



**UNIVERSIDADE FEDERAL DA FRONTEIRA SUL
ENGENHARIA DE AQUICULTURA
INTRODUÇÃO AO TRABALHO DE CONCLUSÃO DE CURSO**

ESTEFANI DE JESUS PINTO

**QUALIDADE AMBIENTAL DE UM ARROIO A PARTIR DO
LEVANTAMENTO DE INVERTEBRADOS AQUÁTICOS**

**Laranjeiras do Sul-PR
2021**

ESTEFANI DE JESUS PINTO

**QUALIDADE AMBIENTAL DE UM ARROIO A PARTIR DO
LEVANTAMENTO DE INVERTEBRADOS AQUÁTICOS**

Trabalho apresentado ao curso de Engenharia de Aquicultura como requisito para obtenção de aprovação no componente curricular Trabalho de Conclusão de Curso.

Orientador: Prof. Me. Alexandre Monkolski

**Laranjeiras do Sul-PR
2021**

FICHA CATALOGRÁFICA

Bibliotecas da Universidade Federal da Fronteira Sul - UFFS

Pinto, Estefani de Jesus
QUALIDADE AMBIENTAL DE UM ARROIO A PARTIR DO
LEVANTAMENTO DE INVERTEBRADOS AQUÁTICOS / Estefani de
Jesus Pinto. -- 2021.
46 f.:il.

Orientador: Mestre Alexandre Monkolski

Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação) -
Universidade Federal da Fronteira Sul, Curso de
Bacharelado em Engenharia de Aquicultura, Laranjeiras do
Sul, PR, 2021.

1. Ecossistemas de Riachos;. 2. bioindicadores;. 3.
impacto ambiental. 4. macroinvertebrados bênticos.. I.
Monkolski, Alexandre, orient. II. Universidade Federal
da Fronteira Sul. III. Título.

Elaborada pelo sistema de Geração Automática de Ficha de Identificação da Obra pela UFFS
com os dados fornecidos pelo(a) autor(a).

ESTEFANI DE JESUS PINTO

**QUALIDADE AMBIENTAL DE UM ARROIO A PARTIR DO
LEVANTAMENTO DE INVERTEBRADOS AQUÁTICOS**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado como requisito para obtenção de grau de bacharel em Engenharia de Aquicultura, Universidade Federal da Fronteira Sul, campus de Laranjeiras do Sul (PR)

Orientador: Prof. Me. Alexandre Monkolski

Este Trabalho de Conclusão de Curso foi defendido e aprovado em:

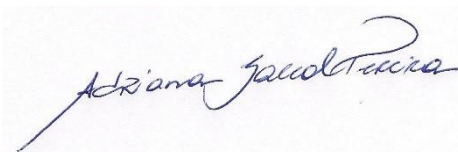
13 de novembro de 2021

BANCA EXAMINADORA



Prof. Me. Alexandre Monkolski

Universidade Federal da Fronteira Sul (UFFS) – campus Laranjeiras do Sul (PR)



Prof. Dra. Adriana Saccol Pereira

Fundação Universidade Federal do Rio Grande (FURG) – Rio Grande (RS)



Prof. Dra. Josimeire Aparecida Leandrini

Universidade Federal da Fronteira Sul (UFFS) – campus Laranjeiras do Sul (PR)

DEDICATÓRIA

A minha mãe Rosinete de Jesus Pinto meus familiares e amigos, que incentivaram e apoiaram nos momentos difíceis, assim como compreenderam os momentos de ausência, durante esse período de muito aprendizado que jamais sairão da minha memória. Foram instantes ímpares que trouxeram inspiração, conforto, alegria e a ambição necessária para alcançar esta etapa na minha vida possibilitando a realização desse trabalho acadêmico.

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a DEUS, por permitir que eu ingressasse nessa Instituição Federal e conseguisse enfrentar todos os obstáculos ao longo do curso.

Ao meu orientador Me. Prof. Alexandre Monkolski, pela orientação, compreensão e paciência na elaboração deste trabalho.

À todos os professores que contribuíram, para minha evolução acadêmica com seus conhecimentos teórico-prático compartilhados ao longo do curso.

