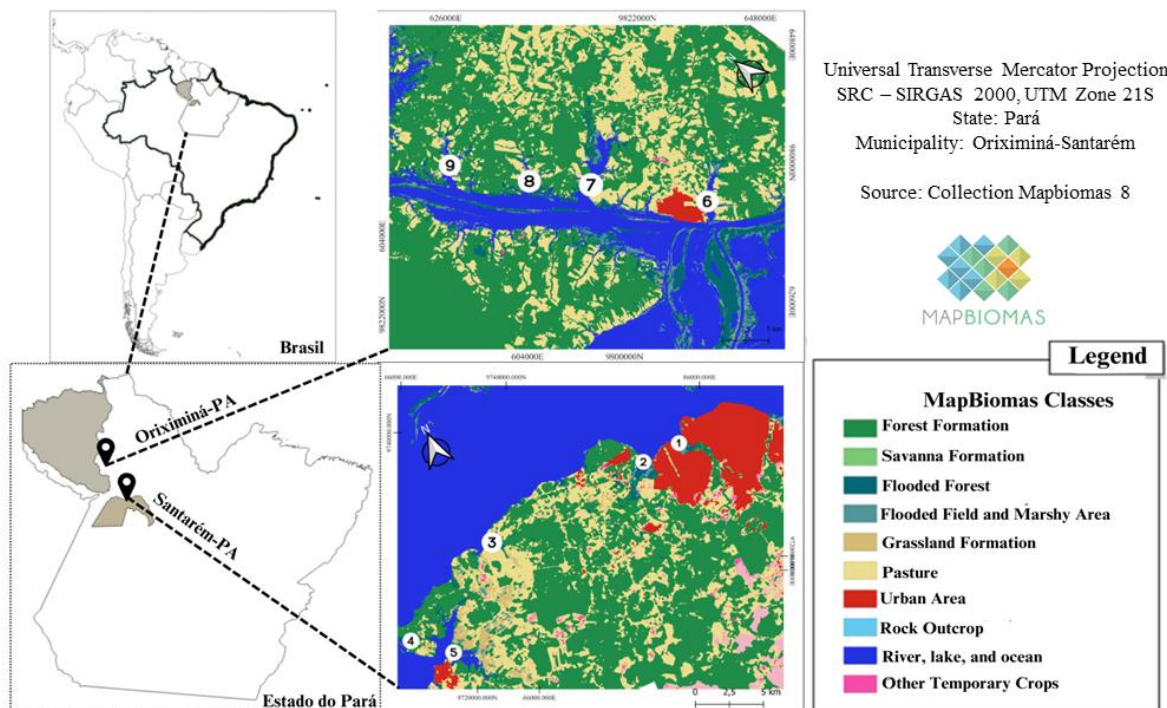


Figure 1: Map of the cities of Santarém and Oriximiná, Pará state, and sampling locations. The numbers represent the floodplain lakes that were sampled: Santarém: 1 – Lake Mapiri, 2 – Juá,

3 – Itapari, 4 – Piranhas, and 5 – Verde. Oriximiná: 6 – Lake Iripixi, 7 – Caipuru, 8 – Xiriri, and 9 – Curupira. The maps were generated using data obtained from the MapBiomias website.

Chironomidae Sampling

The lakes were sampled during the flood period (December to May) in the years 2020 and 2021. Four lakes in Oriximiná (Iripixi, Caipuru, Xiriri, and Curupira) and five lakes in the Santarém region (Mapiri, Juá, Preto do Itapari, Piranhas, and Verde) were included in the study.

Chironomidae collections were conducted using a D-shaped net (550 cm², with a mesh size of 1 mm) in one-meter sections from the lake to the shore, at six points in each lake, primarily near submerged substrates and marginal vegetation. The collected material was placed in plastic bags containing 96% ethyl alcohol, labeled with collection information, and subsequently transported to the laboratory. In the laboratory, the samples were washed with slow-flowing water using a sieve with a 200 µm mesh to remove coarse debris and then sorted to isolate the Chironomidae. After sorting, the Chironomidae were preserved in 70% ethyl alcohol.

Chironomidae larvae were counted and identified to the lowest possible taxonomic level using available taxonomic keys (e.g., Trivinho-Strixino, 2023) and confirmed by a specialist. To prepare the larvae, they were immersed in 10% potassium hydroxide for 24 hours, then subjected to a series of water and alcohol baths (60%, 80%, and 90%). Semi-permanent slides were prepared using Hoyer's medium, and the specimens were analyzed under a microscope. Observations focused on structures such as mouthparts, antennae, and pseudopods. Eight paired body-head capsules were arranged on each slide.

Functional Feeding Groups

The functional feeding groups (FFG) were established by consulting the literature (see appendix). Chironomidae were classified into the following categories: (i) shredder-herbivore (feeding on vascular plants and decaying wood); (ii) collector-filterer (feeding on fine particulate organic matter transported in the water column); (iii) collector-gatherer (feeding on fine particulate organic matter deposited on the bottom of aquatic environments); and (iv) predator-swallower (consuming live prey).

Environmental variables

Environmental variables were measured in the field (see appendices), with three replicates per lake. Water temperature (°C), pH, electrical conductivity ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$), dissolved oxygen (mg/L), and turbidity (NTU) were measured using portable digital equipment: HANNA HI 991003, HANNA HI 98192, and Lovibond Senso Direct 150.

Land use and land cover

Land use and land cover data were obtained from 30-meter resolution maps provided by MapBiomias (https://storage.googleapis.com/mapbiomas-public/initiatives/brasil/collection_8/lclu/coverage/brasil_coverage_2020.tif) and processed using QGIS software (version 3.36.1-Maidenhead). To classify land use and land cover, we performed automated identification in QGIS by evaluating the pixels on the maps, correcting erroneous pixel readings and classifications, and converting the data into polygons. We visualized the results by creating maps and classifying them according to the standards proposed by MapBiomias (<https://brasil.mapbiomas.org/codigos-de-legenda>). Subsequently, we delineated the areas of influence based on the diameter of each lake and calculated them using the QGIS r.report tool.

The areas were defined and classified as follows: forest, non-forest natural formation,

agriculture, urban area, and temporary crops. Locations with tall vegetation, including dense rainforest and savanna formations, were categorized as forest. Non-forest natural formations (NFNF) included areas such as flooded fields, grasslands, and other non-forest formations. Locations with pasture and crops (e.g., soybean and rice plantations) were classified as agriculture. Areas with shorter planting and harvesting periods were categorized as temporary crops, while urban locations (including cities and rural communities) were classified as urban areas (Table 1).

Table 1. Characterization of land use and land cover in flood lakes, in the Trombetas and Tapajós river basins.

