

UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARÁ  
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA

INGRID REIS CAMPOS

**Influência de um mineroduto de Bauxita nas assembleias de Ephemeroptera,  
Plecoptera e Trichoptera (EPT) (Insecta) em riachos da Amazônia Oriental**

Belém

2024

INGRID REIS CAMPOS

**Influência de um mineroduto de Bauxita nas assembleias de  
Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT) (Insecta) em riachos  
da Amazônia Oriental**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia do convênio da Universidade Federal do Pará e Embrapa Amazônia Oriental, como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Ecologia.

Área de concentração: Ecologia

Linha de Pesquisa: Ecologia de Comunidades e Ecossistemas

**Orientadora: Dra. Yulie Shimano**

**Co-orientador: Dr. Leandro Juen**

Belém

2024

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)

---

C198i Campos, Ingrid Reis.

Influência de um mineroduto de Bauxita nas assembleias de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT) (Insecta) em riachos da Amazônia Oriental / Ingrid Reis Campos. — 2024.  
43 f. : il. color.

Orientador(a): Prof<sup>ª</sup>. Dra. Yulie Shimano

Coorientador(a): Prof. Dr. Leandro Juen

Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal do Pará, Instituto de Ciências Biológicas, Mestrado Profissional em Ensino de Biologia, Belém, 2024.

1. Ecologia de riachos. 2. Macroinvertebrados bentônicos.  
3. Filtro ambiental. 4. Sistema lótico. I. Título.

CDD 577.09811

---

INGRID REIS CAMPOS

**Influência de um mineroduto de Bauxita nas assembleias de  
Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT) (Insecta) em riachos  
da Amazônia Oriental**

Dissertação ou Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia do convênio da Universidade Federal do Pará e Embrapa Amazônia Oriental, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre ou Doutor em Ecologia pela Comissão Julgadora composta pelos membros:

COMISSÃO JULGADORA

Prof<sup>ª</sup> Dra. Yulie Shimano Feitoza  
Universidade Federal do Pará (UFPA)

Prof<sup>ª</sup>. Dra. Ana Luiza Andrade  
Universidade Federal de Rondônia (UNIR)

Prof<sup>ª</sup>. Dra. Ana Paula Justino de Faria  
Universidade Estadual do Piauí (UESPI)

Prof. Dr. Diego Marcel Parreira de Castro  
Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG)

Prof. Dr. Marcos Callisto de Faria Pereira  
Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG)

Prof. Dr. Raphael Ligeiro Barroso Santos  
Universidade Federal do Pará (UFPA)

Aprovada em: 29 de fevereiro de 2024

Local da defesa: Online (google meet).

## AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus, por ter me mantido firme em todo o processo e ter permitido que eu finalizasse essa jornada.

À Universidade Federal do Pará (UFPA) e ao Programa de Pós-graduação em Ecologia e Conservação (PPGECO) pela infraestrutura e suporte que possibilitaram o desenvolvimento dessa pesquisa e contribuição na minha formação acadêmica.

Ao CNPq (processo 304710/2019-9) 105 pelo financiamento da bolsa para execução do mestrado. À empresa Hydro Paragominas (processo 106 20/19) pelo apoio e financiamento do projeto ao qual esse estudo faz parte e por ter oportunizado a realização dessa pesquisa dentro dos domínios da empresa.

À minha orientadora Yulie Shimano sou imensamente grata pelas contribuições, pelos conselhos e apoio, inclusive emocional. Sou muito feliz por ter tido essa experiência com uma orientação tão humana, gentil e acessível. Saiba que foi muito importante para mim ter seu suporte neste trabalho e neste capítulo da minha jornada.

Ao coorientador Leandro Juen sou eternamente grata pela paciência e pelos ensinamentos repassados. Mesmo na correria sempre se apresentou disposto a ajudar no que fosse necessário. Obrigada por ter contribuído na minha carreira acadêmica e pessoal, e pela confiança durante esses dois anos.

Aos doutores (as) avaliadores desta dissertação nas duas semanas da pós-graduação e na qualificação: Lenize Calvão, Ana Paula Faria, Raphael Ligeiro, Victor Saito pelo seu tempo e suas contribuições nas versões anteriores para o aperfeiçoamento deste trabalho.

À minha mãe, Valdirene Reis que sempre será minha inspiração e meu porto seguro. Obrigada pelos conselhos, as risadas, pelas histórias leves do dia a dia que me faziam rir quando meus olhos estavam marejados. Por cuidar de mim mesmo de longe. O seu “vai dar tudo certo” finalmente está se concretizando, essa conquista é nossa.

Ao meu pai, José Campos que sempre acreditou que eu conseguiria chegar até aqui quando as vezes nem eu acreditava. Obrigada pelos conselhos sábios, pelas palavras de carinho e pelo apoio. Obrigada por sempre me lembrar: “filha, tamo junto nessa”, essa conquista é nossa.

Aos meus irmãos, Geovanna e Gabriel, e também que são parte do meu cantinho feliz. Obrigada por terem sido meu suporte por tantas vezes, pelo carinho e pelas ligações de vídeo e pelos momentos de descontração e alegria. Obrigada também Matheus e Mariana por serem parte de tudo isso.

Ao meu namorado Endre Hagen, que conheci no meio da floresta amazônica, em um curso de ecologia de campo no mestrado. Obrigada por estar ao meu lado, mesmo estando na Noruega, a 8.540 km de distância, me apoiando, e me lembrando que tudo dá certo no final. Obrigada pelos momentos felizes, pelas conversas e risadas e por ter embarcado nessa jornada comigo.

À minha amiga Natália com quem eu morei assim que cheguei em Belém que foi meu anjo da guarda. Eu não ia durar um dia aqui se não fosse por ti. Obrigada por ter sido a irmã mais velha que eu nunca tive, pelas conversas e conselhos, pelo arroz de cuxá com vinagrete, pelas caminhadas na Batista Campos, por ter se tornado minha amiga e um presente que eu quero levar para a vida.

À minha amiga Emmy com a qual eu também dividi o teto e muitas histórias. Obrigada pelas conversas, pelo apoio emocional, por ter sido minha parceira de academia e pelas aulas de dança latina. Obrigada pelos momentos felizes que tivemos e por ter sido minha amiga. Te quero.

À minha Gaby que foi a primeira pessoa do mestrado com quem eu conversei, minha “irmã” de orientadora. Obrigada por me aceitar do “jeitin” que eu sou, por ter cuidado de mim, pelos divinos bolos de cenoura com chocolate e por ter sido abraço quando eu precisei. Sou muito grata em ter te conhecido, Gabrielly!

Aos meus amigos e colegas que me acompanharam durante o mestrado, Luiza, Carol, Manu, Ana, Bea, Thaiz, seu Jorge, Júlia, Josi, Cristian, Fabio, pelas conversas de motivação, pela companhia e experiência trocadas.

Ao Gabriel, Juan Matteo, Maria Fernanda com a ajuda estatística e/ou interpretativa dos dados, e prof. Raphael Ligeira, Neto e Maria pela ajuda com os bichinhos.

Aos meus tios, Luiz, Elizete e Zé, que me receberam em sua casa na etapa final do mestrado e foram meu pedacinho de casa por alguns meses. Sou imensamente grata por terem cuidado tão bem de mim, pela companhia e pelos momentos leves e felizes.

A todos que não citei o nome, mas que contribuíram de forma direta ou indireta, para a realização desse trabalho.

## **Influência de um mineroduto de Bauxita nas assembleias de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT) (Insecta) em riachos da Amazônia Oriental**

### **RESUMO**

Os ecossistemas aquáticos na Amazônia Oriental, apesar de serem reconhecidos por sua notável biodiversidade e complexidade, enfrentam ameaças significativas, especialmente devido à atividade mineradora, que embora em menor escala comparada a outros usos da terra possui potencial para causar danos ambientais consideráveis. Diante disso, nosso objetivo foi avaliar os efeitos da presença do mineroduto no ambiente, na diversidade taxonômica e funcional de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT) em riachos na Amazônia Oriental. A pesquisa foi realizada em 32 riachos (16 com e 16 sem influência de mineroduto) entre os municípios de Paragominas até Barcarena, no estado do Pará. Foram coletados 828 indivíduos de EPT, pertencentes a 13 famílias e 29 gêneros. Os resultados indicam que o mineroduto causou diferenças no sobre o ambiente e a composição taxonômica de EPT, mas não na diversidade funcional, riqueza e abundância. Apesar da ausência de diferença na riqueza e abundância de EPT entre os tratamentos estudados, é possível que tenha havido uma dinâmica de substituição de espécies, corroborada pela diferença que encontramos na composição taxonômica. A diversidade funcional não capturou o efeito da presença do mineroduto e estradas, possivelmente em virtude da similaridade funcional dos gêneros encontrados. Essas diferenças de respostas ou de sensibilidade em detectar as alterações no hábitat e na paisagem destacam a necessidade de utilizar diferentes métricas de diversidade em estudos ecológicos porque a resposta pode variar de acordo com o distúrbio e a intensidade dele no ambiente e na biota.

**Palavras-Chave:** Ecologia de riachos, Macroinvertebrados bentônicos, Filtro ambiental Sistema lótico

**Influence of a bauxite pipeline on the EPT Ephemeroptera, Plecoptera, and Trichoptera (EPT) community in streams of the Eastern Amazon**

### ***ABSTRACT***

Aquatic ecosystems in the Eastern Amazon, despite being recognized for their remarkable biodiversity and complexity, face significant threats, particularly due to mining activities. Although mining occurs on a smaller scale compared to other land uses, it has the potential to cause considerable environmental damage. In light of this, our objective was to evaluate the effects of the presence of a mining pipeline on the environment, as well as on the taxonomic and functional diversity of Ephemeroptera, Plecoptera, and Trichoptera (EPT) in streams in the Eastern Amazon. The research was conducted in 32 streams (16 influenced by the pipeline and 16 not influenced) between the municipalities of Paragominas and Barcarena, in the state of Pará. A total of 828 EPT individuals were collected, belonging to 13 families and 29 genera. The results indicate that the pipeline caused differences in the environment and the taxonomic composition of EPT, but not in functional diversity, richness, and abundance. Despite the absence of differences in the richness and abundance of EPT between the studied treatments, it is possible that a species turnover dynamic occurred, corroborated by the difference we found in taxonomic composition. Functional diversity did not capture the effect of the presence of the pipeline and roads, possibly due to the functional similarity of the genera found. These differences in responses or sensitivity in detecting habitat and landscape changes highlight the need to use different diversity metrics in ecological studies because the response can vary according to the disturbance and its intensity in the environment and biota.

**Keywords:** Stream ecology, benthic macroinvertebrates, environmental filter, lotic system

## Sumário

RESUMO .....	7
<i>ABSTRACT</i> .....	8
Sumário .....	9
Introdução .....	10
Material e métodos .....	12
3.1 Área de estudo .....	12
3.4 Coleta biológica .....	14
3.2 Mensuração de variáveis ambientais .....	15
3.5 Características funcionais .....	16
Resultados .....	20
Discussão .....	23
Conclusão .....	27
Anexos .....	42

# 1 **Influência de um mineroduto de Bauxita nas assembleias de Ephemeroptera,** 2 **Plecoptera e Trichoptera (EPT) (Insecta) em riachos da Amazônia Oriental**

3  
4 Este trabalho está formatado nas normas da revista *Hydrobiologia*

## 5 6 **Introdução**

7  
8 Um dos principais objetivos dos estudos ecológicos é aumentar a eficiência das  
9 ações de conservação de biodiversidade (Mendes et al., 2020). Os ecossistemas  
10 aquáticos são conhecidos por sua complexidade ambiental (Bernardo & Britto, 2016) e  
11 sensibilidade ambiental (Dijkstra; Monaghan; Pauls, 2014). Esses ecossistemas sofrem  
12 constantemente com as mudanças decorrentes de atividades antropogênicas. Na  
13 Amazônia Oriental, tais atividades resultam na conversão de áreas florestais em espaços  
14 urbanos, áreas destinadas à agricultura ou pecuária e, em alguns casos, são direcionadas  
15 às atividades de mineração (Juen et al., 2016). Essas transformações têm o potencial de  
16 provocar mudanças significativas no solo e nos riachos, impactando negativamente a  
17 biodiversidade local (Martins et al., 2014).

18 Apesar da mineração ocorrer em uma menor escala quando comparada com  
19 outros usos da terra, é uma atividade com potencial de causar danos consideráveis ao  
20 meio ambiente (Rico-Sánchez et al., 2022). A bauxita é dos principais focos de  
21 exploração, porém sua extração envolve a retirada de grandes quantidades de solo  
22 superficial, causando impactos no solo, no ar, nos ambientes aquáticos e nas  
23 comunidades biológicas (Kusin et al., 2017). O tipo de transporte de bauxita adotado  
24 pela mineradora norueguesa Hydro Aluminium no estado do Pará foi através de um  
25 mineroduto enterrado de 244 km cortando sete municípios paraenses: Paragominas,  
26 Ipixuna do Pará, Tomé-Açu, Acará, Moju, Abaetetuba e Barcarena (Menezes et al.,  
27 2014).

