



UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARÁ  
CAMPUS UNIVERSITÁRIO DE BRAGANÇA  
INSTITUTO DE ESTUDOS COSTEIROS  
FACULDADE DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS

MARIA ALANA REIS ALVES

**DIVERSIDADE ALFA E BETA DE MACROINVERTEBRADOS AQUÁTICOS DE  
MICROHABITATS DA BACIA DO CHUMUCUÍ, NORDESTE PARAENSE**

BRAGANÇA

2026

MARIA ALANA REIS ALVES

**DIVERSIDADE ALFA E BETA DE MACROINVERTEBRADOS AQUÁTICOS DE  
MICROHABITATS DA BACIA DO CHUMUCUÍ, NORDESTE PARAENSE**

Trabalho de Conclusão de curso apresentado para obtenção do grau de Licenciatura em Ciências Biológicas. Instituto de Estudos Costeiros da Universidade Federal do Pará, Campus de Bragança.

Orientador: Prof. Dr. Colin Robert Beasley

Coorientadora: MSc. Jaqueline da Conceição Souza Feitosa

BRAGANÇA

2026

MARIA ALANA REIS ALVES

**Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP) de acordo com ISBD  
Sistema de Bibliotecas da Universidade Federal do Pará  
Gerada automaticamente pelo módulo Ficat, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)**

---

- A474d Alves, Maria Alana Reis.  
Diversidade alfa e beta de macroinvertebrados aquáticos de microhabitats da bacia do Chumucuí, nordeste paraense / Maria Alana Reis Alves. — 2026.  
40 f. : il. color.
- Orientador(a): Prof. Dr. Colin Robert Beasley  
Coorientador(a): Prof<sup>a</sup>. MSc. Jaqueline da Conceição Souza Feitosa  
Trabalho de Curso (Graduação) - Universidade Federal do Pará, Campus Universitário de Bragança, Faculdade de Ciências Biológicas, Bragança, 2026.
1. Riachos tropicais. 2. macrofauna bentônica. 3. heterogeneidade ambiental. 4. integridade do habitat. 5. índice de Bray-Curtis. I. Título.

CDD 577.60981

---

**DIVERSIDADE ALFA E BETA DE MACROINVERTEBRADOS AQUÁTICOS DE  
MICROHABITATS DA BACIA DO CHUMUCUÍ, NORDESTE PARAENSE**

Trabalho de Conclusão de Curso, apresentado como requisito parcial para obtenção do grau de Licenciatura em Ciências Biológicas. Instituto de Estudos Costeiros da Universidade Federal do Pará, Campus de Bragança.

Data de aprovação: 27/02/2026

Banca Examinadora:

---

Prof. Dr. Colin Robert Beasley (Orientador)

Universidade Federal do Pará – UFPA

---

Jaqueline da Conceição Souza Feitosa (Coorientadora)

Mestre em Biologia Ambiental – UFPA

---

Prof. Dr. Benedito Mendes Nunes (Titular)

Universidade Federal do Pará – UFPA

---

Profa. Dra. Cláudia Cristina Monteiro Castelo Branco Xavier (Titular)

Universidade Federal do Pará – UFPA

## Sumário

1. INTRODUÇÃO.....	9
2. OBJETIVO GERAL.....	11
2.1 OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	11
3. METODOLOGIA.....	12
3.1 ÁREA DE ESTUDO.....	12
3.2 AMOSTRAGEM.....	13
3.3. PROCEDIMENTOS EM LABORATÓRIO.....	14
3.3.1. TRIAGEM E IDENTIFICAÇÃO DOS MACROINVERTEBRADOS.....	14
3.3.2. GRANULOMETRIA E MATÉRIA ORGÂNICA SECA.....	14
3.3.3. ANÁLISES ESTATÍSTICAS.....	15
4. RESULTADOS.....	17
4.1. DADOS DESCRITIVOS.....	17
4.2. PADRÕES GERAIS DE DIVERSIDADE ALFA POR HABITAT.....	17
4.2.1. RIQUEZA DA FAUNA.....	17
4.2.2. ABUNDÂNCIA DA FAUNA.....	18
4.2.3. ÍNDICES DE DIVERSIDADE BASEADOS EM RIQUEZA.....	19
4.3. ESTRUTURA MULTIVARIADA DA ASSEMBLEIA.....	21
4.3.1. ORDENAÇÃO DA ASSEMBLEIA POR VARIÁVEIS AMBIENTAIS.....	21
4.4. DIVERSIDADE BETA ENTRE MICROHABITATS.....	23
4.4.1. DIVERSIDADE BETA POR PRESENÇA/AUSÊNCIA (ÍNDICE DE SORENSEN).....	23
4.4.2. DIVERSIDADE BETA BASEADA EM ABUNDÂNCIA (ÍNDICE DE BRAY–CURTIS).....	25
4.5. TÁXONS INDICADORES DE MICROHABITATS.....	27
4.6. ASSOCIAÇÃO ENTRE O HII E A DIVERSIDADE DE MACROINVERTEBRADOS AQUÁTICOS.....	27
5. DISCUSSÃO.....	30
5.1. ESTRUTURA GERAL DA ASSEMBLEIA DE MACROINVERTEBRADOS E SUA DIVERSIDADE.....	30

5.2. ESTRUTURA DA ASSEMBLEIA DE MACROINVERTEBRADOS E VARIÁVEIS AMBIENTAIS.....	31
5.3. DIVERSIDADE BETA E HETEROGENEIDADE ENTRE MICROHABITATS.....	31
5.4. TÁXONS INDICADORES E IDENTIDADE ECOLÓGICA DOS MICROHABITATS .....	32
5.5. ASSOCIAÇÃO ENTRE O HII E A DIVERSIDADE DE MACROINVERTEBRADOS AQUÁTICOS.....	32
6. CONCLUSÃO.....	33
REFERÊNCIAS.....	35
APÊNDICE 1.....	38

## **AGRADECIMENTOS**

Agradeço, primeiramente, a Deus pela oportunidade e por me capacitar para finalizar esse trabalho. Agradeço à Universidade Federal do Pará (UFPA) e aos docentes do curso de Ciências Biológicas, que contribuíram de forma essencial para a minha formação acadêmica e científica, proporcionando conhecimentos, experiências e reflexões fundamentais ao longo da graduação. Ao Instituto de Estudos Costeiros (IECOS), deixo meu agradecimento pelo suporte institucional e pelo ambiente acadêmico acolhedor.

Agradeço ao meu orientador, Prof. Dr. Colin Robert Beasley, pela orientação responsável e criteriosa, pela confiança depositada em mim e pelas contribuições científicas ao longo do desenvolvimento deste trabalho. Sua experiência, postura ética e olhar crítico foram fundamentais para o amadurecimento da pesquisa e para o meu crescimento acadêmico.

À minha coorientadora, MSc. Jaqueline Feitosa, expresso minha profunda e sincera gratidão. Sem seu apoio e ajuda este trabalho não teria sido concluído. Agradeço imensamente pela paciência, pela disponibilidade, pela generosidade em compartilhar conhecimentos e por acreditar em mim nos momentos em que eu mesma duvidei.

Agradeço ao laboratório de conservação da biodiversidade e das águas, laboratório no qual desenvolvi todo meu trabalho, obrigada Vinícius, por ter me apresentado o laboratório e possibilitado meus primeiros contatos com esse ambiente, contribuindo de forma importante para o início da minha trajetória na pesquisa.

À minha mãe, Ruteia, e ao meu pai, Celso, deixo meu agradecimento mais especial. Vocês são meus pilares. Sem o apoio emocional, financeiro e o incentivo constante, eu não teria conseguido chegar até aqui. Cada conquista minha carrega o amor, o esforço e a confiança de vocês, essa conquista é nossa.

À minha irmã, Amanda, que também trilha o caminho da Biologia, agradeço por estar sempre ao meu lado, oferecendo apoio diário, escuta e parceria. Obrigada por me ajudar nos meus trabalhos, pelas trocas acadêmicas e por ser minha melhor amiga e confidente, compartilhando comigo os desafios e as conquistas dessa trajetória.

Ao meu namorado, Christian, agradeço pelo companheirismo, pelo apoio constante e pela ajuda nos trabalhos acadêmicos, sua paciência e incentivo foram fundamentais.

Ao meu grupo de amigas, Karla, Kayla, Maria Joice, Josimeire e Jackeline agradeço pela parceria, pelo apoio acadêmico e emocional e pelo incentivo ao longo da graduação, fundamentais para superar desafios e concluir este trabalho, vocês tornaram tudo mais leve e a toda turma de biologia 2021, citar todos é um pouco difícil, mas cada um tem um lugar especial em mim, obrigada por fazerem parte da minha história.

Agradeço a todas as pessoas que contribuíram, direta ou indiretamente, para a minha formação acadêmica e para a realização deste trabalho. Por fim, deixo um agradecimento especial aos pequenos macroinvertebrados aquáticos, que tornaram este estudo possível, e a mim mesma, pois em muitos momentos achei que não fosse conseguir. Obrigada a todos!!!

## RESUMO

Os riachos tropicais apresentam elevada heterogeneidade ambiental, expressa pela diversidade de microhabitats que estruturam as comunidades aquáticas e regulam processos ecológicos fundamentais, como a ciclagem de macronutrientes e o fluxo de energia. Entre os organismos associados a esses ambientes, os macroinvertebrados aquáticos desempenham papel central na decomposição da matéria orgânica, na transferência de energia entre os níveis tróficos e na manutenção do funcionamento dos ecossistemas lóticos, além de serem amplamente utilizados como bioindicadores das condições ambientais. Nesse contexto, o presente estudo teve como objetivo avaliar a diversidade alfa e beta, a estrutura da assembleia de macroinvertebrados aquáticos e sua relação com variáveis ambientais e com o Índice de Integridade do Habitat (HII) em diferentes microhabitats de riachos da microbacia do rio Chumucuí, no nordeste do estado do Pará. O estudo foi realizado em nove riachos, sendo oito de primeira ordem e um de segunda ordem, nos quais foram amostrados cinco tipos de microhabitats: folhiço depositado no leito, corredeiras, áreas de areia e cascalho, raízes e remansos. A amostragem ocorreu no período seco de 2023, utilizando um amostrador do tipo Surber. Foram analisados índices de diversidade alfa da fauna e modelagem destas respostas com HII, diversidade beta baseada em presença/ausência e abundância, análise de redundância (RDA) e identificação de táxons indicadores. Foram registrados 6.616 indivíduos distribuídos em 74 táxons de macroinvertebrados aquáticos. Os resultados indicaram variações na diversidade alfa entre os microhabitats, com menores valores de riqueza e abundância associados ao microhabitat areia e cascalho, este caracterizado por maior dominância de poucos táxons. A diversidade beta apresentou valores indicando heterogeneidade baixa a moderadamente elevada, sendo predominantemente explicada pela substituição de táxons entre os microhabitats. A RDA revelou que variáveis ambientais relacionadas ao substrato e à matéria orgânica e à cobertura de dossel (oxigênio e temperatura) influenciam a estrutura da assembleia de macroinvertebrados de forma gradual, sem formação de agrupamentos bem definidos. O HII apresentou relação positiva com a diversidade de macroinvertebrados em microhabitats estruturalmente mais complexos. A identificação de táxons indicadores reforçou a importância de microhabitats específicos para a manutenção da diversidade regional. Os resultados evidenciam que a heterogeneidade de microhabitats e a integridade ambiental são determinantes para a estruturação das assembléias de macroinvertebrados aquáticos e para a manutenção dos processos ecológicos em riachos tropicais.

Palavras-chave: Macrofauna bentônica; riqueza; abundância; índice de Bray-Curtis; heterogeneidade ambiental; integridade do habitat; riachos tropicais.