Lakes	Forest (%)	NFNF* (%)	Agriculture (%)	Urban Area (%)	Other temporary crops (%)
Mapiri	8,2	11,2	0,0	80,4	0,0
Juá	44,6	7,4	15,9	32	0,0
Itapari	32,6	6,7	59,3	0	1,2
Piranhas	11,8	6,1	82,0	0	0,0
Verde	26,5	33,3	27,9	11,9	0,1
Iripixi	40,5	16,2	64,0	8,3	0,2
Caipuru	83,8	3,2	12,8	0,0	0,0
Xiriri	89,2	1,5	9,1	0,0	0,1
Curupira	92,2	1,7	5,9	0,0	0,0

*FNMF – Non-Forest Natural Formation

Data analysis

Each lake was considered a sampling unit. We assessed composition by determining the relative abundance of each genus and then calculated the relative proportions of FFG for each lake.

For the analyses, environmental data (except for pH) were transformed using Log (x+1), and the abundance data of the FFG for each lake were subjected to Hellinger transformation. These transformations standardize the data by placing all variables on the same scale. We then performed Canonical Correspondence Analysis (CCA) to evaluate the relationship between the predictor variables and the FFG of Chironomidae. Axis scores were standardized using the Hill method (1979), and a randomization test was conducted to assess the null hypothesis that there is no relationship between the matrices (Chironomidae community X environmental variables and land use and cover), with 9999 permutations.

RESULTS

A total of 3,536 individuals were identified, distributed across three subfamilies: Chironominae, Tanypodinae, and Orthoclaadiinae, encompassing 33 genera. The subfamily Chironominae exhibited the highest richness with 24 genera and was also the most abundant, totaling 2,625 individuals. This was followed by Tanypodinae with seven genera and 423 individuals, and Orthoclaadiinae with three genera and 488 individuals (Table 1). The most abundant genera were *Tanytarsus* with 888 individuals, followed by *Goeldichironomus* (535), *Cricotopus* (457), *Ablabesmyia* (357), *Beardius* (316), *Polypedilum (Asheum)* (263), *Chironomus* (209), and *Polypedilum* with 204 individuals (Table 1). The genera *Ablabesmyia*, *Polypedilum*, and *Tanytarsus* were the most frequent taxa, present in all lakes, followed by *Polypedilum (Asheum)*, *Chironomus*, and *Goeldichironomus*, which were absent only in Lake Itapari. Genera such as *Rheotanytarsus*, *Fissimentum*, *Parakiefferiella*, *Lauterborniella*, *Coelotanypus*, *Procladius*, and *Macropelopia* had the lowest abundance and were exclusive to one lake each (Table 2).

Table 2. Composition matrix of Chironomidae in floodplain lakes in the Trombetas and Tapajós river basins and their classification into functional feeding groups.

Genus	Trombetas River					Tapajós River				Abrev
	Iripi xi	Caipu ru	Curup ira	Xiri ri	Ver de	Itap ari	Piran ha	Ju á	Map iri	
<i>Axarus</i>	1	-	-	-	-	-	-	-	-	Axa
<i>Beardius</i>	15	16	1	1	-	-	-	7	276	Bear
<i>Chironomus,</i>	50	28	8	70	4	-	11	8	30	Chiro
<i>Corynoneura</i>	-	-	6	-	3	-	-	-	-	Cory
<i>Cryptochironomu s</i>	1	6	2	-	-	4	-	-	-	Cryp
<i>Demicryptochiro nomus</i>	-	1	-	1	3	-	-	-	-	Demi
<i>Dicrotendipes</i>	20	9	1	5	3	-	-	20	4	Dicro
<i>Endotribelos</i>	2	2	1	1	4	-	-	1	-	Endo
<i>Fissimentum</i>	-	-	-	-	-	2	-	-	-	Fissi
<i>Goeldichironomu s</i>	45	152	13	34	37	-	210	10	34	Goel
<i>Lauterborniella</i>	-	-	2	-	-	-	-	-	-	Lauter
<i>Nilothauma</i>	2	8	-	2	-	2	-	1	-	Nilo
<i>Parachironomus</i>	9	1	-	24	-	1	-	16	15	Para
<i>Parakiefferiella</i>	1	-	-	-	-	-	-	-	-	Paraki
<i>Parapentaneura</i>	1	-	-	-	-	-	-	2	-	Parape
<i>Paratanytarsus</i>	1	-	-	1	-	-	-	-	-	Parata
<i>Paratendipes</i>	-	-	-	-	-	2	-	-	1	Parate

<i>Pelomus</i>	-	1	1	4	-	-	-	-	-	Pelo
<i>Polypedilum</i>	21	43	7	13	43	10	25	14	28	Poly
<i>Polypedilum</i> (<i>Asheum</i>)	44	79	13	7	16	-	3	14	87	Poly(Asheum)
<i>Rheotanytarsus</i>	-	1	-	-	-	-	-	-	-	Rheo
<i>Stenochironomus</i>	1	3	-	-	-	-	-	-	-	Steno
<i>Tanytarsus</i>	13	18	17	32	12	649	30	10	8	Tany
<i>Xestochironomus</i>	-	1	-	1	2	-	-	-	-	Xesto
<i>Coelotanypus</i>	1	-	-	-	-	-	-	-	-	Coel
<i>Ablabesmyia</i>	47	62	48	49	27	7	23	17	77	Abla
<i>Labrundinia</i>	8	8	4	21	-	-	-	7	-	Labru
<i>Larsia</i>	-	1	-	-	-	1	-	-	2	Larsia
<i>Macropelopia</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	1	Macropelo
<i>Pentaneura</i>	1	-	2	-	-	-	-	-	2	Penta
<i>Procladius</i>	7	-	-	-	-	-	-	-	-	Procla
<i>Cricotopus</i>	72	57	112	75	-	6	64	70	1	Crico
<i>Orthocladius</i>	25	3	3	-	-	-	-	-	-	Ortho

* (-) indicates absence of the taxon

The main environmental variables that significantly influenced the distribution of Chironomidae were FNNF, electrical conductivity, forest cover, and temperature. The CCA axes accounted for 47% of the total variance. On axis 1 ($r = 1.75$; $p < 0.009$), *Fissimentum*, *Paratendipes*, *Larsia*, *Tanytarsus*, *Nilothauma*, and *Cryptochironomus* were strongly associated with environments characterized by high temperatures and increased forest cover, but with lower electrical conductivity. Conversely, on axis 2 ($r = 2.65$; $p < 0.009$), FNNF had a strong

influence (correlation: 0.92), indicating that environments with features such as flooded fields, grassland formations, and other non-forest formations significantly affect the distribution of the Chironomidae community. Additionally, increased urbanization and higher conductivity also influenced this community (Figure 2; Table 3).