EPÍGRAFE

*seja ambicioso, faça sua mira na lua. se você errar,
ainda vai estar entre as estrelas.*

RESUMO

A grande demanda de água tem reservado aos ecossistemas de arroios, o status chave para a conservação e preservação dos recursos hídricos. Os arroios sustentam significativa diversidade de invertebrados aquáticos, que podem ser usados como coadjuvantes em investigações de qualidade da água. O foco da pesquisa tem como base a determinação da composição de invertebrados aquáticos associando com parâmetros de qualidade ambiental. O estudo foi conduzido num trecho de 1 Km do Arroio do Bigode, manancial que compõe a microbacia do Rio Leão, no município de Laranjeiras do Sul (PR), no período de fevereiro a julho de 2021. A coleta dos macroinvertebrados foi efetuada com uso de substratos artificiais de garrafa PET de 2 L contendo brita, em trélicas distribuídas em 3 estações de amostragem (montante, intermediária e jusante), mantidos submersos por um período de 72 dias para colonização. Simultaneamente a retirada das amostras foram realizadas medidas de variáveis físicas e químicas, usando uma sonda multiparâmetro e kit de titulometria. Os invertebrados foram identificados ao menor nível taxonômico possível, e os dados serviram para estabelecimento de padrões de qualidade ambiental a partir do uso do índice BMWP (Biological Monitoring Water Parts) e ASPT (Average Score Per Táxon). Foram capturados um total de 538 indivíduos distribuídos em 29 grupos taxonômicos, constituídos por nematóides, moluscos, anelídeos, crustáceos, insetos e ácaros. Nos trechos montante e intermediário foram registrados maior número de táxons com predominância de coletores-catadores, e a somatória de famílias refletiu maior pontuação nos índices de BMWP e ASPT. Em contraposição, no trecho a jusante observou-se alteração da comunidade, com redução de grupos de invertebrados predadores, fragmentadores e raspadores, e respectivo aumento de catadores-filtradores. Os índices evidenciaram que todas as estações investigadas estão sujeitas a poluição moderada de fontes difusas de atividades agropecuárias. Essas interferências se manifestaram distintamente nas condições limnológicas do arroio, conforme a faixa de preservação e características da vegetação ripária.

Palavras chaves: Ecossistemas de Riachos, bioindicadores; impacto ambiental; macroinvertebrados bênticos.

ABSTRACT

The great demand for water has reserved to stream ecosystems, the key status for the conservation and preservation of water resources. The streams support a significant diversity of aquatic invertebrates, which can be used as adjuvants in water quality investigations. The focus of the research is based on determining the composition of aquatic invertebrates associated with environmental quality parameters. The study was conducted in a 1 km stretch of the Arroio do Bigode, a spring that makes up the Leão River microbasin, in the Laranjeiras do Sul (PR) city, from February to July 2021. The collection of macroinvertebrates was carried out with use of artificial substrates from a 2 L PET bottle containing gravel, in replicas distributed in 3 sampling stations (upstream, intermediate and downstream), kept submerged for a period of 72 days for colonization. Simultaneously with the removal of samples, measurements of physical and chemical variables were performed, using a multiparameter probe and titration kit. Invertebrates were identified at the lowest possible taxonomic level, and the data served to establish environmental quality standards using the BMWP (Biological Monitoring Water Parts) and ASPT (Average Score Per Taxon) index. A total of 538 individuals were captured, distributed in 29 taxonomic groups, consisting of nematodes, molluscs, annelids, crustaceans, insects and mites. In the upstream and intermediate stretches, a greater number of taxa were recorded, with a predominance of collectors, and the sum of families reflected higher scores in the BMWP and ASPT indices. In contrast, in the downstream stretch there was a change in the community, with a reduction in groups of predatory invertebrates, shredders and scrapers, and a respective increase in scavenger-filters. The indices showed that all stations investigated are subject to moderate pollution from diffuse sources of agricultural activities. These interferences manifest themselves distinctly in the limnological conditions of the stream, according to the preservation range and characteristics of the riparian vegetation.

Key words: Stream Ecosystems, bioindicators; environmental impact; Benthic macroinvertebrates.

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1** - Trecho investigado do arroio do Bigode, na bacia hidrográfica do Rio Leão, município de Município de Laranjeiras do Sul (PR).....9
- Figura 2** – Características fisionômicas da vegetação ciliar nas estações de amostragem do arroio do Bigode. A, B e C – Pontos de coleta a montante; D, E e F – Pontos de coleta intermediários; G, H e I – Pontos de coleta a jusante.....10
- Figura 3** – Modelo de substrato artificial usado no experimento para colonização de invertebrados, adaptado de Pereira et al. (2010).....12
- Figura 4** - Estrutura morfológica dos principais grupos de macroinvertebrados classificados como sensíveis e bioindicadores de águas limpas.....14
- Figura 5** - Estrutura morfológica dos principais grupos de moluscos, anelídeos e microcrustáceos classificados como tolerantes e bioindicadores de águas com qualidade duvidosa.....14
- Figura 6** - Estrutura morfológica dos principais grupos de larvas de insetos classificados como tolerantes e bioindicadores de águas com qualidade duvidosa.....15
- Figura 7** - Estrutura morfológica dos principais grupos de macroinvertebrados classificados como resistentes e bioindicadores de águas poluídas.....15
- Figura 8** - Dados de abundância relativa registrados nos pontos de amostragem do arroio do Bigode, microbacia do rio Leão, Laranjeiras do Sul (PR).....21
- Figura 9** - Dados de funcionalidade trófica de invertebrados registrados nos pontos de amostragem do arroio do Bigode, microbacia do rio Leão, Laranjeiras do Sul (PR).....23