## ABSTRACT

Tropical streams are highly environmentally heterogeneous, as reflected in the diversity of microhabitats that structure aquatic communities and regulate fundamental ecological processes, such as macronutrient cycling and energy flow. Among the organisms associated with these environments, aquatic macroinvertebrates play a central role in the decomposition of organic matter, energy transfer between trophic levels, and the maintenance of lotic ecosystem functioning, in addition to being widely used as bioindicators of environmental conditions. In this context, the present study aimed to evaluate the alpha and beta diversity, the structure of the aquatic macroinvertebrate community, and its relationship with environmental variables and the Habitat Integrity Index (HII) in different microhabitats of streams in the Chumucú River microbasin, in the northeast of the state of Pará. The study was conducted in nine streams, eight of which were first-order and one second-order, in which five types of microhabitats were sampled: leaf litter deposited on the bed, rapids, sand and gravel areas, roots, and backwaters. Sampling took place during the dry season of 2023, using a Surber sampler. Alpha diversity indices of fauna were analyzed and modeled using HII, beta diversity based on presence/absence and abundance, redundancy analysis (RDA), and identification of indicator taxa. A total of 6,616 individuals distributed across 74 taxa of aquatic macroinvertebrates were recorded. The results indicated variations in alpha diversity among microhabitats, with lower values of richness and abundance associated with the sand and gravel microhabitat, which was characterized by greater dominance of a few taxa. Beta diversity values indicated low to moderately high heterogeneity, predominantly explained by the replacement of taxa between microhabitats. RDA revealed that environmental variables related to substrate, organic matter, and canopy cover (oxygen and temperature) gradually influence the structure of the macroinvertebrate community, without the formation of well-defined clusters. HII showed a positive relationship with macroinvertebrate diversity in structurally more complex microhabitats. The identification of indicator taxa reinforced the importance of specific microhabitats for maintaining regional diversity. The results show that microhabitat heterogeneity and environmental integrity are key factors in shaping aquatic macroinvertebrate communities and maintaining ecological processes in tropical streams.

Keywords: Benthic macrofauna; richness; abundance; Bray–Curtis index; environmental heterogeneity; habitat integrity; tropical streams.

## 1. INTRODUÇÃO

Os ecossistemas aquáticos continentais desempenham papel fundamental na manutenção da biodiversidade e no funcionamento dos processos ecológicos, fornecendo serviços ecossistêmicos essenciais, como a regulação do ciclo hidrológico, a ciclagem de nutrientes e o suporte à vida de diversos organismos (HAUER; RESH, 2017). Entre esses ecossistemas, os riachos se destacam por sua elevada complexidade ambiental, intensa conectividade com a paisagem terrestre e por atuarem como importantes corredores ecológicos ao longo do gradiente longitudinal (VANNOTE et al., 1980). Apesar de sua relevância ecológica, esses ecossistemas figuram entre os mais vulneráveis às alterações antrópicas, especialmente em regiões com intensas mudanças no uso e ocupação do solo, que podem comprometer a estrutura do habitat e a organização das comunidades aquáticas (GOULART; CALLISTO, 2003; ERIKSEN et al., 2021; MCFADDEN et al., 2023).

Os riachos são caracterizados por elevada heterogeneidade espacial, expressa na diversidade de microhabitats formados por diferentes tipos de substrato, como areia, cascalho e rochas, além de acúmulos de folhço, troncos submersos e variações na velocidade da correnteza, como remansos e corredeiras. Essa complexidade estrutural influencia diretamente a oferta de abrigo, recursos alimentares e locais de reprodução, atuando como um dos principais fatores na organização das comunidades aquáticas (RIIS et al., 2020; SINGH et al., 2021). Dessa forma, a heterogeneidade ambiental dos riachos promove a coexistência de espécies com diferentes exigências ecológicas e contribui para o aumento da diversidade biológica em escala local (ESTEVES, 2011; TUNDISI; TUNDISI, 2008).

Entre os principais componentes da biota aquática desses ambientes, os macroinvertebrados aquáticos de água doce se destacam pela elevada diversidade taxonômica, ampla distribuição e importância funcional nos ecossistemas lóticos (HAMADA et al., 2014; TUNDISI; TUNDISI, 2008). Esse grupo é composto principalmente por insetos aquáticos, como representantes das ordens Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera, Diptera e Coleoptera, além de moluscos, crustáceos e anélidos (RIBEIRO; UIEDA, 2005; HAUER; RESH, 2017). De modo geral, os macroinvertebrados caracterizam-se por apresentarem tamanho corporal visível a olho nu, ausência de coluna vertebral e grande variedade de formas corporais, refletindo adaptações morfológicas às condições ambientais específicas dos riachos.

A morfologia dos macroinvertebrados aquáticos está intimamente relacionada ao tipo de microhabitat ocupado e às condições físicas do ambiente, como a velocidade da correnteza, o tipo de substrato e a disponibilidade de oxigênio dissolvido (HAMADA et al., 2019; ESTEVES, 2011). Muitas espécies apresentam corpo achatado dorsoventralmente, o que reduz a resistência ao fluxo da água e facilita a permanência em áreas de correnteza. Outras possuem estruturas especializadas, como garras, ventosas, cerdas e espinhos, que auxiliam na fixação ao substrato, como rochas, folhas e troncos submersos (MATTHEWS et al., 1982; FISHER; WISSMAR, 1996). Além disso, adaptações respiratórias permitem a sobrevivência em ambientes com diferentes níveis de oxigenação, evidenciando a forte relação entre a morfologia dos organismos e a estrutura física dos riachos.

Do ponto de vista funcional, os macroinvertebrados aquáticos desempenham papel essencial nos processos de decomposição da matéria orgânica e na ciclagem de nutrientes. Os macroinvertebrados aquáticos ocupam diferentes grupos funcionais alimentares, como fragmentadores, raspadores, coletores e predadores, atuando na transformação da matéria orgânica e no fluxo de energia ao longo da cadeia trófica (HAUER; RESH, 2017). Conforme destacado por Hamada (2014), a fragmentação de detritos vegetais facilita a ação de microrganismos decompositores, contribuindo para a disponibilidade de nutrientes nos ecossistemas aquáticos. Além de alterar o ambiente, a composição da fauna de macroinvertebrados e suas interações com outros níveis tróficos são estruturadas pela diversidade dos microhabitats (YOFUKUJI et al., 2021). Além de sua importância ecológica, os macroinvertebrados aquáticos são amplamente utilizados como bioindicadores da qualidade da água, devido a características como baixa mobilidade, ciclos de vida relativamente longos e diferentes níveis de tolerância às alterações ambientais (CALLISTO; GONÇALVES, 2002; GOULART; CALLISTO, 2003). A composição e a abundância desses organismos refletem de forma integrada as condições ambientais ao longo do tempo, permitindo a avaliação do estado de conservação dos riachos.

As assembleias de macroinvertebrados aquáticos são influenciadas por diversos fatores ambientais, muitos deles relacionados às atividades humanas. O uso intensivo de agrotóxicos, a expansão agrícola, o desmatamento e a urbanização podem resultar na contaminação dos corpos d'água e na alteração da estrutura física dos riachos, promovendo a simplificação dos microhabitats e a redução da diversidade biológica (HERMES et al., 2004; ERIKSEN et al., 2021). A remoção da vegetação ripária representa um dos principais impactos sobre os riachos, uma vez que intensifica os processos erosivos, reduz a estabilidade das margens e diminui o aporte de matéria orgânica alóctone. A vegetação ripária exerce funções ecológicas essenciais, como o controle da temperatura da água, a retenção de sedimentos e o fornecimento de abrigo e alimento para a fauna aquática. A perda dessa vegetação pode provocar mudanças significativas na composição e na diversidade das assembleias de macroinvertebrados aquáticos (NESSIMIAN et al., 2008; ROA-FUENTES; CASATTI, 2017).

Além disso, determinados táxons apresentam associação com microhabitats específicos, refletindo preferências ecológicas distintas. Grupos como Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT), por exemplo, são geralmente associados a ambientes bem oxigenados e substratos estáveis, enquanto alguns Diptera, como Chironomidae, apresentam maior tolerância a condições de enriquecimento orgânico e sedimentos finos. Essa relação entre composição taxonômica e características do habitat reforça o uso desses organismos na avaliação da integridade ambiental (HAMADA et al., 2019; GOULART; CALLISTO, 2003).

Para compreender a estrutura e a organização dessas assembleias, métricas de diversidade têm sido amplamente empregadas. A diversidade alfa refere-se à diversidade local, considerando o número de espécies presentes em um determinado microhabitat e a distribuição dos indivíduos entre elas. Já a diversidade beta expressa as diferenças na composição de espécies entre diferentes microhabitats ou locais, permitindo avaliar a

heterogeneidade espacial das comunidades. Por sua vez, a diversidade gama corresponde à diversidade em escala mais ampla, representando o total de espécies registradas na paisagem ou na área de estudo como um todo, incluindo todos os locais ou microhabitats amostrados (WHITTAKER, 1960; VANNOTE et al., 1980).

Em ambientes lóticos, como os riachos, a análise da diversidade alfa e beta de macroinvertebrados em diferentes microhabitats torna-se especialmente relevante, uma vez que a heterogeneidade ambiental influencia diretamente a composição das comunidades. A diversidade beta pode refletir a substituição de espécies entre microhabitats ou a perda de espécies, indicando mudanças na composição das comunidades ao longo do gradiente ambiental.

Complementarmente às métricas da fauna de macroinvertebrados, a utilização do Índice de Integridade do Habitat possibilita uma avaliação integrada das condições físicas e estruturais do habitat ripário dos riachos (NESSIMIAN et al., 2008). Essa abordagem é especialmente relevante, uma vez que atividades humanas tendem a homogenizar o habitat aquático, reduzindo sua diversidade e, conseqüentemente, a da biota. Estudos recentes ressaltam que impactos humanos no uso do solo e na estrutura dos microhabitats conduzem à perda de heterogeneidade ambiental em sistemas de água doce, influenciando diretamente os processos comunitários dos organismos aquáticos (MCFADDEN et al., 2023). Assim, espera-se que a estrutura da biota responda às condições físicas e estruturais dos microhabitats, refletindo o grau de conservação ambiental.

Nesse contexto, o estudo da diversidade alfa e beta de macroinvertebrados aquáticos em microhabitats de riachos de uma pequena bacia do nordeste paraense mostra-se relevante para a compreensão dos efeitos das alterações ambientais sobre os ecossistemas de água doce, contribuindo para o monitoramento ambiental e para o desenvolvimento de estratégias de manejo e conservação dos recursos hídricos da região.

## **2. OBJETIVO GERAL**

Investigar a diversidade alfa e beta da estrutura taxonômica de macroinvertebrados aquáticos em microhabitats de riachos tropicais afluentes do rio Chumucuí, na bacia do rio Caeté, município de Bragança, Pará, e a sua associação com variáveis ambientais, o Índice de Integridade de Hábitat (HII).

### **2.1 OBJETIVOS ESPECÍFICOS**

- Avaliar a variação da diversidade alfa e beta de macroinvertebrados aquáticos entre os diferentes microhabitats presentes nos riachos;
- Verificar, por meio do particionamento da diversidade beta, se ocorre perda de táxons ou substituição de táxons entre e dentro dos microhabitats dos riachos;
- Verificar a relação entre os índices de diversidade alfa e beta e o Índice de Integridade de Hábitat (HII);
- Identificar táxons indicadores dos microhabitats.

### **3. METODOLOGIA**

#### **3.1 ÁREA DE ESTUDO**

O estudo foi desenvolvido em nove riachos distribuídos ao longo da microbacia do rio Chumucuí (01°05'50''S e 46°47'33''W), localizada na Costa Atlântica do estado do Pará, região Norte do Brasil. A microbacia possui área de drenagem de aproximadamente 72 km<sup>2</sup> e abrange o território de seis comunidades rurais, sendo duas pertencentes ao município de Tracuateua (Cajueirinho e Cajueiro) e quatro ao município de Bragança (Chumucuí Prata, Chumucuí, Lontra e Maranhãozinho) (GOMES, 2010).

O rio constitui fonte essencial de abastecimento público para o município de Bragança, sendo utilizado para captação de água destinada ao consumo humano (GOMES, 2008; GOMES et al., 2010). Dessa forma, a manutenção da qualidade ambiental da microbacia está diretamente relacionada à saúde pública e à segurança hídrica da população.

Do ponto de vista geológico, a microbacia do rio Chumucuí é composta predominantemente por dois principais compartimentos: o Grupo Barreiras, que ocupa cerca de 48 km<sup>2</sup> da área total, e o Granito Tracuateua, responsável por aproximadamente 24 km<sup>2</sup> da bacia (CPRM, 2000). O rio Chumucuí apresenta extensão aproximada de 17 km e profundidade média de 2,4 m (GOMES, 2008). No município de Tracuateua localizam-se três nascentes fluviais desse rio, que escoam em direção ao rio Caeté, no qual deságua pela margem esquerda, na região bragantina.

Segundo a classificação climática de Köppen, o estado do Pará apresenta clima tropical chuvoso, enquanto a microrregião Bragantina enquadra-se na categoria Am, caracterizada como clima tropical de monção. A precipitação média anual varia entre 1.750 e 2.500 mm, com marcada sazonalidade, apresentando um período chuvoso predominante entre os meses de dezembro e junho e um período seco que se estende, em geral, de julho a novembro (MORAES et al., 2005; DE ANDRADE et al., 2017).

