



UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARÁ
INSTITUTO DE ESTUDOS COSTEIROS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA AMBIENTAL

YILDIZ THAIS JORDÁN BOUCHON

**DIVERSIDADE DE INSETOS AQUÁTICOS EM RIACHOS URBANOS: A
IMPORTÂNCIA DE FRAGMENTOS FLORESTAIS**

BRAGANÇA - PA

2024

YILDIZ THAIS JORDÁN BOUCHON

**DIVERSIDADE DE INSETOS AQUÁTICOS EM RIACHOS URBANOS: A
IMPORTÂNCIA DE FRAGMENTOS FLORESTAIS**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Biologia Ambiental - PPBA, do Instituto de Estudos Costeiros - IECOS e Universidade Federal do Pará - UFPA, como requisito final para a obtenção do título de Mestre em Biologia Ambiental na área de Sistemática e Evolução.

Orientador: Prof. Dr. Fábio Batagini Quinteiro
Co-orientador: Prof. Dr. Colin Robert Beasley

BRAGANÇA - PA

2024

YILDIZ THAIS JORDÁN BOUCHON

**DIVERSIDADE DE INSETOS AQUÁTICOS EM RIACHOS URBANOS: A
IMPORTÂNCIA DE FRAGMENTOS FLORESTAIS**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Biologia Ambiental – PPBA, do Instituto de Estudos Costeiros – IECOS e Universidade Federal do Pará – UFPA, como requisito final para a obtenção do título de Mestre em Biologia Ambiental na área de Sistemática e Coevolução.

Data da aprovação: ____/____/____

BANCA EXAMINADORA:

Prof. Dr. Fábio Batagini Quinteiro (Orientador)
Universidade Federal do Pará, Instituto de Estudos Costeiros

Profa. Dra. Karina Dias Silva
Universidade Federal do Pará, *campus* de Altamira

Dra. Ana Paula Justino Faria
Universidade Estadual do Piauí, *campus* de Campo Maior

Dra. Anne Moreira Costa
Universidade Federal do Pará, Instituto de Estudos Costeiros

À minha família, que tem me apoiado de tão longe durante meu mestrado. Especialmente aos meus pais, por todo o apoio incondicional, devo muitas das minhas conquistas a vocês. Aos meus avós, Renee Corrales e Moisés Bouchon, minha infinita gratidão por seus ensinamentos e conselhos que guiaram meu caminho até este momento. Como agradecimento, esta dissertação é para todos vocês.

Agradecimentos

À Deus, porque ele sempre esteve ao meu lado, dando-me força e apoio em todos os momentos.

Aos meus pais, Marilú Bouchon Corrales e Juan Carlos Jordán Parra, por seu apoio incondicional durante todo o meu crescimento pessoal e profissional. Sua motivação, dedicação e perseverança me ensinaram a atingir meus objetivos.

Aos meus avós, Moisés Bouchon, Renee Corrales, Flora Parra e Oscar Jordán, por serem uma parte importante do meu desenvolvimento pessoal. Seus ensinamentos e conselhos permitiram que eu reconhecesse minhas habilidades e construísse minhas metas. Eles também me proporcionaram os melhores momentos de minha vida, que sempre permaneceram e permanecerão em meu coração.

Agradeço ao meu orientador, Professor Dr. Fabio Batagini Quinteiro, por todo o apoio que me deu durante esses dois anos de mestrado. Sou grata pela oportunidade e disponibilidade de me orientar em um assunto completamente novo para mim. Sua orientação e ensinamentos constantes foram fundamentais para concluir o estudo com sucesso. Além disso, sua compreensão e paciência com o aprendizado de um novo idioma e cultura me deram a confiança necessária para atingir meus objetivos. Por fim, sou grata por sua disposição, confiança, atenção e ensinamentos durante minha formação acadêmica. Não tenho palavras para expressar minha gratidão por seu imenso apoio durante essa etapa.

Agradeço ao meu co-orientador, Professor Dr. Colin Robert Beasley, por seu apoio, ensinamentos e colaboração neste estudo. Sua contribuição e ajuda na proposta do estudo, na análise dos resultados e na revisão do trabalho foram fundamentais para a realização deste estudo. Sem dúvida, seus comentários e conselhos enriqueceram este estudo de uma forma que eu nunca imaginei.

Agradeço ao Programa de Pós-Graduação em Biologia Ambiental da Universidade Federal do Pará por ter me dado a oportunidade de cursar um mestrado com tanto valor acadêmico. Além disso, agradeço a todos os professores que contribuíram significativamente para essa etapa de minha vida. Sua dedicação e paixão pela ciência me motivaram a continuar nesse campo científico, fornecendo informações valiosas para a proteção e conservação da biodiversidade.

Agradeço aos órgãos que tornaram o estudo possível, como a Coordenação de Aperfeiçoamento Pessoal de Nível Superior (CAPES), pela concessão da bolsa de estudos, e a Universidade Federal do Pará, pela formação acadêmica e profissional.

Agradeço aos meus amigos e colegas do Laboratório de Zoologia – LABZOO do Instituto de Estudos Costeiros, Universidade Federal do Pará, *campus* de Bragança, por sua contribuição no processo de coleta de dados deste estudo. Agradeço também às minhas amigas e colegas da linha de pesquisa: Jeovana Lima e Jaqueline Feitosa, pelo apoio inquestionável na coleta de dados, identificação das famílias de insetos e análise dos dados. Elas não só me ajudaram academicamente, mas também na adaptação ao seu estado natal e à nova cultura. Serei eternamente grata a vocês.

Agradeço a todos os membros das famílias Jordán e Bouchon, por seu apoio incondicional e motivação. Aos meus amigos, que, apesar da distância, suas mensagens e/ou ligações foram de grande ajuda para que eu superasse essa etapa.

Finalmente, agradeço ao Brasil por ter me dado oportunidades que eu nunca pensei que teria. Seu povo caloroso e generoso foi uma parte importante da minha adaptação à sua cultura. Agradeço também ao meu país, o Peru, por sua biodiversidade, suas florestas, seu mar tropical, suas paisagens, que me permitiram valorizá-las e respeitá-las, permitindo que eu me envolvesse em questões ambientais, além de me dar as ferramentas acadêmicas para enfrentar um mestrado da melhor maneira possível. Sem dúvida, tudo o que aprendi nesta etapa contribuirá para a conservação da biodiversidade peruana.

RESUMO

A expansão urbana é uma realidade no bioma Amazônico, o que tem transformado os ecossistemas aquáticos, com diminuição da qualidade da água e redução da diversidade de organismos. Grupos de espécies, como os insetos aquáticos, podem indicar a condição biótica do ecossistema através da frequência e ocorrência de taxa indicadores. As perturbações ambientais causadas pela urbanização, podem ser prejudiciais à sobrevivência de alguns insetos aquáticos sensíveis nos rios amazônicos. Nesse sentido, o nosso objetivo foi avaliar a condição ambiental e a diversidade de insetos aquáticos em riachos em floresta secundária e riachos urbanos no município de Bragança, Pará, Brasil. Foram coletados dados sobre grupos de insetos, variáveis ambientais e mensurados níveis de perturbação (através do Índice de Integridade de Habitat, IIH), entre outubro e dezembro de 2023. Foram coletados 423 indivíduos, 69 nos riachos da floresta secundária e 354 nos riachos urbanos, distribuídos nas ordens Ephemeroptera, Trichoptera, Odonata, Diptera, Coleoptera e Hemiptera. Vinte e duas famílias foram registradas nos riachos urbanos e 12 famílias na floresta secundária. Os padrões de abundância e riqueza mostraram uma diminuição à medida que os meses avançavam em ambos os ambientes. O índice de dominância Berger-Parker, em ambos os ambientes, apresentou um aumento com o passar dos meses, indicando uma mudança entre as comunidades de insetos. Em contrapartida, o índice de diversidade Margalef, em ambos os ambientes, apresentou uma diminuição com o passar dos meses. Segundo os níveis de perturbação ambiental avaliados, ambos os ambientes foram classificados como “alterados” ($IIH < 0,70$). Foi demonstrada uma associação positiva entre a abundância de Hydropsychidae e as variáveis de condutividade elétrica e sólidos totais dissolvidos. As variáveis ambientais, como condutividade elétrica, sólidos totais dissolvidos, fosfato e oxigênio dissolvido, estão associadas a variação na composição dos grupos de insetos aquáticos. Foram registradas fortes relações entre a distribuição de Gomphidae e as concentrações de fosfato. Os Corduliidae foram relacionados às variáveis de condutividade elétrica e sólidos totais dissolvidos. Os Coenagrionidae e Caenidae apresentaram respostas positivas para o oxigênio dissolvido. O estudo mostrou um número maior de famílias de insetos aquáticos na área com forte pressão antrópica do que na área de floresta secundária, possivelmente devido a uma maior diversidade de microhabitats. Além disso, os fatores de urbanização podem ter afetado negativamente os dois ambientes avaliados.

Palavras-chave: água doce, impacto antrópico, hexápodes, urbanização, uso da terra

ABSTRACT

Urban expansion is a reality in the Amazon biome, which has transformed aquatic ecosystems, with a decrease in water quality and a reduction in the diversity of organisms. Groups of species, such as aquatic insects, can indicate the biotic condition of the ecosystem through the frequency and occurrence of taxa indicators. The environmental disturbances caused by urbanization can be detrimental to the survival of some sensitive aquatic insects in Amazon rivers. The aim of our study was to evaluate the environmental condition and diversity of aquatic insects in streams in secondary forest and urban streams in the municipality of Bragança, Pará, Brazil. Data on insect groups, environmental variables and levels of disturbance (using the Habitat Integrity Index, HII) were collected between October and December 2023. A total of 423 individuals were collected, 69 in the streams of the secondary forest and 354 in the urban streams, distributed in the orders Ephemeroptera, Trichoptera, Odonata, Diptera, Coleoptera and Hemiptera. Twenty-two families were recorded in urban streams and 12 families in the secondary forest. The patterns of abundance and richness showed a decrease as the months progressed in both environments. The Berger-Parker dominance index in both environments showed an increase as the months went by, indicating a change between the insect communities. On the other hand, the Margalef diversity index in both environments decreased over the months. According to the levels of environmental disturbance assessed, both environments were classified as “altered” ($IIH < 0.70$). A positive association was demonstrated between the abundance of Hydropsychidae and the variables of electrical conductivity and total dissolved solids. Environmental variables such as electrical conductivity, total dissolved solids, phosphate and dissolved oxygen are associated with variation in the composition of aquatic insect groups. Strong relationships were recorded between the distribution of Gomphidae and phosphate concentrations. Corduliidae was related to total dissolved solids and electrical conductivity. Coenagrionidae and Caenidae showed positive responses to dissolved oxygen. The study showed a greater number of aquatic insect families in the area with strong anthropogenic pressure than in the secondary forest area, possibly due to a high diversity of microhabitats. In addition, urbanization factors could be negatively affecting both environments.

Keywords: freshwater, anthropogenic impact, hexapods, urbanization, land use

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	10
2 JUSTIFICATIVA	13
3 OBJETIVOS	15
3.1 Geral	15
3.2 Específicos	16
4 METODOLOGIA	16
4.1 Área de estudo	16
4.2 Coleta de dados	18
4.3 Triagem	22
4.4 Identificação de espécies	23
4.5 Medição de variáveis físicas e químicas	24
4.6 Níveis de perturbação	24
4.7 Análise de dados	25
5 RESULTADOS	26
5.1 Composição geral das famílias de insetos aquáticos	26
5.2 Abundância e riqueza das famílias de cada ambiente	29
5.3 Análise da diversidade	34
5.4 Análise de níveis de perturbação ambiental	36
5.5 Análise de variáveis ambientais	37
5.6 Análise de táxons de acordo ao gradiente ambiental das variáveis	39
5.7 Relação entre componentes abióticos e composição de espécies	43
6 DISCUSSÃO	45
7 CONCLUSÃO	49
8 REFERÊNCIAS	51
9 ANEXOS	62

1 INTRODUÇÃO

A temperatura global do planeta aumentou em 1.1°C entre os anos de 2011 a 2020 em comparação com os anos de 1850 a 1900 (IPCC, 2023). Esse aumento de temperatura continua a crescer, mostrando um aumento de 1.5°C em 2023 (Copernicus, 2024). Essas mudanças de temperatura causaram diversos impactos negativos nos ecossistemas (IPCC, 2023). Um desses impactos está relacionado à intensificação da variabilidade climática natural, fazendo com que eventos hidrometeorológicos extremos ocorram de forma mais severa e frequente (Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, 2018). Os fenômenos hidrometeorológicos, como as secas, estão sendo induzidos não apenas pelas mudanças climáticas, mas também por várias atividades antropogênicas (Yuan et al., 2023), tais como remoção da cobertura de vegetação natural (AghaKouchak et al., 2021).

As atividades antropogênicas têm transformado mais de 50% da superfície da Terra (LeB. Hooke et al., 2012). Grande parte da água doce acessível está sendo utilizada pelos humanos sob a forma de 1) corredores de transporte, 2) locais de descarte de esgoto e 3) fontes de água (Sala et al., 2000). Essas ações geram distúrbios nos níveis de organização biológica, afetando significativamente a biodiversidade (Pravalié, 2018), funções e serviços do ecossistema (dispersão de sementes, qualidade da água, restauração do fluxo, polinização, ciclagem do carbono, etc.) (Dirzo et al., 2014).

Os distúrbios antropogênicos têm alterado a abundância de espécies em todo o mundo (LeB. Hooke et al., 2012). Evidência disso é que, nas últimas quatro décadas, várias espécies de vertebrados sofreram um declínio médio de 28% no número de indivíduos (Dirzo et al., 2014). Da mesma forma, os invertebrados diminuíram 45% nos últimos 40 anos globalmente (Dirzo et al., 2014). Não apenas a abundância está sendo afetada, mas também a diversidade, resultando na extinção de espécies sensíveis e endêmicas. Estima-se que 13% das espécies endêmicas ecorregionais de vertebrados terrestres estão sob alta ameaça devido à expansão urbana (Mc Donald et al., 2019). Consequentemente, valores reduzidos de riqueza de

espécies e diversidade funcional gerariam respostas negativas para a funcionalidade dos ecossistemas (Pasari et al., 2013).

Um dos grupos afetados na variação da abundância de indivíduos devido às alterações ambientais são os insetos (Santos et al., 2021). Artrópodes caracterizados pela presença de três pares de apêndices articulados laterais no tórax (Rafael et al., 2024), sua evolução não se deu apenas em terra, mas também invadiu ambientes aquáticos (Lancaster et al., 2013). Os insetos são o grupo mais diversificado em ecossistemas aquáticos, com distribuição em rios, riachos e lagos desempenhando papéis importantes no funcionamento dos ecossistemas (ciclagem de nutrientes, propagação de plantas, manutenção da estrutura das comunidades animais e fornecimento de alimentos para vertebrados insetívoros) (Gullan e Cranston, 2017).

Os insetos aquáticos são essencialmente insetos terrestres que evoluíram para sobreviver na d'água (Lancaster et al., 2013). Habitam o fundo de ecossistemas aquáticos durante pelo menos parte de seu ciclo de vida, associado aos mais diversos tipos de substratos, tanto orgânicos (folhijo, macrófitas aquáticas), quanto inorgânicos (cascalho, areia, rochas, etc.) (Santos, 2019). Há ordens que contêm apenas espécies aquáticas em algum estágio de sua vida (por exemplo, algumas espécies da ordem Diptera e Odonata) e outras que contêm espécies aquáticas e terrestres (por exemplo, besouros) (Lancaster et al., 2013). Sua função nos ecossistemas de água doce é vital, pois estão envolvidos nas redes alimentares e no ciclo de nutrientes (Morse, 2017). Eles processam nutrientes da matéria orgânica em partículas grossas e da matéria orgânica em partículas finas, promovendo a disponibilidade de alimentos para outros organismos do ecossistema, como peixes, anfíbios e mamíferos (Castillo et al., 2018; Morse, 2017).