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Pontuação de referência de famílias para o método “Biological Monitoring Work Party Score System (BMWP)”.....	16
Tabela 2 - Valores de referência do índice BMWP, para diagnóstico da qualidade ambiental do Arroio do Bigode.....	17
Tabela 3 - Valores de referência do índice ASPT para diagnóstico da qualidade ambiental do Arroio do Bigode, baseado nos resultados obtidos no BMWP.....	17
Tabela 4 - Variáveis físicas e químicas da água obtidas nas estações de amostragem do arroio do Bigode, bacia hidrográfica do rio Leão, Laranjeiras do Sul (PR).....	19
Tabela 5 - Resultados dos índices BMWP e ASPT para a composição de famílias de invertebrados registrados nos pontos de amostragem do arroio do Bigode, microbacia do rio Leão, Laranjeiras do Sul (PR).....	25

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 - Grupos taxonômicos de invertebrados aquáticos registrados no arroio do Bigode, bacia do rio Leão, Laranjeiras do Sul (PR).....	20
--	----

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

BMWP – Biological Monitoring Water Parts – equivalente a Monitoramento Biológico da Água baseado nas famílias de Invertebrados Aquáticos.

ASPT – Average Score per Táxon – equivalente a Pontuação Média por Táxon.

PR – Estado do Paraná

m – metros

m/s – metros por segundo

L/s – litros por segundo

Km – quilômetro

BR – Rodovia Federal

PET – Polímero termoplástico de Polietileno Tereftalato

cm – centímetro

cm² – centímetro quadrado

mm – milímetro

mL- mililitros

°C – graus centígrados ou graus Célsius

μS/cm ou μS cm⁻¹ – microsiemens por centímetro

pH – potencial hidrogeniônico

mg/L ou mg L⁻¹ – miligramas por litro

mg CaCO₃/ L ou mg CaCO₃ L⁻¹ – miligramas de Carbonato de Cálcio por litro

% - percentual

CPOM – material orgânico particulado grosso

FPOM – material orgânico particulado fino

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	1
1.2 OBJETIVOS	2
1.2.1 OBJETIVO GERAL	2
1.2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	2
3. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	3
3.1 Interações de ecossistemas de riachos, vegetação ripária e cadeia trófica de invertebrados.	3
3.2 Monitoramento da qualidade da água	5
3.3 Eutrofização	6
3.4 Aplicação dos macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores de impacto ambiental	7
4. METODOLOGIA	9
4.1 Área de Estudo	9
4.2 Coleta do Material	11
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO	18
5.1 Variáveis Físicas e Químicas da Água	18
5.2 Comunidade de Macroinvertebrados Aquáticos	19
5.3 Grupos Funcionais Tróficos	23
5.4 Índices de Avaliação de Qualidade Ambiental	24
6. CONCLUSÃO	26
7. REFERÊNCIAS	27

1. INTRODUÇÃO

Os arroios correspondem a corpos hídricos lóticos de pequenas dimensões com características topográficas, geológicas e geomorfológicas específicas, que funcionam como tributários alimentadores das bacias hidrográficas (CARVALHO; BENTOS; PEREIRA, 2014). A grande demanda de água na atualidade, tem reservado a esses ecossistemas, o status chave para a conservação e preservação dos recursos hídricos, evitando a escassez de água para abastecimento e implicações a saúde humana (DEVOS; SOARES; ROCHA, 2010). Os arroios, tanto em caráter intermitente ou temporário, podem sustentar uma alta produtividade e uma considerável diversidade de organismos aquáticos (MARQUES DA SILVA et al., 2017). Alguns deles como bactérias e invertebrados aquáticos podem ser utilizados no processo de monitoramento e determinação da qualidade ambiental da bacia hidrográfica (STERZ; GOMES; ROSSI, 2011).

Os estudos dos impactos das atividades antrópicas nos arroios podem ser efetuados com análises ecológicas, utilizando organismos com características bióticas desejáveis como abundância, sedentarismo e um ciclo de vida curto. Reconhecidamente, os macroinvertebrados apresentam esses atributos, o que permite a avaliação de alterações no corpo hídrico por várias gerações, apresentando uma resposta de sensibilidade imediata à agentes impactantes (ABÍLIO et al., 2007). Nesse sentido, o levantamento da comunidade biótica pode ser uma ferramenta complementar às análises físicas e químicas da água como temperatura, turbidez, pH, oxigênio dissolvido e condutividade elétrica (REMOR et al., 2013), dando maior robustez ao diagnóstico ambiental de corpos hídricos. Os macroinvertebrados bentônicos se prestam muito bem a esse propósito, porque demonstram o histórico de impactos ambientais, através da ausência e presença de espécies, adaptações às condições de anóxia e hipóxia e modificações morfofisiológicas (FEIDEN et al., 2015).