28 Mesmo sendo menos danosos do que outros sistemas de transporte de minério,  
29 esse tipo de implantação pode levar ao vazamento de rejeitos no solo e nos corpos  
30 d'água próximos do duto, uso de grandes quantidades de água para o escoamento do  
31 minério no duto (Castro & Carmo, 2019). Os riachos cortados pelo mineroduto também  
32 necessitam de pontes e estradas laterais para manutenção do duto. A construção das  
33 pontes envolve também a implementação de manilhas de concreto para canalização dos  
34 riachos, podendo interferir no fluxo de água. Enquanto as estradas laterais provocam a

35 retirada ou modificação da vegetação marginal, causando fragmentação florestal e  
36 tornando os riachos mais suscetíveis a impactos. Essa vegetação atua diretamente na  
37 proteção da morfologia do canal, estabilidade de barrancos e margens, disponibilidade  
38 de luz, temperatura da água (Astudillo et al., 2016) e na entrada de material alóctone de  
39 folhas, galhos e troncos caídos da vegetação marginal (Russo et al., 2002). Mudanças  
40 nesse ambiente têm efeitos diretos na disponibilidade de recursos alimentares e abrigos  
41 para esses organismos (Gonçalves Júnior et al., 2014; Leal et al., 2016), como a entrada  
42 de sedimentos finos nos riachos causada pela retirada de vegetação marginal  
43 (Yoshimura, 2012), soterrar microhabitats importantes para a biota aquática (Azevedo-  
44 Santos et al., 2021).

45 Os insetos das ordens Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT) são  
46 usados em estudos ecológicos por serem importantes bioindicadores ambientais, dado  
47 sua alta especificidade de hábitat, diversidade e ampla distribuição (Brasil et al., 2020).  
48 São importantes elos no fluxo de energia (Suter & Cormier, 2015), desempenhando  
49 funções ecossistêmicas através do processamento da matéria orgânica e reciclagem dos  
50 nutrientes, (Suter & Cormier, 2015; Cummins & Merritt, 2005; Lima et al., 2022). Os  
51 gêneros de EPT possuem diferentes níveis de tolerância frente a distúrbios causados  
52 pela mineração, sendo alguns táxons mais tolerantes à contaminação por metais e  
53 poluição inorgânica do que outros (Espinosa et al., 2016; Rivera-Pérez et al., 2023).  
54 Muitos estudos ecológicos têm como base a abordagem taxonômica, funcional ou  
55 ambas, sendo capazes de detectar diferentes respostas ecológicas das comunidades de  
56 EPT (e.g. Luiza-Andrade et al., 2017a; Brasil et al 2019; .

57 A diversidade funcional relaciona-se aos componentes da biodiversidade que  
58 têm influência sobre como um ecossistema funciona (Tilman, 2001) por meio dos  
59 organismos. Características funcionais ou *traits* são definidos como qualquer  
60 característica fisiológica, fenológica ou morfológica que impactam indiretamente na  
61 aptidão do indivíduo, por meio dos seus efeitos na reprodução, crescimento e  
62 sobrevivência do mesmo (Violle et al., 2007). Dessa forma, estudos utilizando *traits*  
63 como proxy têm contribuído para identificar quais características funcionais respondem  
64 aos filtros ambientais (Rosenfield; Müller, 2020) e/ou às modificações antrópicas,  
65 porém ainda é uma abordagem pouco explorada nos grupos de invertebrados aquáticos  
66 (Brasil et al., 2020a).

67 Os componentes da abordagem de diversidade funcional mais usados incluem:  
68 riqueza funcional (FRic), que mensura o tamanho do espaço funcional que as espécies

69 da comunidade ocupam (Villéger et al., 2008), assim como a faixa de valores das  
70 características funcionais (Zhang et al, 2012); a uniformidade funcional (FEve), que se  
71 refere ao grau de biomassa que a comunidade ocupa dentro do espaço multidimensional  
72 de características para fazer uso dos recursos disponíveis (Villéger et al., 2008; Mason  
73 et al., 2005), e a alta divergência funcional (Fdiv) que indica que há baixa competição  
74 por recursos, e é resultado do elevado nível de diferenciação de nicho (Mason et al.,  
75 2005).

76 Devido a esse potencial, estudos utilizando essa abordagem têm contribuído  
77 para identificar quais características funcionais respondem a filtros ambientais  
78 (Rosenfield; Müller, 2020) e às modificações antrópicas, porém ainda é uma abordagem  
79 pouco explorada nos grupos de invertebrados aquáticos (Brasil et al., 2020).

80 A abordagem taxonômica, ao longo das décadas, trouxe *insights* valiosos sobre a  
81 dinâmica das comunidades de EPT em riachos (Price et al., 1995; Wickramasinghe et al.,  
82 2004; Faria et al., 2021). Da mesma forma, mais recentemente a abordagem funcional  
83 de EPT tem se destacado e demonstrado eficiência em apresentar respostas importantes  
84 sobre os impactos trazidos pelas alterações antrópicas no ambiente (Castro et al., 2018;  
85 Lima et al., 2022). Essas abordagens, de forma complementar, podem fornecer um  
86 melhor entendimento sobre as relações entre a biota aquática e impactos humanos  
87 (Luiza-Andrade et al., 2017a).

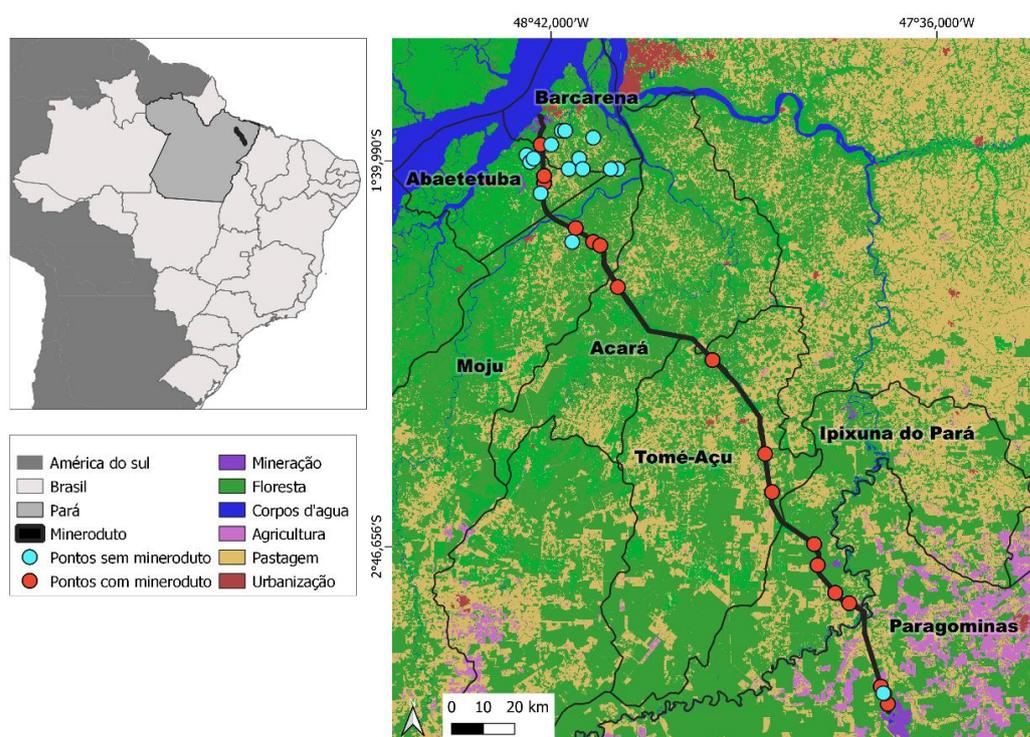
88 Diante disso, o objetivo dessa dissertação foi avaliar os efeitos da presença do  
89 mineroduto no ambiente, na diversidade taxonômica e funcional de Ephemeroptera,  
90 Plecoptera e Trichoptera (EPT) em riachos na Amazônia Oriental. A principal hipótese é  
91 que alterações ambientais promovidas pela presença do mineroduto são deletérias para o  
92 habitat e para a biota aquática. Sendo assim, nossas hipóteses são que: (1) Riachos com  
93 presença de mineroduto têm menor riqueza taxonômica, abundância e diversidade  
94 funcional do que riachos sem a presença do mineroduto; (2) As variáveis ambientais e  
95 composição de gêneros de EPT são diferentes entre os tratamentos (riachos com e sem  
96 presença do mineroduto); (3) As variáveis ambientais influenciam na riqueza  
97 taxonômica e abundância de EPT.

98

## 99 **Material e métodos**

### 100 *3.1 Área de estudo*

101 O estudo foi conduzido em sete municípios: Paragominas, Ipixuna do Pará,  
 102 Tomé-açu, Acará, Moju, Abaetetuba e Barcarena, localizados no nordeste do estado do  
 103 Pará, Brasil (Fig. 1). A paisagem natural da região é formada por uma densa floresta  
 104 ombrófila com manchas pequenas de florestas aluviais e de várzea (De Paula et al.,  
 105 2021). O clima prevalente na região é 'Af', de acordo com a classificação de Köppen-  
 106 Geiger, ou seja, tropical úmido, grande precipitação anual acumulada (Andrade Moreira  
 107 et al., 2019), que pode alcançar 2.200 mm, e mensalmente com médias de 180 mm (Vale,  
 108 2008). A média de temperatura anual na região é de 27,2 °C e a umidade relativa média  
 109 é de 81% (Oliveira-Junior et al., 2015). Os riachos coletados são pertencentes as bacias  
 110 do Rio Capim, do Rio Tomé-açu, do Rio Mariquita e bacia do Rio Moju.



111  
 112 **Fig.1** Mapa da área de estudo destacando os pontos de coleta com mineroduto (em vermelho) e sem  
 113 mineroduto (em azul) mostrando os principais usos do solo na região.

114  
 115 Historicamente, a mesorregião Nordeste Paraense tem sofrido um processo de  
 116 descaracterização em consequência do desmatamento que se iniciou e se intensificou  
 117 durante a construção da rodovia BR-010 Belém-Brasília (Cordeiro et al., 2017; Vale,  
 118 2008). Nesse período, a extração mineral, o extrativismo madeireiro, a agropecuária e a  
 119 agricultura passaram a ser determinantes na mudança da paisagem amazônica na região  
 120 (Gardner et al., 2013; Cordeiro et al., 2017), variando de áreas muito impactadas a  
 121 florestas ombrófila densa. Apesar da área de estudo sofrer com diversos tipos de uso da

122 terra, as áreas de preservação permanente das matas ciliares dos riachos coletados são  
123 conservadas, com pelo menos 5 metros de largura. Para não desconsiderar essas  
124 influências, utilizamos as métricas de porcentagem de uso do solo e um índice de  
125 integridade de hábitat em conjunto com as demais variáveis ambientais preditoras para  
126 verificar se elas também atuam sobre as comunidades EPT em associação com a  
127 presença do mineroduto.

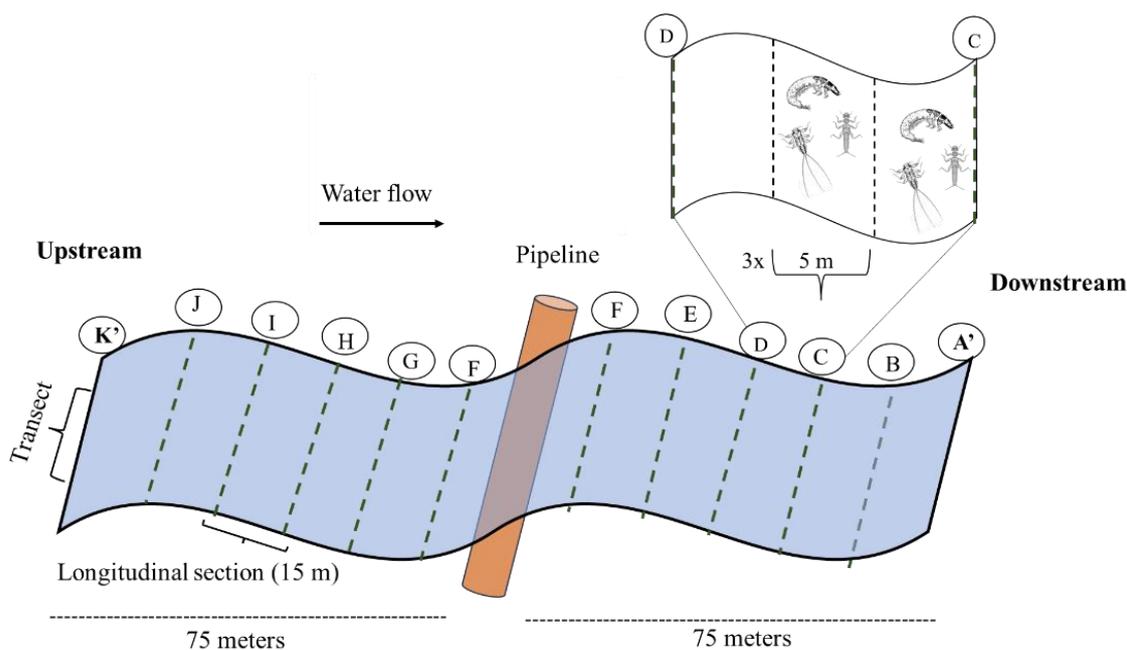
128

### 129 *3.4 Coleta biológica*

130 A coleta biológica foi feita em 32 riachos de 1<sup>a</sup> a 3<sup>a</sup> ordem, segundo a  
131 classificação proposta por Strahler (1957), em outubro de 2022, durante a estação seca  
132 da região que vai de junho a novembro (Lima et al., 2014). Foram selecionados 16  
133 riachos em áreas florestadas, sem interceptação do mineroduto, e 16 riachos cortados  
134 pelo mineroduto e por estradas que permitem o acesso para manutenção desses dutos.  
135 Em cada riacho amostrado foi definido um trecho de 150 m, dividido por 11 transectos  
136 equidistantes em 10 seções longitudinais de 15 metros, cada um subdividido em 3  
137 segmentos de 5 metros. Os espécimes imaturos foram coletados apenas nos dois  
138 primeiros segmentos de cada seção onde o terceiro segmento foi utilizado para evitar  
139 perturbação dos segmentos seguintes (Faria et al., 2021) (Fig. 2). Os transectos foram  
140 nomeados das letras de “A” (mais a jusante) a “K” (mais a montante) e as seções  
141 definidas entre os transectos seguiram a nomenclatura dos mesmos (AB, BC, CD..., JK)  
142 (Juen et al., 2016). Os riachos cortados pelo mineroduto foram divididos em 75 metros  
143 acima (montante) e 75 metros abaixo (jusante) da tubulação.