Além disso, os insetos aquáticos são modelos interessantes para comparar respostas aos gradientes ambientais (Valente-Neto et al., 2015) porque vários fatores ambientais afetam sua composição, diversidade e abundância (Castillo et al., 2017). No contexto das mudanças climáticas, a distribuição desse grupo de espécies pode ser fortemente afetada (Souza et al., 2024). As espécies que habitam riachos em altitudes mais baixas, por exemplo, tenderiam a se deslocar para riachos em altitudes mais elevadas para sobreviver (Souza et al., 2024). Além

disso, algumas famílias de insetos são mais sensíveis aos distúrbios e transformações do habitat que outras (Lojka et al., 2010), sendo as respostas da biota aquática uma das mais estudadas em relação às suas respostas sistemáticas a perturbações (Brasil et al., 2014). A sensibilidade dessas famílias pode torná-las vulneráveis às mudanças climáticas, levando a uma diminuição na riqueza de espécies de até 10% (Timoner et al., 2021). Por outro lado, sua presença em todos os sistemas aquáticos e sua natureza sedentária os tornam organismos importantes e adequados para a análise dos efeitos de distúrbios ambientais (Hellowell, 1986). Os efeitos negativos sobre os grupos de insetos aquáticos são prejudiciais para todo o sistema aquático, pois esse grupo de organismos processa a matéria orgânica e a disponibiliza para os níveis tróficos superiores (Vannote et al., 1980).

A perda da vegetação riparia afeta diretamente as espécies de macroinvertebrados, como os insetos aquáticos (Garcia, 2019). Fatores como o aporte de matéria orgânica particulada e folhiço nos rios são reduzidos, prejudicando a disponibilidade de alimento para os macroinvertebrados (Martins et al., 2017). Além disso, as mudanças nas características físicas dos rios, como a profundidade e a velocidade da água, têm um impacto na diminuição dos habitats e dos alimentos para as assembleias de macroinvertebrados (Cummis et al., 1989). Esses fatores levam a uma alteração na estrutura e na composição dos macroinvertebrados no ecossistema (Garcia, 2019).

Perturbação é uma mudança no estado, comportamento ou curso natural (White & Pickett, 1985) devido as atividades naturais ou antrópicas que alteram a estrutura do ecossistema (Castro-Vásquez, 2016). Atividades como mudanças no uso da terra, eutrofização, derramamentos de óleo e químicos, temperaturas extremas, alterações de pH, causam perturbações e podem aumentar a mortalidade e reduzir a biomassa (Zhou et al., 2014). Portanto é relevante avaliar o efeito das perturbações sobre a biota e suas interações (Newbold et al., 2015). Uma das estratégias é o uso de indicadores ecológicos que permitam descrever e quantificar os fluxos da água, observar as mudanças biológicas na qualidade do habitat e na intensidade das perturbações (EPA, 2011). Um deles é o índice de Integridade do Habitat (IIH) que está diretamente relacionado ao grau de preservação ambiental dos rios tropicais (Oliveira-Junior et al., 2015; Brasil et al., 2020). A sua aplicação consiste numa

avaliação visual de 12 características do habitat (zona ribeirinha, uso do solo, características do substrato e morfologia do canal) (Nessimian et al., 2018). O índice é expresso numericamente de 0 a 1, com ambientes altamente preservados representados por valores próximos a 1 (Nessimian et al., 2018).

Dessa maneira, o presente estudo procurou avaliar e entender o efeito da perturbação ambiental, causada pela urbanização, na abundância e diversidade de insetos aquáticos em riachos localizados em dois tipos de florestas: floresta secundária e uma área sob forte pressão antrópica. Nossa hipótese é provável que os níveis da perturbação estejam gerando alterações na abundância e diversidade dos insetos aquáticos e, portanto, nas funções do ecossistema nas áreas avaliadas. Desta forma, avaliações desses impactos servirão para subsidiar planos de manejo da conservação nessa área verde urbana e para aumentar a conscientização sobre as ações antrópicas geradas para os ecossistemas amazônicos, em especial, em áreas de verdes urbanas, valorizando sua importância e benefícios diretos para a população.

2 JUSTIFICATIVA

Dado que o bioma amazônico é considerado a região de maior biodiversidade do planeta, compreendendo abundantes espécies endêmicas e sensíveis a alterações em seu ambiente (Vieira et al., 2005), os esforços de proteção da biodiversidade amazônica brasileira estão sendo afetados devido a problemas ambientais (Alves, 2018). Problemas ambientais causados pelos humanos, tais como: desmatamento, caça ilegal e expansão de ambientes urbanos colocam em risco a biodiversidade amazônica brasileira (Alves, 2018).

Essas atividades antrópicas, como a expansão dos ambientes urbanos, vêm causando alterações nos processos biológicos, físicos e químicos dos sistemas naturais (Nascimento et al., 2015). Além disso, esses processos levam a uma conversão da cobertura florestal para outros usos da terra (Faria et al., 2021), gerando grandes perdas de diversidade de espécies (Nunes et al., 2022).

Por outro lado, embora a Amazônia brasileira represente 74% dos recursos hídricos do país (MMA e ANA, 2007), as influências das atividades antropogênicas associadas a diferentes usos da terra podem gerar ameaças significativas ao habitat, à qualidade da água e

à biodiversidade dos sistemas aquáticos amazônicos (Hamada et al., 2014). Nos sistemas aquáticos, o impacto negativo sobre a biota é ainda maior, pois é o habitat de vários organismos extremamente vulneráveis a distúrbios ambientais, como os insetos aquáticos (Hamada et al., 2014; Nogueira et al., 2011). Também, habitats de água doce no Brasil não são especificamente protegidos pela lei, a não ser que estejam incluídos incidentalmente em áreas protegidas terrestres (Azevedo-Santos et al., 2019), o que não necessariamente confere proteção adequada para esses habitats na Amazônia (Leal et al., 2021).

Vários estudos relatam o impacto negativo da conversão da cobertura florestal nas florestas primárias da Amazônia (Souza et al., 2020; Bullock et al., 2020). No entanto, a Amazônia brasileira não compreende apenas florestas primárias como florestas intocadas, mas também possui florestas secundárias antigas (com mais de 20 anos) que podem ter níveis de biodiversidade e estoques de carbono quase semelhantes aos das florestas primárias (Souza et al., 2020). Nesse sentido, pesquisadores como Nunes (2022) aponta o valor, a importância e a necessidade de realizar estudos que avaliem o impacto sobre essas áreas para a tomada de decisões relativas à conservação das florestas amazônicas brasileiras.

Apesar da importância das florestas secundárias da Amazônia brasileira, são observados distúrbios ambientais causados, por exemplo, pela conversão da vegetação natural em pastagem para o gado e mesmo para a ocupação em áreas rurais (Cleber, 2012). Especificamente na microrregião Bragantina, localizada no nordeste do estado de Pará, existe um sistema de produção diversificado, que se concentra na agricultura e na pecuária (Cordeiro et al., 2017; Costa e Soares, 2021; Vieira e Proctor, 2007). Este processo alterou a paisagem do nordeste paraense, de floresta tropical, para um mosaico de capoeiras (áreas desenvolvidas a partir do crescimento de espécies regenerativas em agroecossistemas ou após seu abandono) em diferentes graus de sucessão de vegetação, cultivos agrícolas e áreas de pastagem (Cordeiro et al., 2017; Costa e Soares, 2021; Vieira e Proctor, 2007).

Somado a isso, a urbanização crescente faz com que áreas verdes nos municípios e adjacências sejam reduzidas cada vez mais (Huang et al., 2020; Ward et al., 2010). Apesar da presença de áreas verdes em municípios trazer benefícios de saúde pública, como estímulo às atividades físicas e, mesmo, melhora da saúde mental dos habitantes (Huang et al., 2020; Ward et al., 2010), essas áreas têm sido pouco valorizadas no nordeste paraense.

Em 2021 o projeto de criação de um Jardim Botânico em Bragança foi apresentado e, sua finalidade seria 1) Preservar elementos da vegetação nativa e exótica da região de Bragança, 2) Apoiar projetos de reflorestamento e recuperação na região e, 3) Servir como base para a pesquisa científica em botânica, silvicultura e paisagismo das instituições de ensino superior de Bragança (Mehlig, 2021). Entretanto, esse plano não se concretizou e a área destinada ao JBB atualmente tem destino incerto, mas encontra-se sob alta pressão antrópica, uma vez que se localiza em área cercada por habitações, próximo ao Instituto Federal do Pará (IFPA), próximo ao bairro Vila Sinhá (Mehlig, 2021). O riacho que corta a área de aproximadamente 19ha e é afluente do Rio Cereja, no município, encontra-se, da mesma forma, sob pressão, com evidências de assoreamento e perda de mata ciliar. A avaliação contínua de áreas verdes urbanas é essencial para a manutenção da preservação das mesmas e adoção de medidas mitigatórias em relação a potenciais efeitos antrópicos indesejados.

A vulnerabilidade dos insetos aquáticos os torna mais propensos a serem afetados por distúrbios ambientais causados pelos humanos (Rosenberg e Resh, 1993; Verneaux et al., 2004). Na Amazônia, atividades como a remoção da vegetação ribeirinha estão prejudicando a assembleia de insetos aquáticos, o que tem um impacto negativo não apenas na abundância e riqueza desse grupo de organismos, mas também no nível do ecossistema (Barbosa et al., 2022).

Portanto, a avaliação de como a perturbação humana está afetando os padrões de abundância e diversidade de grupos de insetos aquáticos em diferentes usos da terra pode trazer uma melhor compreensão dos efeitos destes usos em corpos d'água em uma sob forte pressão antrópica, como no nordeste paraense.

3 OBJETIVOS

3.1 Geral

Avaliar a abundância e diversidade de insetos aquáticos em floresta secundária e área urbana e suas relações com as variáveis ambientais e níveis de perturbação ambiental.

3.2 Específicos

- Comparar a riqueza e diversidade de grupos de insetos aquáticos entre uma área de floresta secundária e uma área urbana;
- Comparar a abundância de grupos de insetos aquáticos entre uma área de floresta secundária e uma área urbana;
- Comparar os níveis de perturbação local nos igarapés (riachos) da floresta secundária e da área urbana;
- Avaliar as relações entre variáveis ambientais e composição de grupos de famílias de insetos aquáticos na área de floresta secundária e a área urbana.

4 METODOLOGIA

4.1 Área de estudo

O estudo foi realizado no município de Bragança, Estado do Pará, Brasil. Bragança tem floresta predominante do Bioma Amazônico, Mesorregião Nordeste Paraense e Microrregião Bragantina (IBGE, 2021). O município tem uma área territorial de 2.344,1 km² e uma população de 113.227 habitantes, de acordo com o censo de 2010 (IBGE, 2021). A densidade populacional do município resulta em fragmentação expressiva da paisagem. Entre os anos 2020 – 2023, o município registou uma perda cobertura vegetal de 5 072 147 ha. Além disso, o município é caracterizado por atividades econômicas como pecuária, agricultura e extrativismo de caranguejos, turismo e pesca artesanal (Olives et al., 2020).

O clima é úmido e pode ser dividida em duas estações: chuvosa e seca. A estação chuvosa ocorre entre janeiro e junho e a estação seca entre julho e dezembro (Souza et al., 2017). Entre 2020 e 2023, a precipitação mensal ficaram entre 16,7 mm e 57,1 mm entre os meses de outubro e dezembro. Nos meses em que o estudo foi realizado, a precipitação média mensal foi de 0 mm, 2,6 mm e 16,6 mm para outubro, novembro e dezembro respectivamente; sendo importante mencionar a presença do fenômeno El Niño nesse ano (Instituto Nacional de Meteorologia, 2024).

O estudo foi desenvolvido em dois riachos localizados em: uma floresta secundária em regeneração (FS) e uma área urbana sob forte pressão antrópica (AN), ambos afluentes do

Rio Cereja, que tem um comprimento de aproximadamente 5 km e atravessa a cidade de Bragança no sentido Oeste-Leste, desaguando no rio Caeté (Guimarães et al., 2009). A FS está localizada em uma área de cabeceira de um afluente do Rio Cereja (coordenadas 01°03'53.41" S, 46°47'17.89" W, altitude 23 m). É formada por floresta equatorial semidecídua em regeneração, há pelo menos 9 anos, com maior grau de preservação da vegetação ciliar e integridade do leito do igarapé (Monteiro, 2022).

A AN é a área anteriormente destinada à construção do Jardim Botânico de Bragança. Essa área está localizada no bairro da Vila Sinhá (coordenadas 01°03'09.21" S, 46°46'58.43" W, altitude 31 m), próxima ao Instituto Federal do Pará (IFPA) e com casas no entorno. A área tem relevo acidentado e uma das nascentes do Rio Cereja com sua vegetação ripária em situação de ameaça (Mehlig, 2021).

Os dois ambientes apresentam quantidades diferentes de tipos de substratos localizados no fundo dos rios. A Tabela 1 mostra a disposição dos tipos de substrato nos rios em cada ambiente avaliado.

Tabela 1. Disposição dos microhábitats em cada ambiente amostrado

Ambiente	Tipo de substrato	Quantidade	Total
AN	Vegetação	5	22
	Folhagem seca	4	
	Remanso	2	
	Corredeira	2	
	Margem 1	5	
	Margem 2	4	
FS	Vegetação	3	14
	Folhagem seca	3	
	Remanso	1	
	Corredeira	1	
	Troncos	1	
	Margem 1	1	
	Margem 2	4	

4.2 Coleta de dados

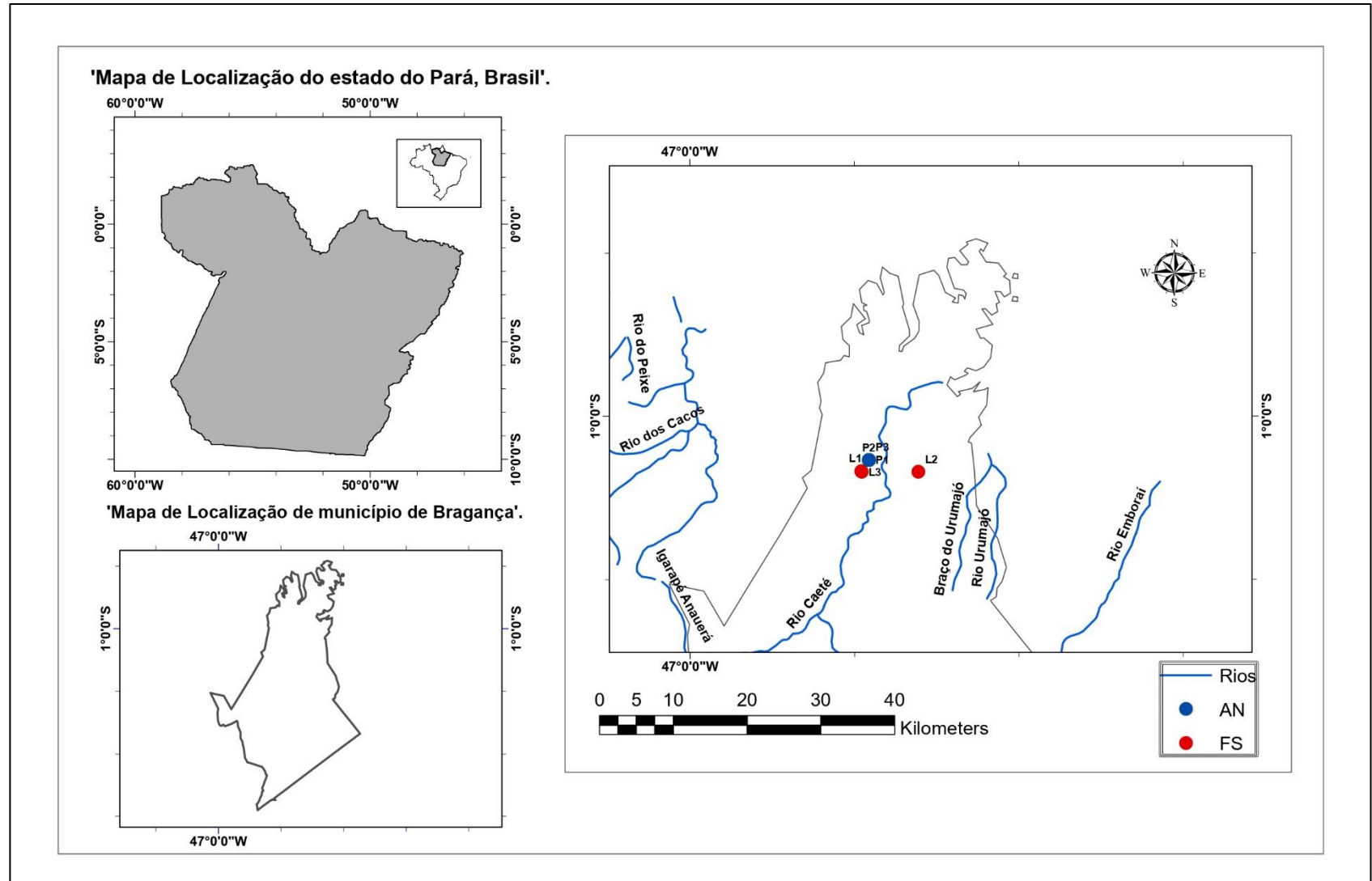
As coletas foram realizadas no período seco (outubro a dezembro) do ano de 2023. A época foi ideal, pois a baixa vazão permitiu uma melhor coleta de dados biológicos e uma melhor visualização das condições ambientais relacionadas à vegetação ciliar (Kauffman et al., 1999).