Em uma avaliação íntegra dos efeitos ecológicos de fontes poluidoras múltiplas pode ser efetuada a determinação da composição da comunidade de invertebrados aquáticos, pelo processo de bioindicação (PRESTES; VINCENCI, 2019). Aspectos biológicos de sensibilidade, tolerância e resistência podem ser convertidos em pontos dentro do índice BMWP (Biological Monitoring Working Party) e ASPT (Average Score per Taxon), usando como parâmetro a constituição das famílias de macroinvertebrados.

Desse modo, dados qualitativos podem ser analisados numericamente a partir da avaliação da frequência de ocorrência de determinados grupos de invertebrados, permitindo construir um diagnóstico da situação de qualidade ambiental dos corpos hídricos. As análises ecológicas sobre as comunidades aquáticas, em especial aquelas que utilizam de catálogos faunísticos, são importantes para o conhecimento da composição da biodiversidade local. Nesses procedimentos é possível estabelecer o potencial de bioindicação de uma determinada espécie, bem como reconhecer quais áreas do entorno devem ser protegidas ou recuperadas (AGOSTINHO; THOMAZ; GOMEZ, 2005).

O arroio do Bigode é um tributário que apresenta um leito estreito de baixa profundidade, com alguns trechos de margens preservadas e em outras sujeitas a interferências antrópicas distintas, como agricultura, piscicultura e pecuária. É evidente o valor paisagístico e ecológico desse corpo d'água na região, mas o foco da investigação está relacionado ao seu papel como tributário do rio Leão, o principal manancial utilizado para captação de água para abastecimento no município de Laranjeiras do Sul (PR). Nesse contexto, o problema de pesquisa vincula-se ao diagnóstico da qualidade ambiental com o uso de macroinvertebrados bioindicadores, para a construção de recomendações para conservação e preservação do corpo hídrico.

1.2 OBJETIVOS

1.2.1 OBJETIVO GERAL

- Investigar a variação espacial de macroinvertebrados aquáticos para diagnosticar a qualidade ambiental de um corpo hídrico.

1.2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Realizar levantamento dos grupos de invertebrados aquáticos;
- Determinar a abundância em cada estação de amostragem;
- Separar os invertebrados em grupos funcionais tróficos;
- Promover uma avaliação integrada do ecossistema com o uso de índices biológicos;
- Recomendar ações para promover a conservação e preservação do corpo hídrico;

3. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

3.1 Interações de ecossistemas de riachos, vegetação ripária e cadeia trófica de invertebrados.

No Brasil, as responsabilidades a respeito da gestão de corpos hídricos de primeira ordem tem sido frequentemente negligenciado, mesmo com entendimento que esses ambientes de corredeiras abrigam uma enorme diversidade de peixes e invertebrados aquáticos. (CAVALHEIRO; NISHIJIMA, 2012). Os arroios e riachos são ecossistemas integrantes das microbacias em escala local, atuando como mantenedores da recarga de cursos d'água volumosos, muitos deles usados para finalidades de abastecimento de água potável (CÂNDIDO DOS REIS, 2021). Há uma complexa interação entre fatores bióticos e abióticos nesses sistemas que devem ser avaliados para determinar estratégia de manejo adequadas para a conservação e preservação da bacia hidrográfica. Dentro desse contexto é importante avaliar a situação da a zona de transição entre o ambiente terrestre e o aquático, pois a constituição fitossociológica da vegetação ripária, determina a estabilidade e integridade desses ecossistemas (SILVEIRA; MACEDO; CALLISTO, 2018). O sombreamento das margens resulta na diminuição da incidência solar, temperatura e fotossíntese, quase todo o aporte de energia depende da entrada de matéria orgânica da faixa ripária (KRUPPEK; FELSKI, 2006). Os detritos orgânicos sofrem um série de processos físicos, químicos e biológicos, correspondendo a fonte primária de energia, criando uma complexa rede trófica, que se reflete no aumento da biodiversidade.

No Sudoeste do Paraná, os fragmentos florestais que margeiam corpos hídricos são invariavelmente constituídos por estreitas faixas de vegetação arbórea em estado de conservação precário ou colonizado por espécies exóticas (VIANI et al., 2011). A perda de fragmentos florestais marginais tem como resultado o aumento de processos erosivos e transporte exagerado de partículas sólidas (assoreamento) e outros contaminantes para dentro dos corpos hídricos, resultando numa redução de biodiversidade da fauna aquática (BRAGA et al., 2005). Mesmo que a água, seja supostamente de boa qualidade química, a introdução de excesso de materiais particulados sólidos dentro de riachos, pode ter efeitos catastróficos na sobrevivências dos organismos aquáticos (WANTZEN; PINTO-SILVA, 2006). O tipo de material carregado para dentro do corpo d'água influencia na ocorrência de espécies de invertebrados aquáticos determinando como se estabelecerão as relações dentro da cadeia trófica. Quando observamos o aporte de material particulado fino, existe a uma tendência de predominância de grupos coletores- catadores e coletores-