144 As comunidades de EPT foram coletadas utilizando uma rede de mão circular  
145 denominada como “rapiché” (18 cm de diâmetro e malha de 250 µm). Os organismos  
146 coletados foram triados ainda em campo e fixados em álcool 85% (Shimano et al.,  
147 2018).

148 Os espécimes de EPT coletados foram identificados até o nível de gênero, com  
149 as chaves taxonômicas para cada ordem a partir da literatura para organismos da região  
150 amazônica (Domínguez, 2006; Hamada et al., 2014; Salles et al., 2014). O material  
151 biológico foi tabulado para a etapa de análise estatística e os exemplares foram  
152 depositados na coleção zoológica do Laboratório de Ecologia e Conservação da  
153 Universidade Federal do Pará.



154

155 **Fig.2** Delineamento amostral do trecho de coleta de larvas de EPT em riachos com mineroduto na área de  
 156 mineração de bauxita da empresa Norsk Hydro situada no nordeste da Amazônia.

157

### 158 3.2 Mensuração de variáveis ambientais

159 Dentro do trecho delimitado foi utilizado o protocolo de avaliação ambiental de  
 160 riachos de Peck et al. (2006). Este protocolo já foi utilizado em vários estudos na  
 161 Amazônia (Cruz et al., 2022; Faria et al., 2021; Juen et al., 2016). Ele avalia métricas  
 162 sobre a morfologia do canal, hidrodinâmica, substratos, vegetação ribeirinha,  
 163 disponibilidade de abrigos para a biota aquática, influências antrópicas, entre outras  
 164 (Peck et al., 2006). Adicionalmente, foram mensuradas as variáveis físico-químicas  
 165 oxigênio dissolvido (mg/L), condutividade elétrica ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ), potencial hidrogeniônico  
 166 (pH), e temperatura da água ( $^{\circ}\text{C}$ ) nas extremidades e no meio de cada trecho (transectos  
 167 A, F e K) através de uma sonda multiparâmetro Horiba U-5000.

168 Além das métricas do protocolo de Peck et al., (2006), também utilizamos o  
 169 Índice de Integridade de Hábitat (IIH) com variável ambiental (Anexo 1). Esse índice é  
 170 um questionário constituído por 12 questões que avaliam as condições do ambiente,  
 171 levando em conta aspectos como: uso da terra, vegetação ripária, características do leito,  
 172 vegetação aquática, estrutura do canal, detritos entre outros (Nessimian et al., 2008;  
 173 Anexo 1). Essas métricas são apontadas na literatura como importantes preditoras da  
 174 distribuição de insetos aquáticos (Brasil et al., 2020)

175

176 A caracterização dos usos e coberturas de terra foi realizada nos buffers dos trechos de  
177 riachos avaliados neste estudo utilizando três *softwares* de geoprocessamento.

178 O ArcGis 10.1 (Esri, 2014) foi utilizado para delimitar os limites das redes de  
179 drenagem das microbacias de cada trecho. Elas foram revisadas por imagens de satélite  
180 Landsat de 2018 e do Google Earth de 2008 (<http://earth.google.com>), com modelos  
181 digitais de elevação do terreno (SRTM) com resolução espacial de 30 metros. Para o  
182 Processamento Digital de Imagens foram utilizadas imagens do conjunto de satélites  
183 Landsat do ano de 2021. Todas as etapas de manipulação das imagens foram realizadas  
184 através dos *softwares* ArcGis 10.1 (Esri, 2014), PCI Geomatica V10.1 (PCI, 2007) e  
185 Ecognition (Definiens, 2009), onde foram efetuados os seguintes procedimentos:  
186 correção atmosférica, confecção de mosaicos, classificação supervisionada orientada ao  
187 objeto e validação com imagens do MapBiomas dos mesmos períodos. As classes de  
188 usos e coberturas de terra (UCT) foram identificadas por meio do processamento  
189 imagens de satélite (PDI). As classes identificadas usadas neste trabalho foram:  
190 formação florestal e pastagem. Elas foram usadas nas análises. Após a classificação das  
191 imagens e posterior validação dos usos e coberturas de terra, as dimensões de cada  
192 classe foram quantificadas em km<sup>2</sup>, na escala espacial da paisagem, segundo  
193 metodologias adaptadas de Wang et al. (2000), Clapcott et al., (2012) e Feld (2013):  
194 *Buffer* de 150 m.

195

### 196 3.5 Características funcionais

197 Foram selecionadas quatro características funcionais relacionadas à ecologia,  
198 mobilidade e morfologia dos insetos que potencialmente respondem as variações  
199 ambientais de acordo com a literatura: hábito alimentar (coletor-agarrador, fragmentador,  
200 raspador, coletor-filtrador e predador); refúgio (vida livre, construtores de redes de seda,  
201 construtores de refúgio de areia e madeira e construtores de abrigo de folhas);  
202 locomoção (escavador, reptante, agarrador e nadador) e respiração (cutícula e brânquias)  
203 (Luiza-Andrade et al., 2017; Poff et al., 2006). As características funcionais foram  
204 quantificadas tendo como base o banco de dados funcionais de Santos et al., (2024)  
205 (Tabela 1; Tabela suplementar 1)

206

207 Tabela 1 Características funcionais de insetos aquáticos das ordens Ephemeroptera, Plecoptera e  
208 Trichoptera (EPT) selecionadas para o presente estudo e sua respectiva importância ecológica  
209 relacionadas com as hipóteses testadas no nosso estudo.

210

<b>Características funcionais</b>	<b>Traços funcionais</b>	<b>Referências</b>
	Coletor-agarrador	
<b>Grupo funcional alimentar</b>	Fragmentador	Castro et al., 2016
	Coletor-filtrador	
	Raspadores	
	Predador	
<b>Refúgio</b>	Vida livre	Malacarne et al., 2023
	Construtores de redes de seda	
	Construtores de refúgio de areia e madeira	
	Construtores de abrigo de folhas	
<b>Locomoção</b>	Escavador	Hamada et al., 2014
	Reptante	
	Agarrador	
	Nadador	
<b>Respiração</b>	Cutícula	Jesus & Monteiro, 2022
	Brânquia	

211

212

213 *3.7 Análise de dados*

214 Em nosso estudo cada riacho foi considerado uma unidade amostral  
215 independente, totalizando 32 amostras. Foi realizada uma seleção das variáveis  
216 ambientais (físico-químicas, ITH, variáveis de estrutura de habitats físicos e uso da terra),  
217 que pudessem ser relevantes para os grupos estudados. Inicialmente foram retiradas  
218 aquelas com frequência de zero em mais que 70% das amostras. A fim de diminuir a  
219 multicolinearidade entre as variáveis quantificadas, foi feita uma matriz de correlação  
220 de Pearson com todas as variáveis tendo como valor de corte variáveis altamente  
221 correlacionadas  $|\geq 0,7|$  utilizando como critério de permanência na análise aquelas com  
222 maior importância ecológica para os grupos estudados de acordo com a literatura (Juen  
223 et al., 2016). Ao final, restaram 18 variáveis ambientais incluindo variáveis físico-

224 químicas, de uso da terra morfologia do canal, substrato, cobertura de dossel, madeira  
225 submersa no canal, abrigo, impacto humano (Tabela suplementar 2).

226 Para testar a hipótese (1), de que riachos com a presença do mineroduto têm  
227 menor riqueza taxonômica, abundância e diversidade funcional do que riachos sem a  
228 presença do mineroduto, foi realizado um Modelo Linear Generalizado Misto (GLMM).  
229 Para as métricas de riqueza e abundância utilizou-se a família de distribuição Poisson.  
230 Os modelos foram ranqueados de acordo com os valores de *Akaike Information*  
231 *Criterion* (AIC) para selecionar o modelo mais parcimonioso. Enquanto para avaliar a  
232 diversidade funcional, inicialmente foram gerados os índices de diversidade funcional:  
233 riqueza funcional (FRiq), uniformidade funcional (FEve) e divergência funcional (FDiv).  
234 Cada um desses componentes da abordagem funcional fornece informações  
235 independentes quanto à distribuição dos gêneros no espaço de características funcionais  
236 (Mason et al., 2013). O índice de riqueza funcional diz respeito à quantidade de nicho  
237 ocupado por espécies numa comunidade (Mason et al., 2005). Esse índice depende não  
238 só do tamanho do nicho funcional que as espécies ocupam, mas também da faixa de  
239 valores das características funcionais (Zhang et al., 2012), e independe da abundância.  
240 Uma baixa riqueza funcional indica que alguns dos recursos disponíveis não estão  
241 sendo utilizados pela comunidade. (Mason et al., 2005), e uma maior riqueza funcional  
242 indica que mais nichos são preenchidos por táxons (Castro et al., 2018). Já a  
243 uniformidade funcional, também chamada regularidade funcional, mede o quão  
244 uniforme as espécies estão distribuídas no espaço funcional, com ponderação pela  
245 abundância de indivíduos (Zhan et al., 2012).

246 O índice de divergência funcional é calculado utilizando o valor médio das  
247 características funcionais para cada uma das espécies de uma comunidade (Mason et al.,  
248 2005). Dessa forma, as comunidades com a alta divergência funcional podem aumentar  
249 a função ecossistêmica devido ao uso mais eficiente de recursos (Zhan et al., 2012).  
250 Após gerados os índices, utilizou-se o GLMM com a família de distribuição beta, na  
251 qual é a mais adequada quando as variáveis resposta são de natureza contínua que  
252 variam de 0 a 1 (Silva et al., 2022), que é o caso dos índices de diversidade funcional  
253 usados nesse estudo. Em ambas as análises, as variáveis de uso da terra e IHH foram  
254 utilizadas como variáveis aleatórias afim de controlar um possível efeito dessas  
255 variáveis e testar apenas o efeito do mineroduto, tendo como preditores categóricos os  
256 riachos com e sem mineroduto. Foi utilizado o modelo global como critério de seleção  
257 do modelo.

258 Para testar a hipótese (2), de que as variáveis ambientais e composição de  
259 gêneros de EPT são diferentes entre os tratamentos, foi utilizada uma Análise de  
260 Componentes Principais (PCA), inicialmente para verificar a variação ambiental das  
261 variáveis amostradas, destacando aquelas com valor de explicação  $>0.600$  nos dois  
262 primeiros eixos. O método do Broken-stick foi usado para escolher os componentes  
263 principais mais significantes. Para verificar se havia diferença das variáveis ambientais  
264 entre os tratamentos foi utilizada uma Análise Multivariada de Variância de Permutação  
265 (PERMANOVA) com 999 permutações, onde as variáveis ambientais foram  
266 padronizadas com o método *standardize* e o cálculo da dissimilaridade foi feito a partir  
267 da distância euclidiana. Já para a testar a composição entre os tratamentos, também foi  
268 utilizada a PEMANOVA, mas com a matriz de distância de Bray-Curtis, usando dados  
269 de abundância.

270 Para testar a hipótese (3), de que as variáveis ambientais influenciam a riqueza  
271 taxonômica abundância e nas características funcionais de EPT foram utilizados  
272 modelos lineares generalizados (GLM), com a família de distribuição Poisson, para  
273 riqueza e abundância como variáveis resposta. Os modelos foram ranqueados conforme  
274 os valores de *Akaike Information Criterion* (AIC).