Em cada um dos ambientes (FS e AN), grupos de insetos aquáticos foram coletados de jusante a montante, em três locais de amostragem (P1, P2 e P3 para o ambiente AN e L1, L2, L3 para o ambiente FS) (Tabela 2 e Figura 1). A coleta foi realizada com o uso de uma rede em D (ou rede rapiché), de malha 1 mm, que foi conduzida por aproximadamente um metro sobre o substrato do leito de cada igarapé.

Tabela 2. Descrição dos pontos de coleta no município de Bragança.

Ambiente	Ponto de coleta	Coordenadas	Elevação
AN	P1	01°03'15" S, 46°46'57" W	31,4m
	P2	01°03'16.5" S, 46°46'56.3" W	34,5m
	P3	01°03'14" S, 46°46'57" W	30,7m
FS	L1	01°04'03" S, 46°47'30" W	29,5m
	L2	01°04'07" S, 46°47'32" W	25,9m
	L3	01°04'07" S, 46°47'29" W	30,6m

Figura 1. Mapa de localização dos pontos de coleta



Os dados foram coletados uma vez por mês em cada ambiente e de acordo com a presença de cinco tipos de substrato (microhábitats): vegetação (macrófitas), corredeiras, remanso, margem direita e margem esquerda (Fig. 2 e Fig. 3).

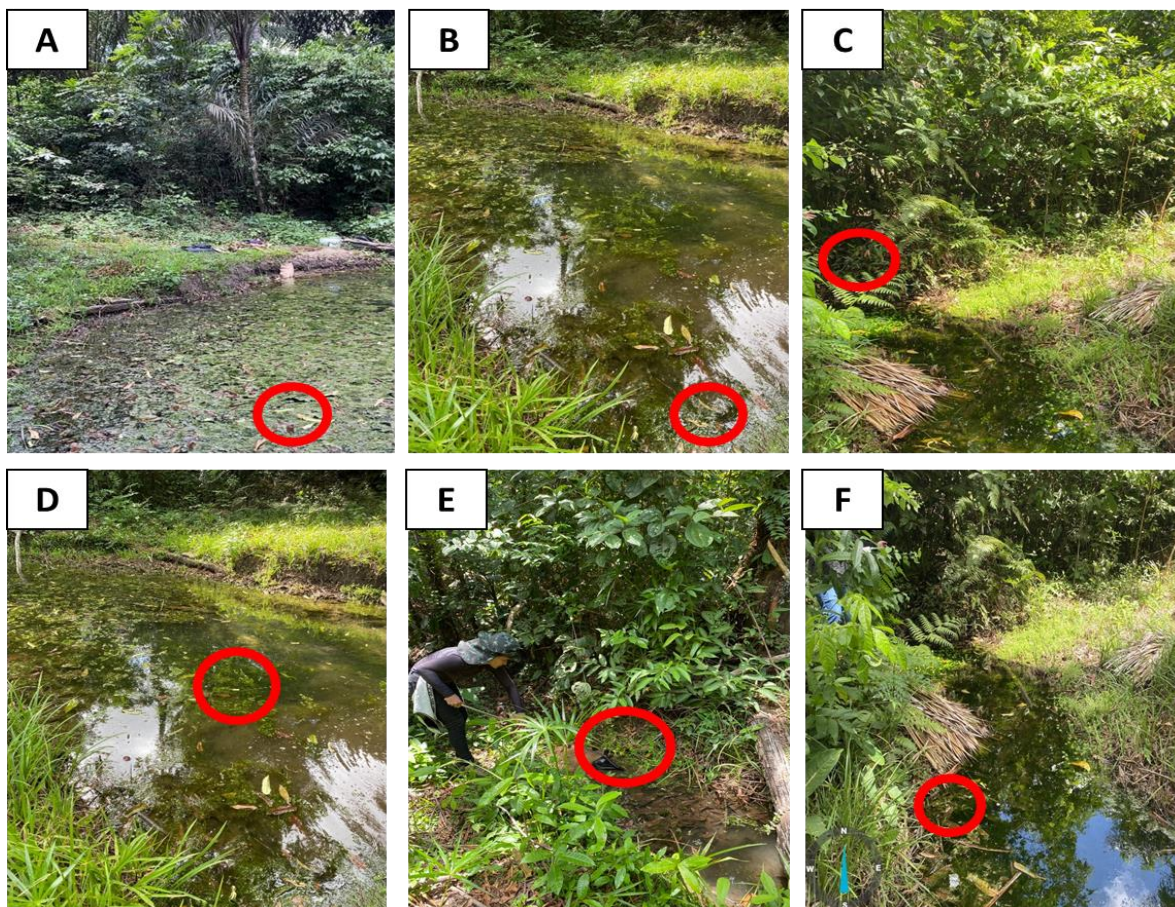


Figura 2. Processo de coleta segundo os microhábitats na AN: A) microhabitat de vegetação (macrófitas), B) microhabitat de folhagem seca, C) microhabitat de corredeira, D) microhabitat de remanso, E) microhabitat de margem esquerda, F) microhabitat de margem direita. Os círculos vermelhos representam os pontos exatos onde cada microhabitat foi amostrado.

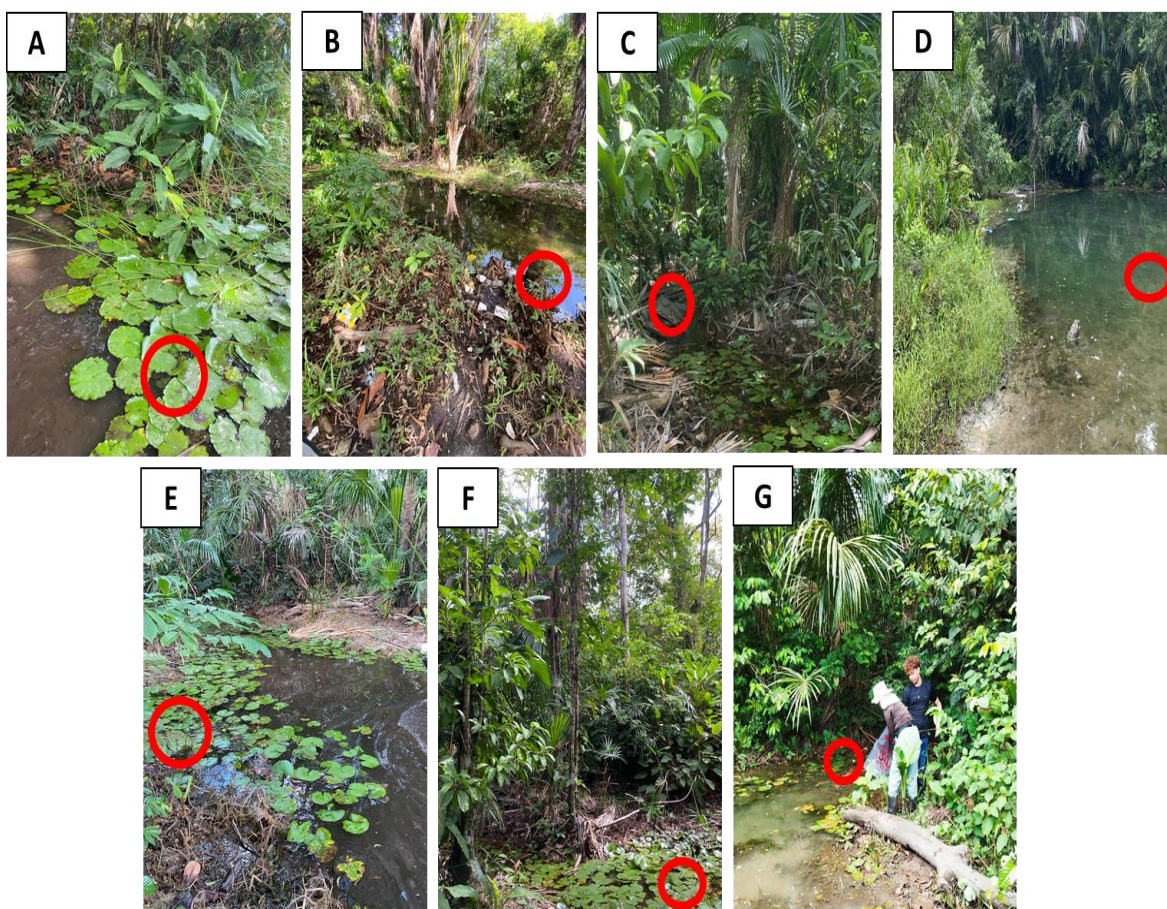


Figura 3. Processo de coleta segundo os microhabitats na FS: A) microhabitat de vegetação (macrófitas), B) microhabitat de folhagem seca, C) microhabitat de correnteira, D) microhabitat de remanso, E) microhabitat de margem direita, F) microhabitat de margem esquerda, G) microhabitat de pequenos troncos. Os círculos vermelhos representam os pontos exatos onde cada microhabitat foi amostrado.

A distância entre cada ponto de coleta foi de 10 e 20 metros para evitar a autocorrelação espacial (Braun et al., 2012). Cada ponto de coleta foi amostrado em distâncias de 50 e 100 metros, dependendo do tamanho dela.

Em cada ambiente (AN e FS) foram feitas coletas em 3 pontos, sendo 5 réplicas em cada ponto, totalizando 15 réplicas por mês. Foi obtido um total de 70 réplicas, 25 para AN e 45 para FS. A diferença no número de réplicas entre os dois ambientes deveu-se à ausência de fluxo de água no ponto de coleta P3, em novembro, e em P1, P2 e P3 em dezembro na AN. A distribuição mensal das réplicas é apresentada na Tabela 3.

Tabela 3. Distribuição mensal do número de réplicas segundo ambiente avaliado.

Ambiente	Mês avaliado			Réplicas totais
	Outubro	Novembro	Dezembro	
AN	15	10	0	25
FS	15	15	15	45

Para o acondicionamento e transporte das amostras, foram usados sacos plásticos etiquetados de acordo com o ambiente, localidade, tipo de microhabitat e a data. Além disso, as amostras foram preservadas com álcool a 80%. Posteriormente, as amostras foram levadas ao Laboratório de Zoologia - LABZOO do Instituto de Estudos Costeiros, Universidade Federal do Pará, *campus* de Bragança, para triagem e identificação dos indivíduos até o nível taxonômicos de família.

4.3 Triagem

Cada saco plástico com a matéria orgânica coletada passou por um processo de triagem. A matéria orgânica foi organizada em bandejas, para permitir uma melhor visualização dos organismos presentes nas amostras (Fig. 4A). Em seguida, pequenas quantidades da matéria foram distribuídas em placas de Petri para análise no estereoscópio para refinamento da triagem, selecionando mesmo organismos de tamanho diminuto (Fig. 4B).

Todos os indivíduos identificados foram armazenados em tubos de plásticos etiquetados de acordo com o tipo de ambiente, microhabitat e data de coleta (Fig. 4C).

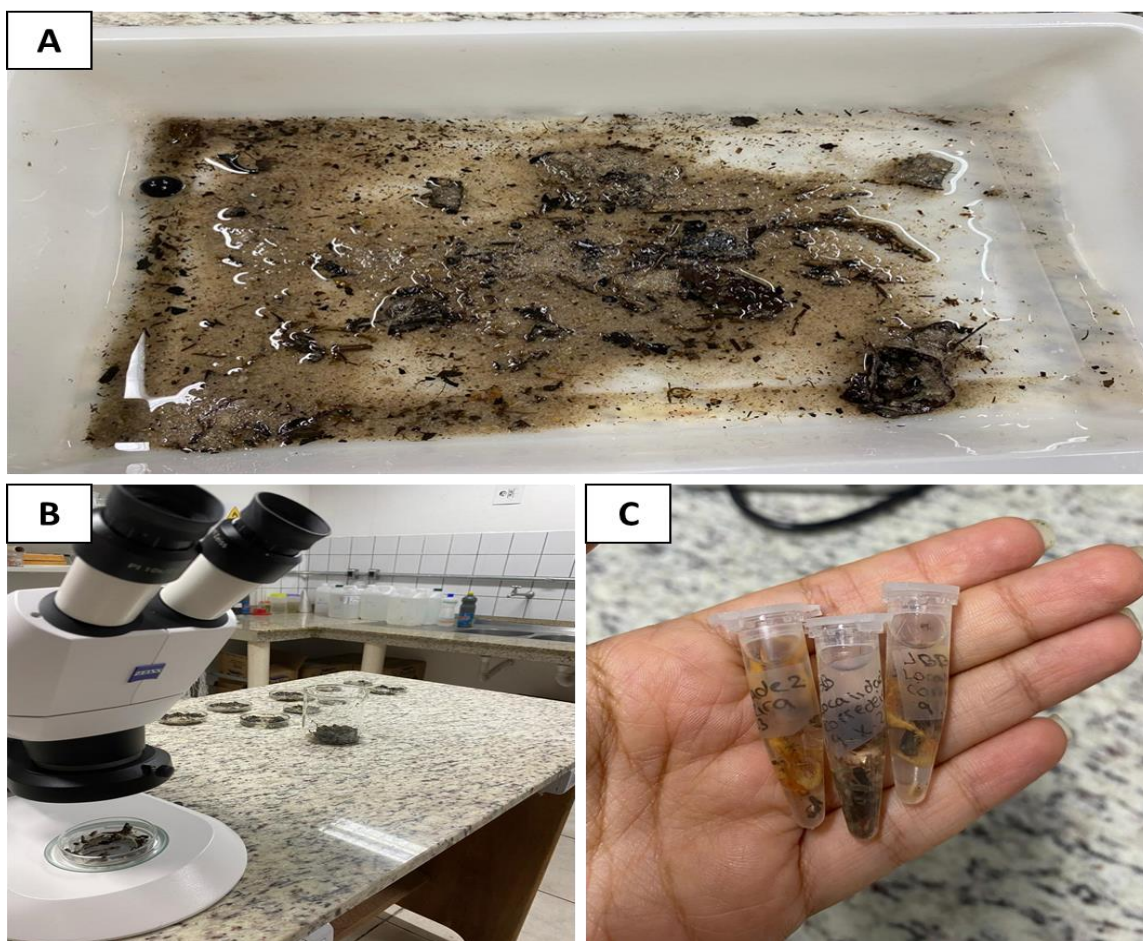


Figura 4. Processo de triagem de amostras de grupos de insetos: A) Disposição da matéria orgânica em bandejas, B) Distribuição da matéria orgânica em placas de Petri para uso com o estereoscópio, C) Rotulagem e armazenamento dos organismos.

4.4 Identificação de espécies

Para a identificação das espécies, foram utilizados um estereomicroscópio LEICA ES2 e as chaves de identificação de Hamada et al. (2019), além de conferência com literatura primária. Espécimes pertencentes às ordens Ephemeroptera, Trichoptera, Odonata, Diptera, Coleoptera e Hemiptera foram identificados até o nível taxonômico de família. Foi considerado como um indivíduo quando, pelo menos, a metade do corpo do espécime, incluindo a cabeça, estava presente.