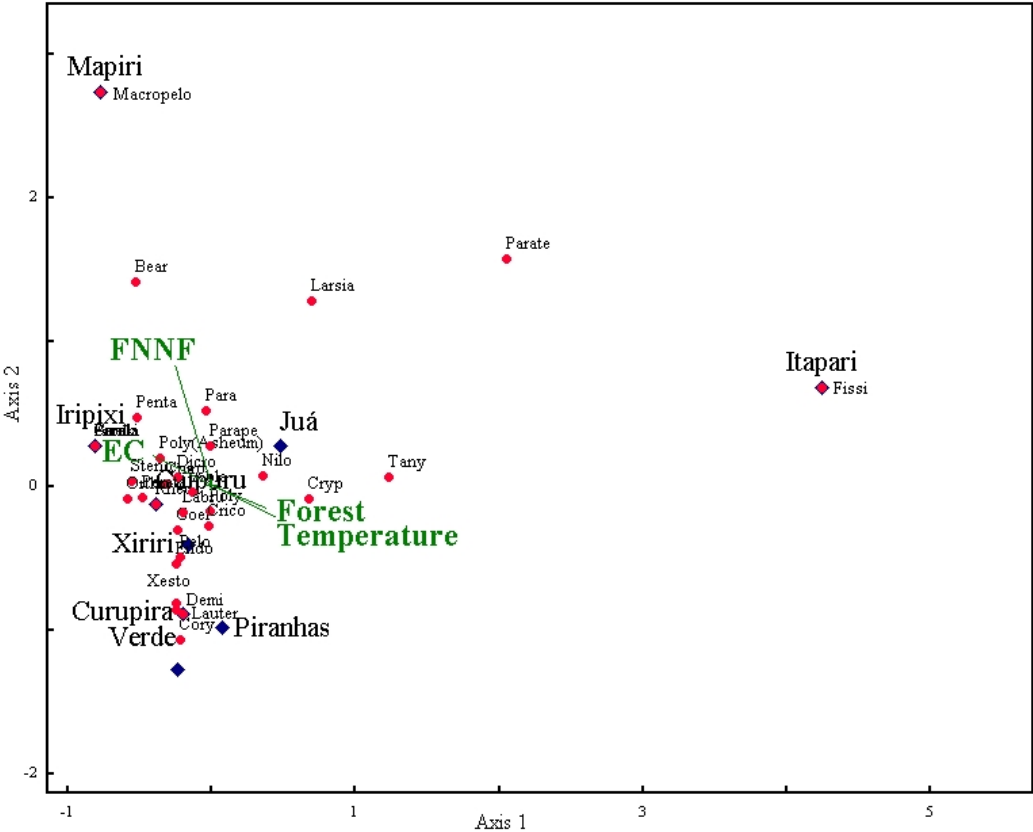


Figure 2: Triplot plot of Canonical Correspondence Analysis (CCA) showing the relationship between environmental variables and land use and land cover with the Chironomidae community in floodplain lakes in the Trombetas and Tapajós river basins. (EC – Electrical conductivity; FNNF – Non-Forest Natural Formation).

Table 3. Correlations of environmental variables and land use and land cover with axes I and II of Canonical Correspondence Analysis (CCA). Positive values indicate a positive relationship, while negative values indicate a negative relationship.

Variables	Correlations	
	Axis 1	Axis 2
Forest	0.44	-0.17
Non-Forest Natural Formation	-0.29	0.92
Agriculture	-0.05	0.02
Urban area	-0.38	0.25
Turbidity	-0.10	0.19
Electrical conductivity	-0.47	0.22
Temperature	0.52	-0.24
Oxygen	-0.02	-0.15

FFG as attributes in ecosystem assessment

Considering the categorization into functional feeding groups, collector-gatherers were the most abundant, with 2,366 individuals, representing 62.3% of the total Chironomidae. They were followed by predators, with 756 individuals (19.9%), shredder-herbivores with 655 individuals (17.2%), and collector-filter feeders with only 22 individuals (0.5%) (Fig. 2). In terms of distribution across the lakes, collector-gatherers dominated in seven of the nine lakes studied (Iripixi, Caipuru, Curupira, Xiriri, Juá, Itapari, and Piranhas), while shredder-herbivores were most prevalent in Lakes Mapiri and Verde.

The proportion of predators varied among the lakes, ranging from 27% to 30.1% in Lakes Caipuru, Curupira, Xiriri, and Mapiri. The lowest proportion of predators was recorded in Lake Itapari (1.2%) and Piranhas (6.6%), while the highest proportion was observed in Lake Verde (43.4%).

Effect of predictor variables on the FFG of Chironomidae

Environmental variables and land use and land cover significantly affected the functional feeding groups of Chironomidae. The predator and shredder-herbivore groups were negatively influenced by increased urban areas, non-forest natural formations, elevated electrical conductivity, and neutral pH levels. The collector-filterer group was particularly affected by low dissolved oxygen levels, resulting in reduced abundance. In contrast, the collector-gatherers group showed a negative response to forested areas (Figure. 3; Table 4).

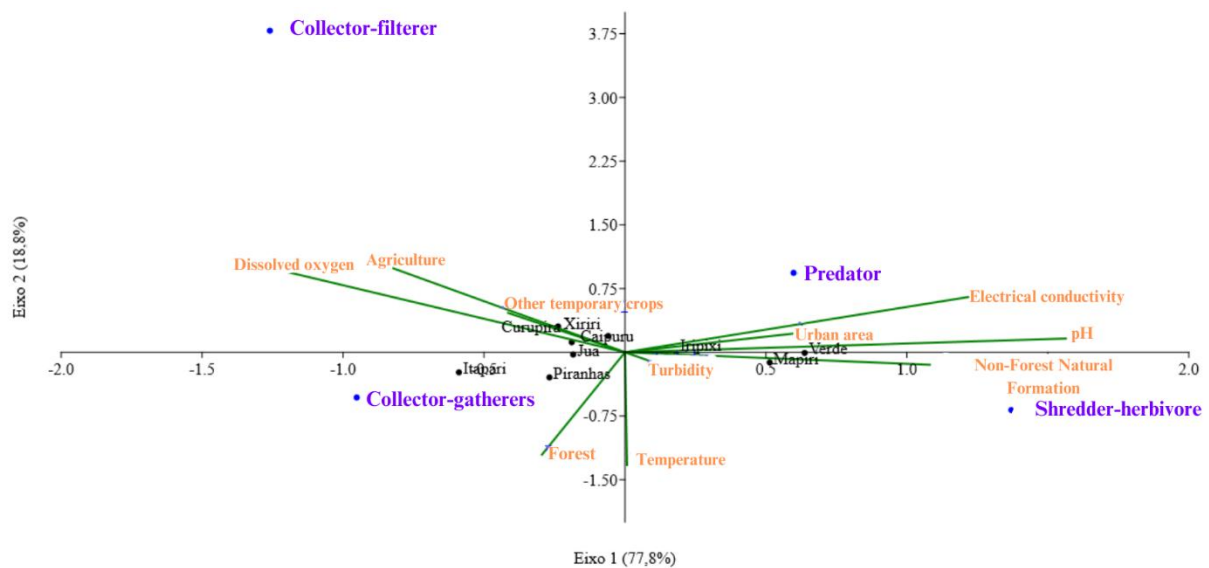


Figure 3. Relationships between Chironomidae FFG and environmental variables and land use and land cover data. The CCA axes explained 77.8% (Axis 1: eigenvalue: 0.1334, $p = 0.02$); and 18.8% (Axis 2: eigenvalue: 0.03227) of the inertia of the response table, being significant ($p > 0.005$) and presenting strong correlations between the functional groups and the local and regional environmental variables.