275

276

277

278

279

280

281

282

283

284

285

286

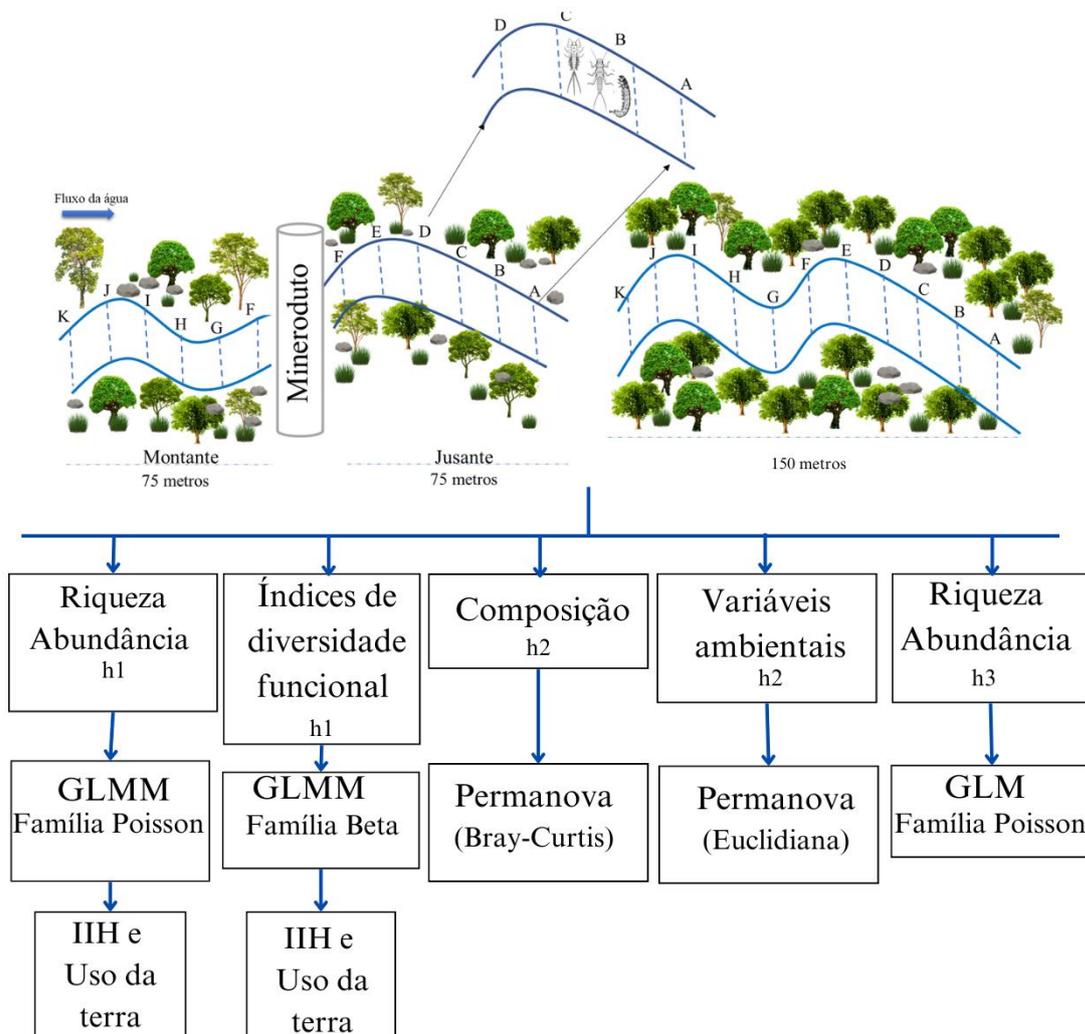
287

288

289

290

291



292

293

294 **Fig. 3** Fluxograma das análises estatísticas realizadas para testar as hipóteses (h1, h2, h3 e h4) propostas  
 295 no estudo sobre a influência da presença do mineroduto e da estrada de acesso lateral, na diversidade  
 296 taxonômica e funcional de EPT na Amazônia Oriental  
 297

298

299

300

301

302

303

304

305

306

307

308

309

310

**Fig. 3** Fluxograma das análises estatísticas realizadas para testar as hipóteses (h1, h2, h3 e h4) propostas no estudo sobre a influência da presença do mineroduto e da estrada de acesso lateral, na diversidade taxonômica e funcional de EPT na Amazônia Oriental

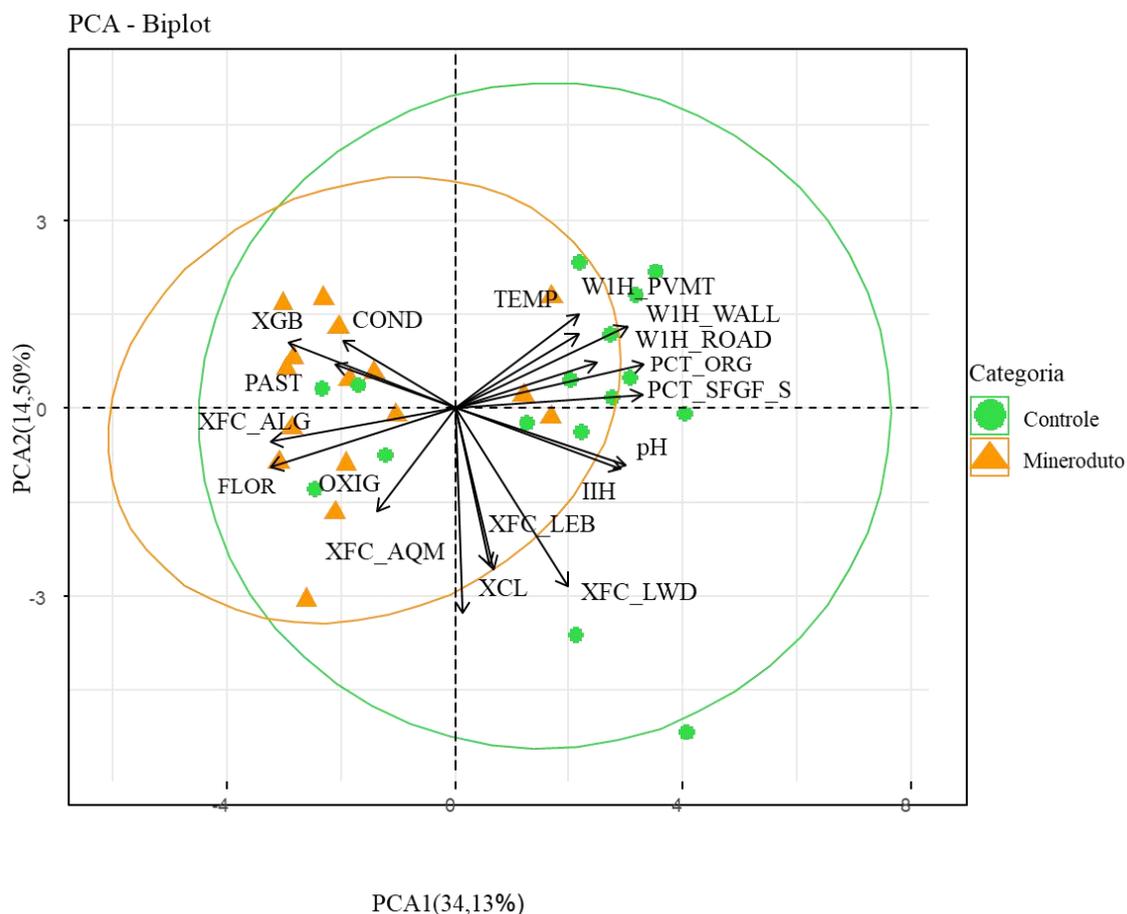
Todas as análises foram realizadas no programa estatístico R. Para rodar a PCA foi usada função `prcomp` do pacote *vegan*. A PERMANOVA foi feita usando a função `adonis` do pacote *vegan*. A significância dos modelos da RLQ foi verificada por meio da função `fourthcorner` do pacote *ade4* baseada em 9999 repetições. Foram calculados os índices `Fric`, `Feve` and `Fdis` usando a função `dbFD` do pacote *FD* e o pacote *vegan*, baseado na dissimilaridade funcional de Gower. O GLMM usou o pacote *glmmTLB*, `lme4` `car` e para o GLM o pacote *MASS*.

## Resultados

O resultado do GLMM não corroborou com hipótese (1), já que não houve diferença na riqueza e abundância de EPT ( $R^2=0.04$ ,  $z= -1.112$ ,  $p=0.265$ ;  $R^2=0.02$ ,  $z=-0.819$ ,  $p=0.413$ ) nos riachos com e sem influência do mineroduto. Os índices de

311 diversidade funcional também não apresentaram diferença entre os tratamentos  
 312 estudados: riqueza funcional ( $R_2=0.278$ ,  $z= -0.496$ ,  $p=0.620$ ), uniformidade funcional  
 313 ( $R_2=0.965$ ,  $z= 0.540$ ,  $p=0.589$ ) e divergência funcional ( $R_2=0.590$ ,  $z= -0.533$ ,  $p=0.594$ ).

314 A hipótese (2) foi corroborada, onde houve diferença nas variáveis ambientais  
 315 entre os riachos com e sem mineroduto (PERMANOVA, Pseudo-F=5.999; DF= 1;  
 316  $p<0.01$ ), bem como houve uma diferença significativa na composição de gêneros nos  
 317 tratamentos estudados (PERMANOVA, Pseudo-F=1.720; DF= 1;  $p=0.04$ ). Os  
 318 resultados da Análise de Componentes Principais (PCA) representou 48.63% de  
 319 explicação da variabilidade total dos dados nos dois primeiros eixos. Os riachos sem  
 320 mineroduto demonstraram uma distribuição mais dispersa no gráfico, enquanto que os  
 321 riachos associados à presença do mineroduto estão mais agrupados à esquerda do  
 322 mesmo. (Fig. 4).



323 **Fig.4** Análise de Componentes Principais (PCA) das variáveis ambientais selecionadas (ver materiais e  
 324 métodos) nos riachos amostrados. Substrato < 16 mm (%) (PCT\_SFGF\_S), Matéria Orgânica (%)  
 325 (PCT\_ORG), Dossel Árvores Grandes (XCL), Solo Exposto (XGB), Abrigo - Alga Filamentosa  
 326 (XFC\_ALG C), Abrigo – Macrófita (XFC\_AQM), Abrigo - Madeira Grande (XFC\_LWD), Abrigo -  
 327 Banco de Folhas (XFC\_LEB), Proximidade Construção (W1H\_WALL), Proximidade Estrada  
 328 (W1H\_PVMT) e Proximidade Rodovia (W1H\_ROAD), Condutividade elétrica (COND), Oxigênio  
 329 dissolvido (OXIG), Temperatura da água (TEMP), Índice de Integridade de hábitat (I1H), Floresta  
 330 (FLOR) e Pastagem (PAST).

332

333 As variáveis que tiveram maior contribuição no primeiro eixo foram  
 334 "Substrato >16 mm" (PCT\_SFGE\_S) e "Matéria orgânica" (PCT\_ORG) relacionando  
 335 positivamente, e "Abrigo – Alga filamentosa" (XFC\_ALG) e "Floresta" (FLOR) tendo  
 336 relação negativa. No segundo eixo, variáveis que mais contribuíram foram "Dossel –  
 337 Árvores grandes" (XCL), "Abrigo – Madeira Grande" (XFC\_LWD) e "Abrigo –  
 338 Macrófita" (XFC\_AQM) relacionando negativamente, e "Proximidade Construção"  
 339 (W1H\_ROAD) e "Temperatura da água" (TEMP) relacionadas positivamente (Tabela 2).  
 340

341 Tabela 2 Resultado da Análise de Componentes Principais, mostrando valores de *Broken Stick*,  
 342 autovalores e percentual de explicação nos dois primeiros eixos da análise, e a variação ambiental entre os  
 343 riachos com e sem mineroduto dos municípios estudados. Os valores em negrito referem-se as variáveis  
 344 com maior contribuição para a formação dos eixos ( $\geq 0.600$ )

Sigla	Variáveis	Eixo I	Eixo II
PCT_SFGE_S	Substrato < 16 mm	<b>0.783</b>	0.049
PCT_ORG	Matéria Orgânica (%)	<b>0.792</b>	0.164
XCL	Dossel de árvores Grandes	0.034	<b>-0.776</b>
XGB	Solo exposto	<b>-0.695</b>	0.250
XFC_ALG	Alga filamentosa	<b>-0.769</b>	-0.129
XFC_AQM	Abrigo de macrófita	0.159	<b>-0.607</b>
XFC_LWD	Abrigo de madeira grande	0.471	<b>-0.672</b>
XFC_LEB	Abrigo de banco de folhas	0.143	-0.594
W1H_WALL	Proximidade de construção	<b>0.721</b>	0.309
W1H_PVMT	Proximidade de estrada	0.517	0.281
W1H_ROAD	Proximidade de rodovia	0.594	0.171
pH	pH	<b>0.717</b>	-0.219
COND	Condutividade elétrica	-0.468	0.255
OXIG	Oxigênio dissolvido	-0.321	-0.391
TEMP	Temperatura	0.518	0.355
III	Índice de Integridade de hábitat	<b>0.695</b>	-0.232
FLOR	Floresta	<b>-0.766</b>	-0.223
PAST	Pastagem	-0.497	0.166
	Autovalor	6.145	2.610
	Broken Stick	3.495	2.495
	Explicação (%)	34.137	14.501

345

346 \*Valores em negrito representam as variáveis com maior contribuição na formação dos eixos.

347

348 Foram coletados um total de 831 indivíduos de EPT, pertencentes a 13 famílias e  
 349 29 gêneros. A ordem mais representativa foi Ephemeroptera (n=402) com maior  
 350 abundância do gênero *Campylocia* Needham & Murphy (1924) (n=140) e *Miroculis*  
 351 Edmunds, 1963 (n=104), seguido da ordem Trichoptera (n=383) com os gêneros  
 352 *Leptonema* Guérin (1843) (n=107) e *Macrostemum* Kolenati, 1859 (n=57) sendo os

353 mais abundantes, e a ordem Plecoptera (n=61) com o gênero *Anacroneturia* Klapálek  
354 (1909) (n=60) (Tabela suplementar 3).

355 Para a hipótese (3), ao analisarmos se houve influência das variáveis ambientais  
356 sobre a riqueza e abundância de EPT, observamos no modelo de GLM, a influência das  
357 variáveis: “Solo exposto”, “Abrigo – Madeira Grande” e “pH”, tendo influência positiva  
358 e “Abrigo – Macrófita” influência negativa na riqueza de EPT ( $R^2= 0.759$ ;  $F_{15,16}=3.364$ ;  
359  $p=0.01$ ). A abundância de indivíduos foi influenciada positivamente pelas variáveis  
360 “Proximidade Estrada” e “pH”, e negativamente pelas variáveis “Matéria Orgânica (%)”,  
361 “Abrigo – banco de Folhas” e “Proximidade Construção”, na riqueza de EPT ( $R^2=$   
362  $0.576$ ;  $F_{16,15}=3.636$ ;  $p=0.01$ ) (Tabela 3; Tabela suplementar 4).