4.5 Medição de variáveis físicas e químicas

Juntamente com a coleta dos organismos, as variáveis físicas, químicas e ambientais foram registradas com o uso de um medidor multiparâmetro HI 9828 (fabricante Hanna). Os seguintes parâmetros foram medidos: Temperatura ($^{\circ}\text{C}$, T), Condutividade Elétrica ($\mu\text{S/m}$, CE), pH, Oxigênio Dissolvido (mg/L , OD), Sólidos Dissolvidos Totais (g/L , TDS) e Potencial de Oxidação – Redução (mV , ORP). Além disso, as concentrações de fosfato (PO_4) e nitrato (NO_3) foram medidas por meio de testes com reagentes químicos específicos (mg/L), realizados em campo.

4.6 Níveis de perturbação

As medições do nível de perturbação ambiental nas unidades de amostragem foram realizadas de acordo com o IIH proposto por Nessimian et al. (2008), avaliando a integridade física dos igarapés amazônicos e a interpretação dos impactos ambientais existentes. O IIH é determinado por meio de uma avaliação visual na qual são consideradas as condições ambientais relacionadas ao uso da terra, à vegetação ripária, às características do leito do riacho e à morfologia e vazão do canal (Nessimian et al., 2008).

O IIH foi aplicado pela mesma pessoa durante todo o período do estudo. A aplicação ocorreu uma vez por mês, na terceira localidade (P3 e L3) de cada ambiente, ao longo de 15 minutos, exceto no mês de novembro na AN, devido à ausência de fluxo da água na localidade, pois muitos dos parâmetros avaliados pelo IIH estão relacionados ao ambiente ripário. Portanto, em novembro, as medições foram feitas na localidade mais próxima (P2 e L2).

Dessa forma, procuramos avaliar as mudanças nas características físicas do habitat, especificamente relacionadas à vegetação ripária, durante os três meses do estudo.

4.7 Análise de dados

Para a análise da abundância e da riqueza das famílias foi usado o teste não-paramétrico de Wilcoxon (para amostras independentes) para determinar a existência ou ausência de diferenças significativas entre os dois ambientes ao longo dos três meses do estudo nos dois ambientes. O teste de Wilcoxon é usado para dados que não seguem uma distribuição normal. O teste verifica a diferença entre duas variáveis de intervalo ou proporção de médias (The British Academy, [2020]).

Para as análises de diversidade, foram usados o índice de Margalef e o índice de dominância de Berger-Parker comparando os índices de diversidade ao longo dos três meses de estudo em cada ambiente. Estudos ecológicos usam o índice de Margalef como uma ferramenta útil para demonstrar a influência de distúrbios antropogênicos em macroinvertebrados aquáticos.

Para a análise das variáveis ambientais, foram usados dados de média e desvio padrão dos seguintes parâmetros: Temperatura ($^{\circ}\text{C}$, T), Condutividade Elétrica ($\mu\text{S/m}$, CE), pH, Oxigênio Dissolvido (mg/L , OD), Sólidos Dissolvidos Totais (g/L , TDS) e Potencial de Oxidação – Redução (mV , ORP). Os dados indicaram valores representativos para os três locais de acordo com o ambiente e o mês de estudo.

O modelo Threshold Indicator Taxa Analysis (TITAN) foi usado para observar e analisar as respostas dos táxons aos gradientes das variáveis físico-químicas medidas. Ele distingue entre taxa em declínio e taxa em crescimento e monitora suas respostas cumulativas na comunidade (King e Baker, 2010). O TITAN usa “bootstrapping” para identificar táxons indicadores de limiar confiáveis e incerteza com base na localização dos táxons e nos pontos de mudança da comunidade (King e Baker, 2010). As variáveis ambientais utilizadas foram: CE, OD, TDS, pH e ORP.

Os valores de IndVal obtidos no TITAN facilitam a comparação entre os táxons, pois esse modelo compara a pontuação máxima de IndVal de cada táxon com a esperada se as mesmas abundâncias amostradas fossem distribuídas aleatoriamente ao longo do gradiente ambiental (King e Baker, 2014). Neste estudo, esse modelo forneceu informações sobre os

táxons que mostram um aumento ou declínio na abundância devido a pontos críticos de alguma variável ambiental medida.

Para analisar a relação entre as variáveis físico-químicas e a composição das comunidades de insetos aquáticos, foi utilizada a análise de redundância (RDA). A RDA combina regressão e análise de componentes principais. Além disso, é uma extensão direta da análise de regressão que modela dados de resposta multivariada (Borcard et al., 2011). Neste estudo, foram usadas uma matriz ambiental e uma matriz de fauna. A matriz ambiental foi composta por valores de OD, CE, TDS e PO_4 como variáveis ambientais explicativas. Além disso, as variáveis pH, T e NO_3 não foram adicionadas ao modelo devido à baixa porcentagem de variação explicada nos dados por essas variáveis. Por outro lado, a matriz de fauna foi composta pelas abundâncias dos táxons encontrados no estudo. Dessa forma, o modelo nos permitiu identificar quais variáveis ambientais estão influenciando a variação na composição dos grupos de insetos aquáticos.

Todas as análises foram executadas no software estatístico R versão 4.1.1, utilizando os pacotes “vegan”, “tidyverse”, “janitor”, “ggplot2”, “ggrepel”, “tidyr”, “TITAN2” e “ggvegan”.

5 RESULTADOS

5.1 Composição geral das famílias de insetos aquáticos

Obteve-se um total de 1163 organismos das ordens Ephemeroptera, Trichoptera, Odonata, Diptera, Coleoptera, Hemiptera, Annelida, Decapoda e Anura. Destes, o total de insetos foi de 423 espécimes, nas ordens Ephemeroptera, Trichoptera, Odonata, Diptera, Coleoptera e Hemiptera. Esses foram representados em 24 famílias: Caenidae, Baetidae, Leptophlebiidae, Hydroptilidae, Hydropsychidae, Xiphocentronidae, Coenagrionidae, Megapodagrionidae, Dicteriadidae, Libellulidae, Cordullidae, Gomphidae, Chironomidae, Ceratopogonidae, Tipulidae, Culicidae, Chaoboridae, Hydrophilidae, Haliplidae, Noteridae, Dysticidae, Belostomatidae, Mesoveliidae e Gerridae.

A família com o maior número de espécimes foi Chironomidae (287), seguida por Ceratopogonidae (24), Hydroptilidae (16), Hydropsychidae (13) e Tipulidae (13). Por outro lado, as famílias com o menor número de espécimes foram Baetidae (2), Xiphocentronidae (2), Dysticidae (2), Mesoveliidae (2) e Haliplidae (1).

A Tabela 4 representa o número de indivíduos encontrados em cada família, a porcentagem de representação de acordo com a amostra total e a porcentagem cumulativa de cada uma delas. As famílias Chironomidae (67,8%), Ceratopogonidae (5,7%), Hydroptilidae (3,78%) e Hydropsychidae (3,07%) foram as famílias com maior representatividade na amostra total. De acordo com a porcentagem cumulativa, 91% das famílias encontradas foram Chironomidae, Ceratopogonidae, Hydroptilidae, Hydropsychidae, Tipulidae, Cordullidae, Caenidae, Gomphidae, Noteridae e Belostomatidae.

Tabela 4: Número de indivíduos, porcentagens e porcentagens acumuladas das famílias coletadas.

Táxon	Número de indivíduos	Porcentagem (%)	Porcentagem acumulada (%)
Chironomidae	287	67,8	67,8
Ceratopogonidae	24	5,67	73,5
Hydroptilidae	16	3,78	77,3
Hydropsychidae	13	3,07	80,4
Tipulidae	13	3,07	83,5
Cordullidae	12	2,84	86,3
Caenidae	5	1,18	87,5
Gomphidae	5	1,18	88,7
Noteridae	5	1,18	89,8
Belostomatidae	5	1,18	91,0
Leptophlebiidae	4	0,946	92,0
Culicidae	4	0,946	92,9
Chaoboridae	4	0,946	93,9
Megapodagrionidae	3	0,709	94,6
Dicteriidae	3	0,709	95,3
Libellulidae	3	0,709	96,0
Hydrophilidae	3	0,709	96,7
Gerridae	3	0,709	97,4
Baetidae	2	0,473	97,9
Xiphocentronidae	2	0,473	98,3
Coenagrionidae	2	0,473	98,8
Dysticidae	2	0,473	99,3
Mesoveliidae	2	0,473	99,8
Haliplidae	1	0,236	100

5.2 Abundância e riqueza das famílias de cada ambiente

Os resultados da abundância foram analisados de acordo com o ambiente. Um total de 354 indivíduos e 69 indivíduos foram obtidos em AN e FS respectivamente. O teste de sinais de Wilcoxon para amostras independentes não mostrou diferença estatística entre os valores ($W = 190$, $n = 36$, $p = 0,2449$).

Além disso, a abundância total foi analisada de acordo com os três meses de estudo em cada ambiente (Fig. 5). Foi observada uma diminuição de espécimes de acordo com o avanço dos meses, em ambos os ambientes. Comparando os dois ambientes, a AN apresentou valores mais altos do que a FS em outubro e novembro. No entanto, na AN, em dezembro, houve um declínio nas comunidades de insetos aquáticos, pois a ausência de fluxo de água impossibilitou sua presença.

Da mesma forma, os resultados da riqueza foram analisados de acordo com o ambiente. Um total de 22 famílias e 12 famílias foram obtidas em AN e FS, respectivamente. O teste de sinais de Wilcoxon para amostras independentes não mostrou diferença estatística entre os valores ($W = 203$, $n = 36$, $p = 0,1029$).

A Fig. 6 mostra o número de táxons coletados nos três meses do estudo em cada ambiente. Assim como a abundância, foi observada uma diminuição no número de táxons à medida que os meses avançavam em ambos os ambientes. Um número maior de famílias esteve presente em outubro e novembro em ambos os ambientes. Em dezembro, os valores mais baixos foram observados no FS.

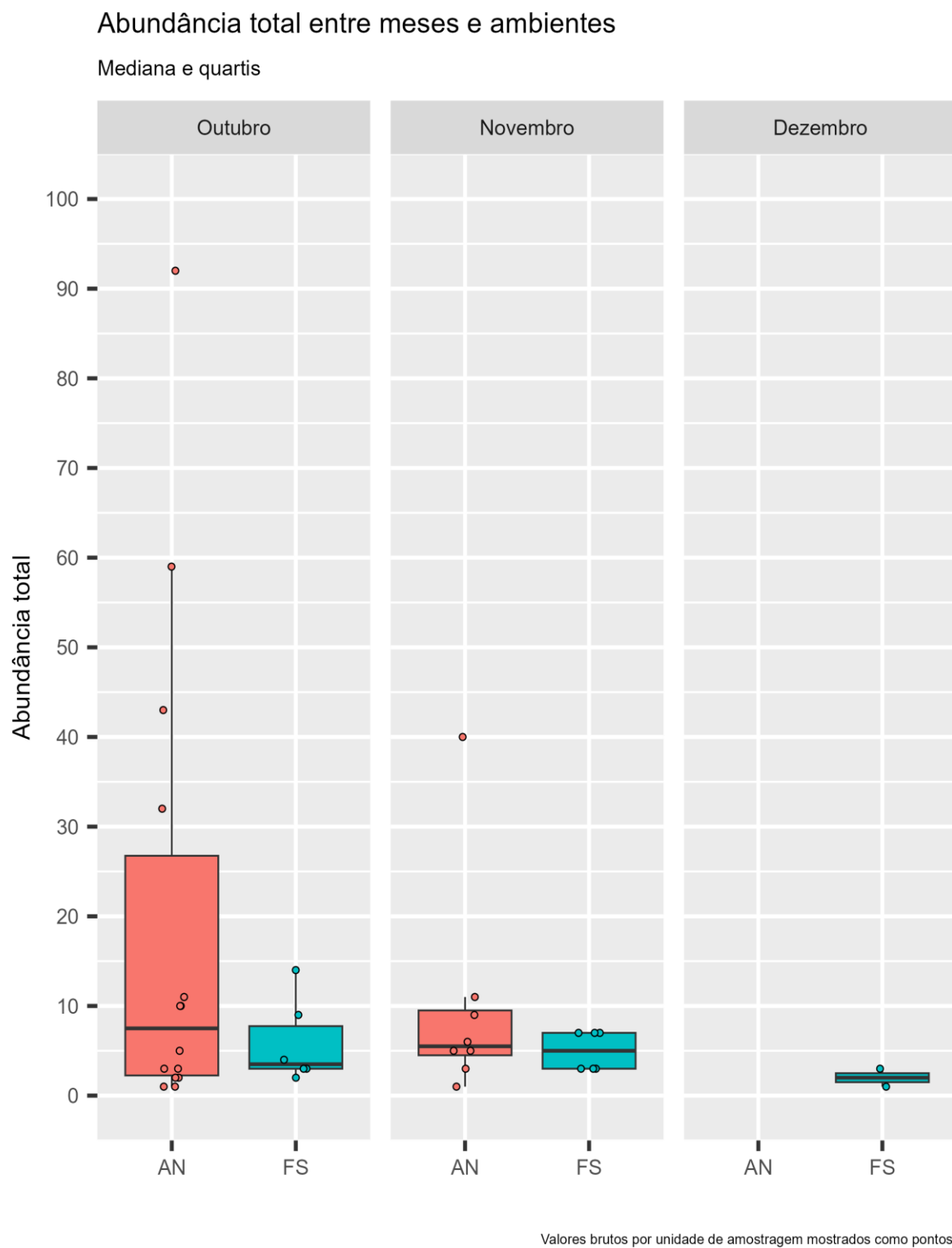


Figura 5: Resultados de abundância de acordo com o ambiente e os meses de estudo.

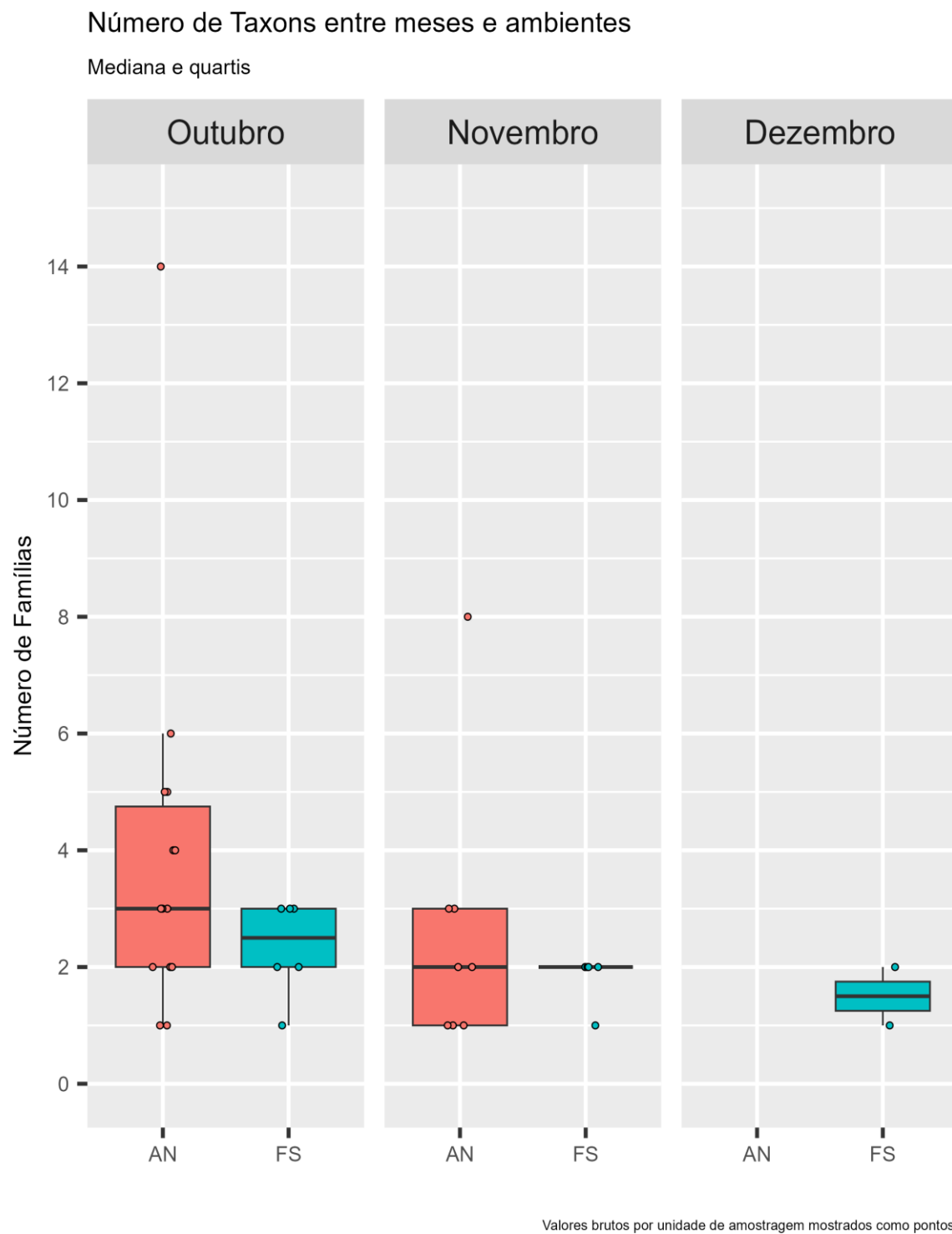


Fig. 6: Resultados de número de famílias de acordo com o ambiente e os meses de estudo.