Table 4: Scores indicating the position of environmental variables on the main axes of the CCA – Canonical Correlation Analysis identifying the relationships between environmental variables and the functional structure of the Chironomidae Community

Variables	Axis 1	Axis 2
Predator	0.59	0.93
Shredder - herbivore	1.37	-0.67
Collector - gatherer	-0.95	-0.67
Collector - filterer	-1.25	3.78
Forest	-0.11	-0.48
Non-Forest Natural Formation	0.43	-0.05
Agriculture	-0.32	0.39
Urban area	0.23	0.08
Other temporary crops	-0.16	0.18
Turbidity	0.03	-0.03
Electrical conductivity	0.48	0.25
Temperature	0.002	-0.53
pH	0.62	0.06
Dissolved oxygen	-0.48	0.38

DISCUSSION

The Chironomidae family is known for its ability to colonize diverse environments and its resilience, being found in high abundance and density in aquatic ecosystems (Saito and Gessner 2014; Serra et al. 2016; Serra et al. 2017; Toledo et al. 2021; Arpellino et al. 2023). The genera *Tanytarsus*, *Goeldichironomus*, *Cricotopus*, *Ablabesmyia*, *Beardius*, *Polypedilum* (*Asheum*), *Chironomus*, and *Polypedilum* represented 92.7% of the total collected organisms, highlighting their importance in structuring these communities. These genera have a cosmopolitan distribution and can thrive in a wide range of environments (Oliveira and Fonseca-Gessner 2006; Sanseverino and Nessimian 2008). Notably, genera such as

Polypedilum, *Cricotopus*, and *Chironomus* are frequently used as bioindicators and are often associated with anthropogenic disturbances (Helson et al. 2006; Oliveira et al. 2010; Feio et al. 2015; Machado et al. 2015). Moreover, *Chironomus* and *Polypedilum* are particularly favored by increased electrical conductivity combined with organic pollution and demonstrate tolerance to low dissolved oxygen concentrations (Al-Shami et al. 2010; Gimenez and Higuti 2017; Cortelezzi et al. 2020).

Some genera, such as *Polypedilum*, *Ablabesmyia*, and *Tanytarsus*, were found in all lakes, regardless of environmental conditions, highlighting the ecological versatility of these taxa under varying conditions (Nicácio and Juen 2015). However, the highest abundance and diversity of Chironomidae were observed in lakes with higher dissolved oxygen levels, lower electrical conductivity, and milder temperatures, indicating that more preserved environments are ideal for this family, despite some species tolerating significant anthropogenic impacts (Cortese et al. 2019).

Over the past 40 years, agricultural and livestock activities along the Tapajós and Trombetas rivers and their adjacent ecosystems have increased (Rozon et al. 2015; Coelho et al. 2021), resulting in physical changes such as erosion and leaching, as well as the enrichment of these ecosystems with heavy metals and other chemical compounds, including mercury and methylmercury (Nevado et al. 2010; Azevedo et al. 2021). Studies, such as those conducted on Lake Juá, have demonstrated the detrimental effects of urban expansion and land use changes on aquatic ecosystems (Cardoso et al. 2021), threatening the diversity and abundance of aquatic organisms (Capitani et al. 2020).

Environmental characteristics and landscape aspects are key predictors of taxa distribution and the trophic structure of aquatic environments (Cummins et al. 2005; Cummins 2016). Although these two metrics are complementary, they are independent, as species may be replaced by others while ecosystem functions remain intact (Callisto et al. 2001; Ramírez and

Gutiérrez-Fonseca 2014). This typically occurs in well-preserved environments; however, in areas heavily impacted by human activities, species are often lost or replaced by others with non-equivalent functions but adapted to the altered resources (Hooper et al. 2005; Manzotti and Manzotti, 2016).

The physical, chemical, and biological characteristics of aquatic environments are strongly influenced by the surrounding landscape (Juen et al. 2016). The relationship between shredder-herbivores and collector-gatherers is closely tied to the availability of food resources within the ecosystem (Cummins et al. 1986; Cummins et al. 2022). Shredder-herbivores are particularly affected by vegetation cover and the availability of coarse particulate organic matter (CPOM), which enters aquatic systems and is decomposed by these organisms into fine particulate organic matter (FPOM). This FPOM then serves as a key food resource for collector-gatherers (Rezende and Mazzoni 2005). Specialized feeding groups such as shredder-herbivores and predators are generally more sensitive to human disturbances, including sewage input and vegetation removal (Nahli et al. 2023). In contrast, a study by Edegbene et al. (2022) in an Afroneotropical region of Nigeria found that collector-filters and collector-gatherers are negatively impacted by increased human disturbances, as the accumulation of FPOM can lead to the clogging and suffocation of respiratory structures in aquatic organisms.

The results suggest that locations with a higher percentage of forests and non-forest natural formations exhibit a balanced distribution among functional feeding groups (FFG). Heterogeneous environments provide diverse ecological niches and a wider availability of resources, supporting greater FFG diversity (Heino, 2000). Conversely, urbanization tends to reduce FFG diversity, as observed in Lake Iripixi, where habitat homogenization negatively affects aquatic organisms (Couceiro et al. 2010; Martins et al. 2017; Rigotti et al. 2019; Pereira et al. 2020). The removal of riparian vegetation diminishes litter input, leading to a decline in shredder proportions while favoring collector-gatherers due to increased fine sediment influx

(Fierro et al. 2015). Studies indicate that deforestation in floodplain environments can cause spatial homogenization of fish assemblages and reduce functional diversity at various spatial scales (Arantes et al. 2017).

Environmental variables such as turbidity, electrical conductivity, and dissolved oxygen significantly influence FFG composition. For instance, sites like Mapiri and Juá, which recorded the highest levels of turbidity and conductivity, were dominated by collector-gatherers, likely due to the availability of organic matter and nutrients in the water (Merritt et al. 2002; Fierro et al. 2015). Additionally, variables like temperature and pH also influenced FFG distribution, potentially explaining the observed differences in the abundance of predators and shredder-herbivores across the lakes (Allan and Castillo 2007).

Despite the growing number of studies on Chironomidae in Brazil, some aquatic environments, especially in the Amazon, lack knowledge (Castello et al. 2013; Nicácio and Juen 2015). Thus, the results presented here help to understand the influence of environmental variables and land use and cover on FFG and the Chironomidae community in floodplain lakes, and may assist in the conservation of floodplain lakes in the Trombetas and Tapajós river basins, given the role of the Chironomidae family as a tool for understanding the processes that shape and support the functioning of ecosystems.