filtradores. Sem dúvida essa categoria funcional é a mais importante na comunidade, porque os coletores garantem a integração da diversidade da cadeia trófica, fornecendo maior quantidade de alimento para os predadores, que ao mesmo tempo regulam as populações de fragmentadores e raspadores (SHIMANO et al., 2012). As definições dos grupos tróficos são apontadas na obra de Merrit e Cummins (2008), o qual estabelecem os parâmetros biológicos para classificação de insetos aquáticos e outros invertebrados em categorias funcionais. De acordo com esses autores, os coletores-catadores correspondem a grupos de invertebrados que se alimentam de partículas inferiores a 1 mm que são depositadas no fundo do substrato (quironomídeos, tricópteros, copépodes harpacticóides e oligoquetos), enquanto os coletores-filtradores se alimentam de partículas dessa natureza, mas que ficam suspensão na água (cladóceros, copépodes ciclopoídes e calanóides). Os fragmentadores consomem partículas de matéria orgânica, usualmente superior a 2 mm, resultantes de grandes pedaços de folhas, gravetos, galhos da serapilheira formada na mata ciliar, que são arrastadas pelo escoamento superficial. Nessa categoria são encontradas algumas espécies de quironomídeos, tricópteros, efemerópteros e oligoquetos. Os raspadores são formados por algumas espécies de gastrópodes, efemerópteros e coleópteros, invertebrados que adaptaram suas peças bucais para raspagem de superfícies de determinados substratos, contendo colônia de algas aderidas ou até mesmo a própria superfície de plantas aquáticas. Os predadores representados por espécies de odonátos e coleópteros fazem o papel de moduladores da fauna de invertebrados aquáticos, porque consomem todos os grupos funcionais tróficos, e portanto não dependem diretamente do material alóctone depositado nos corpos d'água.

É importante nos estudos ecológicos, entender a relação da ocorrência de determinadas espécies de invertebrados, a estrutura da guilda trófica e aspectos de transporte de materiais alóctones (LAURINDO DA SILVA et al., 2009). Evidentemente as relações tróficas são afetadas pelas condições de preservação da vegetação ripária, porque esses fragmentos florestais regulam o aporte e qualidade material orgânico particulado que servirá como alimento para os invertebrados (HENRIQUES DE OLIVEIRA; NESSIMIAN, 2010). Por essa razão podemos usar o conceito de guildas tróficas como um método complementar para avaliar os efeitos das atividades antrópicas do entorno de riachos, e investigar como os corpos d'água respondem a diferentes impactos pela análise da comunidade de invertebrados.

3.2 Monitoramento da qualidade da água

A qualidade da água é determinada por parâmetros que definem a sua finalidade de uso, para abastecimento humano, banho, produção, irrigação e transporte (SOUZA; MELLO, SEIXAS-FILHO, 2014; NEVES et al., 2014). A categorização da água dentro de classes de uso, minimiza os riscos as atividades de produção aquícola, que se relacionam diretamente a saúde humana. Nas bacias hidrográficas que englobam os ecossistemas aquáticos urbanos é esperado a elevada contaminação dos mananciais advindos da ação antrópica (MARINHO, 2018). A deterioração da qualidade de água dos corpos hídricos é um dos maiores problemas da atualidade, e os estudos límnicos podem auxiliar na identificação e avaliação desses impactos, podendo detectar inclusive as fontes pontuais de eutrofização, propondo medidas mitigadoras auxiliares (GARCIA et al., 2012).

Infelizmente o tratamento convencional da água não elimina por completo os contaminantes como nutrientes em excesso (SOUSA, 2014), e nem os poluentes emergentes como fármacos, hormônios, derivados de produtos de higiene pessoal, antissépticos, aditivos industriais, aditivos de gasolina e produtos de desinfecção (MONTAGNER; VIDAL, ACAYAB, 2017). No ambiente urbano há uma série de substâncias usadas a bastante tempo ou novas substâncias decorrente da evolução tecnológica, que constituem o que chamamos de poluentes emergentes. Essas substâncias não são monitoradas com frequência, e nem incluídas em normativas ou legislação de controle ambiental (GEISSEN et al., 2015). Embora seja conhecido seu potencial de interação com organismos aquáticos e sinergia com outras substâncias, ainda não se sabe muito bem qual o impacto sobre os ecossistemas aquáticos e na saúde humana (GROSSELI, 2016). Por essa razão, o monitoramento do meio aquático é uma ferramenta indispensável para auxiliar na gestão do meio ambiente, pois fornece novas informações que auxiliam na descrição da qualidade da água e na identificação dos impactos que provocam a degradação dos recursos hídricos (BUZELLI; CUNHA-SANTINO, 2013).