As famílias encontradas em cada ambiente são mostradas na Tabela 5. Foi observada uma maior diversificação de famílias na AN do que na FS nos três meses de estudo.

Houve uma diferença no número de famílias nos dois ambientes. Famílias como Gomphidae e Haliplidae estavam presentes apenas na FS. Em contraste, as famílias Baetidae, Hydroptilidae, Hydropsychidae, Xiphocentronidae, Coenagrionidae, Megapodagrionidae, Dictyriidae, Culicidae, Chaoboridae, Hydrophilidae, Dysticidae, Mesoveliidae e Gerridae foram encontradas apenas na AN.

Entretanto, algumas famílias estavam presentes em ambos os ambientes. As famílias Caenidae, Leptophlebiidae, Libellulidae, Cordullidae, Ceratopogonidae, Tipulidae, Culicidae, Noteridae, Belostomatidae e Chironomidae foram encontradas em ambos os ambientes. Além disso, as famílias da ordem Diptera, como Chironomidae, foram as mais bem representadas tanto na AN quanto na FS.

Tabela 5. Tabela da quantidade dos táxons em cada ambiente nos três meses de estudo.

Ordens	Famílias	Outubro		Novembro		Dezembro	
		AN	FS	AN	FS	AN	FS
Ephemeroptera	Caenidae	4	1	-	-	-	-
	Baetidae	2	-	-	-	-	-
	Leptophlebiidae	3	1	-	-	-	-
Trichoptera	Hydroptilidae	2	-	14	-	-	-
	Hydropsychidae	12	-	1	-	-	-
	Xiphocentronidae	2	-	-	-	-	-
Odonata	Coenagrionidae	1	-	1	-	-	-
	Megapodagrionidae	3	-	-	-	-	-
	Dictyodidae	3	-	-	-	-	-
	Libellulidae	2	1	-	-	-	-
	Cordulidae	9	-	2	1	-	-
	Gomphidae	-	4	-	1	-	-
Diptera	Chironomidae	193	23	45	24	-	2
	Ceratopogonidae	13	2	6	2	-	1
	Tipulidae	9	2	2	-	-	-
	Culicidae	3	-	-	-	-	1
	Chaoboridae	4	-	-	-	-	-
Coleoptera	Hydrophilidae	3	-	-	-	-	-
	Halplidae	-	-	-	1	-	-
	Noteridae	1	-	3	1	-	-
	Dysticidae	2	-	-	-	-	-
Hemiptera	Belostomatidae	2	1	2	-	-	-
	Mesoveliidae	1	-	1	-	-	-
	Gerridae	-	-	3	-	-	-

5.3 Análise da diversidade

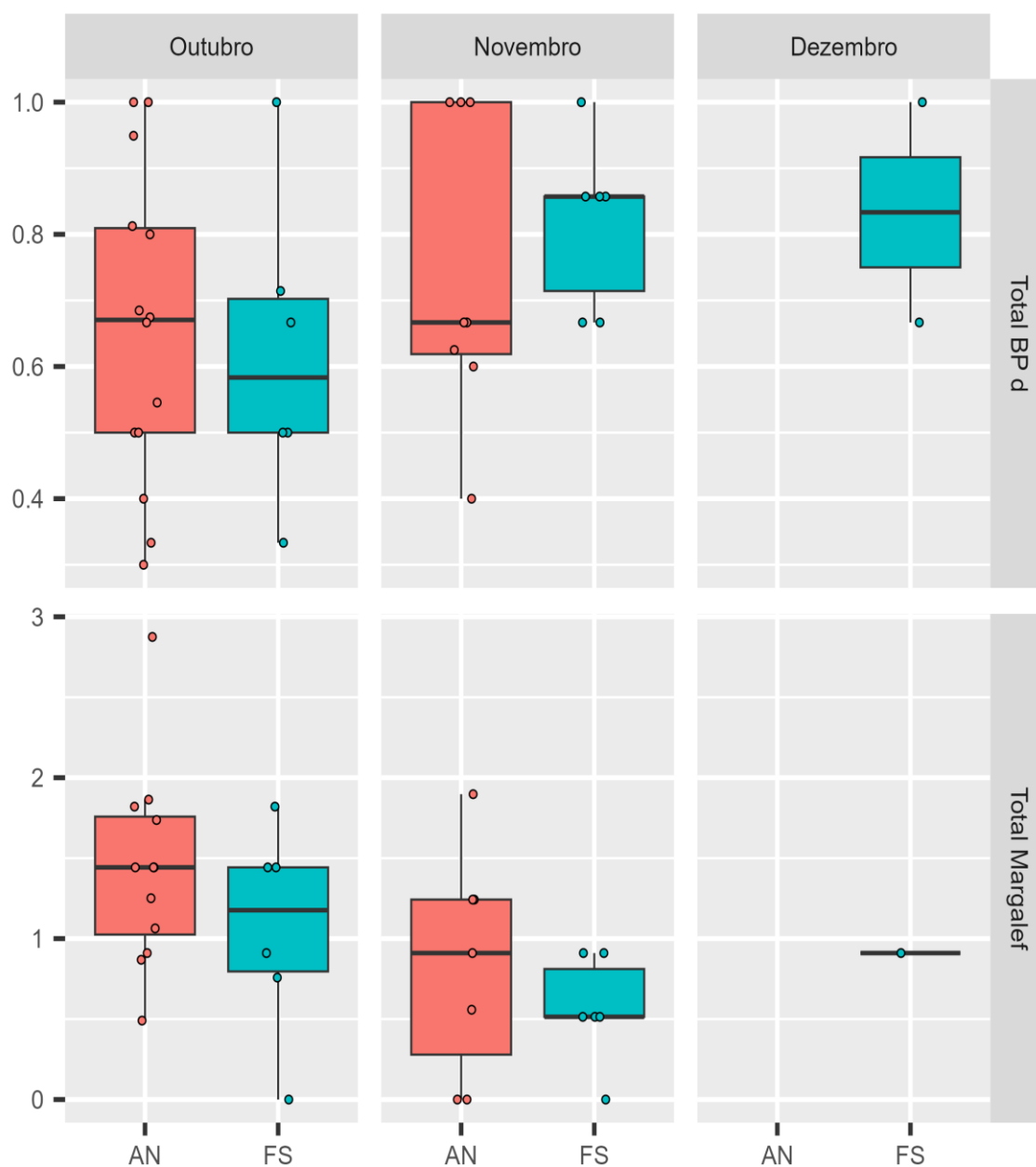
Os resultados das análises estatísticas da diversidade (índice de dominância de Berger-Parker e índice de diversidade Margalef), de acordo com os meses de estudo e o ambiente estão representados na Figura 7.

De acordo com o índice de dominância de Berger-Parker, foi observado um aumento nos valores à medida que os meses avançavam, nos dois ambientes. Isso indica uma mudança entre as comunidades de insetos, tornando-as mais homogêneas. Além disso, foram observados valores de dominância mais altos na AN do que na FS em outubro e novembro.

De acordo com o índice de Margalef, foi observada uma diminuição nos valores à medida que os meses avançavam, em ambos os ambientes. Isso indica uma diminuição no número de táxons presentes, mostrando uma alteração nas proporções das comunidades de insetos nos dois ambientes.

Índice de Margalef e Índice de dominância de Berger-Parker

Mediana e quartis



Valores brutos por unidade de amostragem mostrados como pontos.

Figura 7. Resultados dos índices de Margalef e Berger-Parker de acordo com o ambiente e os três meses de estudo.

5.4 Análise de níveis de perturbação ambiental

A Tabela 6 mostra os valores mensais obtidos do IIH, sua média e a categorização do nível de perturbação. De acordo com a análise mensal, a integridade do habitat variou entre 0,39 e 0,70 durante os três meses do estudo. No riacho na área urbana houve menor integridade em outubro que na AN (0,39), enquanto o maior valor foi obtido em novembro na FS (0,70).

Os valores médios de IIH permitiram categorizar os ambientes de acordo com seu nível de perturbação ambiental. Para este estudo, de acordo com a categorização usada por Oliveira-Junior e Juen (2019), os ambientes foram classificados de acordo com os níveis de conservação: Alterado ($IIH < 0,70$) e Preservado ($IIH > 0,70$). Portanto, levando em conta essa classificação, os dois ambientes foram classificados como “Alterados”.

Tabela 6: Resultados do IIH e do nível de perturbação ambiental

Ambiente	Mês	IIH	Média de IIH	Nível de perturbação
AN	Outubro	0,39	0,42	Alterado
	Novembro	0,45		
	Dezembro	-		
FS	Outubro	0,63	0,66	Alterado
	Novembro	0,70		
	Dezembro	0,64		

5.5 Análise de variáveis ambientais

Seis variáveis físicas ambientais foram analisadas na água dos igarapés selecionados. A Tabela 7 mostra os valores médios e os desvios padrão para cada uma das variáveis de acordo com o ambiente e o mês (valores brutos do estudo são apresentados no Anexo 1).

De acordo com a temperatura da água, os dois ambientes apresentaram valores muito semelhantes de temperatura nos três meses, com um desvio padrão maior de 0,29. No mês de outubro, os valores máximos foram 26,51 °C e 26,08 °C na AN e FS respectivamente. Enquanto, os valores mínimos foram 26,12 °C na AN e 25,74 °C na FS. Em novembro, para AN, o valor máximo e mínimo foram 26,34 °C e 25,97 °C respectivamente, enquanto que, para FS, foram 26,22 °C e 25,51 °C. Em dezembro, os valores máximo e mínimo foram 26,5 °C e 25,48 °C respectivamente, na FS.

Com relação à condutividade elétrica, foi observada uma diminuição nos valores de AN entre os meses de outubro ($53,14 \pm 3,78 \mu\text{S/m}$) e novembro ($48,12 \pm 1,55 \mu\text{S/m}$). Em contrapartida, os valores de FS variaram de 20,67 a 19,0 $\mu\text{S/m}$, indicando relativa estabilidade ao longo dos três meses.

Foram observados valores de pH levemente ácidos para os dois ambientes nos meses de outubro e novembro. Para AN, os valores médios de pH foi 6,21 em outubro e 6,15 em novembro. O ambiente FS apresentou valores médios de 5,29 em outubro e 6,20 em novembro. No entanto, foi observada uma redução para 4,33 no FS em dezembro.

A variabilidade dos dados de OD e TDS foi baixa, mostrando similaridade entre eles. Em contrapartida, os valores de ORP apresentaram alta variabilidade, obtendo valores de até 15,96 de desvio padrão.

Tabela 7: Parâmetros físico-químicos da água (média e desvio padrão), nos ambientes UA e FS nos três meses de estudo

Parâmetros	Outubro		Novembro		Dezembro	
	AN	FS	AN	FS	AN	FS
Temperatura (°C)	26,28 ± 0,18	25,98 ± 0,16	26,11 ± 0,19	25,67 ± 0,29	-	26,50 ± 0,00
Condutividade Elétrica (µS/m)	53,14 ± 3,78	20,67 ± 2,73	48,12 ± 1,55	21,67 ± 2,16	-	19,00 ± 0,00
pH	6,21 ± 0,27	5,29 ± 0,20	6,15 ± 0,11	6,20 ± 0,18	-	4,33 ± 0,00
Oxigênio Dissolvido (mg/L)	2,04 ± 0,76	2,68 ± 1,42	2,01 ± 0,12	0,43 ± 0,92	-	2,39 ± 0,00
Sólidos Dissolvidos Totais (g/L)	0,03 ± 0,003	0,01 ± 0,001	0,03 ± 0,001	0,01 ± 0,001	-	0,012 ± 0,00
Potencial Oxidação – Redução (mV)	85,28 ± 2,84	122,88 ± 4,24	-4,35 ± 2,28	-15,87 ± 15,96	-	97,30 ± 0,00

Também foram analisados os parâmetros químicos da água: NO_3 e PO_4 . Para o NO_3 , ambos os ambientes apresentaram valores de 0,25 mg/L em outubro e novembro. No entanto, essa concentração diminuiu para 0 mg/L em dezembro no FS. Para os valores de PO_4 , foi observado um aumento de 0,25 mg/L para 1 mg/L de outubro a novembro na AN. Em contraste, na FS, os valores diminuíram de 2 mg/L (outubro e novembro) para 0,25 mg/L (dezembro).

5.6 Análise de táxons de acordo ao gradiente ambiental das variáveis

A análise TITAN possibilitou distinguir os táxons com respostas positivas e negativas às mudanças ambientais ao longo de um gradiente. Os critérios de pureza e confiabilidade foram usados para identificar táxons com características de indicador para cada variável ambiental. A Tabela 8 e 9 mostra os resultados da análise TITAN para as variáveis de CE, TDS, pH, ORP e OD.

No caso da CE, foram encontradas respostas positivas no táxon Hydropsychidae. O valor de ponto de mudança (zenv.cp) para Hydropsychidae foi de 48,5 $\mu\text{S}/\text{cm}$, indicando que o ponto crítico em que sua abundância apresenta uma mudança significativa está nesse valor. Além disso, sua abundância tem uma relação diretamente proporcional com a CE, ou seja, sua presença aumenta à medida que a CE aumenta (maxgrp = 2). O valor IndVal obtido para esse táxon foi de 47,1, demonstrando importância significativa. Hydropsychidae passou nos valores de pureza e confiabilidade, indicando que é um táxon adequado como indicador em um limiar de CE em torno de 48,5 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Por outro lado, os valores de pureza e confiança não mostraram outros táxons que pudessem ser considerados bons indicadores de uma mudança no gradiente de CE.

Para a variável TDS, foram encontradas respostas positivas em Hydropsychidae. Os valores indicaram uma mudança significativa em sua abundância em 0,03 g/L, bem como uma relação diretamente proporcional com o conteúdo de TDS presente no ambiente. Além disso, o valor IndVal foi de 44,4, mostrando uma capacidade moderada de indicar níveis específicos de TDS. Os valores de pureza e confiabilidade indicaram que o táxon

Hydropsychidae é um indicador forte e confiável para níveis de TDS em torno de 0,03 g/L. Por outro lado, os valores de pureza e confiança não mostraram mais táxons que pudessem ser considerados bons indicadores de uma mudança no gradiente de TDS. No entanto, é importante observar que os valores de confiabilidade e pureza para o táxon Cordullidae estavam próximos de mostrar significância para essa variável.

Para as variáveis pH, ORP e OD, não foram encontradas respostas positivas para nenhum táxon. No entanto, os valores de IndVal para Chironomidae foram os maiores nas três variáveis. Além disso, os valores de pureza e confiabilidade para esse táxon foram os mais próximos da significância estatística.

Tabela 8. Resumo das análises TITAN para CE, TDS e pH.