Atualmente, a cobertura do uso do solo na microbacia do rio Chumucuí é composta majoritariamente por áreas destinadas à pecuária, que correspondem a 59,29% da área total, enquanto as áreas florestais representam 37,04% e as áreas não vegetadas cerca de 3,59%. As áreas florestais são formadas principalmente por vegetação em estágio de sucessão secundária, resultante do histórico de exploração associado ao processo de colonização da região. A vegetação original da região bragantina era composta por florestas densas e bem preservadas, porém, a partir da década de 1980, observou-se uma expansão acelerada da pecuária, acompanhada pela redução significativa da cobertura florestal (MAPBIOMAS, 2023).

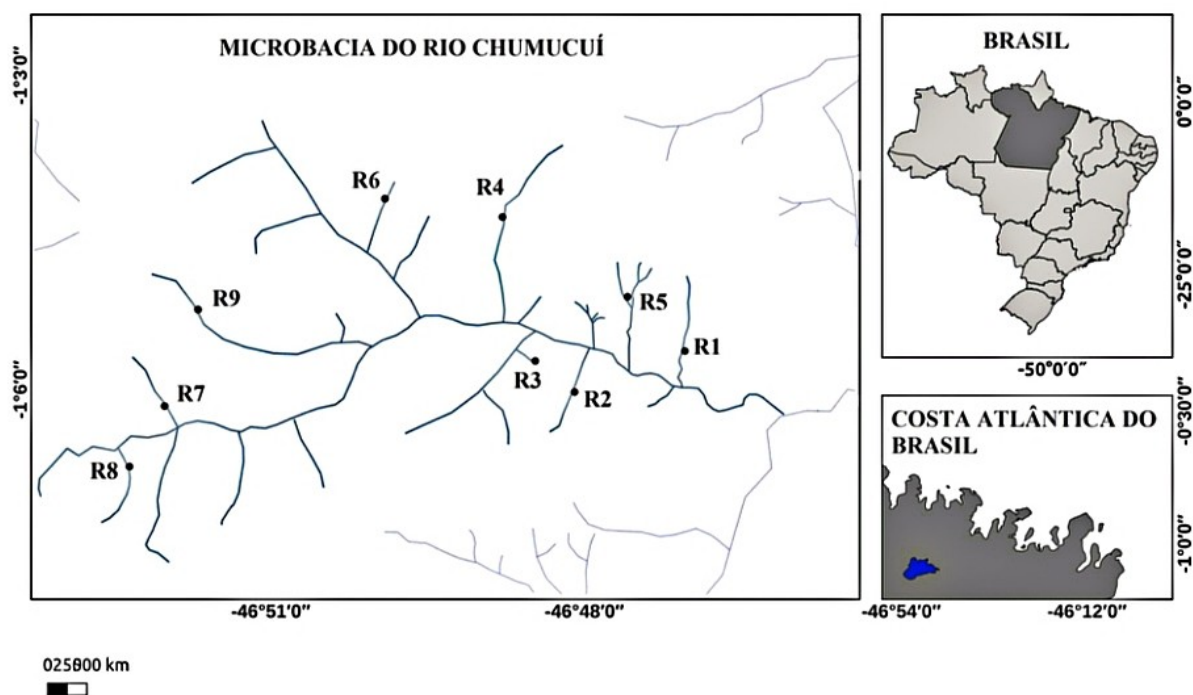
A amostragem foi realizada em oito riachos de primeira ordem e um riacho de segunda ordem. Riachos de primeira ordem não recebem contribuição de outros canais, enquanto os de segunda ordem resultam da confluência de dois canais de primeira ordem (TUNDISI; TUNDISI, 2008) Em cada riacho, foi selecionado um trecho de 25 m de extensão, subdividido em três transectos equidistantes com comprimento de 8,33 m cada, conforme adaptação do método proposto por Linares et al. (2018). Cada transecto foi considerado uma subamostragem e, para garantir a representatividade ambiental, foram amostrados os principais microhabitats presentes em cada trecho: folhiço depositado no leito, corredeiras,

áreas de areia e cascalho, raízes e remansos. A cobertura de floresta em cada trecho foi avaliado em porcentagem, sendo que duas categorias de cobertura foram registrados: média 33-66% e alta 66-100%.

### 3.2 AMOSTRAGEM

A seleção dos riachos foi realizada com base em imagens de satélite obtidas por meio do Google Earth e da plataforma MapBiomas, priorizando-se riachos inseridos em áreas florestadas. Por esse motivo, foram evitados ambientes com influência direta de atividades agrícolas ou urbanas. As coletas ocorreram predominantemente no período seco, devido a maior diversidade de macroinvertebrados disponível para amostragem e maior consistências de condições ambientais. O período seco usualmente se inicia em julho; entretanto, no ano de 2023, o período chuvoso se estendeu até o mês de agosto na microrregião bragantina. Dessa forma, foram realizadas cinco campanhas de coleta ao longo do mês de outubro, duas em novembro e duas no início de dezembro.

**Figura 1.** Localização dos pontos de amostragem na microbacia do rio Chumucuí, Pará, Brasil, com a distribuição dos nove riachos amostrados, destacando a rede de drenagem e os pontos de coleta na microbacia.



Em cada microhabitat foram coletadas três subamostras de sedimento, seguindo o protocolo descrito por Silveira et al. (2004). A amostragem dos macroinvertebrados aquáticos foi realizada com o auxílio de um amostrador do tipo Surber, equipado com rede de malha de 0,3 mm. O equipamento foi posicionado contra a correnteza e firmemente fixado ao substrato, e a área delimitada pelo amostrador foi revolvida manualmente por aproximadamente dois minutos, utilizando uma pá de jardinagem, permitindo que o material em suspensão fosse conduzido para a rede pela ação da correnteza. O material

retido foi lavado ainda em campo, utilizando a mesma malha, e o sedimento remanescente foi acondicionado em sacos plásticos devidamente identificados e fixado em álcool a 70%.

Além da coleta biológica, em cada transecto foram obtidas amostras de sedimento e de matéria orgânica grossa, bem como realizadas medições das variáveis físico-químicas da água, incluindo potencial hidrogeniônico (pH), totais de sólidos dissolvidos (TDS), potencial de oxirredução (ORP), oxigênio dissolvido, condutividade elétrica e temperatura da água. Essas variáveis foram mensuradas com o auxílio de um equipamento multiparâmetro. A avaliação das condições ambientais dos riachos foi realizada por meio da aplicação do Índice de Integridade do Habitat (HII), conforme metodologia proposta por Nessimian et al. (2008).

### **3.3. PROCEDIMENTOS EM LABORATÓRIO**

#### **3.3.1. TRIAGEM E IDENTIFICAÇÃO DOS MACROINVERTEBRADOS**

O processo de triagem consistiu, primeiramente, na lavagem do sedimento em água corrente sobre uma malha de 1 mm, de modo que os macroinvertebrados bentônicos ficassem retidos na malha, enquanto o sedimento de dimensões menores transpassasse a malha, reduzindo a quantidade de material a ser triado. Em seguida, com o auxílio de uma lupa, todo o sedimento contido na placa de Petri foi observado, e apenas os macroinvertebrados foram separados e acondicionados em outro recipiente. A matéria sedimentar já triada foi descartada, enquanto os macroinvertebrados foram armazenados em frascos contendo álcool 70%, devidamente etiquetados com informações referentes ao ponto de coleta e à réplica correspondente.

Para a identificação taxonômica dos macroinvertebrados e sua classificação quanto aos grupos funcionais alimentares, foram utilizados os livros *Insetos Aquáticos na Amazônia brasileira: taxonomia, biologia e ecologia* (Hamada et al., 2014), *Manual de identificação de macroinvertebrados aquáticos do estado do Rio de Janeiro* (Mugnai et al., 2010), *Guide to aquatic macroinvertebrates of the Upper Midwest* (Bouchard et al., 2004) e o trabalho *Taxonomia, estrutura e riqueza das assembleias de larvas e pupas de Trichoptera (Insecta), em igarapés na Amazônia Central* (Pes, 2005). Dessa forma, os macroinvertebrados foram identificados taxonomicamente até o nível de família, com exceção de nove táxons que permaneceram identificados apenas até subclasse ou ordem. Quanto aos grupos funcionais alimentares, foi adotada a classificação proposta por Cummins (1973) e Merritt et al. (2006), conforme Hamada et al. (2014).

#### **3.3.2. GRANULOMETRIA E MATÉRIA ORGÂNICA SECA**

O procedimento de análise granulométrica foi desenvolvido em três etapas. Na primeira etapa, realizou-se a retirada de qualquer matéria orgânica visível que pudesse interferir na pesagem final do sedimento. Em seguida, o material foi acondicionado em estufa a 60 °C por um período de 72 horas. Após esse período, o sedimento encontrava-se completamente seco e foi retirado da estufa.

Na segunda etapa, aproximadamente 100 g do sedimento seco foram pesados com o auxílio de uma balança de precisão semi-analítica da marca Shimadzu, modelo BL320H. Para a separação do sedimento de acordo com o tamanho das partículas, os 100 g previamente

pesados foram colocados em um agitador mecânico contendo seis peneiras, com as seguintes aberturas de malha organizadas em ordem decrescente: 2000  $\mu\text{m}$  (cascalho grosso), 1000  $\mu\text{m}$  (cascalho fino), 500  $\mu\text{m}$  (areia grossa), 250  $\mu\text{m}$  (areia média), 125  $\mu\text{m}$  (areia fina) e 63  $\mu\text{m}$  (silte). A terceira etapa consistiu na pesagem do material retido em cada peneira, permitindo a determinação da composição granulométrica do sedimento.

### 3.3.3. ANÁLISES ESTATÍSTICAS

As análises estatísticas foram realizadas com a linguagem R versão 4.5.2 (2025-10-31) com o ambiente RStudio. A diversidade alfa foi calculada a partir dos dados de abundância, utilizando os seguintes descritores e índices: riqueza, abundância total, índice de Margalef e índice de dominância de Berger–Parker. Para esses índices, também foram calculadas estatísticas descritivas, visando à caracterização geral das comunidades associadas aos microhabitats analisados.

A relação entre os índices de diversidade alfa e os microhabitats foi avaliada por meio de modelos lineares generalizados (GLM), utilizando as distribuições Gaussiana, Poisson ou Binomial Negativa, conforme a natureza da variável resposta. O microhabitat foi incluído como variável explicativa categórica, adotando RAIZ como categoria de referência. A significância dos modelos foi avaliada por meio de testes de razão de verossimilhança, e a adequação das premissas foi verificada por análise de resíduos utilizando o pacote DHARMA. As análises foram realizadas com os pacotes *vegan*, *abdiv* e *DHARMA*.

Para avaliar a relação entre os microhabitats, as variáveis ambientais, a abundância e a composição (estrutura) da fauna, foi utilizada a dissimilaridade de Bray–Curtis, um importante índice ecológico de diversidade beta, em uma Análise de Redundância (RDA). A RDA maximiza correspondência entre a variação na estrutura da fauna (diversidade beta) e as variáveis ambientais. As variáveis ambientais foram previamente padronizadas (média zero e variância igual a um), enquanto os dados biológicos foram transformados pelo método de Hellinger, calculado como a raiz quadrada da abundância relativa de cada táxon ( $\sqrt{n/N}$ ), onde  $n$  corresponde à abundância do táxon na coleta e  $N$  ao total de indivíduos da coleta. Essa transformação reduz a influência de diferenças nas abundâncias totais entre microhabitats e diminui o peso de táxons dominantes na análise.

Com base nos resultados da RDA, foi aplicado o procedimento de ajuste ambiental (*envfit*), utilizando as variáveis ambientais padronizadas, com o objetivo de identificar o conjunto de variáveis mais fortemente associado à composição faunística e à diversidade beta. A partir dessa análise, foram selecionadas as seguintes variáveis ambientais para compor o modelo reduzido da ordenação: potencial óxido-redução (ORP, mV), temperatura da água ( $^{\circ}\text{C}$ ), oxigênio dissolvido (mg/L), porcentagem de cascalho, porcentagem de areia muito grossa, biomassa de folhas (g), biomassa de galhos (g), matéria orgânica total (MOT, g) e matéria orgânica particulada fina (MOPF, g). As análises e representações gráficas foram realizadas com os pacotes *vegan* e *ggrepel*.