Avaliar a qualidade da água dos ambientes aquáticos deve ter como protocolo a utilização de parâmetros físicos químicos, geoquímicos, associados ao acompanhamento da ocorrência e densidade de espécies de invertebrados indicadores, durante um intervalo de tempo (MUGNAI; NESSIMIAN; BAPTISTA, 2009). Os macroinvertebrados bentônicos nesse caso atuam como ferramentas complementares, porque se adaptam às mudanças ambientais, apresentando respostas específicas a determinados contaminantes, revelando padrões históricos do ambiente (ROSANOVA, 2019). Um ponto forte consiste

na investigação exploratória acerca de indicadores potencialmente representativos, pois estes podem auxiliar na compreensão da problemática de saúde ambiental existente em nível local e definir prioridades para o alcance da promoção de saúde, tanto ambiental quanto das populações específicas (DOMINGUES; AZEVEDO; GOMES, 2017).

3.3 Eutrofização

O processo de eutrofização corresponde ao enriquecimento dos ecossistemas pelo aumento das concentrações de nutrientes na água, principalmente compostos nitrogenados e fosfatados, que resultam num aumento dos processos naturais da produção biológica em rios, lagos e reservatórios. De acordo com Macedo e Sipaúba-Tavares (2010), a eutrofização tem duas origens distintas: (1) a primeira denominada de natural corresponde a um processo brando e contínuo, resultante do surgimento de nutrientes que são carreados pelas chuvas e águas superficiais que desestruturam as partículas do solo e lavam a superfície terrestre, levando os nutrientes para os corpos de água; (2) A segunda chamada de artificial é um processo induzido pela ação humana e pode ter origens distintas, como atividades agrícolas e esgotos domésticos e industriais.

Os aporte de nutrientes, especialmente o fósforo e nitrogênio combinado com condições ambientais específicas como a elevada temperatura, pH adequado, turbulência e revolvimento do sedimento e da água, resulta na floração de Cianobactérias (FIGUEIREDO, 2018), que podem liberar toxinas letais a outros organismos, colocando em risco também a saúde humana. Plantas aquáticas como a *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms e *Pistia stratiotes* Linneaus também são favorecidas por esse processo aumentando sua biomassa que, em conjunto com as algas, formam um biofilme superficial que impede a penetração da luz no ambiente subaquático. A diminuição da penetração de luz, resulta na limitação de produção de oxigênio dissolvido para a coluna de água, tendo como consequência a produção de metano (por bactérias metanogênicas, anaeróbias) e gás sulfídrico, causadores de maus odores, aumentando as demandas biológicas por oxigênio (ESTEVES, 2011). Essa cadeia de eventos desastrosos resulta na morte e substituição de organismos aquáticos (incluindo os peixes), anoxia (falta de oxigênio dissolvido), alteração da cor, turbidez e transparência da água, produção de odores e substâncias tóxicas, e desenvolvimentos de larvas de mosquitos vetores de doenças (ESTEVES; PANOSSO, 2011).

Estes problemas têm se agravado de forma significativa motivado pelo aumento das descargas municipais e industriais, mas principalmente pela utilização excessiva de

adubos e pesticidas (MONTEIRO, 2004). Cabe a necessidade dos pesquisadores acompanharem a evolução da eutrofização nos ecossistemas aquáticos urbanos e rurais, porque esses ambientes representam o depósito de uma grande quantidade de compostos químicos distintos com diferentes origens e, portanto, combinam uma série de impactos negativos que afetarão a saúde humana e o seu uso.

3.4 Aplicação dos macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores de impacto ambiental

A maior parte dos efluentes que provocam contaminação normalmente são lançados em rios e mares, contribuindo para a disseminação de uma série de agentes tóxicos como metais pesados, agrotóxicos, compostos orgânicos, entre outros (BRAGA, 2005). A emissão desses compostos afeta primariamente os organismos aquáticos, alterando sua composição e estrutura que se reflete na ausência ou presença de espécies, dominância de determinado grupo, além de alterações morfológicas e fisiológicas (BAPTISTA; BUSS; EGLER, 2003). Nesse contexto, os macroinvertebrados bentônicos são amplamente utilizados como indicadores de qualidade ambiental, porque refletem as condicionantes de degradação do ecossistema aquático (REMOR et al., 2013), e sua estrutura e funcionamento é influenciada pelas características do sedimento, morfologia das margens, profundidade, natureza química do substrato, vegetação, competição entre as diferentes espécies e disponibilidade de fontes alimentares (BISCALQUINI, 2018). O fundamento de trabalho com uso de invertebrados é baseado no comportamento característico e previsível de resposta às modificações ambientais a médio e longo prazo, que podem ser avaliadas numa escala mensurável de ocorrência, estrutura, composição e função da comunidade (GERHARDT, 2015). E é por essa razão que são incorporados em programas de monitoramento, tendo função complementar às informações extraídas a partir da análise físico-química da água, especialmente, em situações ocasionais de lançamento de esgotos domésticos e industriais (ALBUQUERQUE; SANTOS, 2019). Esses invertebrados são representados por organismos pertencentes ao filos: Arthropoda, Mollusca, Annelida, Nematoda, e Platyhelminthes (ESTEVES, 2011), que estão associados ao substrato de fundo, compondo a fauna bêntica. No Brasil, diversos trechos de cursos hídricos já foram monitorados utilizando-se de invertebrados bentônicos, dentre eles, o Rio São Francisco, localizado no Nordeste, as cabeceiras das bacias dos rios Doce e São Francisco, localizadas no Estado de Minas Gerais, a Bacia Rio da Velhas, localizado