Parâmetro	Taxa	zenv.cp	maxgrp	IndVal	purity	reliability	filter
Condutividade Elétrica (µS/m)	Chironomidae	50.5	1	72.8	0.766	0.916	0
	Ceratopogonidae	50	1	35.6	0.486	0.384	0
	Cordullidae	47	2	42.2	0.984	0.916	0
	Hydropsychidae	48.5	2	47.1	1	0.98	2
	Hydroptilidae	48.5	2	23.5	0.964	0.556	0
	Tipulidae	50	1	18.2	0.498	0.258	0
	Belostomatidae	50	1	18.2	0.422	0.294	0
	Culicidae	51	2	34.2	0.836	0.702	0
	Caenidae	50	1	13	0.406	0.15	0
	Gomphidae	36.5	1	21.4	0.948	0.592	0
	Noteridae	47	1	10.4	0.534	0.272	0
	Libellulidae	50	2	14.9	0.736	0.178	0
Sólidos Dissolvidos Totais (g/L)	Chironomidae	0.032	1	80.4	0.742	0.878	0
	Ceratopogonidae	0.032	1	35.1	0.54	0.398	0
	Cordullidae	0.03	2	42.2	0.998	0.914	0
	Hydropsychidae	0.03	2	44.4	1	0.97	2
	Hydroptilidae	0.031	2	25	0.97	0.54	0
	Tipulidae	0.032	1	13.8	0.538	0.272	0
	Belostomatidae	0.031	2	15.6	0.538	0.284	0
	Culicidae	0.032	2	39.7	0.786	0.626	0
	Caenidae	0.031	1	13	0.508	0.176	0
	Gomphidae	0.015	1	30	0.958	0.61	0
	Noteridae	0.013	1	12.2	0.524	0.26	0
	Libellulidae	0.016	2	13	0.686	0.118	0
pH	Chironomidae	6.01	2	73.5	0.826	0.872	0
	Ceratopogonidae	6.01	2	38.7	0.698	0.55	0
	Cordullidae	6.18	2	32.5	0.922	0.628	0
	Hydropsychidae	5.94	2	32	0.864	0.658	0
	Hydroptilidae	5.99	1	19	0.496	0.27	0
	Tipulidae	6.2	1	17.4	0.746	0.284	0
	Belostomatidae	6.2	1	17.4	0.724	0.218	0
	Culicidae	5.95	1	19.4	0.68	0.412	0
	Caenidae	6.2	1	13	0.584	0.18	0
	Gomphidae	5.24	1	31.8	0.708	0.558	0
	Noteridae	5.94	2	11.1	0.474	0.13	0
	Libellulidae	6.31	2	15.1	0.578	0.232	0

Zenv.cp: ponto de mudança que o táxon mostra um aumento ou uma diminuição em sua abundância. Maxgrp: Classificação em decrease (maxgrp = 1) ou increase (maxgrp = 2). Filter: Verificação final da análise; filter = 2 indica aumento na abundância com o valor do parâmetro; filter = 1 indica diminuição na abundância com o valor do parâmetro, filter = 0 não indica alteração com o valor do parâmetro (valores não são ótimos).

Tabela 9. Resumo das análises TITAN para ORP e OD.

Parâmetro	Taxa	zenv.cp	maxgrp	IndVal	purity	reliability	filter
Potencial Oxidação – Redução (mV)	Chironomidae	83.6	1	77.1	0.84	0.936	0
	Ceratopogonidae	83.6	1	33.9	0.684	0.416	0
	Cordullidae	97.3	1	37.9	0.784	0.594	0
	Hydropsychidae	-1.6	2	32	0.65	0.588	0
	Hydroptilidae	83.5	1	23.5	0.916	0.394	0
	Tipulidae	119	2	21.2	0.634	0.356	0
	Belostomatidae	-1.6	2	16	0.538	0.182	0
	Culicidae	83.6	2	25	0.974	0.58	0
	Caenidae	83.5	2	14.3	0.684	0.21	0
	Gomphidae	119	2	38.4	0.764	0.662	0
	Noteridae	86.6	1	12.5	0.764	0.21	0
	Libellulidae	83.5	2	15.8	0.814	0.25	0
Oxigênio Dissolvido (mg/L)	Chironomidae	2.15	2	76.9	0.998	0.942	0
	Ceratopogonidae	2.39	2	45.3	0.908	0.644	0
	Cordullidae	1.92	1	36.2	0.708	0.51	0
	Hydropsychidae	2.68	2	34.6	0.864	0.622	0
	Hydroptilidae	1.6	2	25	0.982	0.688	0
	Tipulidae	2.15	2	20.4	0.822	0.522	0
	Belostomatidae	2.15	2	18.5	0.688	0.432	0
	Culicidae	1.86	1	19.4	0.796	0.334	0
	Caenidae	2.68	2	33.3	0.968	0.778	0
	Gomphidae	2.97	2	38.4	0.76	0.62	0
	Noteridae	2.35	1	12	0.534	0.086	0
	Libellulidae	1.86	2	13	0.618	0.138	0

Zenv.cp: ponto de mudança que o táxon mostra um aumento ou uma diminuição em sua abundância. Maxgrp: Classificação em decreaser (maxgrp = 1) ou increaser (maxgrp = 2). Filter: Verificação final da análise; filter = 2 indica aumento na abundância com o valor do parâmetro; filter = 1 indica diminuição na abundância com o valor do parâmetro, filter = 0 não indica alteração com o valor do parâmetro (valores não são ótimos).

5.7 Relação entre componentes abióticos e composição de espécies

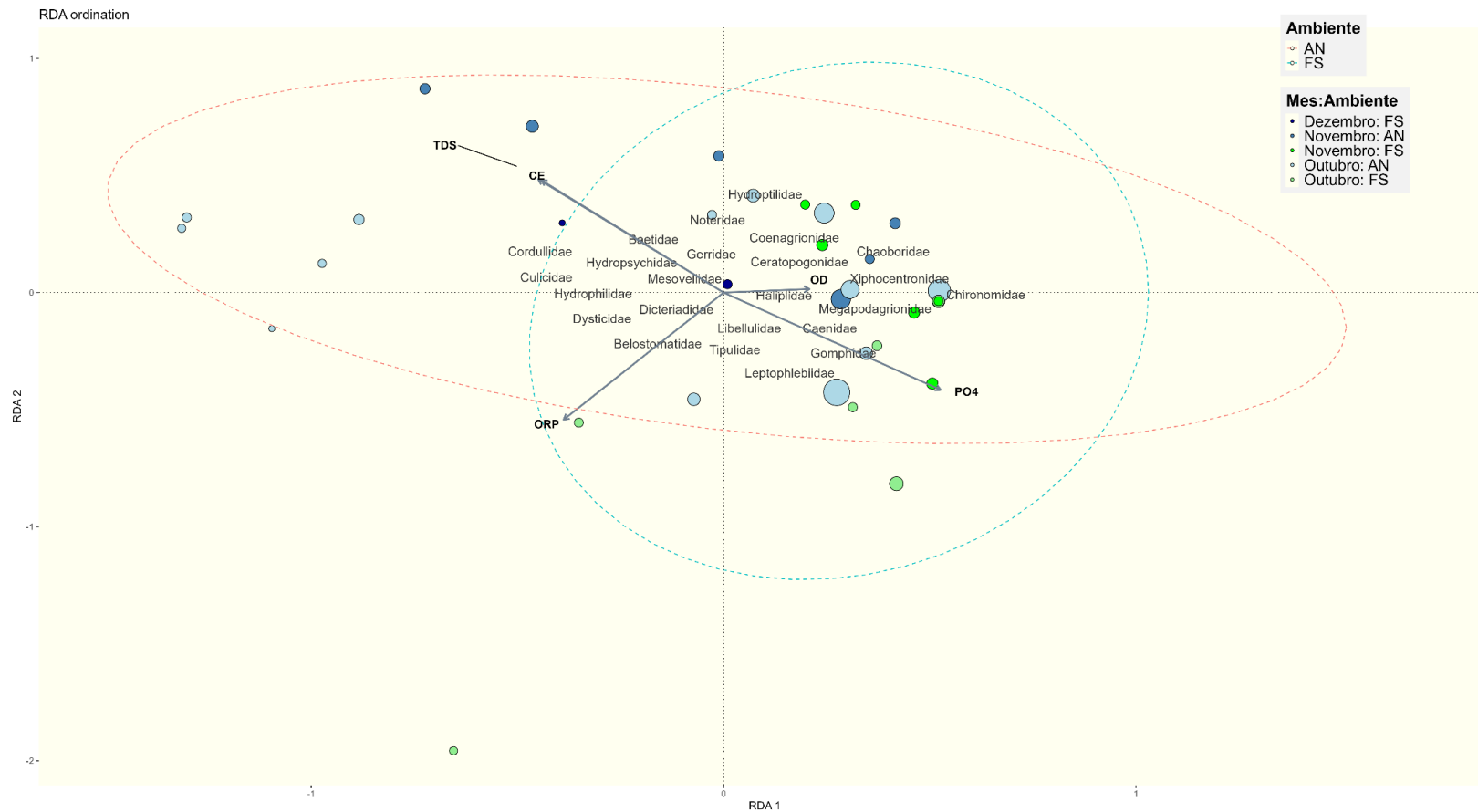
O modelo RDA explicou 19,46% da variação total dada por cinco variáveis ambientais: OD, CE, TDS, ORP e PO_4 .

Os resultados do teste de permutação para os eixos do modelo RDA mostraram uma significância no eixo RDA1 ($F = 4,328$; $Df1 = 1$ e $Df2 = 30$, $p = 0,049$). Isso indica que a RDA1 tem uma forte relação entre as variáveis ambientais e a comunidade de grupos de insetos nesse eixo.

Entretanto, os eixos RDA2 ($F = 1,108$; $Df1 = 1$ e $Df2 = 30$, $p = 0,944$), RDA3 ($p = 0,944$), RDA4 ($p = 0,987$) e RDA5 ($p = 0,987$) não apresentaram evidências significativas, indicando que esses eixos não estão estatisticamente relacionados às variáveis ambientais. Em outras palavras, sua contribuição para a variação observada na comunidade é mínima. Além disso, a porcentagem cumulativa da variação representada pelos dois primeiros eixos foi de 14,59%.

A RDA mostrou que, ao nível dos ambientes, as variáveis TDS e CE estavam positivamente relacionadas à presença de determinadas espécies, especialmente aquelas encontradas na AN (Fig. 8). Além disso, a variável PO_4 foi fortemente relacionada às espécies presentes, especialmente no FS. As variáveis ORP e OD não mostraram uma relação forte com a composição de insetos.

Por outro lado, ao nível dos táxons, foram observadas poucas associações com as variáveis ambientais incluídas no modelo. Entretanto, para CE e TDS, foram encontradas fortes relações para o táxon Corduliidae. Para PO_4 , Gomphidae foi fortemente relacionado. Para OD, os táxons Coenagrionidae e Caenidae apresentaram respostas positivas a essa variável.



O tamanho dos pontos indica a abundância total de táxons coletados em cada amostra. Pontos maiores indicam maior quantidade de táxons encontrados na amostra. Pontos menores indicam menor quantidade de táxons encontrados na amostra.

Figura 8. Ordenação de RDA de acordo com variáveis ambientais e táxons.

6 DISCUSSÃO

- Níveis de perturbação ambiental

Os resultados do IIH indicaram níveis moderados de perturbação em ambos os ambientes, o que rejeita nossa hipótese relacionada à presença de baixos níveis de perturbação no FS. Nossos resultados são semelhantes aos relatados por Santiago e Beasley (2023), que mostraram um impacto do uso da terra e urbanização em algumas áreas das cabeceiras do Rio Cereja, apesar dessa área ter maior riqueza da fauna aquática e qualidade do hábitat ao longo do rio. Isso pode ser devido a diferentes fatores que ocorrem nas áreas: 1) redução ou eliminação da cobertura vegetal ciliar, 2) abertura de trilhas ao longo da mata ciliar, 3) banho de pessoas e animais domésticos e 4) lavagem de bicicletas, motocicletas, roupas e louças (Marmontel et al., 2018; Santiago e Beasley, 2023). Os dados obtidos confirmam o que foi mencionado por Brito et al. (2021), que rios com pouca presença de urbanização ou aparentemente preservados também podem ser afetados pela invasão humana.

A composição de espécies pode ter sido afetada pela redução do volume do curso d'água nas localidades, pois volumes menores levam a concentrações mais baixas de oxigênio no sistema aquático (Pardo e García, 2016). Dessa forma, foi evidenciado ao longo dos meses de amostragem uma diminuição na abundância nas famílias de ordens altamente dependentes de oxigênio, como Ephemeroptera e Odonata, especialmente em novembro, quando foi observada uma redução severa do curso d'água em algumas localidades da AN. Esses resultados foram semelhantes aos registrados por Sarremejane et al. (2019), que representaram ambientes com e sem seca. Os autores obtiveram uma diminuição de algumas famílias das ordens Ephemeroptera e Trichoptera em ambientes com presença de seca, o que evidencia sua sensibilidade a esses fenômenos em curto prazo.

- Alterações ambientais e abundância, riqueza e diversidade dos insetos aquáticos

Os impactos antropogênicos têm um efeito severo sobre a estrutura e a composição das zonas ripárias (Jansen e Robertson, 2001; Townsend et al., 2004), gerando alterações na abundância de grupos funcionais (Dudgeon, 2006; Wantzen e Wagner, 2006). Este estudo encontrou um número maior de indivíduos em áreas onde os níveis de perturbação foram maiores (representado por valores baixos do IHH), o que foi consistente com outros estudos relacionados à qualidade da zona ripária. Mesa (2014) avaliou a influência da qualidade da zona ripária sobre os macroinvertebrados na província de Tucumán (Argentina), constatando que as zonas ripárias de baixa qualidade tinham um número maior de indivíduos do que as zonas ripárias de boa qualidade. Dos Santos et al. (2024) relataram um número maior de indivíduos de macroinvertebrados em zonas ripárias com maior grau de desmatamento no Rio Caeté, Bragança (Pará, Brasil). Neste aspecto, Bispo e Oliveira (2007) mencionam que, em rios perturbados, os táxons sensíveis sofrem um declínio, enquanto os táxons tolerantes tendem a aumentar. Isso poderia explicar a predominância de famílias da ordem Diptera em ambos os ambientes no presente estudo.

O estudo também mostrou que famílias como Gomphidae e Haliplidae tinham uma distribuição mais restrita, estando presentes apenas em FS. Sabe-se que a família Gomphidae está presente principalmente em áreas com maior deposição de sedimentos, erosão, dossel mais aberto (Garcia-Garcia et al., 2016) e presença de macrófitas (Mishra et al., 2011). Isso ocorre porque suas larvas se enterram em substratos de areia, lama (McPeck, 2008), uma combinação de folhas, detritos de plantas e substrato de lama (García-García et al., 2016). Nesse sentido, entre os meses de outubro e novembro, foram observadas grandes quantidades de espécies de macrófitas nas localidades do FS, o que poderia explicar a presença das duas famílias nesse ambiente.

Por outro lado, as famílias Caenidae, Leptophlebiidae, Libellulidae, Cordullidae, Ceratopogonidae, Tipulidae, Culicidae, Noteridae, Belostomatidae e Chironomidae foram encontradas em ambos os ambientes, mostrando uma distribuição mais ampla. Uma importante dominância da família Chironomidae foi observada em ambos os ambientes, o que está de acordo com autores que avaliaram ambientes com influências antropogênicas

(Barbosa et al., 2022; Dariva, 2021). Os quironomídeos desempenham papéis importantes na decomposição da matéria orgânica (Callisto et al., 2007), principalmente como raspadores de detritos foliares, consumidores de matéria orgânica particulada fina (Callisto e Graça, 2013) e transferindo energia e nutrientes para invertebrados (Serra et al., 2016). Barbosa et al. (2022) analisaram ambientes florestados e não-florestados nas estações seca e cheia no sudoeste da Amazônia (Acre, Brasil), encontrando uma maior abundância de indivíduos das famílias Chironomidae e Culicidae em ambos os ambientes nas duas estações. Dariva (2021) avaliou a dinâmica da qualidade da água do rio das Santas (Paraná, Brasil) utilizando macroinvertebrados aquáticos como bioindicadores, incluindo o uso da terra e a influência urbana, relatando maior número de indivíduos da família Chironomidae em todos os tipos de uso da terra avaliados. Nesse sentido, a família Chironomidae é considerada a mais amplamente distribuída, diversificada e abundante entre os do grupo de insetos aquáticos (Kranzfelder e Ferrington, 2016). Embora alguns estudos indiquem sua importância como bioindicador de poluição em ecossistemas aquáticos, muitas espécies da família podem ser tolerantes ou sensíveis a distúrbios ambientais (Molineri et al., 2020). Portanto, neste estudo, não relacionamos sua presença a nenhum distúrbio ambiental observado, pois para avaliar essa possibilidade, seria necessária a identificação dos indivíduos até o nível taxonômico de espécie.