A diversidade beta foi particionada em seus componentes, utilizando dados de presença ausência e de abundância. Para os dados de presença-ausência foi empregado o índice de Sorensen para substituição (*turnover*) e aninhamento ou perda de táxons (*nestedness*)

enquanto para os dados de abundância foi utilizada a dissimilaridade de Bray–Curtis para avaliar os componentes da diversidade beta: substituição com abundância balanceada e o gradiente em abundância. As análises foram realizadas considerando dois conjuntos de dados: um conjunto reduzido, utilizado para a comparação entre os diferentes microhabitats, e um conjunto completo, incluindo as réplicas, com o objetivo de avaliar a variação da assembleia dentro de um mesmo microhabitat. Os componentes de substituição e perda/gradiente de táxons foram calculados e organizados separadamente para os ambientes de cobertura média e cobertura alta. Essas análises foram conduzidas com os pacotes *vegan*, *betapart* e *abdiv*.

Por fim, a identificação de táxons indicadores dos microhabitats foi realizada por meio da análise de espécies indicadoras, utilizando o método IndVal. A significância das associações foi avaliada por meio de testes de permutação, adotando-se nível de significância de  $\alpha = 0,1$ . As análises foram conduzidas com o pacote *indicspecies* no ambiente R.

## **4. RESULTADOS**

### **4.1. DADOS DESCRITIVOS**

Foram registrados 6.616 indivíduos de macroinvertebrados aquáticos, distribuídos em 74 táxons, pertencentes a cinco classes (Collembola, Clitellata, Gordioida, Oligochaeta e Insecta) e a onze ordens, incluindo Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera, Odonata, Hemiptera, Coleoptera, Lepidoptera, Diptera, Decapoda e Hymenoptera. As abundâncias dos táxons por microhabitat estão mostradas junto aos totais de abundância e riqueza no Apêndice 1.

A maior riqueza e abundância foram observadas nos riachos com cobertura vegetal alta, onde ocorreram 3.686 indivíduos distribuídos em 61 táxons. Nos riachos com cobertura vegetal média, foram registrados 2.930 indivíduos pertencentes a 46 táxons. Esses resultados indicam uma maior diversidade taxonômica associada aos riachos com maior cobertura vegetal, refletindo condições ambientais mais favoráveis ao estabelecimento e à manutenção das assembleias de macroinvertebrados aquáticos.

### **4.2. PADRÕES GERAIS DE DIVERSIDADE ALFA POR HABITAT**

#### **4.2.1. RIQUEZA DA FAUNA**

A riqueza total de táxons foi maior na corredeira (46), seguido por raiz e folhiço depositado no leito (44), remanso (37) e areia e cascalho com a menor riqueza com 26 táxons (Apêndice 1).

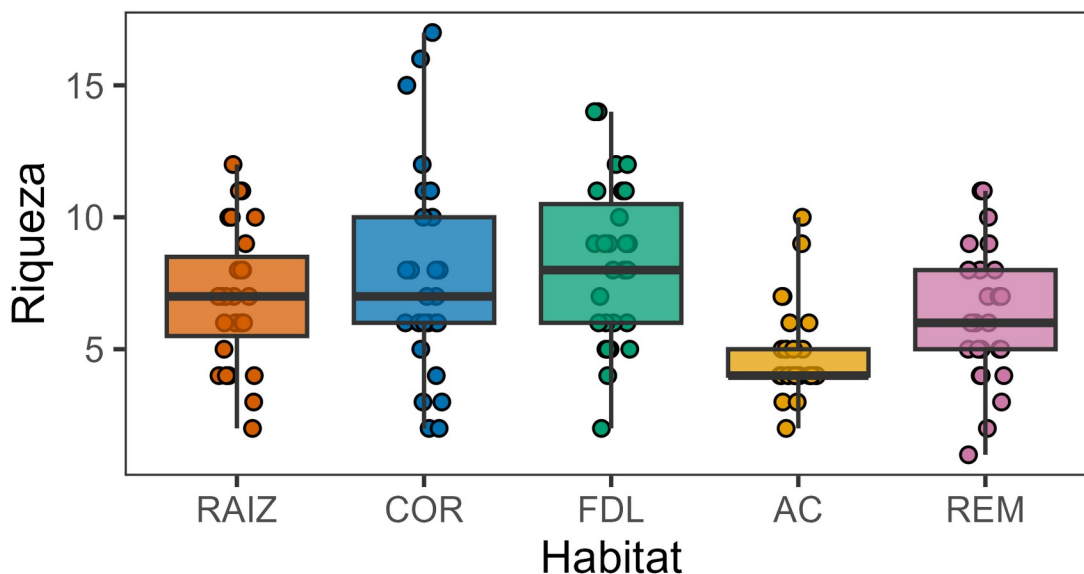
A riqueza de macroinvertebrados variou entre os diferentes microhabitats amostrados (Figura 1). De forma geral, o microhabitat folhiço depositado no leito (FDL) apresentou mediana com valor mais elevado, enquanto areia e cascalho (AC) apresentou a menor mediana, com maior frequência de observações com baixa riqueza ou ausência de táxons.

A análise por meio de modelo linear generalizado indicou efeito significativo do habitat sobre a riqueza de macroinvertebrados (teste de razão de verossimilhança:  $\chi^2 = 26$ ; G.L.=4 e 130;  $p=0,00003$ ;  $R^2 = 0,25$  Nagelkerke; poder explicativo moderado; distribuição binomial negativa), evidenciando que a riqueza varia em função do tipo de microhabitat.

Considerando o habitat raiz (RAIZ) como categoria de referência, as comparações individuais demonstraram que o microhabitat areia e cascalho (AC) apresentou efeito negativo e estatisticamente significativo sobre a riqueza  $\beta = -0,369$ ;  $p = 0,002$ ; (Tabela 1), indicando menor número de táxons nesse ambiente.

Os microhabitats corredeira (COR) e folhiço depositado no leito (FDL) apresentaram efeitos positivos em relação ao habitat de referência, enquanto remanso (REM) apresentou efeito negativo; entretanto, esses efeitos não foram estatisticamente significativos ( $p > 0,05$ ).

**Figura 2.** Boxplot da riqueza de táxons nos diferentes habitats (RAIZ, COR, FDL, AC e REM). As caixas representam a distribuição dos valores pelos quartis, a mediana sendo a linha horizontal e os pontos correspondem às observações individuais.



**Tabela 1.** Resultados do modelo estatístico avaliando o efeito dos diferentes tipos de habitat sobre a variável riqueza de fauna. São apresentados os coeficientes estimados, erros padrão, estatísticas do teste e valores de  $p$ .

Termo	Estimativa	Erro padrão	Estatística	Valor $p$
(Intercept) RAIZ	1,94	0,0784	24,8	2,70e-135
Habitat COR	0,115	0,108	1,07	0,286
Habitat FDL	0,162	0,107	1,51	0,131
Habitat AC	-0,369	0,121	-3,05	0,002
Habitat REM	-0,107	0,114	-0,938	0,348

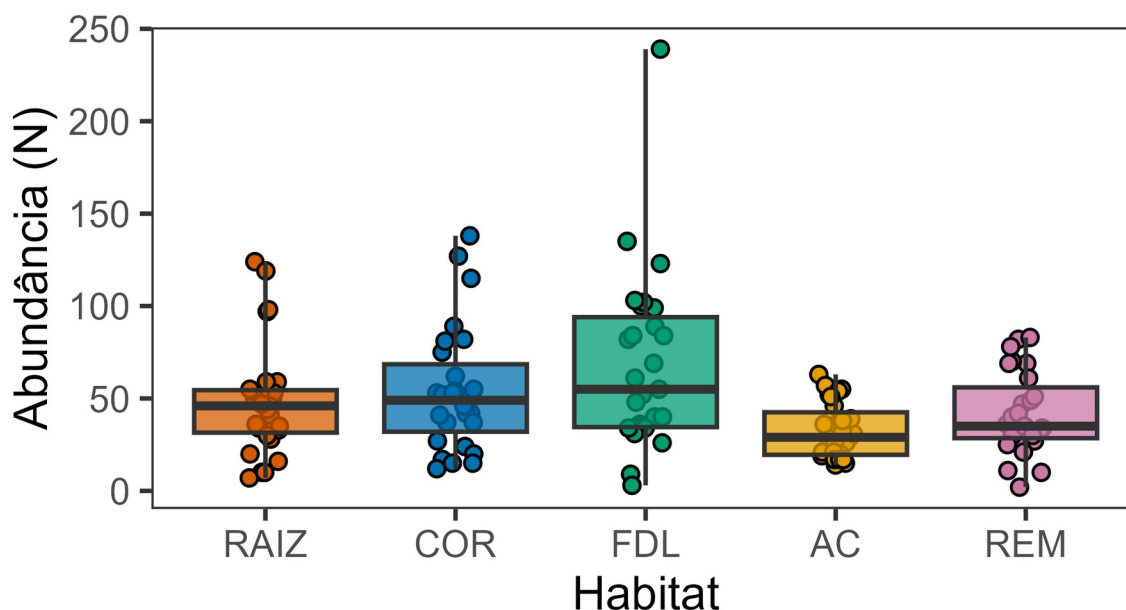
#### 4.2.2. ABUNDÂNCIA DA FAUNA

A abundância de macroinvertebrados também apresentou variação entre os microhabitats (Tabela 2). De modo geral, os microhabitats COR e FDL apresentaram medianas mais elevadas, enquanto AC apresentou o menor valor de mediana, com maior proporção de observações com baixa abundância.

O modelo linear generalizado indicou efeito significativo do microhabitat sobre a abundância total (teste de razão de verossimilhança:  $\chi^2 = 23,18$ ; G.L. = 4 e 130;  $p = 0,00012$ ;  $R^2 = 0,22$  Nagelkerke; poder explicativo moderado; distribuição binomial negativa), demonstrando que a abundância varia em função do tipo de habitat.

Em relação ao habitat de referência (RAIZ), o microhabitat FDL apresentou efeito positivo e estatisticamente significativo ( $\beta = 0,345$ ;  $p = 0,0339$ ), indicando maior abundância de indivíduos nesse ambiente. O microhabitat AC apresentou efeito negativo significativo ( $\beta = -0,403$ ;  $p = 0,0143$ ), evidenciando menor abundância. Já os microhabitats COR ( $\beta = 0,110$ ;  $p = 0,500$ ) e REM ( $\beta = -0,149$ ;  $p = 0,363$ ) não diferiram significativamente do habitat de referência.

**Figura 3.** Boxplot da abundância de macroinvertebrados nos microhabitats RAIZ, COR, FDL, AC e REM. As caixas representam a distribuição dos valores pelos quartis, sendo a mediana indicada pela linha horizontal e os pontos correspondentes às observações individuais. Observa-se maior abundância nos microhabitats FDL e COR, enquanto AC apresenta os menores valores.



**Tabela 2.** Resultados do modelo estatístico avaliando o efeito dos diferentes tipos de habitat sobre a variável abundância da fauna. São apresentados os coeficientes estimados, erros padrão, estatísticas do teste e valores de  $p$ .

Termo	Estimativa	Erro padrão	Estatística	Valor $p$
(Intercept) Raiz	3,88	0,116	33,6	2,26e-247
Habitat COR	0,110	0,163	0,674	0,500
Habitat FDL	0,345	0,163	2,12	0,0339
Habitat AC	-0,403	0,165	-2,45	0,0143
Habitat REM	-0,149	0,164	-0,910	0,363

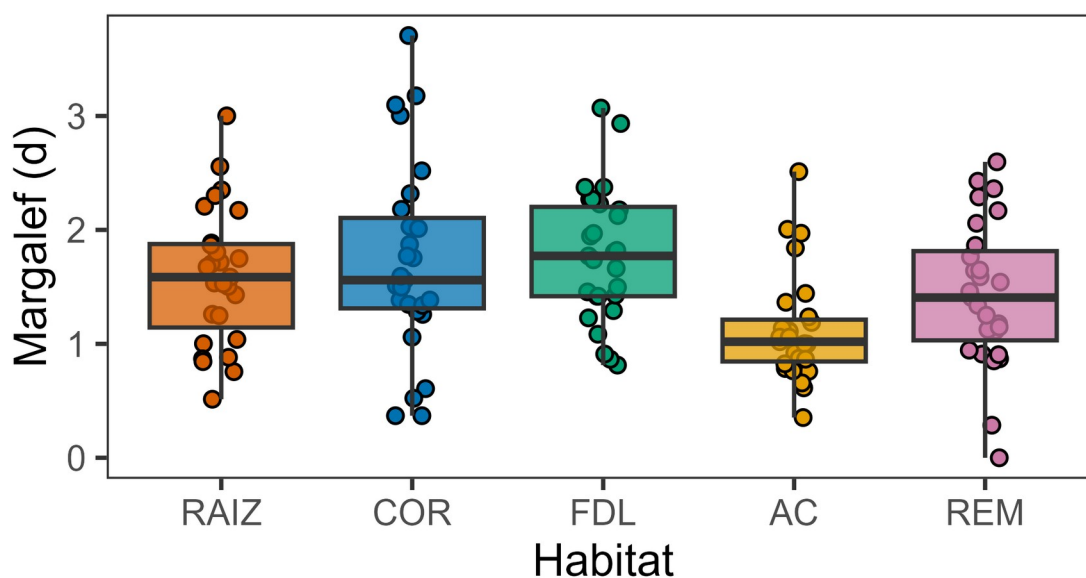
#### 4.2.3. ÍNDICES DE DIVERSIDADE BASEADOS EM RIQUEZA

Os índices de diversidade baseados em riqueza (Margalef) e dominância (Berger–Parker) foram avaliados para investigar padrões estruturais da assembleia entre os microhabitats (Figuras 3 e 4). Para o índice de Margalef, observou-se variação entre os habitats, com redução mais evidente no microhabitat AC. O modelo linear generalizado indicou efeito

significativo do habitat sobre esse índice (ANOVA:  $F = 4,47$ ; G.L. = 4 e 130;  $R^2 = 0,12$  Nagelkerke; poder explicativo fraco;  $p = 0,002$ ; distribuição Gaussiana).