em Minas Gerais, o Rio Sanga Mineira, localizado no município de Mercedes, Paraná (DILLENBURG, 2007).

Na utilização de invertebrados bentônicos como bioindicadores, espera-se que numa comunidade estável e equilibrada ocorra a predominância de grupos de insetos na sua forma imatura e sensíveis à poluição, como Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera, indicando um ambiente com boa qualidade de água e com habitat favorável a estes táxons. Já os grupos considerados mais tolerantes à poluição, tais como: Oligochaeta, Mollusca e Chironomidae, possivelmente, se encontrariam representados por poucas espécies e em menor densidade (EPA-OHIO, 1987). Por outro lado, em locais poluídos, geralmente se observa baixa diversidade de espécies e elevada densidade de organismos restritos a grupos mais tolerantes (p. ex. *Chironomus* e *Polypedilum* – Diptera, Chironomidae e Tubificidae – Oligochaeta) (CALLISTO; GOULART, MORETTI, 2001), ao passo que organismos pertencentes a grupos mais sensíveis tendem a diminuição ou até mesmo a eliminação (EPA-OHIO, 1987).

Num estudo recente desenvolvido por Pimenta et al. (2016), para avaliar a qualidade ambiental de córregos, observou-se distintas repostas da comunidade de invertebrados bentônicos as condições de heterogeneidade espacial entre o ambiente urbano e rural. Segundo os autores, o córrego inserido em área rural, mesmo com os impactos gerados pelas atividades agropastoris, apresentou menor alteração na qualidade da água, em comparação com o córrego inserido em ambiente urbano. Nos córregos de ambiente urbano, registrou-se a predominância de táxons resistentes dos filos Annelida (Classe: Oligochaeta) e Mollusca (Classe: Gastropoda), indicando alterações antrópicas relevantes.

Dados encontrados por Barbosa et al. (2016), em dois trechos do rio Apodi-Mossoró, no município de Governador Dix-Sept Rosado (RN), evidenciaram maior presença de moluscos da Classe Gastropoda em todos os pontos amostrados, principalmente à jusante da zona urbana do município. Os resultados constataram também que houve maior abundância de indivíduos resistentes à poluição, enquanto que indivíduos tolerantes (Odonata e Bivalvia) apresentaram menores quantidades. Ainda de acordo com os autores, em todos os pontos de coleta foram observadas atividades antrópicas que alteram o ambiente, havendo indicativos de dragagem, lançamentos de esgotos domésticos, lavagem de roupa, resíduos sólidos, excrementos de animais dentre outros, o que justifica a baixa presença de indivíduos tolerantes e a abundância de

organismos resistentes pertencentes à Classe Gastropoda, sendo o gênero *Melanoide* dominante em todas as coletas.

É muito difícil identificar e quantificar um impacto ambiental ocasionado por um determinado poluente, porque isso depende da sua concentração no meio e o tempo de exposição em que os organismos aquáticos ficaram sujeitos. Os organismos bentônicos constituem uma peça chave para a decodificação desses impactos, porque possuem características sentinelas, indicando implicações de um contaminante específico ao longo de uma série histórica de eventos (LORENZI et al., 2007). Dessa maneira as aplicações ecológicas não se limitam a sinalizar a ocorrência de impactos ambientais negativos, mas também distinguir qual agente está relacionado ao distúrbio.