ACKNOWLEDGMENTS:

M. Vieira thanks the Coordenação de Aperfeiçoamento Pessoal de Nível Superior for the master's scholarship (CAPES; PROCAD Amazônia nº 21 2018, # 88887.720577/2022-00).

REFERENCES

Allan, J. D., e Castillo, M. M. (2007). Stream ecology: structure and function of running waters. <https://doi.org/10.1007/978-1-4020-5583-6>

Al-Shami, S., Rawi, C. S. M., Nor, S. A. M., Ahmad, A. H., e Ali, A. (2010). Morphological deformities in *Chironomus spp.* (Diptera: Chironomidae) larvae as a tool for impact assessment of anthropogenic and environmental stresses on three rivers in the Jurú River System, Penang, Malaysia. *Environmental Entomology*, 39(1), 210–222. <https://doi.org/10.1603/EN09109>

Arantes, C. C., Winemiller, K. O., Petrere, M., Castello, L., Hess, L. L., e Freitas, C. E. (2018). Relationships between forest cover and fish diversity in the Amazon River floodplain. *Journal of applied ecology*, 55(1), 386-395. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12967>

Arpellino, J. P. Z., Saigo, M., Montalto, L., e Donato, M. (2023). Larvae and pupae as indicators of anthropic disturbances: use of traits. *Hydrobiologia*, 850(19), 4293–4309. <https://doi.org/10.1007/s10750-023-05305-4>.

Azevedo, L. S., Pestana, I. A., Almeida, M. G., da Costa Nery, A. F., Bastos, W. R., e Souza, C. M. M. (2021). Mercury biomagnification in an ichthyic food chain of an amazon floodplain lake (Puruzinho Lake): Influence of seasonality and food chain modeling. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 207, 111249. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.111249>

Barnett, Z. C., Boggs, J., & Sun, G. (2023). Response of stream macroinvertebrate communities to forest harvesting in the Piedmont region of North Carolina. *Forest Ecology and Management*, 544, 121217. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2023.121217>

Buss, D. F., Baptista, D. F., Silveira, M. P., Nessimian, J. L., e Dorvillé, L. F. (2002). Influence of water chemistry and environmental degradation on macroinvertebrate assemblages in a river basin in south-east Brazil. *Hydrobiologia*, 481, 125-136. <https://doi.org/10.1023/A:1021281508709>

Butakka, C. M. D. M., Gomes, L. C., & Takeda, A. M. (2014). Taxonomic and numeric

structure of Chironomidae (Diptera) in different habitats of a Neotropical floodplain. *Iheringia. Série Zoologia*, 104, 314-322. <https://doi.org/10.1590/1678-476620141043314322>

Butakka, C. M. M., Ragonha, F. H., Train, S., Pinha, G. D., e Takeda, A. M. (2016). Chironomidae feeding habits in different habitats from a Neotropical floodplain: exploring patterns in aquatic food webs. *Brazilian Journal of Biology*, 76, 117-125. <https://doi.org/10.1590/1519-6984.14614>

Cadotte, M. W., e Tucker, C. M. (2017). Should Environmental Filtering be Abandoned? In *Trends in Ecology and Evolution* (Vol. 32, Issue 6, pp. 429–437). Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2017.03.004>.

Cai, Y., Gong, Z., e Qin, B. (2012). Benthic macroinvertebrate community structure in Lake Taihu, China: effects of trophic status, wind-induced disturbance and habitat complexity. *Journal of Great Lakes Research*, 38(1), 39-48. <https://doi.org/10.1016/j.jglr.2011.12.009>

Callisto, M., Moreno, P., e Barbosa, F. A. R. (2001). Habitat diversity and benthic functional trophic groups at Serra do Cipó, Southeast Brazil. *Revista Brasileira de Biologia*, 61, 259-266. <https://doi.org/10.1590/S0034-71082001000200008>

Capitani, L., Angelini, R., Keppeler, F.W. et al. Food web modeling indicates the potential impacts of increasing deforestation and fishing pressure in the Tapajós. <https://doi.org/10.1007/s10113-021-01777-z>

Cardoso, M.C.; Alves, H.d.S.; Costa, I.C.N.P.; Vieira, T.A. Anthropogenic Actions and Socioenvironmental Changes in Lake of Juá, Brazilian Amazonia. *Sustainability* 2021, 13, 9134. <https://doi.org/10.3390/su13169134>.

Castello, L. (2008). Nesting habitat of *Arapaima gigas* (Schinz) in Amazonian floodplains. *Journal of Fish Biology*, 72(6), 1520-1528. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2007.01778.x>

Castello, L., Mcgrath, D. G., Hess, L. L., Coe, M. T., Lefebvre, P. A., Petry, P., Macedo, M. N., Renó, V. F., e Arantes, C. C. (2013). The vulnerability of Amazon freshwater ecosystems. In *Conservation Letters* (Vol. 6, Issue 4, pp. 217–229). <https://doi.org/10.1111/conl.12008>.

Coelho, A., Aguiar, A., Toledo, P., Araújo, R., do Canto, O., Folhes, R., e Adami, M. (2021). Rural landscapes and agrarian spaces under soybean expansion dynamics: a case study of the Santarém region, Brazilian Amazonia. *Regional Environmental Change*, 21(4), 100. <https://doi.org/10.1007/s10113-021-01821-y>

Coffman, W. P. & Ferrington, L. C. 1996. Chironomidae. Pp. 635-754. In: Merrit, K. W. & Cummins, R. W. (Eds). *An introduction of aquatic insects of North America*. Kendall Hunt Publishing, Dubuque, 722 p.

Cortelezzi, A., Simoy, M. v., Siri, A., Donato, M., Cepeda, R. E., Marinelli, C. B., e Berkunsky, I. (2020). New insights on bioindicator value of Chironomids by using occupancy modelling. *Ecological Indicators*, 117. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106619>

Cortese, B. et al. Chironomid genera distribution related to environmental characteristics of a highly impacted basin (Argentina, South America). *Environmental Science and Pollution Research*, v. 26, n. 8, p. 8087–8097, 20 mar. 2019. <https://doi.org/10.1007/s11356-019-04267-2>

Couceiro, S. R. M., Hamada, N., Forsberg, B. R., e Padovesi-Fonseca, C. (2010). Effects of anthropogenic silt on aquatic macroinvertebrates and abiotic variables in streams in the Brazilian Amazon. *Journal of Soils and Sediments*, 10, 89-103. <https://doi.org/10.1007/s11368-009-0148-z>

Couceiro, S. R., Hamada, N., Luz, S. L., Forsberg, B. R., e Pimentel, T. P. (2007). Deforestation and sewage effects on aquatic macroinvertebrates in urban streams in Manaus, Amazonas, Brazil. *Hydrobiologia*, 575, 271-284. <https://doi.org/10.1007/s10750-006-0373-z>

Cummins, K. W. (1973). Trophic relations of aquatic insects. *Annual review of entomology*, 18(1), 183-206. <https://doi.org/10.1146/annurev.en.18.010173.001151>

Cummins, K. W. Combining taxonomy and function in the study of stream macroinvertebrates. *Journal of Limnology*, v. 75, n. 1S, p. 235–241, 2016. <https://doi.org/10.4081/jlimnol.2016.1373>

Cummins, K. W. et al. Estimating Macroinvertebrate Biomass for Stream Ecosystem Assessments. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, v. 19, n. 6, 1 mar. 2022. doi: 10.3390/ijerph19063240.