Em comparação ao habitat de referência (RAIZ), o microhabitat AC apresentou efeito negativo significativo ( $\beta = -0,464$ ;  $p = 0,0088$ ), indicando menor diversidade Margalef baseada em riqueza nesse ambiente. Os microhabitats COR, FDL e REM não diferiram significativamente do habitat de referência.

**Figura 4.** Boxplot do índice de Margalef (d) nos diferentes microhabitats (RAIZ, COR, FDL, AC e REM). As caixas representam a distribuição dos valores pelos quartis, a mediana sendo a linha horizontal e os pontos correspondem às observações individuais, evidenciando a variação da riqueza de macroinvertebrados aquáticos entre os microhabitats.

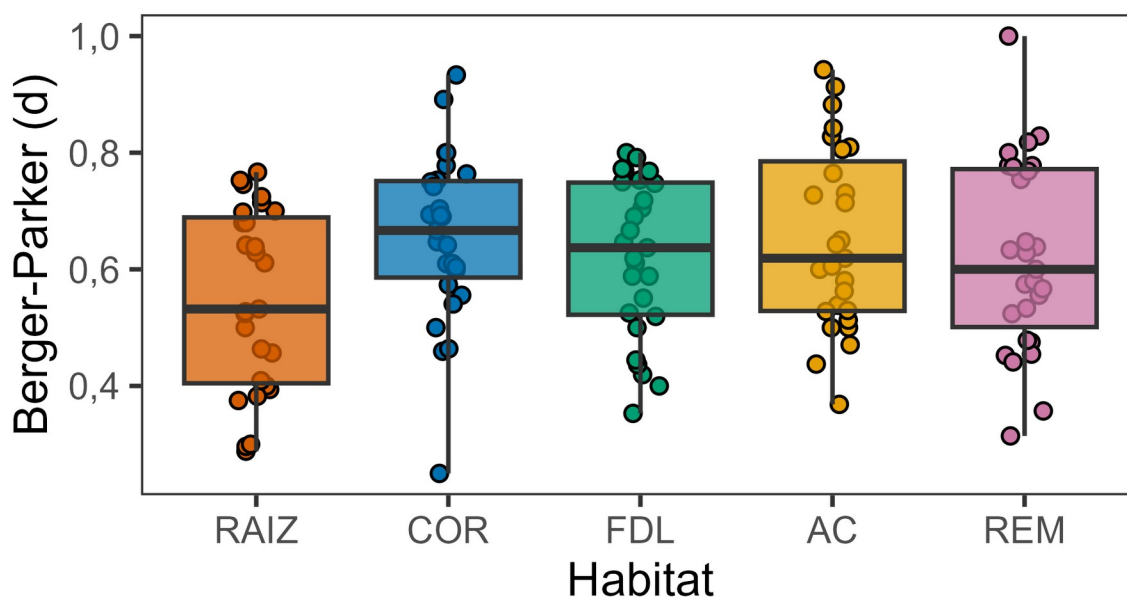


**Tabela 3.** Resultados do modelo estatístico avaliando o efeito dos diferentes tipos de habitat sobre a variável Diversidade de Margalef. São apresentados os coeficientes estimados, erros padrão, estatísticas do teste e valores de  $p$ .

Termo	Estimativa	Erro padrão	Estatística	Valor p
(Intercept) Raiz	1,59	0,123	12,9	5,02e-25
Habitat COR	0,131	0,174	0,753	0,453
Habitat FDL	0,184	0,174	1,05	0,294
Habitat AC	-0,464	0,174	-2,66	0,00877
Habitat REM	-0,157	0,174	-0,900	0,370

Para dominância Berger-Parker, observou-se variação entre os habitats, com aumentos na dominância nos outros microhabitats relativa a RAIZ. No entanto, o modelo linear generalizado indicou efeito não significativo do habitat sobre dominância Berger-Parker (ANOVA:  $F = 2,166$ ; G.L. = 4 e 130;  $R^2 = 0,06$  Nagelkerke; poder explicativo fraco;  $p = 0,08$ ; distribuição Gaussiana). Em todos os microhabitats Chironomidae foi o táxons mais abundante (Apêndice 1).

**Figura 5.** Boxplot do índice de Dominância de Berger-Parker (d) nos diferentes habitats (RAIZ, COR, FDL, AC e REM). Valores mais elevados indicam maior dominância de uma única espécie. As caixas representam a distribuição dos valores pelos quartis, a mediana sendo a linha horizontal e os pontos correspondem às observações individuais.



**Tabela 4.** Resultados do modelo estatístico avaliando o efeito dos diferentes tipos de habitat sobre a variável Dominância de Berger-Parker. São apresentados os coeficientes estimados, erros padrão, estatísticas do teste e valores de  $p$ .

Termo	Estimativa	Erro padrão	Estatística	Valor $p$
(Intercept) Raiz	0,549	0,0291	18,9	4,35e-39
Habitat COR	0,107	0,0411	2,59	0,0106
Habitat FDL	0,0719	0,0411	1,75	0,0829
Habitat AC	0,103	0,0411	2,50	0,0137
Habitat REM	0,0713	0,0411	1,73	0,0855

### 4.3. ESTRUTURA MULTIVARIADA DA ASSEMBLEIA

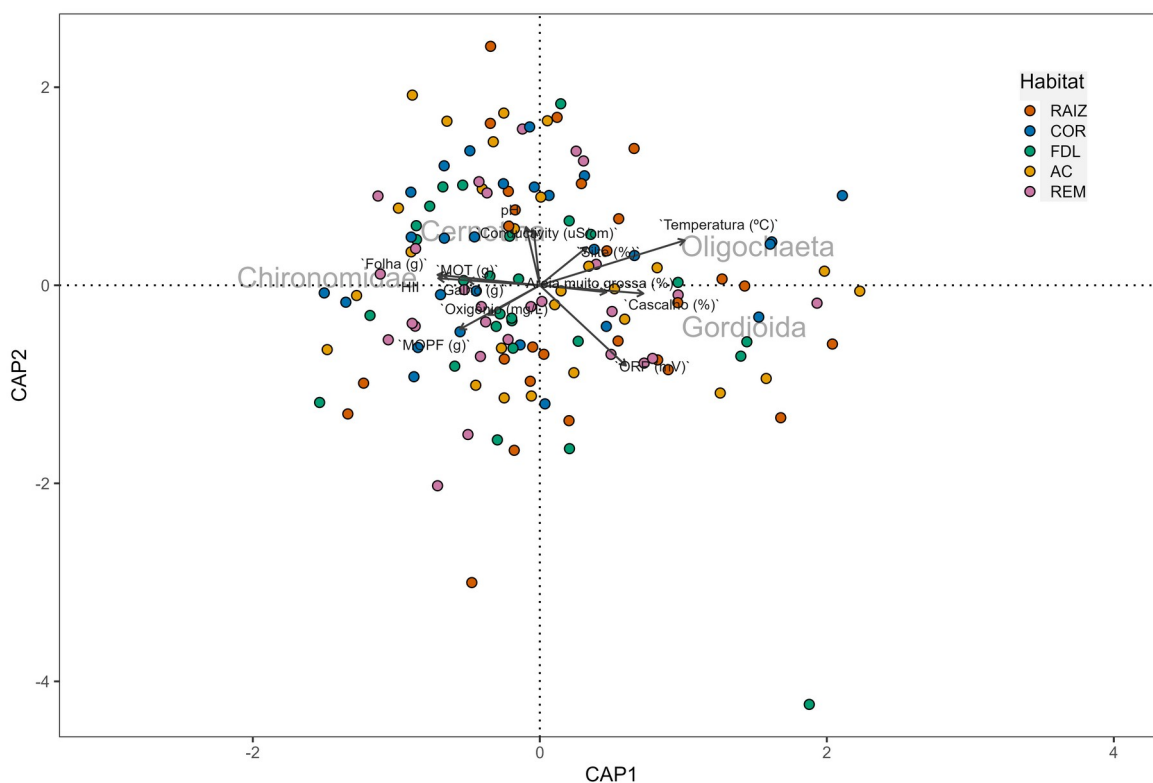
#### 4.3.1. ORDENAÇÃO DA ASSEMBLEIA POR VARIÁVEIS AMBIENTAIS

A Análise de Redundância (RDA, Figura 5) foi utilizada para avaliar a relação entre a composição da fauna de macroinvertebrados e as variáveis ambientais mensuradas nos microhabitats. Foram incluídas no modelo as variáveis HII, condutividade elétrica, pH,

ORP, temperatura da água, oxigênio dissolvido, porcentagem de cascalho, areia muito grossa, silte, folhiço, galhos, matéria orgânica total (MOT) e matéria orgânica particulada fina (MOPF).

O teste de permutação global indicou que o conjunto das variáveis ambientais explicou parcela significativa da variação na composição da fauna ( $F = 2,53$ ;  $gl1 = 13$ ;  $gl2 = 121$ ;  $p = 0,001$ ).

**Figura 6.** Biplot da Análise de Redundância (RDA) mostrando a relação entre a composição da assembleia de macroinvertebrados e as variáveis ambientais nos diferentes microhabitats. Os pontos representam as amostras, coloridas por microhabitat, e as setas indicam as variáveis ambientais, cuja direção e comprimento expressam sua correlação com os eixos CAP1 e CAP2. O teste global indicou efeito significativo das variáveis ambientais sobre a composição da fauna ( $F = 2,53$ ;  $gl1 = 13$ ;  $gl2 = 121$ ;  $p = 0,001$ ). Observa-se forte sobreposição entre os microhabitats no espaço multivariado.



A análise de vetores (envfit, Figura 5) indicou associação significativa da fauna com HII, ORP, temperatura, pH, condutividade, cascalho, silte, folhiço, galhos, MOT, MOPF e areia muito grossa ( $p \leq 0,05$ ). O oxigênio dissolvido e a porcentagem de areia muito fina apresentaram associação marginal ( $p < 0,10$ ).

Observou-se forte sobreposição entre os microhabitats no espaço multivariado (Figura 5), indicando ausência de agrupamentos bem definidos, compatível com baixa heterogeneidade entre microhabitats, ou seja, baixa diversidade beta. As variáveis com

vetores mais longos no diagrama, como temperatura, ORP, cascalho e matéria orgânica, apresentaram maior correlação com os eixos principais, representando os principais gradientes ambientais estruturadores da assembleia.

De modo geral, a composição da fauna respondeu a gradientes ambientais contínuos, porém sem separação clara entre microhabitats.

#### **4.4. DIVERSIDADE BETA ENTRE MICROHABITATS**

##### **4.4.1. DIVERSIDADE BETA POR PRESENÇA/AUSÊNCIA (ÍNDICE DE SORENSEN)**

A diversidade beta baseada em dados de presença/ausência, estimada pelo índice de Sorensen, foi de 0,579 sob cobertura média e de 0,522 sob cobertura alta, indicando uma heterogeneidade moderadamente elevada na variação na composição taxonômica entre os microhabitats (Tabela 5).

Tanto em cobertura média quanto em alta, a diversidade beta total Sorensen foi particionada em predominantemente substituição de táxons, especialmente na cobertura média, e uma menor contribuição pelo aninhamento (perda ou ganho) de táxons entre os microhabitats.