363 Tabela 3 Variáveis preditoras que influenciaram as variáveis resposta analisadas (Riqueza e Abundância)  
364 em comunidades de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera de riachos com e sem a presença de  
365 mineroduto do nordeste da Amazônia brasileira.  
366

<b>Métrica</b>	<b>Variáveis ambientais</b>	<b>Beta</b>	<b>Std. Error</b>	<b>t value</b>	<b>p value</b>
<b>Riqueza</b>	Solo Exposto	0.178	0.077	2.301	0.035
	Abrigo – Macrófita	-0.238	0.065	-3.642	0.002
	Abrigo - Madeira Grande	0.167	0.063	2.635	0.018
	pH	1.737	0.643	2.700	0.016
<b>Abundância</b>	Matéria Orgânica (%)	-0.498	0.224	-2.226	0.043
	Abrigo - Banco de Folhas	-1.576	0.367	-4.294	0.001
	Construção	-67.351	19.633	-3.431	0.004
	Estrada	78.990	24.792	3.186	0.007
	pH	26.854	7.577	3.544	0.003

367

## 368 **Discussão**

369

370 Riachos com e sem mineroduto não possuem diferença na riqueza, abundância e  
371 na diversidade funcional, apesar de eles terem diferenças nas variáveis ambientais e  
372 composição de gêneros. Também encontramos que as variáveis ambientais possuem  
373 influência na riqueza e composição de espécies. A primeira hipótese não foi corroborada  
374 uma vez que a riqueza e abundância de EPT não diferiram entre os riachos com e sem  
375 mineroduto, bem como os índices funcionais não apresentaram diferença. É sabido que  
376 o volume de nicho ecológico ocupado pela fauna é influenciado pela adição ou remoção  
377 de espécies com características distintas (Villéger et al., 2008). Portanto, é possível que  
378 os gêneros que ocupam os nichos disponíveis nesses ambientes possuam características  
379 funcionais semelhantes, ou seja, são funcionalmente similares (Luiza-Andrade et al.,  
380 2017) e por isso não contribuam para expandir espaço ocupado no nicho e, assim não  
381 apresentando diferença nos índices testados (Villéger et al., 2008). Como foi encontrada

382 diferença nas condições ambientais e na composição de gêneros entre os tratamentos, é  
383 possível que os gêneros estejam ocupando nichos ecológicos semelhantes ou  
384 sobrepostos (Luiza-Andrade., 2023). Por exemplo, o corpo achatado, comumente  
385 encontrado em ninfas de Ephemeroptera taxonomicamente diferentes, permite que elas  
386 ocupem habitats parecidos em qualquer riacho (Hamada et al., 2014). Castro et al. (2020)  
387 demonstraram em seu estudo que, apesar da alta taxa de substituição de espécies,  
388 identificada através da métrica de composição taxonômica, o componente de  
389 aninhamento se destacou ao avaliar a diversidade funcional. Ou seja, embora haja  
390 substituição das espécies, ainda há a manutenção da estrutura funcional das espécies  
391 subjacentes, onde as espécies funcionalmente mais semelhantes tendem a ocorrer em  
392 locais semelhantes, mesmo com a mudança na composição taxonômica (Castro et al.,  
393 2020). Por outro lado, ao contrário de nossos resultados, Espinosa et al. (2023),  
394 encontrou diferença entre a diversidade beta funcional entre áreas alteradas pela  
395 mineração e áreas conservadas, que por sua vez foi maior em locais alterados. Porém,  
396 vale ressaltar que a área estudada pelos autores não foi incorporada o uso de  
397 minerodutos para a movimentação dos minérios, podendo estar relacionado com a  
398 intensidade do distúrbio nos diferentes locais de estudo

399       Atividades de uso da terra, como a mineração, causam mudanças físicas na  
400 estrutura dos ambientes aquáticos (Rivera-Pérez et al., 2023), consequentemente  
401 alterando as variáveis e as condições ambientais (Hrovat et al., 2014). Resultados  
402 semelhantes foram encontrados em outros estudos que avaliaram o efeito direto ou  
403 indireto da mineração (Espinosa et al., 2016; Rivera-Pérez et al., 2023). A “matéria  
404 orgânica (%)” e a “temperatura” foram as métricas com maior diferença entre os  
405 tratamentos, possivelmente em virtude da alteração da vegetação ripária em algumas  
406 áreas, influenciando a quantidade de matéria orgânica que adentra o corpo d’água, e  
407 também causando o aumento da temperatura da água (Lima et al., 2022), o que pode  
408 favorecer a ocorrência de gêneros tolerantes de EPT (Shimano & Juen, 2016). Tais  
409 alterações poderiam explicar a diferença encontrada nas variáveis ambientais entre os  
410 riachos com e sem a presença do mineroduto.

411       A composição de gêneros também foi diferente entre os tratamentos,  
412 corroborando com diversos estudos em que composição taxonômica se apresenta como  
413 uma métrica bastante responsiva para avaliar como as comunidades são afetadas por  
414 diferentes usos da terra (Rivera-Pérez et al., 2017; Luiza-Andrade et al., 2017; Brasil et  
415 al., 2014). De acordo com o estudo realizado por Monteiro-Júnior et al. (2013), a

416 composição de EPT foi o parâmetro mais eficiente para caracterizar as mudanças no  
417 ambiente, alterando a comunidade através da dinâmica colonização-extinção de gêneros.  
418 Devido à construção do mineroduto ter ocorrido há aproximadamente 16 anos, é  
419 provável que ele tenha atuado como um filtro ambiental antropogênico na comunidade,  
420 favorecendo a ocorrência ou ausência de certas espécies no decorrer do tempo. Sendo  
421 assim, a substituição de espécies sensíveis por espécies mais tolerantes pode gerar a  
422 similaridade de riqueza e abundância entre áreas conservadas e alteradas. Espinosa et al.  
423 (2020) trabalhando com a comunidade de Ephemeroptera em áreas influenciadas pela  
424 mineração de ferro no Pará encontraram que a substituição de gêneros é maior em  
425 riachos preservados do que em riachos influenciados por essa atividade. Além disso,  
426 Castro et al. (2018) concluíram que nos ambientes de água doce a substituição de  
427 especialistas por generalistas de habitat ocorre como resposta à pressão antrópica de  
428 degradação do hábitat e mudanças da cobertura da terra. Portanto, acreditamos que  
429 atualmente alguns gêneros possam ter sido substituídos por gêneros com resistência e  
430 resiliência, e que por isso as métricas de riqueza e abundância não foram capazes de  
431 detectar o efeito do mineroduto.

432 A hipótese de que as variáveis ambientais teriam influência na riqueza,  
433 abundância foi corroborada. A riqueza, por exemplo, teve até mesmo uma influência  
434 positiva da variável “solo exposto”. Também detectamos uma relação negativa de  
435 macrófitas com a riqueza de EPT. Nos riachos amostrados, foi registrado a presença  
436 tanto de macrófitas nativas quanto de espécies potencialmente invasoras, exemplificadas  
437 pela *Urochloa arrecta* (Hack. ex T. Durand & Schinz) Morrone & Zuloaga (Fares et al.,  
438 2020a). A perda de vegetação ripária, proveniente principalmente de atividades de uso  
439 da terra, acarreta a diminuição do sombreamento, favorecendo a entrada de espécies  
440 invasoras de macrófitas (Fares et al., 2020). Esta categoria de plantas tem rápido  
441 crescimento vegetativo, reduzindo heterogeneidade do substrato, recursos alimentares e  
442 concentração de oxigênio, resultando na exclusão de grupos taxonômicos sensíveis,  
443 como ninfas de Ephemeroptera, por exemplo (Stiers et al., 2011).

444 Além disso, houve uma relação positiva entre a riqueza de gêneros de EPT e  
445 “abrigo - Madeira grande”, que pode estar associado ao uso deste recurso para  
446 alimentação da madeira em si, e biofilme agregado, além de auxiliar no refúgio,  
447 oviposição, muda, pupação, deriva e emergência por diferentes táxons (Testa et al.,  
448 2011). Dessa forma, esse tipo de abrigo aumenta a heterogeneidade do canal, criando  
449 micro-habitat com condições ambientais bastante específicas, o que também poderia

450 explicar a maior riqueza nos riachos sem mineroduto. Detectamos uma relação positiva  
451 entre o pH e a riqueza e abundância corroborando estudos anteriores (Jonsson et al.,  
452 2017), onde a riqueza de táxons e abundância de indivíduos foram relacionados  
453 positivamente com maiores valores de pH. Ademais, os insetos da ordem EPT são  
454 sensíveis a mudanças físico-químicas da água, tendo baixa tolerância a baixos valores  
455 de pH, que normalmente estão associados a riachos impactados (Hepp et al., 2023). É  
456 sabido também que os altos valores de pH favorecem a proliferação de microrganismos,  
457 promovendo mais recursos para as larvas de Ephemeroptera que possuem essa  
458 alimentação (Boyero et al., 2012).

459 Variáveis ambientais relacionadas ao aumento da matéria orgânica e de banco de  
460 folhas nos riachos influenciaram de forma negativa a abundância de EPT. Apesar do  
461 banco de folhas compor um substrato favorável para a maioria dos insetos aquáticos, o  
462 excesso de matéria orgânica pode levar a diminuição de oxigênio disponível na água,  
463 que é essencial para muitos gêneros das ordens EPT, favorecendo o estabelecimento de  
464 táxons de macroinvertebrados mais tolerantes (Espinosa et al., 2023).

465 Praticamente todos os tipos de mineração fazem uso de estradas, seja para  
466 transportar insumos (Azevedo-Santos et al., 2021) ou, no caso do uso do mineroduto, as  
467 estradas e pontes facilitam o acesso para realizar a manutenção do duto e facilitar a  
468 supervisão da área. Notamos que a abundância de EPT diminuiu com a presença de  
469 construções nos locais estudados. Uma possível explicação é que a construção de pontes  
470 para acesso ao mineroduto, por exemplo, interfere o fluxo da água, criando um ambiente  
471 lântico e desfavorável para os gêneros de Ephemeroptera e Trichoptera, que possuem  
472 preferência por ambientes lóticos (Pastuchová et al., 2008). O represamento da água ,  
473 tanto a montante quanto a jusante do mineroduto, também leva à submersão permanente  
474 das raízes da mata ciliar, que apodrecem e morrem (White et al., 2007), causando  
475 abertura do dossel e favorecendo a proliferação de macrófitas (Brejão et al., 2020).  
476 Esses fatores isolados ou atuando em sinergia podem explicar a relação negativa  
477 encontrada entre a abundância e a presença de construções. Contrariamente ao que  
478 esperávamos, houve uma relação positiva entre a abundância e a presença de estradas.  
479 Isso pode ser resultado de gêneros mais tolerantes terem tendência a aumentar sua  
480 abundância em ambientes favoráveis para si e sem competidores, como é o caso de  
481 locais impactados pela presença de estradas e pela supressão florestal (Rivera-Pérez et  
482 al., 2023).

483

## 484 **Conclusão**

485

486 Os resultados deste estudo indicam que as atividades humanas realizadas na  
487 região exercem um impacto significativo sobre o ambiente e a comunidade de  
488 Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera. As variáveis ambientais diferiram entre os  
489 riachos com e sem mineroduto têm o poder exercer influência sobre a riqueza e  
490 abundância de EPTs. Apesar da ausência de diferença na riqueza e abundância de EPT  
491 entre os tratamentos estudados, é possível que tenha havido uma dinâmica de  
492 substituição de espécies, corroborada pela diferença que encontramos na composição  
493 taxonômica. A diversidade funcional não capturou o efeito da presença do mineroduto e  
494 estradas, possivelmente em virtude da similaridade funcional dos gêneros encontrados.  
495 Essas diferenças de respostas ou de sensibilidade em detectar as alterações no hábitat e  
496 na paisagem destacam a necessidade de utilizar diferentes métricas de diversidade em  
497 estudos ecológicos porque a resposta pode variar de acordo com o distúrbio e a  
498 intensidade dele no ambiente e na biota.

499 Sugerimos que estudos futuros devam investigar mais detalhadamente como a  
500 dinâmica da comunidade de EPT e os processos de colonização e extinção das espécies  
501 podem ser influenciados pelo mineroduto e seus impactos indiretos ao longo do tempo.  
502 Estudos futuros devem também considerar o papel das características funcionais dos  
503 gêneros na resposta ao impacto do mineroduto, visando uma compreensão mais  
504 abrangente na comunidade de EPTs. Essas informações são essenciais para o  
505 desenvolvimento de estratégias de manejo eficazes e implementação de medidas de  
506 mitigação adequadas que promovam a conservação da biodiversidade em ambientes  
507 afetados pela atividade mineradora e outros usos da terra.

508

509

510

511

512

513

514

515

516

517 **Referências**

518

519 Andrade Moreira, F. D. S., G. R. B. Ferreira, L. C. Dias & M. I. Vitorino, 2019.  
 520 Variabilidade espaço temporal da precipitação na Cidade de Belém-PA e sua relação  
 521 com a incidência de Leptospirose (Variability temporal space of precipitation in the City  
 522 of Belém-PA and its relation with the incidence of Leptospirosis). *Revista Brasileira de*  
 523 *Geografia Física*, 12(1), 071-080.

524

525 Astudillo, M. R., G. Novelo-Gutiérrez, Vázquez, J. G. García-Franco & A. Ramírez,  
 526 2016. Relationships between land cover, riparian vegetation, stream characteristics, and  
 527 aquatic insects in cloud forest streams, Mexico. *Hydrobiologia*, 768, 167-181.