Cummins, K. W., e Klug, M. J. (1979). Feeding ecology of stream invertebrates. *Annual review of ecology and systematics*, 10, 147-172. <https://doi.org/10.1146/annurev.es.10.110179.001051>

Cummins, K. W.; Merritt, R. W.; Andrade, P. C. N. The use of invertebrate functional groups to characterize ecosystem attributes in selected streams and rivers in south Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, v. 40, n. 1, p. 69–89, abr. 2005. <https://doi.org/10.1080/01650520400025720>

De Paiva, R. C. D., Buarque, D. C., Collischonn, W., Bonnet, M. P., Frappart, F., Calmant, S., e Bulhões Mendes, C. A. (2013). Large-scale hydrologic and hydrodynamic modeling of the Amazon River basin. *Water Resources Research*, 49(3), . <https://doi.org/1226-1243.10.1002/wrcr.20067>

Edegbene, A. O., Akamagwuna, F. C., Arimoro, F. O., Akumabor, E. C., e Kaine, E. A. (2022). Effects of urban-agricultural land-use on Afrotropical macroinvertebrate functional feeding groups in selected rivers in the Niger Delta Region, Nigeria. *Hydrobiologia*, 849(21), 4857-4869. <https://doi.org/10.1007/s10750-022-05034-0>

Epler, J. H. (1995). Identification manual for the larval Chironomidae (Diptera) of Florida.

Espinoza-Toledo, A., Mendoza-Carranza, M., Castillo, M. M., Barba-Macías, E., e Capps, K. A. (2021). Taxonomic and functional responses of macroinvertebrates to riparian forest conversion in tropical streams. *Science of the Total Environment*, 757, 143972. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143972>

Farinosi, F., Arias, M. E., Lee, E., Longo, M., Pereira, F. F., Livino, A., ... e Briscoe, J. (2019). Future climate and land use change impacts on river flows in the Tapajós Basin in the Brazilian Amazon. *Earth's Future*, 7(8), 993-1017. <https://doi.org/10.1029/2019EF001198>

Feio, M. J., Dolédec, S., e Graça, M. A. S. (2015). Human disturbance affects the long-term spatial synchrony of freshwater invertebrate communities. *Environmental Pollution*, 196, 300–308. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2014.09.026>.

Ferreira, W. R., Hepp, L. U., Ligeiro, R., Macedo, D. R., Hughes, R. M., Kaufmann, P. R., e Callisto, M. (2017). Partitioning taxonomic diversity of aquatic insect assemblages and functional feeding groups in neotropical savanna headwater streams. *Ecological indicators*, 72, 365-373. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.08.042>

Ferrington, L. C. (2008). Global diversity of non-biting midges (Chironomidae; Insecta-Diptera) in freshwater. *Freshwater animal diversity assessment*, 447-455. <https://doi.org/10.1007/s10750-007-9130-1>

Fierro, P., Bertrán, C., Mercado, M., Peña-Cortés, F., Tapia, J., Hauenstein, E., ... e Vargas-Chacoff, L. (2015). Landscape composition as a determinant of diversity and functional feeding groups of aquatic macroinvertebrates in southern rivers of the Araucanía, Chile. *Latin American Journal of Aquatic Research*, 43(1), 186-200. <https://doi.org/10.3856/vol43-issue1-fulltext-16>

Gimenez, B. C. G., e Higuti, J. (2017). Land use effects on the functional structure of aquatic insect communities in neotropical streams. *Inland Waters*, 7(3), 305–313. <https://doi.org/10.1080/20442041.2017.1329910>

Heino, J. (2000). Lentic macroinvertebrate assemblage structure along gradients in spatial heterogeneity, habitat size and water chemistry. *Hydrobiologia*, 418, 229-242. <https://doi.org/10.1023/A:1003969217686>

Helson, J. E., Williams, D. D., e Turner, D. (2006). Larval chironomid community organization in four tropical rivers: Human impacts and longitudinal zonation. *Hydrobiologia*, 559(1), 413–431. <https://doi.org/10.1007/s10750-005-0977-8>

Henriques-Oliveira, A. L., Nessimian, J. L., & Dorvillé, L. F. M. (2003). Feeding habits of chironomid larvae (Insecta: Diptera) from a stream in the Floresta da Tijuca, Rio de Janeiro, Brazil. *brazilian Journal of biology*, 63, 269-281. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842003000200012>

Hill, M. O. (1979). A FORTRAN program for detrended correspondence analysis and reciprocal averaging. *Ecology and Systematics*, Cornell University, Ithaca, New York. 52pp.

HOOPER, D. U. et al. Effects of biodiversity on ecosystem functioning: A consensus of current knowledge. *Ecological Monographs*, v. 75, n. 1, p. 3–35, 2005. <https://doi.org/10.1890/04-0922>

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). (2023). Oriximiná, Pará, IBGE Cidades. <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/pa/oriximina/panorama>

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). (2023). Santarém, Pará, IBGE Cidades. <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/pa/santarem/panorama>

Jovem-Azevêdo, D., Bezerra-Neto, J. F., Azevêdo, E. L., Gomes, W. I. A., Molozzi, J., e Feio, M. J. (2019). Dipteran assemblages as functional indicators of extreme droughts. *Journal of arid environments*, 164, 12-22. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2019.01.014>

Juen, L., Cunha, E. J., Carvalho, F. G., Ferreira, M. C., Begot, T. O., Andrade, A. L., ... e Montag, L. F. A. (2016). Effects of oil palm plantations on the habitat structure and biota of

streams in Eastern Amazon. *River Research and Applications*, 32(10), 2081-2094.
<https://doi.org/10.1002/rra.3050>

Junk, W. J., Piedade, M. T., Parolin, P., Wittmann, F., e Schöngart, J. (2011).
Ecophysiology, biodiversity and sustainable management of central Amazonian floodplain
forests: A synthesis. *Amazonian Floodplain Forests: Ecophysiology, Biodiversity and
Sustainable Management*, 511-540. <https://doi.org/10.1007/978-90-481-8725-6>

Junk, W. J.; Bayley, P. B.; Sparks, R. E. The flood pulse concept in river-floodplain
systems. *Canadian Journal of Fishers and Aquatic*, 106: 110-127. 1989. ISBN 9780660132594