Considerando os dados com replicação e a variação dentro de microhabitats, observou-se predominância do componente de substituição na maioria dos microhabitats. No entanto, a substituição foi relativamente mais importante na cobertura alta. Em cobertura média, verificou-se uma contribuição relativamente maior do componente de aninhamento (perda ou ganho de táxons) nos microhabitats areia e corredeira, e raízes, sugerindo que parte da variação composicional nesses está associada à redução de riqueza entre diferentes réplicas destes microhabitats. Esse padrão não foi observado sob cobertura alta.

**Tabela 5.** Valores de diversidade beta (índice de Sørensen) entre microhabitats sob cobertura média e alta, com partição nos componentes de substituição (turnover) e perda/ganho de táxons (aninhamento), além da diversidade beta total.

Cobertura	Microhabitat	Substituição	Perda ou ganha	Diversidade beta total
		Sørensen <sub>substituição</sub>	Sørensen <sub>aninhamento</sub>	Sørensen
Média	Geral (Entre microhabitats)	0,4800	0,0990	0,5790
	Areia e Cascalho	0,5309	0,2015	0,7324
	Corredeira	0,6939	0,1279	0,8218
	Folhiço Depositado no Leito	0,6840	0,1221	0,8061
	Raízes	0,5315	0,2342	0,7658
	Remanso	0,6713	0,1221	0,7934
Alta	Geral (Entre microhabitats)	0,3860	0,1370	0,5790
	Areia e Cascalho	0,7863	0,0505	0,8367
	Corredeira	0,7778	0,0788	0,8565
	Folhiço Depositado no Leito	0,7736	0,0684	0,8420
	Raízes	0,8109	0,0486	0,8595
	Remanso	0,7491	0,0962	0,8453

#### **4.4.2. DIVERSIDADE BETA BASEADA EM ABUNDÂNCIA (ÍNDICE DE BRAY-CURTIS)**

A diversidade beta baseada em abundância, estimada pelo índice de Bray-Curtis revelou relativamente baixa heterogeneidade entre as assembleias entre os cinco microhabitats. Considerando variação entre os microhabitats, a diversidade beta total Bray-Curtis foi menor sob cobertura alta (Bray-Curtis = 0,3910) em comparação à cobertura média (Bray-Curtis = 0,4737;), indicando maior similaridade na estrutura da fauna entre os microhabitats sob maior cobertura do dossel (Tabela 6).

Em ambos os níveis de cobertura, a diversidade beta total Bray-Curtis entre os microhabitats foi explicada principalmente pelo componente associado ao gradiente de abundância que apresentou valores superiores ao componente de substituição balanceada (Tabela 6). Ou seja, as assembleias nos vários microhabitats diferem mais entre si na abundância relativa dos táxons compartilhados do que na substituição completa de espécies, indicando maior homogeneidade na composição taxonômica e variação devido a, principalmente, dominância e distribuição dos indivíduos.

Considerando os dados com replicação e a variação dentro de microhabitats, todos os microhabitats apresentaram valores elevados de diversidade beta total (dissimilaridade BrayCurtis) variando aproximadamente entre 0,79 e 0,85, tanto sob cobertura média quanto sob cobertura alta. Isto indica heterogeneidade maior entre réplicas de cada microhábitat. Nesses casos, o componente de substituição balanceada de abundâncias foi predominante na maioria dos microhabitats, especialmente em areia e cascalho, corredeira, e raízes, indicando forte substituição de táxons entre as réplicas de um dado microhábitat.

Por outro lado, nos microhabitats folhiço depositado no leito e remanso, observou-se maior contribuição relativa do componente associado ao gradiente de abundância, principalmente sob cobertura média, sugerindo que nesses microhabitats específicos, a variação na assembleia entre réplicas está mais relacionada à diferenças na abundância relativa dos táxons do que à substituição completa de táxons.

**Tabela 6.** Índices de dissimilaridade de Bray-Curtis (diversidade beta total) para diferentes microhabitats e níveis de cobertura (Média e Alta). A diversidade beta total foi decomposto em seus componentes individuais. Substituição Bray-Curtis balanceada representa a dissimilaridade devido à substituição de táxons e Gradiente em abundância Bray-Curtis gradiente reflete diferenças na abundância de táxons.

<b>Cobertura</b>	<b>Microhabitat</b>	<b>Substituição</b>	<b>Gradiente em abundância</b>	<b>Diversidade beta total</b>
		<b>Bray-Curtis balanceado</b>	<b>Bray-Curtis gradiente</b>	<b>Dissimilaridade Bray-Curtis</b>
Média	Geral (Entre microhabitats)	0,1730	0,3008	0,4737
	Areia e Cascalho	0,6624	0,1308	0,7932
	Corredeira	0,6989	0,1247	0,8236
	Folhíço Depositado no Leito	0,5745	0,2725	0,8471
	Raízes	0,5208	0,2948	0,8156
	Remanso	0,6241	0,1692	0,7933
Alta	Geral (Entre microhabitats)	0,1411	0,2499	0,3910
	Areia e Cascalho	0,6207	0,1774	0,7981
	Corredeira	0,6234	0,2074	0,8308
	Folhíço Depositado no Leito	0,5876	0,2050	0,7926
	Raízes	0,7232	0,1081	0,8313
	Remanso	0,5918	0,2256	0,8174

#### 4.5. TÁXONS INDICADORES DE MICROHABITATS

Do total de 74 táxons analisados, sete apresentaram associação significativa com os microhabitats avaliados (Tabela 7), indicando padrões de preferência ambiental dentro da assembleia de macroinvertebrados.

Dentre os táxons selecionados, quatro apresentaram associação exclusiva a um único microhabitat. Baetidae (Ephemeroptera) e *Limnocoris* (Heteroptera) foram significativamente associados à corredeira, enquanto *Elophila* (Lepidoptera) e *Amanahyphes* (Ephemeroptera) estiveram associados ao folhiço depositado no leito. Essas associações indicam que esses microhabitats apresentam condições ambientais favoráveis à ocorrência desses táxons, refletindo características como velocidade de corrente, disponibilidade de substrato e acúmulo de matéria orgânica.

Os maiores valores de IndVal foram registrados para *Neotrichia* (Trichoptera) (IndVal = 0,48;  $p = 0,042$ ), associada à combinação dos microhabitats areia e cascalho, corredeira, folhiço no leito e raiz, e para *Elophila* (IndVal = 0,38;  $p = 0,006$ ), indicadora exclusiva do microhabitat folhiço depositado no leito. Esses resultados sugerem que *Neotrichia* apresenta ampla tolerância ambiental, ocorrendo em diferentes tipos de substrato, enquanto *Elophila* demonstra maior afinidade por ambientes com maior acúmulo de matéria orgânica vegetal.

Além disso, *Oecetis* (Trichoptera) apresentou associação significativa à combinação corredeira + folhiço depositado no leito, enquanto Simulidae (Diptera) esteve associado à combinação corredeira + folhiço depositado no leito + remanso, indicando preferência por ambientes com maior heterogeneidade estrutural e gradientes intermediários de correnteza.

**Tabela 7.** Táxons indicadores de macroinvertebrados aquáticos associados aos microhabitats amostrados, com valores de IndVal e valor  $p$ .

Táxon	Habitat Indicador	IndVal	Valor $p$
Baetidae	Corredeira	0,38	0,07
<i>Amanahyphes</i>	Folhiço	0,30	0,09
<i>Neotrichia</i>	Areia e cascalho + Corredeira + Folhiço + Raiz	0,48	0,04
<i>Oecetis</i>	Corredeira + Folhiço	0,44	0,06
<i>Limnocoris</i>	Corredeira	0,33	0,04
<i>Elophila</i>	Folhiço	0,38	0,006
Simulidae	Corredeira + Folhiço + Remanso	0,43	0,08

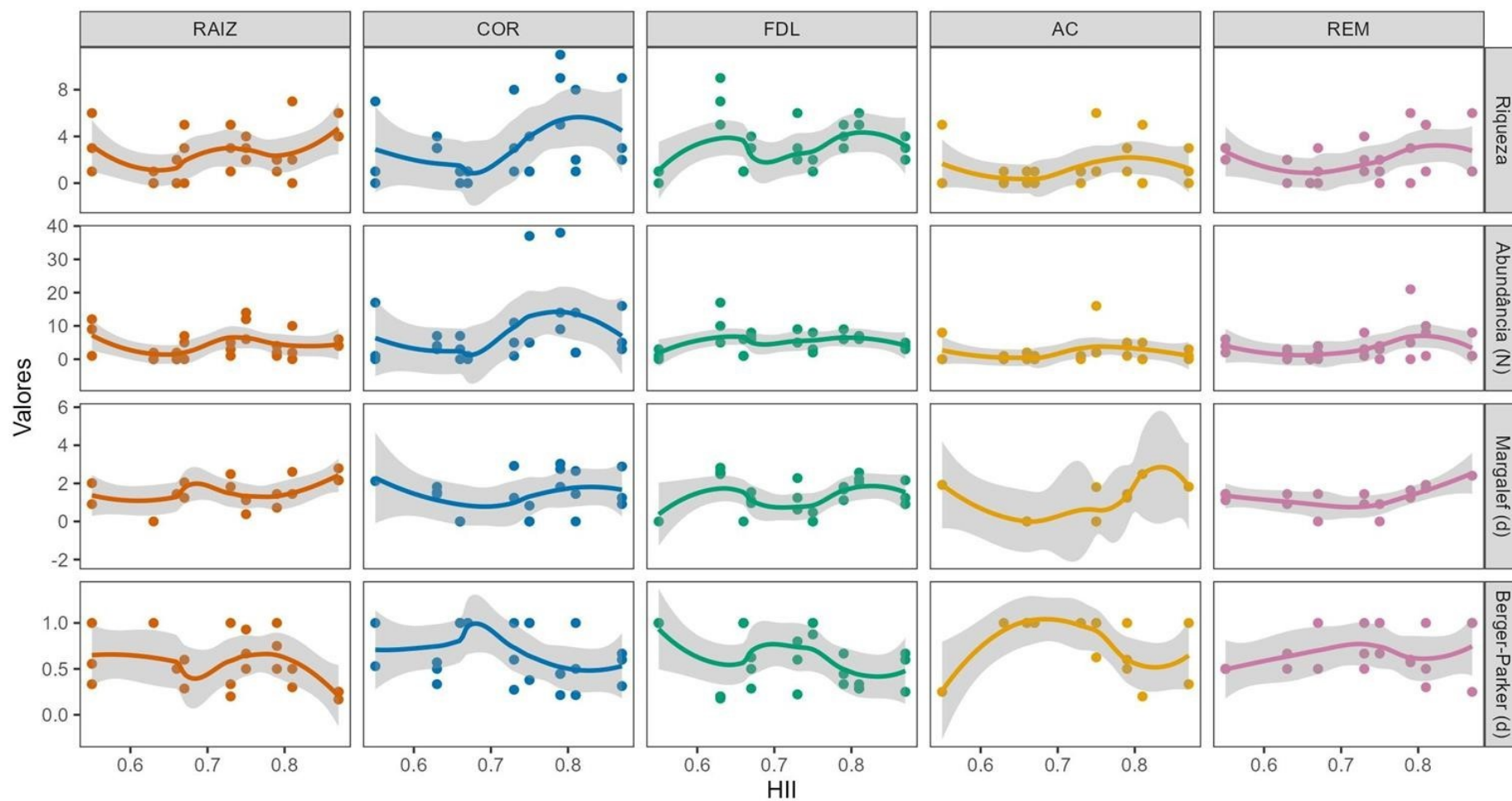
#### 4.6. ASSOCIAÇÃO ENTRE O HII E A DIVERSIDADE DE MACROINVERTEBRADOS AQUÁTICOS

A relação entre os índices de diversidade alfa da assembleia de macroinvertebrados aquáticos e o Índice de Integridade de Habitat (HII) apresentou padrões semelhantes na maioria dos microhabitats analisados (RAIZ, COR, FDL, AC e REM), embora com variações ao longo do gradiente. De modo geral, observou-se tendência de aumento da

riqueza e do índice de Margalef com o incremento do HII em parte dos microhabitats, acompanhada por oscilações na abundância e por redução do índice de dominância de Berger–Parker em níveis mais elevados de integridade. Esses resultados indicam que ambientes com melhor qualidade estrutural tendem a favorecer a fauna mais diversas e com distribuição mais equitativa dos macroinvertebrados, ainda que as respostas não sejam estritamente lineares.