528

529 Azevedo-Santos, V. M., M. S. Arcifa, M. F. Brito, A. A. Agostinho, R. M. Hughes, J.  
 530 R. Vitule, D. Simberloff, J. D. Olden & F. M. Pelicice, 2021. Negative impacts of  
 531 mining on Neotropical freshwater fishes. *Neotropical Ichthyology*, 19.

532 Bernardo, C. H. & Y. C. T. Britto, 2016. Comparação da macrofauna aquática em  
 533 estação seca e chuvosa em um riacho da APA Tejupá, em Timburi (SP). *Ciência ET*  
 534 *Praxis*, 9(17), 37-42. Bilia, C. G., Pinha, G. D., Petsch, D. K., & Takeda, A. M. (2015).  
 535 Influência da heterogeneidade ambiental sobre os atributos da comunidade de  
 536 Chironomidae em lagoas de inundação neotropicais. *Iheringia. Série Zoologia*, 105, 20-  
 537 27Brasil, L. S., A.

538

539 Boyero, L., R.G.Pearson, , D. Dudgeon, , V.Ferreira, M.A. Graça, , M.O. Gessner, , A.  
 540 Ramírez, et al., 2012. Global patterns of stream detritivore distribution: implications for  
 541 biodiversity loss in changing climates. *Global Ecol. Biogeogr.* 21, 134–141. [http://dx.](http://dx.doi.org/10.1111/j.1466-8238.2011.00673.x)  
 542 [doi.org/10.1111/j.1466-8238.2011.00673.x](http://dx.doi.org/10.1111/j.1466-8238.2011.00673.x).

543

544 Brasil, L. S., E. L de Lima, Z. A. Spigoloni, D. R. G. Ribeiro-Brasil & L. Juen, 2020.  
 545 The habitat integrity index and aquatic insect communities in tropical streams: A meta-  
 546 analysis. *Ecological Indicators*, 116, 106495.

547

548 Brasil, L. S., Juen, L. & H. S. Cabette, 2014. The effects of environmental integrity on  
 549 the diversity of mayflies, Leptophlebiidae (Ephemeroptera), in tropical streams of the  
 550 Brazilian Cerrado. In *Annales de Limnologie-International Journal of Limnology* (Vol.  
 551 50, No. 4, pp. 325-334). EDP Sciences.

552

553 Brejão, G. L., F. B. Teresa, , & P. Gerhard, 2020. When roads cross streams: fish  
 554 assemblage responses to fluvial fragmentation in lowland Amazonian  
 555 streams. *Neotropical Ichthyology*, 18.

556

557 Castro, D. M. P., S. Dolédec & M. Callisto, 2018. Land cover disturbance homogenizes  
 558 aquatic insect functional structure in neotropical savanna streams. *Ecological*  
 559 *Indicators*, 84, 573-582.

560

561 Castro, F. S. D., P. G. Da Silva, R. Solar, G. W. Fernandes & F. D. S. Neves, 2020.  
 562 Environmental drivers of taxonomic and functional diversity of ant communities in a  
 563 tropical mountain. *Insect Conservation and Diversity*, 13(4), 393-403.

564

- 565 Clapcott J. E, K. J., R. G. Collier, E. O. Death , J. S. Goodwin, D. Harding, J. R. Kelly,  
566 Leathwick & R. G. Young, 2012. Quantifying relationships between land-use gradients  
567 and structural and functional indicators of stream ecological integrity. *Freshw Biol*  
568 57:74–90.doi: 10.1111/j.1365-2427.2011.02696.
- 569  
570 Connell, J. H. 1978. Diversity in tropical rain forests and coral reefs: high diversity of  
571 trees and corals is maintained only in a nonequilibrium state. *Science*, 199(4335), 1302-  
572 1310.
- 573  
574 Cordeiro, I. M. C. C., L. G. T. R. Vasconcelos, G. Schwartz & F. D. A. Oliveira, 2017.  
575 Nordeste Paraense: panorama geral e uso sustentável das florestas secundárias.
- 576 Courtney, L. A. & W. H. Clements, 1998. Effects of acidic pH on benthic  
577 macroinvertebrate communities in stream microcosms. *Hydrobiologia*, 379(1-3), 135-  
578 145.
- 579  
580 Cruz, G. M., A. P. J. Faria & L. Juen, 2022. Patterns and metacommunity structure of  
581 aquatic insects (Trichoptera) in Amazonian streams depend on the environmental  
582 conditions. *Hydrobiologia*, 849(12), 2831-2843.
- 583  
584 Cummins, K. W., R. W. Merritt & P.C. Andrade, 2005. The use of invertebrate  
585 functional groups to characterize ecosystem attributes in selected streams and rivers in  
586 south Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, 40(1), 69-89.
- 587  
588 Dias-Silva, K., A. Luiza-Andrade, R. Guillermo, A. Cordero-Rivera & L. Juen, 2021.  
589 Impact of environmental changes on the behavioral diversity of the Odonata (Insecta) in  
590 the Amazon. *Scientific Reports*, 11(1), 9742.
- 591  
592 Dijkstra, K. D. B., M. T. Monaghan, , & S. U. Pauls, 2014. Freshwater biodiversity and  
593 aquatic insect diversification. *Annual review of entomology*, 59, 143-163.
- 594  
595 Dolédec, S., D. Chessel, C. J. Ter Braak, , & S. Champely, 1996. Matching species  
596 traits to environmental variables: a new three-table ordination method. *Environmental*  
597 and Ecological Statistics, 3, 143-166.
- 598  
599 Dominguez, E., 2006. *Ephemeroptera of south America* (Vol. 2). Pensoft Publishers.  
600 Espinosa, A. C. E., Cunha, E. J., Shimano, Y., Rolim, S., Mioli, L., Juen, L., & Dunck,  
601 B. (2023). Functional diversity of mayflies (Ephemeroptera, Insecta) in streams in  
602 mining areas located in the Eastern Amazon. *Hydrobiologia*, 850(4), 929-945.
- 603  
604 Environmental Systems Research Institute – ESRI, 2014. ArcGIS 10.1. Environmental  
605 Systems Research Institute Inc., Redlands, CA, USA.
- 606  
607 Fares, A. L. B., L. B. Calvao, , N. R. Torres, , E. S. C. Gurgel, , & T. S. Michelan, 2020.  
608 Environmental factors affect macrophyte diversity on Amazonian aquatic ecosystems  
609 inserted in an anthropogenic landscape. *Ecological Indicators*, 113, 106231.
- 610  
611 Fares, A.L.B; F.A.S. Nonato, ; T.S. Michelan, 2020. New records of the invasive  
612 macrophyte, *Urochloa arrecta* extend its range to eastern Brazilian Amazon altered  
613 freshwater ecosystems. *Acta Amazonica* 50: 133-137.

- 611 Faria, A. P. J., C. K. S. Paiva, L. B. Calvão, G. M. Cruz, & L. Juen, 2021. Response of  
612 aquatic insects to an environmental gradient in Amazonian streams. *Environmental*  
613 *Monitoring and Assessment*, 193, 1-12. Feld CK (2013) Response of three lotic  
614 assemblages to riparian and catchment-scale land use: Implications for designing  
615 catchment monitoring programmes. *Freshw Biol* 58:715–729. doi: 10.1111/fwb.12077.
- 616 Ferreira, V. M. B., J. L. D. C. Souza & M. Moraes, 2020. Estrutura da comunidade de  
617 macroinvertebrados bentônicos em diferentes tipos de habitats em um trecho de rio de  
618 Mata Atlântica. *Research, Society and Development*, 9(2), 94.
- 619 Ferreira V.R.S, B.O. Resende , R.C. Bastos, J da S. Brito , F.G. Carvalho de, L.B.  
620 Calvão, J.M.B. Oliveira-Junior, U.G. Neiss, Ferreira, R.G.N, Juen, L (no prelo).  
621 Amazonian Odonata Trait Bank. *Ecology and Evolution*.  
622
- 623 Fiepa Federação das Indústrias do Estado do Pará. Hydro Paragominas completa 15  
624 anos de operação. Belém, 2022. Disponível em:  
625 <https://www.fiepa.org.br/noticia/hydro-paragominas-completa-15-anos-de-operacao#>.  
626 Acesso 23 fev. 2024.  
627
- 628 Gimenez, B. C., & J. Higuti, 2017. Land use effects on the functional structure of  
629 aquatic insect communities in Neotropical streams. *Inland Waters*, 7(3), 305-313.  
630
- 631 Gardner, T. A., J. Ferreira, J. Barlow, A.C. Lees, L. Parry, I. C. G. Vieira & J. Zuanon,  
632 2013. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological*  
633 *Sciences*, 368(1619), 20120166.  
634
- 635 Gonçalves Júnior, J. F., R. T. Martins, B.M.P Ottoni & S.R.M Couceiro, 2014. Uma  
636 visão sobre a decomposição foliar em sistemas aquáticos brasileiros. *Insetos aquáticos:*  
637 *biologia, ecologia e taxonomia. Manaus: Editora INPA*.
- 638 Hamada, N., J. L. Nessimian, R. B. Querino, 2014. *Insetos aquáticos na Amazônia*  
639 *brasileira: taxonomia, biologia e ecologia*. Manaus: Editora do INPA, 2014.  
640
- 641 Hrovat, M., G. Urbanič, & I. Sivec, 2014. Aquatic insects along environmental  
642 gradients in a karst river system: a comparative analysis of EPT larvae assemblage  
643 components. *International review of hydrobiology*, 99(3), 222-235.  
644
- 645 Jonsson, M., R. M. Burrows, Lidman, J., E. Fältström, H. Laudon, , & R. A. Sponseller.  
646 2017. Land use influences macroinvertebrate community composition in boreal  
647 headwaters through altered stream conditions. *Ambio*, 46, 311-323.
- 648 Juen, L., E. J. Cunha, F.G. Carvalho, M. C. Ferreira, T. O. Begot, A. Luiza-Andrade, Y.  
649 Shimano, H. Leão, P. S. POMPEU & L. F. A. Montag, L. F. A, 2016. Effects of oil palm  
650 plantations on the habitat structure and biota of streams in Eastern Amazon. *River*  
651 *Research and Applications*, 32(10), 2081-2094.
- 652 Kusin, F. M., M. S. A. Rahman, Z. Madzin, S. Jusop, F. Mohamat-Yusuff & M. Ariffin  
653 2017. The occurrence and potential ecological risk assessment of bauxite mine-  
654 impacted water and sediments in Kuantan, Pahang, Malaysia. *Environmental Science*  
655 *and Pollution Research*, 24, 1306-1321.

- 656 Laliberté, E., P. Legendre, B. Shipley & M.E Laliberté, 2014. Measuring functional  
657 diversity from multiple traits, and other tools for functional ecology. *R Package FD*.
- 658 Leal, C. R. O., J. Oliveira Silva, L. Sousa-Souto & F. de Siqueira Neves, F. 2016.  
659 Vegetation structure determines insect herbivore diversity in seasonally dry tropical  
660 forests. *Journal of Insect Conservation*, 20, 979-988.
- 661 Lima, M., V. C. Firmino, C. K. S. de Paiva, L. Juen & L. S. Brasil, 2022. Land use  
662 changes disrupt streams and affect the functional feeding groups of aquatic insects in  
663 the Amazon. *Journal of Insect Conservation*, 26(2), 137-148.
- 664 Liu, Z., Z. Li, D. M. Castro, X. Tan, X. Jiang, X. Meng, Y. Ge & Z. Xie, 2021. Effects  
665 of different types of land-use on taxonomic and functional diversity of benthic  
666 macroinvertebrates in a subtropical river network. *Environmental Science and Pollution  
667 Research*, 28, 44339-44353.
- 668  
669 Luiza-Andrade, A., L. S. Brasil, N. L. Benone, Y. Shimano, A. P. J., Farias, L. F.  
670 Montag, S. Dolédec & Juen, L., 2017. Influence of oil palm monoculture on the  
671 taxonomic and functional composition of aquatic insect communities in eastern  
672 Brazilian Amazonia. *Ecological indicators*, 82, 478-483 a.
- 673 Luiza-Andrade, A., L. F. D. A. Montag & L. Juen, 2017. Functional diversity in studies  
674 of aquatic macroinvertebrates community. *Scientometrics*, 111, 1643-1656 b.
- 675 Luiza-Andrade, L. B. Calvão, K. Dias-Silva, A. P. J. Faria, Y. Shimano, J. M. B.  
676 Oliveira-Junior, M. N. Cardoso & L. Juen, 2020. Aquatic insects and their  
677 environmental predictors: a scientometric study focused on environmental monitoring in  
678 lotic environmental. *Environmental Monitoring and Assessment*, 192(3), 194.
- 679  
680 Marques, N. C., Jankowski, K. J., Macedo, M. N., Juen, L., Luiza-Andrade, A., &  
681 Deegan, L. A. (2021). Riparian forests buffer the negative effects of cropland on  
682 macroinvertebrate diversity in lowland Amazonian streams. *Hydrobiologia*, 848(15),  
683 3503-3520.
- 684 Malacarne, T. J., N. R., Machado, & Y. Moretto, 2023. Influence of land use on the  
685 structure and functional diversity of aquatic insects in neotropical  
686 streams. *Hydrobiologia*, 851(2), 265-280.
- 687  
688 Martins, R. T., V. C. de Oliveira & A. K. M. Salcedo, 2014. Uso de insetos aquáticos na  
689 avaliação de impactos antrópicos em ecossistemas aquáticos.
- 690 Mason, N. W., D. Mouillot, W. G. Lee, & J. B. Wilson, J. B. 2005. Functional richness,  
691 functional evenness and functional divergence: the primary components of functional  
692 diversity. *Oikos*, 111(1), 112-118.
- 693  
694 Menezes, M. C., Barbosa, C. W. S., da Silva, G., T. V. Cavalcante, & T. V. Almeida,  
695 2014. Uso Tradicional da Floresta para a Extração de Madeira por populações  
696 tradicionais e desafios para o manejo sustentável. *Estado, Sistemas Produtivos e  
697 Populações Tradicionais*, 187.
- 698  
699 Monteiro, M. D. A., 2005. Meio século de mineração industrial na Amazônia e suas  
700 implicações para o desenvolvimento regional. *Estudos avançados*, 19, 187-207.