King, R. S., e Richardson, C. J. (2002). Evaluating subsampling approaches and
macroinvertebrate taxonomic resolution for wetland bioassessment. In *Am. Benthol. Soc* (Vol.
21, Issue 1). <https://doi.org/10.2307/1468306>

Lemes da Silva, A. L., Lemes, W. P., Andriotti, J., Petrucio, M. M., e Feio, M. J. (2020).
Recent land-use changes affect stream ecosystem processes in a subtropical island in
Brazil. *Austral Ecology*, 45(5), 644-658. <https://doi.org/10.1111/aec.12879>

Machado, N. G., Nassarden, D. C. S., Santos, F. D., Boaventura, I. C. G., Perrier, G.,
Souza, F. S. C. D., ... e Biudes, M. S. (2015). Chironomus larvae (Chironomidae: Diptera) as
water quality indicators along an environmental gradient in a neotropical urban stream. *Revista
Ambiente e Água*, 10(2), 298-309. <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.1533>

Maroneze, D. M., Tupinambás, T. H., Alves, C. B., Vieira, F., Pompeu, P. S., e Callisto,
M. (2011). Fish as ecological tools to complement biodiversity inventories of benthic
macroinvertebrates. *Hydrobiologia*, 673, 29-40. <https://doi.org/10.1007/s10750-011-0747-8>

Martins, R. T., Couceiro, S. R., Melo, A. S., Moreira, M. P., e Hamada, N. (2017). Effects of urbanization on stream benthic invertebrate communities in Central Amazon. *Ecological indicators*, 73, 480-491. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.10.013>

Melack, J. M., Kasper, D., Amaral, J. H., Barbosa, P. M., e Forsberg, B. R. (2021). Limnological perspectives on conservation of floodplain lakes in the Amazon basin. *Aquatic Conservation*, 31(5). <https://doi.org/10.1002/aqc.3556>

Merritt, R. W., Cummins, K. W., Berg, M. B., Novak, J. A., Higgins, M. J., Wessell, K. J., e Lessard, J. L. (2002). Development and application of a macroinvertebrate functional-group approach in the bioassessment of remnant river oxbows in southwest Florida. *Journal of the North American Benthological Society*, 21(2), 290-310. DOI: 10.2307/1468416

Merritt, R. W., Cummins, K. W., e Berg, M. B. (2017). Trophic relationships of macroinvertebrates. In *Methods in stream ecology*, volume 1 (pp. 413-433). Academic Press. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-416558-8.00020-2>

Moraes, A. B., Stenert, C., Rolon, A. S., e Maltchik, L. (2014). Effects of landscape factors and hydroperiod on aquatic macroinvertebrates with different dispersal strategies in southern Brazil ponds. *Journal of freshwater ecology*, 29(3), 319-335. <https://doi.org/10.1080/02705060.2014.893544>

Moraes, B. C. D., Costa, J. M. N. D., Costa, A. C. L. D., e Costa, M. H. (2005). Variação espacial e temporal da precipitação no estado do Pará. *Acta amazônica*, 35, 207-214. <https://doi.org/10.1590/S0044-59672005000200010>

Nahli, A.; Oubraim, S.; Chlaida, M. Monitoring structural and functional responses of the macroinvertebrate community in a resilient stream after its depollution (Casablanca, Morocco). *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 195, n. 1, 1 jan. 2023. <https://doi.org/10.1007/s10661-022-10812-3>

Nevado, J. B., Martín-Doimeadios, R. R., Bernardo, F. G., Moreno, M. J., Herculano, A. M., Do Nascimento, J. L. M., e Crespo-López, M. E. (2010). Mercury in the Tapajós River basin, Brazilian Amazon: a review. *Environment international*, 36(6), 593-608. doi: 10.1016/j.envint.2010.03.011.

Nicácio, G., e Juen, L. (2015). Chironomids as indicators in freshwater ecosystems: An assessment of the literature. In *Insect Conservation and Diversity* (Vol. 8, Issue 5, pp. 393–403). <https://doi.org/10.1111/icad.12123>

Oliveira, C.S.N. e Fonseca-Gessner, A.A. (2006) New species of *Ablabesmyia* Johannsen, 1905 (Diptera: Chironomidae: Tanypodinae) from the Neotropical region, with description of male adults and immature stages. *Revista Brasileira de Zoologia*, 23(3), 740–745. <https://doi.org/10.1590/S0101-81752006000300019>

Oliveira, V., Martins, R., e Alves, R. (2010). Evaluation of water quality of an urban stream in southeastern Brazil using Chironomidae Larvae (Insecta: Diptera). *Neotropical Entomology*, 39, 873-878. <https://doi.org/10.1590/S1519-566X2010000600004>

Peel, M.C., Finlayson, B.L., McMahon, T.A., 2007. Updated world map of the Köppen–Geiger climate classification. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 11, 1644. <https://doi.org/10.5194/hess-11-1633-2007>

Pereira, P. D. S., Souza, N. F. D., Baptista, D. F., Ribeiro-Alves, M., Santos, H. L. C., e Buss, D. F. (2021). Functional Feeding Group composition and attributes: evaluation of freshwater ecosystems in Atlantic Forest, Brazil. *Biota Neotropica*, 21, e20201016. <https://doi.org/10.1590/1676-0611-BN-2020-1016>

Peres, L. G. M., Gurgel, H., e Laques, A. E. (2018). Dinâmica da paisagem em planícies de inundação amazônicas: o caso do Lago Grande do Curuai, Pará, Brasil. *Confins. Revue franco-brésilienne de géographie/Revista franco-brasilera de geografia*, (35). <https://doi.org/10.4000/confins.13010>

Ramírez, A., Gutiérrez-Fonseca, P. E., Rio, R., Juan, S., e Rico, P. (2014). Functional feeding groups of aquatic insect families in Latin America: a critical analysis and review of existing literature. In *Rev. Biol. Trop.* (Int. J. Trop. Biol. ISSN 0034-7744 (Vol. 62).

Rezende, C. F., e Mazzoni, R. (2005). Seasonal variation in the input of allochthonous matter in an Atlantic Rain Forest stream, Ilha Grande-RJ. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 17(2), 167-175.