Esse padrão foi mais evidente nos microhabitats RAIZ, COR, FDL e REM, apesar de pequenas oscilações ao longo do gradiente. Em contraste, o microhabitat AC apresentou valores relativamente mais baixos de riqueza e diversidade ao longo do HII, além de maior dominância relativa, especialmente em áreas com menor integridade, sugerindo maior predominância de poucos táxons nesse ambiente.

**Figura 7.** Relação entre os índices de diversidade alfa (riqueza, abundância, diversidade Margalef e Dominância Berger-Parker) dos macroinvertebrados aquáticos e o Índice de Integridade de Hábitat (HII) em diferentes microhabitats RAIZ (raízes), COR (Corredeira), FDL (folhio depositado no leito), AC (areia e cascalho) e REM (remanso).



## 5. DISCUSSÃO

### 5.1. ESTRUTURA GERAL DA ASSEMBLEIA DE MACROINVERTEBRADOS E SUA DIVERSIDADE

A estrutura da assembleia de macroinvertebrados aquáticos variou de forma significativa em função das características ambientais e estruturais dos microhabitats investigados. De modo geral, os microhabitats raiz (RAIZ), remanso (REM), corredeira (COR) e folhicho depositado no leito (FDL) apresentaram maiores valores de riqueza e abundância, associados a menores níveis de dominância, indicando assembleias mais equilibradas e com maior capacidade de sustentar diferentes grupos taxonômicos. Esse padrão reforça que a complexidade física do habitat amplia a disponibilidade de nichos e recursos, favorecendo a manutenção da diversidade local, conforme amplamente descrito para ecossistemas lóticos (ALLAN; CASTILLO, 2007; HEINO et al., 2015).

No microhabitat FDL, o acúmulo de matéria orgânica promove maior disponibilidade de recursos alimentares e abrigo, beneficiando especialmente fragmentadores, coletores e raspadores. Além disso, a estrutura tridimensional formada pelo folhicho aumenta a heterogeneidade espacial e reduz a pressão competitiva, contribuindo para menores valores de dominância e maior diversidade relativa (ALLAN; CASTILLO, 2007; GRAÇA, 2001). De forma semelhante, o microhabitat RAIZ apresenta elevada complexidade estrutural, ampliando a área de colonização e oferecendo refúgios contra predadores e variações hidrodinâmicas, o que favorece a coexistência de múltiplos táxons com diferentes estratégias ecológicas (HEINO et al., 2015).

A maior abundância observada no microhabitat COR indica que ambientes de corredeira podem favorecer o estabelecimento de táxons adaptados ao fluxo da água, como aqueles com estruturas corporais especializadas para fixação ao substrato ou natação eficiente, além de se beneficiarem do maior aporte de oxigênio dissolvido e do transporte contínuo de partículas alimentares pela correnteza. Esse padrão evidencia a importância da hidrodinâmica como fator estruturador das comunidades bentônicas (ALLAN; CASTILLO, 2007; SANTOS et al., 2025).

Em contraste, o microhabitat areia e cascalho (AC) apresentou os menores valores de riqueza, abundância e índice de Margalef, além de maior dominância segundo o índice de Berger–Parker. Esse resultado indica assembleias menos diversas e mais simplificadas, possivelmente em função da menor complexidade estrutural e da maior instabilidade do substrato mineral. A mobilidade dos sedimentos e a menor disponibilidade de matéria orgânica reduzem a oferta de refúgios e recursos alimentares, favorecendo apenas táxons mais tolerantes ou generalistas, o que resulta em maior dominância de poucos grupos (LIBÓRIO; TANAKA, 2016; PAIVA et al., 2021; MAGURRAN, 2004).

Os índices de diversidade corroboraram esses padrões. O índice de Margalef foi mais elevado nos microhabitats estruturalmente complexos (FDL, RAIZ e COR), refletindo maior riqueza relativa ajustada ao número de indivíduos, enquanto no microhabitat AC foram observados os menores valores desse índice. Por sua vez, o índice de dominância de Berger–Parker evidenciou maior dominância em AC, reforçando a presença de assembleias

menos equilibradas nesse ambiente. Esses resultados demonstram que a diversidade alfa responde diretamente à heterogeneidade física do habitat, sendo maior em ambientes com maior complexidade estrutural e disponibilidade de recursos (BERGER; PARKER, 1970; MAGURRAN, 2004; HEINO et al., 2015).

## **5.2. ESTRUTURA DA ASSEMBLEIA DE MACROINVERTEBRADOS E VARIÁVEIS AMBIENTAIS**

A ocorrência de táxons indicadores evidencia que os microhabitats apresentam condições ambientais distintas capazes de favorecer grupos específicos. Fatores como velocidade da corrente, tipo de substrato e disponibilidade de matéria orgânica são reconhecidos como importantes estruturadores de comunidades em riachos (ALLAN; CASTILLO, 2007; HAUR; RESH, 2017).

A associação de Baetidae e *Limnocois* às corredeiras pode ser explicada por adaptações que permitem tolerar maior fluxo e ambientes mais oxigenados, típicos de áreas com maior turbulência (ESTEVES, 2011). Já a presença de *Elophila* e *Amanahyphes* no folheto indica a importância do material orgânico como fonte de alimento e abrigo, sustentando cadeias tróficas baseadas na decomposição (VANNOTE et al., 1980; ALLAN; CASTILLO, 2007).

A ocorrência ampla de *Neotrichia* sugere maior plasticidade ecológica, característica comum em Trichoptera que ocupam diferentes nichos funcionais (HAMADA, 2014). Por sua vez, Simuliidae, grupo filtrador dependente do fluxo hídrico, reforça a influência da correnteza na estruturação da assembleia (ALLAN; CASTILLO, 2007).

A coexistência de táxons especialistas e generalistas destaca a importância da heterogeneidade ambiental para a manutenção da diversidade taxonômica e funcional, uma vez que ambientes mais complexos tendem a sustentar maior diversidade beta (ASTORGA et al., 2014; KRYNAK; LINDO; YATES, 2019).

## **5.3. DIVERSIDADE BETA E HETEROGENEIDADE ENTRE MICROHABITATS**

A baixa a moderada diversidade beta observada neste estudo indica que a heterogeneidade ambiental entre os microhabitats contribui para a variação na composição das assembleias de macroinvertebrados aquáticos. Esse padrão demonstra que, mesmo em escalas espaciais reduzidas, diferenças locais nas condições ambientais são suficientes para promover a substituição de espécies, conforme descrito para riachos tropicais estruturalmente heterogêneos (ASTORGA et al., 2014).

A predominância do componente de substituição sugere que as diferenças entre as assembleias resultam principalmente da especialização ecológica e da atuação de filtros ambientais, e não apenas de um empobrecimento progressivo da fauna (SANTOS et al., 2025).

As diferenças entre os índices de Sørensen e Bray–Curtis reforçam essa interpretação. Enquanto o índice de Sørensen considera apenas presença e ausência de espécies, refletindo principalmente substituição taxonômica, o índice de Bray–Curtis incorpora dados de abundância, sendo sensível a variações na dominância e na estrutura quantitativa das assembleias (LEGENDRE; LEGENDRE, 2012). Assim, os resultados indicam que a heterogeneidade ambiental influencia tanto a composição quanto a abundância relativa dos táxons.

A maior substituição sob alta cobertura vegetal sugere que ambientes mais preservados promovem maior especialização ecológica. Por outro lado, o aumento relativo do aninhamento sob cobertura média pode indicar simplificação ambiental e maior homogeneização das comunidades (KRYNAK; LINDO; YATES, 2019; SUEYOSHI; ISHIYAMA; NAKAMURA, 2016; McFADDEN et al., 2023).

#### **5.4. TÁXONS INDICADORES E IDENTIDADE ECOLÓGICA DOS MICROHABITATS**

A identificação de táxons indicadores evidencia que, apesar da sobreposição observada na RDA, alguns microhabitats oferecem condições ambientais suficientemente distintas para favorecer o estabelecimento de espécies específicas. A presença de táxons exclusivos reflete processos de especialização ecológica e indica que determinados ambientes funcionam como habitats-chave para a manutenção da diversidade regional, conforme descrito em estudos sobre insetos aquáticos associados a microhabitats fluviais (ASTORGA et al., 2014; SANTOS et al., 2025).

Esses táxons possuem grande potencial como bioindicadores, uma vez que sua ocorrência está diretamente associada à integridade e à qualidade dos microhabitats. Por outro lado, os táxons compartilhados entre ambientes sugerem maior plasticidade ecológica, permitindo sua persistência sob diferentes condições ambientais.

A coexistência de espécies especialistas e generalistas reforça a importância da diversidade de microhabitats para a manutenção da complexidade ecológica dos riachos, destacando que alterações ambientais que levem à homogeneização do habitat podem resultar na perda de espécies mais sensíveis e na redução da diversidade funcional. (KRYNAK; LINDO; YATES, 2019).

#### **5.5. ASSOCIAÇÃO ENTRE O HII E A DIVERSIDADE DE MACROINVERTEBRADOS AQUÁTICOS**

Os resultados indicam que o Índice de Integridade de Habitat está associada a estrutura da diversidade alfa dos macroinvertebrados aquáticos, embora essa associação se manifeste de forma gradual e dependente do microhabitat. De maneira geral, ambientes com maiores valores de HII tendem a sustentar a fauna mais diversas, com maior riqueza e menor dominância, refletindo condições ambientais mais favoráveis à colonização e permanência de diferentes táxons.

Segundo o protocolo de avaliação de integridade de habitats descrito em (BRASIL et al., 2020), valores elevados de HII estão associados à maior complexidade estrutural do ambiente, presença de vegetação ripária preservada, estabilidade do substrato e maior disponibilidade de recursos alimentares. Esses fatores favorecem o estabelecimento de assembleias de macroinvertebrados mais equilibradas, o que explica o aumento da riqueza e a redução da dominância, estes observados principalmente nos microhabitats RAIZ, COR e FDL.

A resposta mais evidente nos microhabitats estruturalmente complexos, como RAIZ e FDL, reforça a importância da heterogeneidade física e do aporte de matéria orgânica como elementos-chave para a manutenção da diversidade de macroinvertebrados. Esses ambientes oferecem maior variedade de microrefúgios e recursos, o que reduz a exclusão competitiva e favorece a coexistência de espécies, conforme preconizado por (BRASIL et al., 2020) e amplamente discutido por (NESSIMIAN et al. 2008) para riachos tropicais.

Em contraste, o microhabitat AC apresentou menor sensibilidade ao gradiente de HII, mantendo baixos valores de riqueza e elevados níveis de dominância ao longo de todo o gradiente. Esse padrão sugere que a simplificação estrutural do substrato limita a resposta positiva da assembleia, mesmo em trechos com integridade intermediária ou elevada, reforçando que a integridade do habitat não depende apenas da condição geral do riacho, mas também das características locais do microhabitat, como já observado por (NESSIMIAN et al., 2008).

A ausência de respostas lineares e a presença de oscilações ao longo do gradiente de HII indicam que a integridade do habitat atua como um filtro ambiental contínuo, influenciando a diversidade de forma não abrupta. Esse comportamento é compatível com o conceito de integridade ecológica adotado por BRASIL (2020), no qual múltiplos fatores atuam de maneira integrada sobre os macroinvertebrados aquáticos.

Assim, os resultados demonstram que o HII é um indicador eficiente para detectar variações na diversidade de macroinvertebrados, quando analisado em conjunto com a heterogeneidade dos microhabitats. A preservação da integridade do habitat, aliada à manutenção da diversidade estrutural dos riachos, mostra-se fundamental para a conservação da biodiversidade aquática, conforme destacado por BRASIL et al., 2020 e NESSIMIAN et al., 2008.

## **6. CONCLUSÃO**

Os resultados demonstram que a estrutura da assembleia de macroinvertebrados aquáticos na microbacia do rio Chumucuí é fortemente determinada pela heterogeneidade dos microhabitats e pelo grau de integridade ambiental. Ambientes estruturalmente mais complexos, como raízes, corredeiras e acúmulo de folhiço, sustentaram assembleias mais diversas, abundantes e estruturalmente mais equilibradas, evidenciando condições favoráveis à manutenção de processos ecológicos essenciais em ecossistemas lóticos.

Em contraste, o microhabitat areia e cascalho apresentou menor riqueza e maior dominância, indicando que a menor complexidade estrutural e a maior instabilidade do

substrato atuam como filtros ambientais mais restritivos. Assim, além da condição geral do riacho, as características específicas de cada microhabitat mostraram-se determinantes na organização da fauna.