De acordo com o número de famílias registradas, foram observados valores mais altos na AN nos meses de outubro e novembro do que na FS. Uma possível explicação para esse fenômeno está relacionada à disponibilidade e à quantidade de tipos de substratos presentes na AN (Tabela 1), tornando-a um ambiente mais heterogêneo que a FS. Isso facilitaria uma maior segregação do uso dos recursos ambientais disponíveis e a coexistência de um número maior de espécies (Jankowski et al., 2009, Houston, 1994). Além disso, isso está de acordo com Santos (2019), indicando que, a diversificação de substrato propicia a colonização dos organismos bentônicos, pois eles disponibilizam abrigo, proteção e local para nidificação ao longo parte ou todo seu ciclo de vida.

A diversificação e o arranjo dos macrohabitats também permitiram a criação de ambientes mais diversos. De acordo com Silva de Jesus (2008), em seu estudo sobre a distribuição espaço-temporal de macroinvertebrados aquáticos no ambiente do rio Xingu, ele

conclui que as condições de qualidade de um ambiente aquático e a disponibilidade de microhabitats favorecem uma maior diversificação dos grupos de macroinvertebrados. Isso pode explicar os altos valores de diversidade (índice de Margalef) registrados na AN, pois foram observadas quantidades maiores de microhábitats do que na FS.

- Relação com variáveis ambientais

Os resultados do TITAN indicaram as associações uma família de inseto aquático sensível às variáveis ambientais. O TITAN mostrou que Hydropsychidae associado à CE e ao TDS aumenta suas ocorrências em concentração 48,5 $\mu\text{S}/\text{cm}$ e 0,03 g/L de CE e TDS, respectivamente. Esses valores podem estar relacionados à função alimentar dos Hydropsychidae, que está associada à alimentação de pequenas partículas de matéria orgânica depositadas nos rios (Silva Pereira et al. 2021). Por outro lado, a família Hydropsychidae é composta por gêneros que transitam em um gradiente indo de muito sensíveis a tolerantes a depender da variável ambiental (Ficsor e Csabal, 2021). Portanto, com as informações obtidas, não podemos concluir qualquer relação entre o táxon e as variáveis avaliadas.

A análise RDA mostrou fortes relações entre a composição da família e as variáveis CE, TDS e PO_4 . Foi encontrada uma forte relação entre a distribuição de Gomphidae e as concentrações de PO_4 . Nesse sentido, Acquah-Lamptey (2013) indica que a família Gomphidae é conhecida por sua tolerância a poluentes. Isso foi demonstrado em alguns estudos relacionados à tolerância a variáveis ambientais das famílias de Odonata. Buczynski et al. (2017) analisaram a presença de larvas de Odonata na construção de quebra-mares no Rio Oder (Polônia), mostrando fortes correlações entre espécies da família Gomphidae e concentrações de nitrato. Além disso, os resultados obtidos se assemelham aos encontrados por Akindele e Liadi (2014), que avaliaram as respostas dos parâmetros ambientais em macroinvertebrados de um rio tropical no sudoeste da Nigéria, encontrando correlações positivas entre PO_4 e Gomphidae.

A RDA também mostrou fortes relações entre a distribuição da família Coenagrionidae e o OD. Estudos como o de Da Cunha et al. (2013) também evidenciaram o OD como a

principal variável ambiental relacionada à distribuição espacial da família Coenagrionidae no rio Uruapiara (Amazônia, Brasil). Isso se deve ao sistema de respiração das espécies dessa família e de outras da subordem Zygoptera, que ocorre por meio de movimentos retais que impulsionam a água em direção a um epitélio abundantemente irrigado (Corbet, 1999). Além disso, a família Caenidae também foi encontrada associada à variável OD. Esses resultados diferem dos encontrados por Villela (2020) nos rios do Baixo Iguaçu (Paraná, Brasil). Seu estudo avaliou as comunidades de macroinvertebrados bentônicos em riachos localizados em áreas urbanas, rurais e minimamente impactadas, encontrando uma associação entre as espécies da família Caenidae e as concentrações de ortofosfato. Por outro lado, os autores Biasi et al. (2008), Budin et al. (2008) e McCafferty (1983) indicam que a abundância e a sobrevivência de famílias de Ephemeroptera, como Caenidae, são apoiadas pelo OD existente nos riachos, o que gera um aumento de espécies em corpos d'água com altas concentrações de OD.

7 CONCLUSÃO

A pesar dos resultados obtidos mostrarem que os valores de riqueza e diversidade foram maiores nos riachos urbanos que nos rios da floresta secundária, este estudo aponta para que a diversidade de microhabitats possa compensar os impactos gerais de urbanização sobre o habitat. Isso gera esperança de manter a biodiversidade aquática em face da urbanização, conservando a qualidade da água e os microhabitats naturais.

Os dados obtidos no presente estudo mostraram um número maior de famílias de insetos aquáticos na área urbana do que na área de floresta secundária, e isso pode ser devido a uma maior diversificação dos microhabitats. Essa diversificação gerou um ambiente com maior heterogeneidade, que permitiu a sobrevivência de espécies com diferentes exigências ecofisiológicas.

Foi obtido um número maior de indivíduos de insetos aquáticos na área de forte pressão antrópica do que na área de floresta secundária. Isso foi atribuído à influência de distúrbios ambientais, que resultaram em uma redução de táxons sensíveis e um aumento de táxons tolerantes no ambiente de forte pressão antrópica.

De acordo com os níveis de perturbação ambiental, tanto o ambiente urbano quanto o de floresta secundária foram classificados como ambientes “alterados”.

As variáveis ambientais que influenciaram a variação na composição dos grupos de insetos aquáticos foram a condutividade elétrica, os sólidos totais dissolvidos, o fosfato e o oxigênio dissolvido. Além disso, algumas famílias de espécies responderam significativamente a essas variáveis. Foram evidentes as fortes relações entre a distribuição da família Gomphidae e as concentrações de fosfato; Corduliidae com a condutividade elétrica e os sólidos totais dissolvidos; e Coenagrionidae e Caenidae responderam positivamente às concentrações de oxigênio dissolvido.

8 REFERÊNCIAS

- Acquah-Lampitey, D.; Kyerematen, R.; Owusu, E. O. Using odonates as markers of the environmental health of water and its land related ecotone. **Int. J. Biodivers. Conserv.**, v. 5, n. 11, p. 761-769, nov. 2013.
- Alves, J. E. D. Demografia ecológica: população e desenvolvimento numa perspectiva ecocêntrica. **Rev. Esp.**, v. 7, n. 1, p. 36-45, 2018.
- Akindele, E. O.; Liadi, A. A. Diversity and response of benthic macroinvertebrates to natural and induced environmental stresses in Aiba stream, Iwo, southwestern Nigeria. **West African Journal of Applied Ecology**, v. 22, n. 1, p. 101-111, 2014.
- AghaKouchak, A.; Mirchi, A.; Madani, K.; Di Baldassarre, G.; Nazemi, A.; Alborzi, A.; Anjileli, H.; Azarderakhsh, M.; Chiang, F.; Hassanzadeh, E.; Huning, L.; Mallakpour, I.; Martinez, A.; Mazdiyasni, O.; Moftakhari, H.; Norouzi, H.; Sadegh, M.; Sadeqi, D.; Van Loon, A.; Wanders, N. Anthropogenic Drought: Definition, Challenges, and Opportunities. **Reviews of Geophysics**, n. 59, p. 1-23, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1029/2019RG000683>
- Azevedo-Santos, V. M.; Frederico, R.; Fagundes, C.; Pompeu, P.; Pelicice, F.; Padial, A.; Nogueira, M.; Fearnside, P.; Lima, L.; Daga, V.; Oliveira, F.; Vitule, J.; Callisto, M.; Agostinho, A.; Esteves, F.; Lima-Junior, D.; Magalhães, A.; Sabino, J.; Mormul, R.; Grasel, D.; Zuanon, J.; Vilella, F.; Henry, R. Protected areas: A focus on Brazilian freshwater biodiversity. **Diversity and Distributions**, n. 25, p. 442-448, 2019. DOI: 10.1111/ddi.12871
- Barbosa, H. M.; Ferreira, H. L.; Virgilio, L. R. Insetos aquáticos bentônicos em ambientes florestados e não florestados em rios do Vale do Juruá. **Biotemas**, v. 35, n. 4, p. 1-13, dez. 2022.
- Biasi, C.; Milesi, S.; Restello, R.; Hepp, L. Ocorrência e distribuição de insetos aquáticos (Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera) em riachos de Erechim/RS. **PERSPECTIVA**, v. 32, n. 117, p. 117-180, mar. 2008.

Bispo, P.; Oliveira, L. Diversity and structure of Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera (Insecta) assemblages from riffles in mountain streams of Central Brazil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 24, n. 2, p. 283-293., 2007.

Borcard, D.; Gillet, F.; Legendre, P. **Numerical Ecology with R**. Nova York: Editora Springer, 2011. Disponível em: DOI 10.1007/978-1-4419-7976-6. Acesso em: 10 out. 2024.

Brasil, L.; Lima, E.; Spigoloni, Z.; Ribeiro-Brasil, D.; Juen, L. The habitat integrity index and aquatic insect communities in tropical streams: A meta-analysis. **Ecological Indicators**, n. 116, p. 1-7, mai. 2020.

Braun, A.; Auerswald, K.; Geist, J. Drivers and spatiotemporal extent of hyporheic patch variation: implications for sampling. **PLoS ONE**, v. 7, n. 7, p. 7-10, jul. 2012.

Brito, J. P.; Carvalho, F. G.. Juen, L. Response of the Zygopteran community (Odonata: Insecta) to change in environmental integrity driven by urbanization in Eastern Amazonian streams. **Ecologies**, v. 2, n. 1, p. 150-163, 2021.

Buczynski, P.; Szlauer-Lukaszewska, A.; Tónczyk, G.; Buczynska, E. Groynes: a fator modifying the occurrence of dragonfly larvae (Odonata) on a large lowland river. **Marine and Freshwater Research**, n. 68, p. 1653-1663, fev. 2017.

Bueno, A. P.; Bond-Buckup, G.; Ferreira, B. D. P. Estrutura da comunidade de invertebrados bentônicos em dois cursos d'água do Rio Grande do Sul, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 20, n. 1, p. 115-125, mar. 2003.

Bullock, E.; Woodcock, C.; Souza Jr., C.; Olofsson, P. Satellite-based estimate reveal widespread forest degradation in the Amazon. **Global Change Biology**, v. 26, n. 5, p. 2956-2969, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1111/gcb.15029>

Callisto, M.; Graça, M. The quality and availability of fine particulate organic matter for collector species in headwater streams. **International Review of Hidrobiology**, n. 98, p. 132-140, fev. 2013.

Castillo, M.; Barba-Álvarez, R.; Mayorga, A. Riqueza y diversidad de insectos acuáticos en la cuenca del río Usumacinta en México. **Revista Mexicana de Biodiversidad**, n. 89, p. 45-64, nov. 2017.

Copernicus. 2023 is the hottest year on record, with global temperatures close to the 1.5°C limit. **Copernicus**, 9 de jan. de 2024. Disponível em: < <https://climate.copernicus.eu/copernicus-2023-hottest-year-record>>. Acesso em: 30 de nov. de 2024.

Corbet, P. S. Dragonflies: Behavior and ecology. Cornell University Press (ed.), New York. 1999.

Costa, F.; Soares, D. Bacia hidrográfica do Rio Caeté (Pará/Brasil): cobertura e usos da terra e principais problemas ambientais. In: Silva C. N. *et al.* **Uso dos Recursos Naturais da Amazônia Paraense**. Belém: Editora GAPTA/UFPa, 2021, cap. 12, p. 265-299.

Cummins, K.; Wilzbach, M.A; Gates, D.M.; Perry, J. B.; Taliaferro, W. B. Shredders and riparian vegetation. **BioScience**, n. 39, p. 24-30, jan. 1989.

Da Cunha, R., Fula, J., Dos Santos, L. Influências das características físicas da água na distribuição espacial das larvas de Odonata associadas à *Eichornia crassipes* (Mart.) Solms no Rio Uruapiara, afluente do Rio Madeira/AM. **Estud. Biol.**, v. 36, n. 86, p. 36-42, jan-jun 2014.

Dariva, C. **Influência do uso e ocupação da terra sobre os macroinvertebrados aquáticos e a qualidade da água na bacia hidrográfica do rio Das Antas, Irati-PR**. 2021. 73p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Sanitária e Ambiental) – Área de concentração Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Universidade Estadual do Centro-Oeste, Irati, 2021.

Dos Santos, C.; Simeone, D.; Beasley, C. R. Lower diversity in benthic macrofaunal assemblages associated with increasing riparian deforestation in first-order lowland tropical streams. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, p. 1-15, fev. 2024.

Dos Reis Oliveira, P. C.; Kraak, M. H. S.; Pena-Ortiz, M., Van der Geest, H. G.; Verdonchot, P. F. M. Responses of macroinvertebrate communities to land use specific sediment food and habitat characteristics in lowland streams. **Science of the Total Environment**, n. 703, p. 135060, nov. 2019.

Dudgeon, D. The impacts of human disturbance on stream benthic invertebrates and their drift in North Sulawesi, Indonesia. **Freshw. Biol.**, n. 51, p. 1710-1729, 2006.

Faria, A. P.; Paiva, C. K.; Calvão, L. B.; Cruz, G. M.; Juen, L. Response of aquatic insects to an environmental gradient in Amazonian streams. **Environ. Monit. Assess.**, v. 193, n. 763, p. 1-12, nov. 2021.

Ficsór, M.; Csabai, Z. Longitudinal zonation of larval Hydropsyche (Trichoptera: Hydropsychidae): abiotic environmental factors and biotic interactions behind the downstream sequence of Central European species. **Hidrobiologia**, n. 848, p. 3371-3388, mai. 2021.

Garcia, T. **Influência da paisagem em ecossistema de riacho da Amazônia oriental**. 2019, 83p. Tese (Doutorado em Ecologia aquática e pesca). Universidade Federal do Pará, 2019.

García-García, P. L.; Vásquez, G.; Novelo-Gutiérrez, R.; Favila, M. E. Effects of land use on larval Odonata assemblages in cloud forest streams in central Veracruz, Mexico. **Hydrobiologia**, jun. 2016. DOI: 10.1007/s10750-016-2900-x

Giehl, N. F. S.; Brasil, L. S.; Dias-Silva, K.; Nogueira, D. S.; Cabette, H. S. R. Environmental Thresholds of Nepomorpha in Cerrado Streams, Brazilian Savannah. **Neotrop Entomol.**, n. 48, p. 186-16, sep. 2019.

Guimarães, D.; Pereira, L., Monteiro, M.; Gorayeb, A.; da Costa, R. M. Effects of urban development on the Cereja river and Caeté estuary (Amazon Coast, Brasil). **Journal of Coastal Research**, Fort Lauderdale, n. 56, p. 1219 -1223, jan. 2009.

Hamada, N.; Nessimian, J. L.; Querino, R. B. Insetos aquáticos na Amazônia brasileira: taxonomia, biologia e ecologia. INPA (ed.), Manaus, 2014.

Hellawell, J. M. **Biological indicators of freshwater pollution and environmental management**. Melanby, K. (ed.), London, 546p. 1986.

Hickman. Contribution to the Biology of the Haliplidae (Coleoptera). **Annals Entomological Society of America**, v. XXIV, 1931.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Divisão regional do Brasil em regiões geográficas imediatas e regiões geográficas intermediárias**. Coordenação de Geografia – Rio de Janeiro: IBGE, 2021.

Instituto Mexicano de Tecnología del Agua (Mexico). **Peligro, vulnerabilidad y riesgo por sequía en el contexto del cambio climático en México**. Jiutepec: [s.n.], 2018.