Rigotti, J. A., Pompêo, C. A., e Fonseca, A. L. D. O. (2019). Effects of urbanization on habitat characteristics: what are the responses of habitat alteration on functional feeding groups of aquatic invertebrates? *Biotemas*, 32(4), 29-44. DOI: 10.5007/2175-7925.2019v32n4p29

Rozon, C., Lucotte, M., Davidson, R., Paquet, S., Oestreicher, J. S., Mertens, F., ... e Romana, C. (2015). Spatial and temporal evolution of family-farming land use in the Tapajós region of the Brazilian Amazon. *Acta Amazonica*, 45, 203-214 <https://doi.org/10.1590/1809-4392201401384>

Rudorff, C. M., Melack, J. M., e Bates, P. D. (2014). Flooding dynamics on the lower Amazon floodplain: 2. Seasonal and interannual hydrological variability. *Water Resources Research*, 50(1), 635-649. <https://doi.org/10.1002/2013WR014714>

Saigo, M., Marchese, M., & Wantzen, K. M. (2016). A closer look at the main actors of Neotropical floodplain food webs: functional classification and niche overlap of dominant benthic invertebrates in a floodplain lake of Paraná River. *Iheringia. Série Zoologia*, 106. <https://doi.org/10.1590/1678-4766e2016004>

Saito, V. S., e Fonseca-Gessner, A. A. (2014). Taxonomic composition and feeding habits of Chironomidae in Cerrado streams (Southeast Brazil): impacts of land use changes. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 26, 35-46. <https://doi.org/10.1590/S2179-975X2014000100006>

Sanseverino, A. M., & Nessimian, J. L. (2008). Larvas de Chironomidae (Diptera) em depósitos de folhiço submerso em um riacho de primeira ordem da Mata Atlântica (Rio de

Janeiro, Brasil). *Revista Brasileira de Entomologia*, 52, 95-104. <https://doi.org/10.1590/S0085-56262008000100017>

Sanseverino, A. M., e Nessimian, J. L. (2008). The food of larval Chironomidae (Insecta, Diptera) in submerged litter in a forest stream of the Atlantic Forest (Rio de Janeiro, Brazil). *Acta Limnologica Brasiliensia*, 20(1), 15-20.

Serra, S. R., Cobo, F., Graca, M. A., Doledec, S., e Feio, M. J. (2016). Synthesising the trait information of European Chironomidae (Insecta: Diptera): Towards a new database. *Ecological indicators*, 61, 282-292. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.09.028>

Serra, S. R., Graça, M. A., Dolédec, S., e Feio, M. J. (2017). Chironomidae traits and life history strategies as indicators of anthropogenic disturbance. *Environmental Monitoring and Assessment*, 189, 1-16. <https://doi.org/10.1007/s10661-017-6027-y>

Serra, S. R., Graca, M. A., Doledec, S., e Feio, M. J. (2017). Discriminating permanent from temporary rivers with traits of chironomid genera. In *Annales de Limnologie-International Journal of Limnology* (Vol. 53, pp. 161-174). EDP Sciences. <https://doi.org/10.1051/limn/2017004>

Silva CV, Henry R (2018) Chironomidae larvae associated with *Eichhornia azurea* leaf detritus: decomposition community structure and colonization dynamics. *Int Aquat Res* 10:79–93. <https://doi.org/10.1007/s40071-018-0190-9>

Silveira-Manzotti, B. N. D., Manzotti, A. R., Ceneviva-Bastos, M., e Casatti, L. (2016). Trophic structure of macroinvertebrates in tropical pasture streams. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 28, e 15. <https://doi.org/10.1590/S2179-975X0316>

Sonoda, K. C., Monteles, J. S., Ferreira, A., e Gerhard, P. (2018). Chironomidae from Eastern Amazon: understanding the differences of land-use on functional feeding groups. *Journal of Limnology*, 77. Doi: 10.4081/jlimnol.2018.1799

Sousa Filho, H. N. D., e Ferreira Filho, D. F. (2022). Identificação de áreas com risco de inundações em Oriximiná-PA: contribuições à elaboração do zoneamento ambiental municipal.

Trivinho-Strixino, S. (2011). Larvas de Chironomidae: Guia de identificação. (pp. 371). São Carlos: gráfica UFScar. <https://doi.org/10.4322/978-65-00-62449-6>

Trivinho-Strixino, S. (2023). Larvas de Chironomidae: Guia de identificação. (pp. 371). São Carlos: gráfica UFScar. <https://doi.org/10.4322/978-65-00-62449-6>

Vallenduuk, H., & Lipinski, A. (2009). Neglected and new characters in Chironomidae: Tanypodinae (larvae). *Lauterbornia*, 68, 83-93.

APPENDIX

Genus	Functional feeding groups				Bibliographic references
	Predator	Shredder-Herbivore	Collector-Gatherer	Collector-Filterer	
<i>Polypedilum (Asheum)</i>	X				Butakka et al. (2014)
<i>Axarus</i>	-	-	-	-	-
<i>Beardius</i>		X			Sanseverino e Nessimian (2008), Butakka et al. (2014)
<i>Chironomus</i>			X		Sanseverino e Nessimian 2001
<i>Corynoneura</i>				X	Henriques-Oliveira et al 2003
<i>Cryptochironomus</i>			X		Coffman e Ferrington (1996)
<i>Demicryptochironomus</i>			X		Barnett et al. 2023
<i>Dicrotendipes</i>			X		Saito and Fonseca-Gessner (2014) Henriques-Oliveira et al. (2003), Sanseverino e Nessimian (2008), Butakka et al. (2014)
<i>Endotribelos</i>		X			Butakka et al. (2014)
<i>Fissimentum</i>		X			Butakka et al. (2014)

<i>Goeldichironomus</i>			X	Butakka et al. (2014)
<i>Lauterborniella</i>			x	Butakka et al. (2014)
<i>Nilothauma</i>				X Henriques-Oliveira et al 2003
<i>Parachironomus</i>	X		X	Coffman e Ferrington (1996); Saigo et al. 2016
<i>Parakiefferiella</i>			x	Barnett et al. 2023
<i>Parapentaneura</i>	X			Saito e Fonseca-Gessner (2014)
<i>Paratanytarsus</i>				Serra et al. 2016
<i>Paratendipes</i>			X	Sanseverino e Nessimian (2008)
<i>Pelomus</i>			X	Butakka et al. (2014)
<i>Polypedilum</i>		X	X	Sanseverino e Nessimian (2008), Butakka et al. (2014); Coffman e Ferrington 1996
<i>Rheotanytarsus</i>				X Henriques - Oliveira et al (2003)
<i>Stenochironomus</i>		X		Henriques-Oliveira et al 2003, Epler (1995)
<i>Tanytarsus</i>			X	Henriques-Oliveira et al. (2003), Sanseverino e Nessimian (2008), Butakka et al. (2014)
<i>Xestochironomus</i>				(Pillot, 2009; Serra et al. 2016
<i>Coelotanypus</i>	X			Butakka et al. (2014)
<i>Ablabesmyia</i>	X			Silva et al. 2008
<i>Labrundinia</i>	X			Silva et al. 2008; Butakka et al. (2014)
<i>Larsia</i>	X			Silva et al. 2008
<i>Macropelopia</i>	X	x		Vallenduuk e Pillot, 2007

<i>Pentaneura</i>	X		Henriques-Oliveira et al. (2003), Butakka et al. (2014)
<i>Procladius</i>	x		Butakka et al. (2014)
<i>Cricotopus</i>		X	Coffman e Ferrington (1996), Butakka et al. (2014)
<i>Orthocladius</i>		X	Barnett et al. 2023