A baixa a moderada diversidade beta observada demonstra que a variação entre microhabitats contribui substancialmente para a estruturação da assembleia de macroinvertebrados, sendo predominantemente explicada pela substituição de táxons. Esse padrão revela que diferentes microhabitats abrigam conjuntos taxonômicos distintos, e não apenas variações na abundância dos mesmos táxons, indicando complementaridade biológica entre os ambientes.

A análise multivariada evidenciou que gradientes ambientais associados ao substrato, à matéria orgânica e à hidrodinâmica influenciam continuamente a estrutura da fauna, sem compartimentalização rígida entre microhabitats. A relação positiva entre o Índice de Integridade do Habitat e a diversidade, especialmente em ambientes mais complexos, destaca o papel da conservação da estrutura física dos riachos e da vegetação ripária na manutenção da biodiversidade aquática.

A identificação de táxons indicadores confirma que diferentes microhabitats exercem funções ecológicas complementares. A ocorrência de indicadores exclusivos e de associações entre ambientes demonstra que a conectividade e a diversidade estrutural sustentam a estabilidade ecológica em escala local e regional.

Dessa forma, a manutenção da heterogeneidade ambiental emerge como elemento central para a conservação da diversidade e do funcionamento ecológico em riachos tropicais, oferecendo bases técnicas para ações de monitoramento e manejo em pequenas bacias hidrográficas do nordeste paraense.

## REFERÊNCIAS

- ALLAN, J. D.; CASTILLO, M. M. Stream ecology: structure and function of running waters. 2. Ed. Dordrecht: Springer, 2007. DOI: <https://doi.org/10.1007/978-1-4020-5583-6>
- ASTORGA, A. et al. Habitat heterogeneity drives the beta diversity of stream insect communities across multiple spatial scales. *Ecology*, v. 95, n. 4, p. 1100–1112, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1890/13-1083.1>
- BERGER, W. H.; PARKER, F. L. Diversity of planktonic Foraminifera in deep-sea sediments. *Science*, v. 168, n. 3937, p. 1345–1347, 1970.
- BRASIL, L. S. et al. The habitat integrity index and aquatic insect communities in tropical streams: a meta-analysis. *Ecological Indicators*, v. 116, p. 106495, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106495>
- CALLISTO, M.; GONÇALVES, J. F. Avaliação da qualidade de água de rios utilizando macroinvertebrados bentônicos. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v. 7, n. 1, p. 89–97, 2002.
- CPRM – COMPANHIA DE PESQUISA DE RECURSOS MINERAIS. Mapa geológico do Estado do Pará. Belém: CPRM, 2000.
- DE ANDRADE, M. M. N. et al. Caracterização climática da microrregião Bragantina, Pará. *Revista Brasileira de Meteorologia*, v. 32, n. 3, p. 421–432, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1590/0102-7786323006>
- ERIKSEN, T. E. et al. Land-use impacts on stream ecosystems and macroinvertebrate communities. *Science of the Total Environment*, v. 755, 2021.
- ESTEVEZ, F. A. Fundamentos de limnologia. 3. Ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2011.
- FISHER, S. G.; WISSMAR, R. C. Ecology of desert streams. *Annual Review of Ecology and Systematics*, v. 27, p. 17–46, 1996.
- GOMES, A. P. S. Caracterização ambiental da microbacia do rio Chumucuí, nordeste do Pará. 2008. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Pará, Belém, 2008.
- GOMES, A. P. S. Uso e ocupação do solo na microbacia do rio Chumucuí, Pará. 2010. Tese (Doutorado) – Universidade Federal do Pará, Belém, 2010.
- GOMES, J. N. et al. Qualidade do rio Chumucuí como fonte de abastecimento de água para o município de Bragança – Pará. *Águas Subterrâneas*, 2010.
- GOMES, J. N. Avaliação do sistema de abastecimento público e análise da qualidade do rio Chumucuí como fonte hídrica para o município de Bragança – Pará. 2008. Monografia (Especialização) – Universidade Federal do Pará, Belém, 2008.
- GOULART, M. D. C.; CALLISTO, M. Bioindicadores de qualidade de água: a utilização de macroinvertebrados bentônicos. *Acta Limnologica Brasiliensia*, v. 15, n. 1, p. 1–14, 2003.

- HAMADA, N. Insetos aquáticos: biologia, ecologia e identificação. Rio de Janeiro: Fiocruz, 2014.
- HAUER, F. R.; RESH, V. H. (Org.). Methods in stream ecology. 3. Ed. London: Academic Press, 2017.
- KRYNAK, K. L.; LINDO, Z.; YATES, A. G. Trait-based indicators of stream ecosystem responses to land use change. *Ecological Indicators*, v. 102, p. 686–698, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.03.007>
- LEGENDRE, P.; LEGENDRE, L. Numerical ecology. 3. Ed. Amsterdam: Elsevier, 2012.
- LINARES, M. S.; CALLISTO, M.; MARQUES, J. C. Compliance of secondary production and eco-exergy as indicators of benthic macroinvertebrates assemblages' response to canopy cover conditions in Neotropical headwater streams. *Science of the Total Environment*, v. 613–614, p. 1543–1550, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.09.242>
- MAGURRAN, A. E. Measuring biological diversity. Oxford: Blackwell Publishing, 2004.
- MAPBIOMAS. Coleção 8 da Série Anual de Mapas de Uso e Cobertura da Terra do Brasil. São Paulo: Projeto MapBiomas, 2023. Disponível em: <https://mapbiomas.org>
- MCFADDEN, I. R. et al. Human impacts on freshwater biodiversity. *Global Change Biology*, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1111/gcb.16641>
- MORAES, B. C. et al. Variação espacial e temporal da precipitação no estado do Pará. *Acta Amazonica*, v. 35, n. 2, p. 207–214, 2005. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0044-59672005000200010>
- NESSIMIAN, J. L. et al. Land use, habitat integrity, and aquatic insect assemblages in Central Amazonian streams. *Hydrobiologia*, v. 614, p. 117–131, 2008. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10750-008-9441-3>
- PAIVA, A. C. G. et al. Environmental drivers of aquatic insect assemblages in tropical streams. *Ecological Indicators*, v. 125, 2021.
- RIBEIRO, L. O.; UIEDA, V. S. Estrutura da comunidade de macroinvertebrados bentônicos. *Revista Brasileira de Zoologia*, v. 22, p. 613–618, 2005.
- RIIS, T. et al. Global overview of ecosystem services provided by riparian vegetation. *BioScience*, v. 70, n. 6, p. 501–514, 2020.
- ROA-FUENTES, C. A.; CASATTI, L. Riparian vegetation and stream communities. *Ecology of Freshwater Fish*, 2017.
- SILVEIRA, M. P.; QUEIROZ, J. F.; BOEIRA, R. C. Protocolo de coleta e preparação de amostras de macroinvertebrados bentônicos em riachos. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2004.

SINGH, R.; TIWARI, A. K.; SINGH, G. S. Managing riparian zones for river health improvement: an integrated approach. *Landscape and Ecological Engineering*, v. 17, p. 195–223, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11355-020-00432-4>

SUEYOSHI, M.; ISHIYAMA, N.; NAKAMURA, F. Land-use change effects on beta diversity of stream macroinvertebrates. *Freshwater Biology*, v. 61, n. 10, p. 1683–1695, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1111/fwb.12798>

TUNDISI, J. G.; TUNDISI, T. M. *Limnologia*. São Paulo: Oficina de Textos, 2008.

VANNOTE, R. L. et al. The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, v. 37, n. 1, p. 130–137, 1980.

WHITTAKER, R. H. Vegetation of the Siskiyou Mountains, Oregon and California. *Ecological Monographs*, v. 30, n. 3, p. 279–338, 1960.

YOFUKUJI, K. Y. et al. Macrophyte diversity alters invertebrate community and fish diet. *Hydrobiologia*, v. 848, p. 913–927, 2021.

**APÊNDICE 1**

Abundâncias de táxons individuais e totais, e totais de riqueza de táxons por microhabitat.

<b>Táxon</b>	<b>Raiz</b>	<b>Corredeira</b>	<b>Folhiço depositado no leito</b>	<b>Areia e Cascalho</b>	<b>Remanso</b>
Baetidae	0	15	4	4	4
<i>Caenis</i>	6	7	11	2	7
<i>Campylocia</i>	2	3	3	0	4
<i>Amanahyphes</i>	0	0	4	0	1
<i>Macunahyphes</i>	1	0	0	0	0
<i>Tricorythodes</i>	1	0	1	0	0
<i>Tricorythopsis</i>	1	21	5	2	6
<i>Farrodes</i>	0	0	1	0	0
<i>Hagenulopsis</i>	8	13	19	4	20
<i>Simothraulopsis</i>	4	18	5	0	8
<i>Campsurus</i>	0	1	4	0	7
<i>Macrogynoplax</i>	0	3	0	0	1
<i>Itauara</i>	1	2	2	0	0
<i>Helicopsyche</i>	1	1	0	0	0
<i>Macronema</i>	5	7	3	1	4
<i>Macrostemum</i>	0	1	0	0	0
<i>Leptonema</i>	6	18	12	4	1
<i>Smicridea</i>	6	10	3	4	0
<i>Neotrichia</i>	9	28	10	7	0
<i>Oxyethira</i>	1	0	0	0	0
<i>Oecetis</i>	2	12	12	3	3
<i>Triplectides</i>	0	0	0	1	0
<i>Marilia</i>	1	0	0	0	0
<i>Chimarra</i>	2	1	0	2	1
Polycentropodidae A	0	0	3	0	0
<i>Cernotina</i>	30	23	19	15	11
<i>Cyrnellus</i>	0	0	0	0	1
Dryopidae	1	0	3	0	0
<i>Hexacylloepus</i>	1	1	0	1	0
<i>Neelmis</i>	5	6	9	4	4
<i>Phanoceroides</i>	0	0	2	0	0
<i>Phanocerus</i>	1	0	0	0	0
<i>Xenelmis</i>	2	5	2	0	1
Gyrinidae	0	1	0	1	1
Hydrophilidae	0	0	0	0	1
<i>Suphisini</i>	1	0	0	0	0
Ptilodactylidae	5	3	6	0	3
Scirtidae	2	3	6	0	5
Staphilinidae	0	0	1	0	0
<i>Limnogonus</i>	2	0	0	0	0
<i>Ambrysus</i>	0	1	0	0	0
<i>Limnocoris</i>	0	4	0	0	0
<i>Pelocoris</i>	3	1	0	0	2

<b>Táxon</b>	<b>Raiz</b>	<b>Corredeira</b>	<b>Folhiço depositado no leito</b>	<b>Areia e Cascalho</b>	<b>Remanso</b>
<i>Rhagovelia</i>	2	1	0	0	0
<i>Hetaerina/Mnesarete</i>	0	1	0	0	1
<i>Argia</i>	0	1	0	0	0
<i>Navicordulia</i>	0	0	0	0	1
<i>Agriogomphus/ Ebegomphus</i>	0	0	1	0	0
<i>Epigomphus</i>	4	2	5	0	3
<i>Progomphus</i>	0	4	1	0	4
<i>Zonophora</i>	0	0	1	1	3
Libellulidae A	1	0	1	0	1
<i>Erythrodiplax</i>	2	4	2	1	0
<i>Idiataphe</i>	1	0	0	0	0
<i>Philogenia</i>	0	0	0	0	1
Perilestidae	0	1	0	0	0
<i>Palaemnema</i>	0	0	1	0	0
<i>Epipleoneura</i>	4	1	0	0	3
<i>Elophilia</i>	0	0	6	0	0
<i>Parapoynx</i>	0	1	0	1	0
<i>Petrophila</i>	0	2	0	0	0
Oligochaeta	206	219	225	122	162
Glossiphoniidae	0	0	3	0	0
Gordioida	158	43	90	73	37
Brachyura	0	1	1	0	0
Caridea	5	4	10	2	7
Tipulidae	15	15	22	8	28
Dolichopodidae	1	0	0	0	0
Empididae	0	3	2	1	0
Simulidae	9	39	25	0	17
Ceratopogonidae	92	51	118	67	97
Chironomidae	696	858	1180	542	666
Hymenoptera	1	0	0	1	0
Collembola	1	0	3	0	0
<b>Abundância total</b>	<b>1308</b>	<b>1460</b>	<b>1847</b>	<b>874</b>	<b>1127</b>
<b>Riqueza total</b>	<b>44</b>	<b>46</b>	<b>44</b>	<b>26</b>	<b>37</b>