- 701  
702 Monteiro Júnior, C.S., S. R. M. Couceiro, N. Hamada, , & L. Juen, 2013. Effect of  
703 vegetation removal for road building on richness and composition of Odonata  
704 communities in Amazonia, Brazil. *International Journal of Odonatology*, 16(2), 135-144.
- 705 Mendes, T. P., L. L. R. A. B. Amado, Ribeiro, & L. Juen, 2020. Morphological diversity  
706 of Odonata larvae (Insecta) and abiotic variables in oil palm plantation areas in the  
707 Eastern Amazon. *Hydrobiologia*, 847, 161-175.
- 708 Oliveira-Junior, J. M. B., Y. Shimano, T. A Gardner, R. M. Hughes, P. de Marco Júnior  
709 & L. Juen, L. 2015. Neotropical dragonflies (Insecta: O donata) as indicators of  
710 ecological condition of small streams in the eastern A mazon. *Austral Ecology*, 40(6),  
711 733-744.
- 712 Parreira de Castro, D. M., D. Reis de Carvalho, Pompeu, P. D. S., M. Z. Moreira, G.  
713 B.Nardoto, & M. Callisto, 2016. Land use influences niche size and the assimilation of  
714 resources by benthic macroinvertebrates in tropical headwater streams. *PLoS One*, 11(3),  
715 e0150527.  
716
- 717 Paula, F. R., C. G. Leal, R. P. Leitaó, S. F. D. B. Ferraz, P. S. Pompeu, J. A. S. Zuanon, ,  
718 & Hughes, R. M. 2021. The role of secondary riparian forests for conserving fish  
719 assemblages in eastern Amazon streams. *Hydrobiologia*, 1-18.  
720
- 721 Pastuchová, Z., M. Lehotský, & A. Grešková,, 2008. Influence of morphohydraulic  
722 habitat structure on invertebrate communities (Ephemeroptera, Plecoptera and  
723 Trichoptera). *Biologia*, 63, 720-729.  
724
- 725 Peck, D. V., J. M Lazorchak & D. J. Klemm, 2002. *Environmental monitoring and*  
726 *assessment program--surface waters: western pilot study field operations manual for*  
727 *wadeable streams*. National Health and Environmental Effects Research Laboratory  
728 [and] National Exposure Research Laboratory, Office of Research and Development,  
729 US Environmental Protection Agency.  
730
- 731 Pereira-Moura, L., W. S. de Sena, U. G. Neiss, & S. R. M. Couceiro, 2021.  
732 Environmental integrity as a modeler of the composition of the Odonata  
733 community. *Environmental Monitoring and Assessment*, 193, 1-12.  
734
- 735 Peters, W. L., 1969. Askola froehlichii a new genus and species from southern Brazil  
736 (Leptophlebiidae: Ephemeroptera). *Florida Entomologist*, p. 253-258.  
737
- 738 Peters, W. L., 1971. A revision of the Leptophlebiidae of the West Indies  
739 (Ephemeroptera).  
740
- 741 PCI Geomatics Inc. PCI Geomatica version 10.1., 2007. PCI Geomatics. Richmond Hill,  
742 Ontario - Canadá, CD-ROM  
743
- 744 Poff, N. L., Olden, J. D., Vieira, N. K., Finn, D. S., Simmons, M. P., & Kondratieff, B.  
745 C. (2006). Functional trait niches of North American lotic insects: traits-based  
746 ecological applications in light of phylogenetic relationships. *Journal of the North*  
747 *American Benthological Society*, 25(4), 730-755.  
748

- 749 Resende, B. O., V. R. S. Ferreira, L. S. Brasil, L. B. Calvão, T. P. Mendes, F. G. de  
750 Carvalho, C. C. Mendoza-Penagos, R. C. Bastos, J. S. Brito, J. M. B. Oliveira-Junior, K.  
751
- 752 Rico-Sánchez, A. E., A. J. Rodríguez-Romero, J. E. Sedeño-Díaz, E. López-López, &  
753 A. Sundermann, 2022. Aquatic macroinvertebrate assemblages in rivers influenced by  
754 mining activities. *Scientific Reports*, 12(1), 3209.  
755
- 756 Rivera-Pérez, J. M., Y. Shimano, A. Luiza-Andrade, N. Silva Pinto, L. G. Dias, K. S.  
757 Ferreira, S. Rolim & L. Juen, 2023. Effect of mining on the EPT (Ephemeroptera,  
758 Plecoptera and Trichoptera) assemblage of Amazonian streams based on their  
759 environmental specificity. *Hydrobiologia*, 850(3), 645-664.
- 760 Rosenfield, M. F., & S. C. Müller, 2020. Ecologia funcional como ferramenta para  
761 planejar e monitorar a restauração ecológica de ecossistemas. *Oecologia*  
762 *Australis*, 24(3), 550-565.  
763
- 764 Russo, M. R., A. Ferreira, & R. M. Dias, 2002. Disponibilidade de invertebrados  
765 aquáticos para peixes bentófagos de dois riachos da bacia do rio Iguaçu, Estado do  
766 Paraná, Brasil. *Acta Scientiarum. Biological Sciences*, 24, 411-417.
- 767 Santos, N. B. B., G. M. Cruz, J. S. Monteles, , A. P. J. de Faria, Firmino, V. C., Y.  
768 Shimano & Juen, L. 2024. Database of immature stage traits of Ephemeroptera,  
769 Plecoptera, and Trichoptera (EPT) genera for the Amazon. *Aquatic Sciences*, 86(2), 35.
- 770 Silva, F. R., T. Gonçalves-Silva, G. B. Paterno, D. B. Provete, M. H. Vancine, 2022.  
771 Análises ecológicas no R. Recife, PE: Nupeea; São Paulo: Canal 6.
- 772 Siqueira-Gay, J., L. J. Sonter, & L. E. Sánchez, 2020. Exploring potential impacts of  
773 mining on forest loss and fragmentation within a biodiverse region of Brazil's  
774 northeastern Amazon. *Resources Policy*, 67, 101662.
- 775 Shimano, Y., & L. Juen, 2016. How oil palm cultivation is affecting mayfly  
776 assemblages in Amazon streams. In *Annales de Limnologie-International Journal of*  
777 *Limnology* (Vol. 52, pp. 35-45). EDP Sciences.
- 778 Shimano, Y., M. Cardoso, & L. Juen, L., 2018. Ecological studies of mayflies (Insecta,  
779 Ephemeroptera): Can sampling effort be reduced without losing essential taxonomic and  
780 ecological information?. *Acta Amazonica*, 48, 137-145.
- 781 Stiers, I., Crohain, N., G. Josens, & L. Triest, 2011. Impact of three aquatic invasive  
782 species on native plants and macroinvertebrates in temperate ponds. *Biological*  
783 *Invasions*, 13, 2715-2726.
- 784 Strahler, A. N., 1957. Quantitative analysis of watershed geomorphology. *Eos*,  
785 *Transactions American Geophysical Union*, 38(6), 913-920.  
786
- 787 Suter, G. W. & S. M. Cormier, 2015. Why care about aquatic insects: Uses, benefits, and  
788 services. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 11(2), 188-194.  
789
- 790 Testa, I. S., Jr, F. Douglas Shields, & C. M. Cooper, 2011. Macroinvertebrate response  
791 to stream restoration by large wood addition. *Ecohydrology*, 4(5), 631-643.

- 792  
793 Theel, H. J., E. D. Dibble & J. D. Madsen, 2008. Differential influence of a monotypic  
794 and diverse native aquatic plant bed on a macroinvertebrate assemblage; an  
795 experimental implication of exotic plant induced habitat. *Hydrobiologia*, 600, 77-87.  
796
- 797 Vale, P., 2008. Geology, mining operation and scheduling of the Paragominas bauxite  
798 mine. In *Proceedings of the 8th International Alumina Quality Workshop* (p. 11).  
799
- 800 Villéger, S., N. W. Mason & D. Mouillot, 2008. New multidimensional functional  
801 diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. *Ecology*, 89(8),  
802 2290-2301.
- 803 Violle, C., M. L. Navas, D. Vile, E. Kazakou, C. Fortunel, I. Hummel & E. Garnier,  
804 2007. Let the concept of trait be functional!. *Oikos*, 116(5), 882-892.
- 805 Wang L., J. Lyons, P. Kanehi, R. Bannerman, E. Emmons, 2000 Watershed Urbanization  
806 and Changes in Fish Communities in Southeastern Wisconsin Streams. *J Am Water*  
807 *Resour Assoc* 36:1173– 1189.doi: 10.1111/j.1752-1688.2000.tb05719
- 808 White, T. C. R., 2007. Flooded forests: death by drowning, not herbivory. *Journal of*  
809 *Vegetation Science*, 18(1), 147-148.
- 810 Wilson, R. J., & R. Fox, 2021. Insect responses to global change offer signposts for  
811 biodiversity and conservation. *Ecological Entomology*, 46(4), 699-717.  
812
- 813 Yoshimura, M., 2012. Effects of forest disturbances on aquatic insect assemblages.  
814 *Entomological Science*, 15(2), 145-154.  
815  
816



818 **Apêndices**

819 Tabela suplementar 1. Características funcionais de insetos aquáticos das ordens Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT) selecionadas  
 820 para o presente estudo com os respectivos valores em *Fuzzy* com base no banco de dados funcionais de Santos et al., (2024).

Genus	Respiração		Locomoção				Grupo alimentar Funcional				Refúgio		
	SK	BH	BW	SW	CLG	SWM	SH	SC	CF	FL	SB	SRB	LB
<i>Anacroneuria</i>	0,00	1,00	0,00	0,50	0,33	0,17	0,20	0,00	0,00	1,00	0,00	0,00	0,00
<i>Apobaetis</i>	0,00	1,00	0,00	0,29	0,29	0,43	0,33	0,50	0,00	1,00	0,00	0,00	0,00
<i>Askola</i>	0,00	1,00	0,24	0,38	0,08	0,30	0,00	0,00	0,00	1,00	0,00	0,00	0,00
<i>Aturbina</i>	0,00	1,00	0,00	0,29	0,29	0,43	0,00	1,00	0,00	1,00	0,00	0,00	0,00
<i>Baetodes</i>	0,00	1,00	0,00	0,00	0,50	0,50	0,00	1,00	0,00	1,00	0,00	0,00	0,00
<i>Caenis</i>	0,00	1,00	0,29	0,43	0,29	0,00	0,00	0,40	0,00	1,00	0,00	0,00	0,00
<i>Callibaetis</i>	0,00	1,00	0,00	0,00	0,40	0,60	0,00	1,00	0,00	1,00	0,00	0,00	0,00
<i>Campsurus</i>	0,00	1,00	0,75	0,25	0,00	0,00	0,00	0,00	0,33	1,00	0,00	0,00	0,00
<i>Campylocia</i>	0,00	1,00	0,43	0,29	0,29	0,00	0,33	0,00	0,50	1,00	0,00	0,00	0,00
<i>Cloeodes</i>	0,00	1,00	0,00	0,43	0,29	0,29	0,00	0,60	0,00	1,00	0,00	0,00	0,00
<i>Coryphorus</i>	0,00	1,00	1,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,00	0,00	0,00	0,00
<i>Enderleina</i>	0,00	1,00	0,00	0,00	1,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,00	0,00	0,00	0,00

<i>Farrodes</i>	0,00	1,00	0,00	0,29	0,29	0,43	0,00	0,50	0,00	0,00	1,00	0,00	0,00
<i>Hagenulopsis</i>	0,00	1,00	0,67	0,33	0,00	0,00	0,00	0,50	0,00	1,00	0,00	0,00	0,00
<i>Helicopsyche</i>	0,00	1,00	0,00	0,50	0,50	0,00	0,00	0,40	0,00	0,00	0,25	0,75	0,00
<i>Leptonema</i>	0,00	1,00	0,00	0,33	0,50	0,17	0,20	0,00	0,60	0,00	1,00	0,00	0,00
<i>Macrogynoplax</i>	0,00	1,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,00	0,00	0,00	0,00
<i>Macronema</i>	0,00	1,00	0,00	0,00	1,00	0,00	0,00	0,00	1,00	0,00	1,00	0,00	0,00
<i>Macrostemum</i>	0,00	1,00	0,00	0,00	1,00	0,00	0,13	0,00	0,73	0,00	0,50	0,50	0,00
<i>Miroculis</i>	0,00	1,00	0,00	0,50	0,00	0,50	0,00	0,50	0,00	1,00	0,00	0,00	0,00
<i>Nectopsyche</i>	0,00	1,00	0,00	0,50	0,33	0,00	0,43	0,29	0,00	0,00	0,00	0,75	0,25
<i>Neotrichia</i>	1,00	0,00	0,00	0,50	0,50	0,00	0,00	1,00	0,00	0,00	0,00	1,00	0,00
<i>Oecetis</i>	0,00	1,00	0,00	0,50	0,50	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,00	0,00
<i>Phylloicus</i>	0,00	1,00	0,00	0,75	0,25	0,00	0,75	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,00
<i>Polyplectropus</i>	1,00	0,00	0,00	0,00	1,00	0,00	0,07	0,00	0,40	0,00	1,00	0,00	0,00
<i>Simothraulopsis</i>	0,00	1,00	0,00	0,50	0,00	0,50	0,00	0,60	0,00	1,00	0,00	0,00	0,00
<i>Smicridea</i>	0,00	1,00	0,00	0,33	0,50	0,17	0,20	0,00	0,60	0,00	1,00	0,00	0,00
<i>Triplectides</i>	0,00	1,00	0,00	1,00	0,00	0,00	1,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,00	0,00
<i>Ulmeritoides</i>	0,00	1,00	0,24	0,38	0,08	0,30	0,04	0,54	0,01	1,00	0,00	0,00	0,00
<i>Zelus</i>	0,00	1,00	0,00	0,38	0,25	0,38	0,00	1,00	0,00	1,00	0,00	0,00	0,00

822

823 Tabela suplementar 2. Variáveis ambientais selecionadas para o estudo após as etapas de  
 824 seleção (ver em Análise de dados) dos riachos com e sem mineroduto.