Instituto Nacional de Meteorologia (Brasil). Banco de dados Meteorológicos do INMET. Disponível em: <https://bdmep.inmet.gov.br/#>. Acesso em: 30 de nov. de 2024.

Intergovernmental Panel on Climate Change (Suécia). **Climate Change 2023 Synthesis Report**. Geneva: Contribution of Working Groups I, II and III to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel of Climate Change, 2023.

Jansen, A., Robertson, A. I. Relationships between livestock management and the ecological condition of riparian habitats along an Australian floodplain river. **J. Appl. Ecol.**, n. 38, p. 63-75, 2001.

Kauffman, P. R, Levine, P., Robison, E. G., Seeliger, C., Peck, D. V. Quantifying Physical Habitat in Wadeable Streams. EPA/620/R-99/003. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. 1999.

King, S. R.; Baker, E. M. Considerations for analyzing ecological community thresholds in response to anthropogenic environmental gradients. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 29, n. 3, p. 998-1008, jun. 2010.

King, S. R.; Baker, E. M. Use, misuse, and limitations of Threshold Indicator Taxa Analysis (TITAN) for natural resource management. **Application of Threshold Concepts in Natural Resource Decision Making**. G. Guntenspergen (ed.), 2014, cap. 11, p. 231-252. Disponível em: DOI: 10.1007/978-1-4899-8041-0_11. Acesso em: 10 out. 2024.

Kleine, P.; Trivinho-Strixino, S.; Corbi, J. J. Relationship between banana plant cultivation and stream macroinvertebrate communities. *Acta Limnologica Brasiliensia*, v. 23, n.4, p. 344-352, 2011.

Kranzfelder, P.; Ferrington, J. L. C. Temporal and spatial variability of Chironomidae (Insecta: Diptera) species emergence in a Neotropical estuary. **Freshwater Science**, v. 35, n. 2, p. 631-643, 2016.

Lancaster, J.; Downes, B. Aquatic Entomology. 1. ed. Oxford: Oxford University Press, 2013. Disponível em: < <https://goo.su/9czWwW>>. Acesso em: 3 de fevereiro de 2025

Leal, C.; Lennox, G.; Ferraz, S.; Ferreira, J.; Gardner, T.; Thomson, J.; Berenguer, E.; Lees, A.; Hugues, R.; MacNally, R.; Aragão, L.; Brito, J.; Castello, L.; Garret, R.; Hamada, N.; Juen, J.; Leitão, R.; Louzada, J.; Morello, T.; Moura, N.; Nessimian, J.; Oliveira-Junior, J.; Oliveira, V.; Oliveira, V.; Parry, L.; Pompeu, P.; Solar, R.; Zuanon, J.; Barlow, J. Integrated terrestrial-freshwater planning doubles conservation of tropical aquatic species. **Science**, n. 370, p. 117-121, out. 2020.

Martins, R.; Couceiro, S.; Melo, A.; Moreira, M.; Hamada, N. Effects of urbanization on stream benthic invertebrate communities in Central Amazon. **Ecological Indicators**, n. 73, p. 480-491, out. 2016.

Marmontel, C. V. F.; Lucas-Borja, M. E.; Rodrigues, V. A.; Zema, D. A. Effects of land use and sampling distance on water quality in tropical headwater springs (Pimenta creek, São Paulo State, Brazil). **Science of the Total Environment**, n. 622-623, p. 690-701, dez. 2017.

McCafferty, W. P. Aquatic Entomology the Fishermen's and Ecologists Illustrated Guide to Insects and Their Relatives. Jones and Bartlett Publishers, Inc. Boston, Portola, Valley, 1983.

Miguel, T. B.; Oliveira-Junior, J. M.; Ligeiro, R.; Juen, L. Odonata (Insecta) as a tool for the biomonitoring of environmental quality. **Ecological indicators**, n. 81, p. 555-566, mar. 2017.

Mehlig *et al.* Documento de implementação do Jardim Botânico de Bragança, 2021.

Mirshra, A.; Nautiyal, P. Factors governing longitudinal variation in benthic macroinvertebrate fauna of a small Vindhyan river in Central Highlands ecoregion (central India). **Tropical Ecology**, v. 52, n. 1, p. 103-112, 2011.

Mesa, L. M. Influence of riparian quality on macroinvertebrate assemblages in subtropical mountain streams. **Journal of Natural History**, 2014. DOI: 10.1080/00222933.2013.861937

MMA; ANA. 2007. GEO Brasil: recursos hídricos. GEO Brasil Série Temática. Ministério do Meio Ambiente; Agência Nacional de Águas; Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente, Brasília, 60p.

Monteiro, L. G. S. **Diversidade do habitat ripário e de macroinvertebrados bentônicos associadas ao longo de um gradiente de urbanização no Rio Cereja, Pará, Brasil**. 2022. 73 p. Dissertação (Mestrado em Biologia Ambiental) – Área de Ecologia e socioambiental, Universidade Federal do Pará, Bragança, 2022.

Monteiro do Amaral, P. H.; Souza da Silveira, L.; Rosa, B. F.; Campos de Oliveira, V.; Alves, R. Influence of Habitat and Land Use on the Assemblages of Ephemeroptera, Plecoptera, and Trichoptera in Neotropical Streams. **Journal of Insect Science**, v. 15, n.1, p. 60. 2015.

Morse, J. Biodiversity of Aquatic Insects. In: Footit, R.; Adler, P. (Ed.). *Insect Biodiversity: Science and Society*. 2. ed. South Carolina. 2017. p. 203-227

Nascimento, B.; Gomes, D.; Costa, G.; Araújo, S. S.; dos Santos, L. C.; Oliveira, J. D. Comportamento e avaliação de metais potencialmente tóxicos (Cu (II), Cr (III), Pb (II) e Fe (III)) em águas superficiais dos Riachos Capivara e Bacuri Imperatriz-MA, Brasil. **Eng. Sanit. Ambient.**, v. 20, n. 3, p. 369-378, jul/set. 2015.

Nessimian, J. L. *et al.* Land use, habitat integrity and aquatic insect assemblages in Central Amazonian streams. **Hydrobiologia**, Londres, v. 614, n. 1, p. 117, 2018.

Nogueira, D.; Cabette, H.; Juen, L. Estrutura e composição da comunidade de Trichoptera (Insecta) de rios e áreas alagadas da bacia do rio Suiá-Miçu, Mato Grosso, Brasil. **Iheringia, Série Zoologia**, v. 101, n. 3, set. 2011.

Nunes, C. A.; Berenguer, E.; França, F.; Ferreira, J.; Lees, A.; Louzada, J.; Sayer, E.; Solar, R.; Smith, C.; Aragão, L.; Braga, D.; Camargo, P.; Cerri, C.; Oliveira Jr., R.; Durigan, M.; Moura, N.; Oliveira, V.; Ribas, C.; Vaz-de-Mello, F.; Vieira, I.; Zanetti, R.; Barlow, J. Linking land-use and land-cover transitions to their ecological impact in the Amazon. **PNAS**, v. 19, n. 27, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1073/pnas.2202310119>

Oliveira-Junior, J. M.; Juen, L. Structuring of dragonfly communities (Insecta: Odonata) in eastern Amazon: effects of environmental and spatial factors in preserved and altered streams. **Insects**, v. 10, n. 322, p. 1-18, set. 2019.

Oliveira-Junior, J. M.; Shimano, Y.; Gardner, T. A.; Hughes, R. M.; Júnior, P.; Juen, L. Neotropical dragonflies (Insecta: Odonata) as indicators of ecological condition of small streams in the eastern Amazon. **Austral Ecology**, n. 40, p. 733-744, fev. 2015.

Olives, A. C.; Meiguins de Lima, A. M.; Francisco do Vale, F.; Pimentel, M. A. Amazônia Oriental e Andina segundo o “barômetro da sustentabilidade”: Esmeraldas (Equador) e Bragança (Brasil). **Revista Brasileira de Desenvolvimento Regional**, v. 8, n. 3, p. 33-62, ago. 2020.

Pardo, I.; García, L. Water abstraction in small lowland streams: Unforeseen hypoxia and anoxia effects. **Science of the Total Environment**, n. 568, p. 226-235, jun. 2016.

Pereira, P.; Souza, N.; Baptista, D. F.; Ribeiro-Alves, M.; Santos, H. L.; Buss, D. Functional feeding group composition and attributes: evaluation of freshwater ecosystems in Atlantic Forest, Brazil. **Biota Neotropica**, v. 21, n. 2, p. 1-9, 2020.

Rafael, J. A.; Melo, G. A. R.; de Carvalho, C. J. B.; Casari, S. A.; Constantino, R. **Insetos do Brasil Diversidade e Taxonomia**. INPA (ed.), Manaus, 2024.

Santos, C. Influência da integridade do habitat e das variáveis ambientais sobre a comunidade de Odonata em igarapés florestados em Roraima. 2019. 50 p. Dissertação (Mestrado em Recursos Naturais) – Universidade Federal de Roraima, Boa Vista, 2019.

Santiago, L.; Beasley, C. R. Benthic macroinvertebrates associated with riparian habitat structural diversity in an eastern amazon stream urbanization gradient. *Revista Floresta e Ambiente*, v. 30, n. 3, p. 3-13, 2023.

Sarremejane, R.; Stubbington, R.; Dunbar, M. J.; Westwood, C. G.; England, J. Biological indices to characterize community responses to drying in streams with contrasting flow permanence regimes. **Ecological Indicators**, v. 107, n. 105620, 2019.

Serra S. R. Q.; Cobo, F.; Graça, M. A. S.; Dolédec, S. Synthesising the trait information of European Chironomidae (Insecta: Diptera): Towards a new database. **Ecol. Indic.**, n. 61, p. 282–292, set. 2015. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.09.028>

Shimano, Y.; Juen, L. How oil palm cultivation is affecting mayfly assemblages in Amazon streams. **Ann. Limnol – Int. J. Lim.**, n. 52, p. 35-45, jan. 2016.

Silva, L. F. R.; Castro, D. M. P.; Juen, L.; Callisto, M.; Hugues, R. M.; Hermes, M. G. Ecological thresholds of Odonata larvae to anthropogenic disturbances in neotropical savanna headwater streams. **Hydrobiologia**, n. 851, p. 313-326, dez. 2024.

Silva de Jesus, A. J. **Distribuição espaço-temporal de macroinvertebrados aquáticos do médio Rio Xingu, Altamira –PA**. 2008. 61 p. Dissertação (Mestrado em Ciência Animal) – Área de Produção Animal, Universidade Federal do Pará e Universidade Federal Rural da Amazônia, Belém, 2008.

Souza, C.; Shimbo, J.; Rosa, M.; Parente, L.; Alencar, A.; Rudorff, B.; Hasenack, H.; Matsumoto, M.; Ferreira, L.; Souza-Filho, P.; Oliveira, S.; Rocha, W.; Fonseca, A.; Marques, C.; Diniz, C.; Costa, D.; Monteiro, D.; Rosa, E.; Vélez-Martin, E.; Weber, E.; Lenti, F.; Paternost, F.; Pareyn, F.; Siqueira, J.; Viera, J.; Neto, L.; Saraiva, M.; Sales, M.; Salgado, M.; Vasconcelos, R.; Galano, S.; Mesquita, V.; Azevedo, T. Reconstructing three decades of land use and land cover changes in Brazilian biomes with landsat archive and earth engine. **Remote Sens.**, v. 12, n. 17, p. 2735, 2020. DOI: <https://doi.org/10.3390/rs12172735>

Souza, E.; Ferreira, D.; Guimarães, J. T.; Franco, V.; Azevedo, F. T.; Souza, P. Padrões climatológicos e tendências da precipitação nos regimes chuvoso da Amazônia oriental. **Revista Brasileira de Climatologia**, v. 21, p. 81-93, jul. /dez. 2017.

Souza, N.; Leal, J.; Tourinho, L.; Farjalla, V.; Rocha, D.; Vale, M. Bioindicator aquatic insects at risk from climate change in a biodiversity hotspot. **Science of the Total Environment**, n. 48, p. 174824, jun. 2024.

The British Academy. Wilcoxon test in SPSS (Practical), [202-?]. Disponível em: <<https://goo.su/tqMrQs>>. Acesso em: 2 de fevereiro de 2025.

Timoner, P.; Fasel, M.; Vaghefi, S.; Marle, P.; Castella, E.; Moser, F.; Lehmann, A. Impacts on climate change on aquatic insects in temperate alpine regions: Complementary modeling approaches applied to Swiss rivers. **Global Change Biology**, n. 27, p. 3565-3581, mar. 2021.

Townsend, C. R., Downes, B. J., Peacock, K., Arbuckle, C. J. Scale and the detection of land-use effects on morphology, vegetation and macroinvertebrate communities of grassland streams. **Freshw. Biol.**, n. 49, p. 448-462, 2004.

Van Loon, A. F. Hydrological drought explained. **WIREs Water**, n. 2, p. 359-392, jul-ago. 2015.

Vannote, R. L.; Minshall, G. W.; Cummins, K. W.; Sedell, J. R.; Cushing, C. E. The river continuum concept. **Canadian Journal of fisheries and aquatic sciences**, v. 37, n. 1, p. 130-137, 1980.

Verneaux, V., Verneaux, J., Schmitt, A.; Lovy, C.; Lambert, J. C. The Lake Biotic Index (LBI): an applied method for assessing the biological quality of lakes using macrobenthos; the Lake Châlain (French Jura) as an example. **Annales de Limnologie-International Journal of Limnology**, n. 40, p. 1-9, 2004.

Vieira, I. C. G.; Silva, J. M. C. D.; Toledo, P. M. D. Estratégias para evitar a perda de biodiversidade na Amazônia. **Estudos Avançados**, n. 19, p. 153-164, 2005.

Vilella, A. Efeito do uso do solo sobre o agrupamento trófico funcional da comunidade de macroinvertebrados em riachos na Bacia do Iguaçu. 2020. 39 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Área de concentração em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental. Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Campus Cascavel, Cascavel, 2020.

Wantzen, K. M., Wagner, R. Detritus processing by invertebrate shredders: a neotropical-temperate comparison. **J. North. Am. Benthol. Soc.**, n. 25, p. 216-232, 2006.

Yao, Y.; Fu, B.; Liu, Y.; Wang, S.; Zhan, T.; Wang, Y.; Gao, D. Evaluations of ecosystem resilience to drought based on drought intensity and recovery time. **Agricultural and forest meteorology**, n. 314, p. 10880, jan. 2022.

Yuan, X.; Wang, Y.; Ji, P.; Wu, P.; Sheffield, J.; Otkin, J. A global transition to flash droughts under climate change. **Science**, n. 380, p. 187-191, abr. 2023.

9 ANEXOS

Anexo 1. Tabela de dados brutos das variáveis ambientais nas três meses de estudo

	Outubro						Novembro						Dezembro					
Parâmetros	AN			FS			AN			FS			AN			FS		
	L1	L2	L3	L1	L2	L3	L1	L2	L3	L1	L2	L3	L1	L2	L3	L1	L2	L3
Temperatura da água (°C)	26.12	26.51	26.18	25.8	25.74	26.08	26.34	25.97	-	25.77	25.51	26.22	-	-	-	26.15	25.48	26.5
Condutividade Elétrica	51.0	50.0	58.0	18	26	20	50.0	47.0	-	18	23	20	-	-	-	17	18	19
pH	6.58	6.18	5.94	5.68	5.29	5.19	6.01	6.23	-	5.96	6.31	5.97	-	-	-	5.89	5.55	4.33
Oxigênio dissolvido	1.86	2.97	1.26	-0.05	1.99	3.51	2.15	1.92	-	2.31	0.07	0.000	-	-	-	0.06	0.07	2.39
TDS	0.032	0.031	0.037	0.012	0.017	0.013	0.032	0.030	-	0.012	0.015	0.013	-	-	-	0.011	0.012	0.012
ORP	89.6	83.5	83.6	122.9	114.4	125	-1.6	-6	-	9.9	-25.9	-1.5	-	-	-	114.3	140.5	97.3
Fosfato (mg/L)	0,25			2,0			1,0			2			-			0,25		
Nitrato (mg/L)	0,25			0,25			0,25			0,25			-			0		