Variáveis	Controle		Mineroduto	
	Média	SD	Média	SD
Substrato < 16 mm	28.351	25.812	6.012	17.085
Matéria Orgânica (%)	35.766	27.763	10.833	26.852
Dossel de árvores				
Grandes	5.568	2.116	5.028	2.624
Solo exposto	5.291	4.398	11.811	8.435
Alga filamentosa	1.705	3.160	4.091	3.042
Abrigo de macrófita	9.332	10.438	5.653	3.145
Abrigo de madeira grande	11.037	10.351	6.207	8.401
Abrigo de banco de folhas	20.568	12.263	19.304	5.710
Proximidade de construção	0.300	0.301	0.045	0.099
Proximidade de estrada	0.131	0.227	0.072	0.151
Proximidade de rodovia	0.261	0.321	0.002	0.008
pH	5.445	1.104	4.716	0.491
Condutividade elétrica	12.375	8.803	17.642	3.702
Oxigênio dissolvido	4.523	1.502	12.427	17.802
Temperatura	26.391	0.780	25.734	0.706
Índice de Integridade de hábitat	0.606	0.054	0.487	0.073
Floresta	0.237	0.379	0.487	0.396
Pastagem	0.023	0.038	0.134	0.170

825

826

827

828

829

830

831

832

833

834

835

836

837

838

839

840 Tabela suplementar 3. Abundância de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera  
 841 coletados em 16 riachos com a presença do mineroduto (C/M) e 16 riachos sem a  
 842 presença do mineroduto (S/M).  
 843

<b>Ordem</b>	<b>Família</b>	<b>Gênero</b>	<b>C/M</b>	<b>S/M</b>
<b>Ephemeroptera</b>	Baetidae	<i>Apobaetis</i> Day, 1955	1	0
		<i>Callibaetis</i>	6	1
		<i>Cloeodes</i> Traver, 1938	1	1
		<i>Harpagobaetis</i> Mol, 1986	1	0
		<i>Zelusia</i> Lugo-Ortiz & McCaferty, 1998	7	0
	Caenidae	<i>Caenis</i> Stephens, 1835	2	0
	Coryphoridae	<i>Coryphorus</i> Peters, 1981	1	1
	Eutyplociidae	<i>Campylocia</i> Needham & Murphy, 1924	74	66
	Leptophlebiidae	<i>Askola</i> Peters, 1969	0	3
		<i>Farrodes</i> Peters, 1971	29	3
<i>Hagenulopsis</i> Ulmer, 1920		0	2	
<i>Miroculis</i> Edmunds, 1963		51	53	
<i>Simothraulopsis</i> Demoulin, 1966		55	8	
<i>Ulmeritoides</i> Traver, 1959		25	63	
Polymitarciidae	<i>Campsurus</i> Eaton, 1868	5	4	
	<i>Anacroneuria</i> Klapálek, 1909	37	23	
	Perlidae	<i>Enderleina</i> Jewett, 1960	0	1
		Calamoceratidae	<i>Phylloicus</i> Mueller, 1880	16
<b>Trichoptera</b>	Leptoceridae	<i>Nectopsyche</i> Mueller, 1879	1	0
		<i>Oecetis</i> McLachlan, 1877	4	0
		<i>Triplectides</i> Kolenati, 1859	25	3
	Hydroptilidae	<i>Neotrichia</i> Morton 1905	3	8
	Helicopsyichidae	<i>Helicopsyche</i> von Siebold, 1856	1	0
Hydropsychidae	<i>Leptonema</i> Guerin-Meneville, 1843	80	27	
	<i>Macronema</i> Pictet, 1836	27	5	
	<i>Macrostemum</i> Kolenati 1859	24	33	
	<i>Smicridea</i> McLachlan, 1871	4	36	
<b>Polycentropodidae</b>	<i>Polyplectropus</i> Ulmer, 1905	0	1	
	<b>13</b>	<b>478</b>	<b>350</b>	

845 Tabela suplementar 4. Relações lineares entre a abundância e riqueza de Ephemeroptera,  
 846 Plecoptera e Trichoptera (EPT) e as variáveis ambientais mensuradas no nordeste da  
 847 Amazônia.

		Estimate	Std. Error	t value	P value
Abundância de EPT R <sup>2</sup> =	(Intercept)	337.005	1.612.936	0.209	0.83800
	Tipo de riacho	-102.473	106.474	-0.962	0.35483
	Substrato < 16 mm	0.2619	0.2400	1.091	0.29670
	Matéria Orgânica (%)	-0.4012	0.2409	-1.665	0.12171
	Dossel de árvores Grandes	14.969	21.995	0.681	0.50905
	Solo exposto	0.4702	0.6702	0.702	0.49631
	Alga filamentosa	27.389	18.471	1.483	0.16390
	Abrigo de macrófita	-0.8487	0.5310	-1.598	0.13597
	Abrigo de madeira grande	0.2965	0.5265	0.563	0.58368
	Abrigo de banco de folhas	-15.885	0.4200	-3.782	<b>0.00261</b>
	Proximidade de construção	-745.533	215.661	-3.457	<b>0.00474</b>
	Proximidade de estrada	790.833	252.942	3.127	<b>0.00875</b>
	Proximidade de rodovia	-114.224	176.111	-0.649	0.52882
	pH	275.251	80.024	3.440	<b>0.00490</b>
	Condutividade elétrica	0.9493	0.7696	1.234	0.24097
	Oxigênio dissolvido	-0.3419	0.3256	-1.050	0.31437
	Temperatura	-78.246	52.877	-1.480	0.16470
	Índice de Integridade de hábitat	1.417.800	652.649	2.172	0.05058
	Floresta	62.688	134.768	0.465	0.65015
	Pastagem	-365.338	327.589	-1.115	0.28659
Riqueza de EPT R <sup>2</sup> =	Intercept	1.938.921	2.051.434	-0.945	0.36322
	Tipo de riacho	-150.857	135.420	-1.114	0.28710
	Substrato < 16 mm	0.04916	0.03053	1.610	0.13332
	Matéria Orgânica (%)	-0.04117	0.03064	-1.344	0.20392
	Dossel de árvores Grandes	-0.16133	0.27974	-0.577	0.57479
	Solo exposto	0.15518	0.08524	1.820	0.09371
	Alga filamentosa	0.09973	0.23492	0.425	0.67869
	Abrigo de macrófita	-0.25950	0.06754	-3.842	<b>0.00234</b>
	Abrigo de madeira grande	0.14944	0.06696	2.232	<b>0.04547</b>
	Abrigo de banco de folhas	-0.06765	0.05342	-1.266	0.22940
	Proximidade de construção	-597.265	274.291	-2.177	0.05012
	Proximidade de estrada	268.828	321.707	0.836	0.41969
	Proximidade de rodovia	-389.460	223.989	-1.739	0.10764
	pH	287.565	101.780	2.825	<b>0.01531</b>
	Condutividade elétrica	0.11846	0.09788	1.210	0.24948
Oxigênio dissolvido	-0.01225	0.04142	-0.296	0.77251	
Temperatura	0.20133	0.67252	0.299	0.76978	

Índice de Integridade de hábitat	1.242.581	830.080	1.497	0.16024
Floresta	131.991	171.406	0.770	0.45616
Pastagem	-435.798	416.648	-1.046	0.31619

---

848  
849  
850  
851  
852  
853  
854  
855  
856  
857  
858  
859  
860  
861  
862  
863  
864  
865  
866  
867  
868  
869  
870  
871  
872  
873  
874  
875  
876  
877  
878  
879  
880  
881  
882  
883

884 **Anexos**

885

886 Anexo 1. Índice de Integridade de Habitat (IIH).

887 Local: \_\_\_\_\_

888 Data: \_\_\_\_/\_\_\_\_/\_\_\_\_ Hora \_\_\_\_:\_\_\_\_

889 Localidade: \_\_\_\_\_ Coordenadas: \_\_\_\_\_

890

891 1) Padrão de Uso da Terra além da zona de vegetação ribeirinha

892 0 Cultivos Agrícolas de ciclo curto.

893 1. Pasto.

894 2. Cultivos Agrícolas de ciclo longo.

895 3. Capoeira.

896 4. Floresta Contínua.

897 2) Largura da Mata Ciliar

898 0 Vegetação arbustiva ciliar ausente.

899 1. Mata ciliar ausente com alguma vegetação arbustiva.

900 2. Mata ciliar bem definida de 1 a 5 m de largura.

901 3. Mata ciliar bem definida entre 5 e 30 m de largura.

902 4. Mata ciliar bem definida com mais de 30 m.

903 5. Continuidade da mata ciliar com a floresta adjacente.

904 3) Estado de preservação da Mata Ciliar

905 0 Cicatrizes profundas com barrancos ao longo do seu comprimento.

906 1. Quebra frequente com algumas cicatrizes e barrancos.

907 2. Quebra ocorrendo em intervalos maiores que 50 m.

908 3. Mata Ciliar intacta sem quebras de continuidade.

909 4) Estado da Mata ciliar dentro de uma faixa de 10 m

910 0 Vegetação constituída de grama e poucos arbustos.

911 1. Mescla de grama com algumas árvores pioneiras e arbustos.

912 2. Espécies pioneiras mescladas com árvores maduras.

913 3. Mais de 90% da densidade é constituída de árvores não pioneiras ou

914 nativas.

915 5) Dispositivos de retenção

916 0 Canal livre com poucos dispositivos de retenção.

917 1. Dispositivo de retenção solto movendo-se com o fluxo.

918 2. Rochas e/ou troncos presentes mas, preenchidas com sedimento.

919 3. Canal com rochas e/ou troncos firmemente colocadas no local.

920 6) Sedimentos no canal

921 0 Canal dividido em tranças ou rio canalizado.

922 1. Barreira de sedimento e pedras, areia e silte comuns.

923 2. Algumas barreiras de cascalho e pedra bruta e pouco silte.

924 3. Pouco ou nenhum alargamento resultante de acúmulo de sedimento.

925 7) Estrutura do barranco do rio

926 0 Barranco instável com solo e areia soltos, facilmente perturbável.

927 1. Barranco com solo livre e uma camada esparsa de grama e arbustos.

928 2. Barranco firme, coberto por grama e arbustos.

929 3. Barranco estável de rochas e/ou solo firme, coberto de grama, arbustos

930 e raízes.

931 4. Ausência de barrancos.

932 8) Escavação sob o barranco

933 0 Escavações severas ao longo do canal, com queda de barrancos.

934 1. Escavações frequentes.

935 2. Escavações apenas nas curvas e constrições.

936 3. Pouca ou nenhuma evidência, ou restrita a áreas de suporte de raízes.

937 9) Leito do rio

- 938 0 Fundo uniforme de silte e areia livres, substrato de pedra ausente.  
939 1. Fundo de silte, cascalho e areia em locais estáveis.  
940 2. Fundo de pedra facilmente móvel, com pouco silte.  
941 3. Fundo de pedras de vários tamanhos, agrupadas, com interstício óbvio.  
942 10) Áreas de corredeiras e poções ou meandros  
943 0 Meandros e áreas de corredeiras/poções ausentes ou rio canalizado.  
944 1. Longos poções separando curtas áreas de corredeiras, meandros  
945 ausentes.  
946 2. Espaçamento irregular.  
947 3. Distintas, ocorrendo em intervalos de 5 a 7 vezes a largura do rio.  
948 11) Vegetação Aquática  
949 0 Algas emaranhadas no fundo, plantas vasculares dominam o canal.  
950 1. Emaranhados de algas, algumas plantas vasculares e poucos musgos.  
951 2. Algas dominantes nos poções, plantas vasculares semi-aquáticas ou  
952 aquáticas ao longo da margem.  
953 3. Quando presente consiste de musgos e manchas de algas.  
954 12) Detritos  
955 0 Sedimento fino anaeróbio, nenhum detrito bruto.  
956 1. Nenhuma folha ou madeira, matéria orgânica bruta e fina com  
957 sedimento.  
958 2. Pouca folha e madeira, detritos orgânicos finos, floculentos, sem  
959 sedimento.  
960 3. Principalmente folhas e material lenhoso com sedimento.  
961 4. Principalmente folhas e material lenhoso sem sedimento.  
962  
963