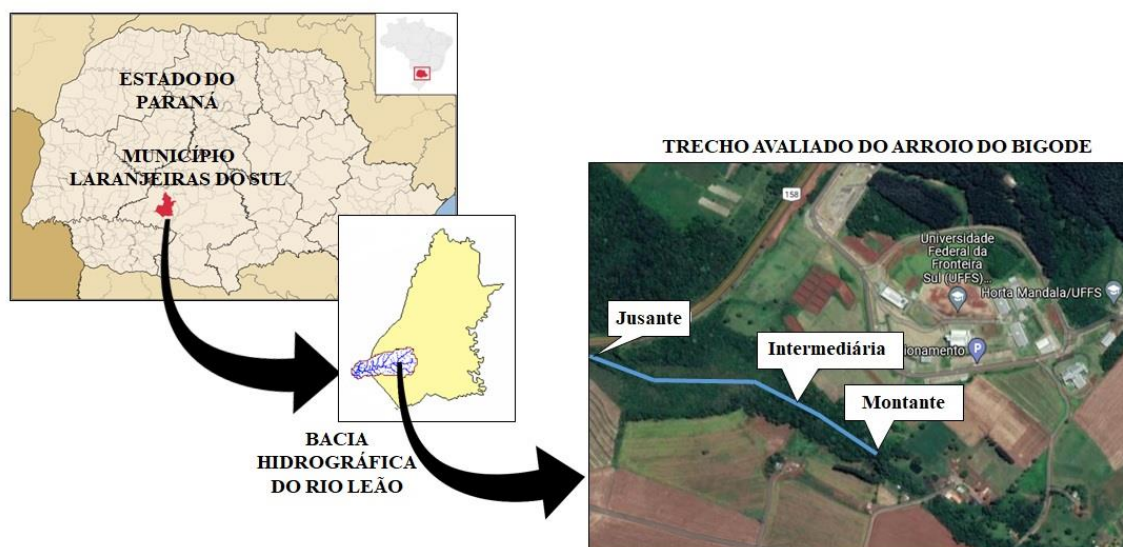
Nos últimos anos, diversos estudos foram desenvolvidos com relação a concentração de metais pesados em macroinvertebrados bentônicos e o estabelecimento como bioindicadores desse tipo de contaminante (KIFFNEY; CLEMENTS, 1993; SANTORO; MASTROLITTI; FAGIOLI, 2009; CAIN; CROTEUA; LUOMA, 2011; MEBANE et al., 2020). No trabalho realizado por Chiba, Passerini e Tundisi (2011), numa sub-bacia, na cidade de São Carlos, SP, contaminada por metais tóxicos, observou-se a acumulação de zinco, cromo e níquel nos tecidos de macroinvertebrados bentônicos. De acordo com os valores do fator de bioacumulação (BAF), as concentrações de metal nos tecidos excederam as encontradas na água e nos sedimentos dos locais correspondentes, indicando bioacumulação neste ecossistema. Em adição, as famílias com maior abundância e frequência foram Chironomidae e Tubificidae, reconhecidas por suportar alterações provocadas por metais pesados e indicar a deterioração do ecossistema.

4. METODOLOGIA

4.1 Área de Estudo

O estudo foi conduzido entre junho e agosto de 2021, no arroio do Bigode (Figura 1), um corpo d'água que deságua no Rio Leão, manancial usado para captação de água para abastecimento urbano, pertencente a bacia do baixo Iguaçu.

Figura 1 - Trecho investigado do arroio do Bigode, na bacia hidrográfica do Rio Leão, município de Município de Laranjeiras do Sul (PR).



Fonte: adaptado da Prefeitura Municipal de Laranjeiras do Sul (PR) e GOOGLE MAPS, 2021.

O arroio é um tributário de ordem primária, constituindo um dos afluentes da microbacia do rio Leão, sendo relativamente estreito (largura entre 0,83 a 1,00 m), raso (profundidade entre 0,17 a 0,50 cm), com velocidade média de 0,14 m/s e vazão estimada em 17 a 39 L/s, dependendo da época do ano.

O trecho avaliado corresponde a um transecto de aproximadamente 1 km de extensão (Figura 2), que recorta a planície ao ponto do km 45 da BR 158. Do lado esquerdo o arroio, faz divisa com a Universidade Federal da Fronteira Sul, campus Laranjeiras do Sul (PR) e do lado direito com propriedades agrícolas que desenvolvem atividades de piscicultura extensiva, pecuária e agricultura. Suas margens são colonizadas por espécies vegetais característicos de floresta ombrófila mista e floresta estacional semidecidual. A faixa marginal direita tem aproximadamente de 20 a 30 metros de extensão estando em processo de sucessão ecológica secundária, pois foram desenvolvidas atividades de reflorestamento e recomposição da flora original. Todavia, a faixa de mata ripária do lado esquerdo é comparativamente estreita e a densidade vegetativa relativamente menor. Em todo seu eixo longitudinal encontram-se vestígios de processos erosivos e de assoreamento, e no final da área investigada, na estação a jusante, observa-se do lado direito um declive colonizado por espécies de gramíneas, e do lado direito a presença de pinus. Nesse local os anteparos de uma pequena ponte, funcionam

como uma barragem reduzindo a energia cinética da água, formando uma área de charco colonizado por gramíneas e com o leito bastante lodoso.

Figura 2 – Características fisionômicas da vegetação ciliar nas estações de amostragem do arroio do Bigode. A, B e C – Pontos de coleta a montante; D, E e F – Pontos de coleta intermediários; G, H e I – Pontos de coleta a jusante.

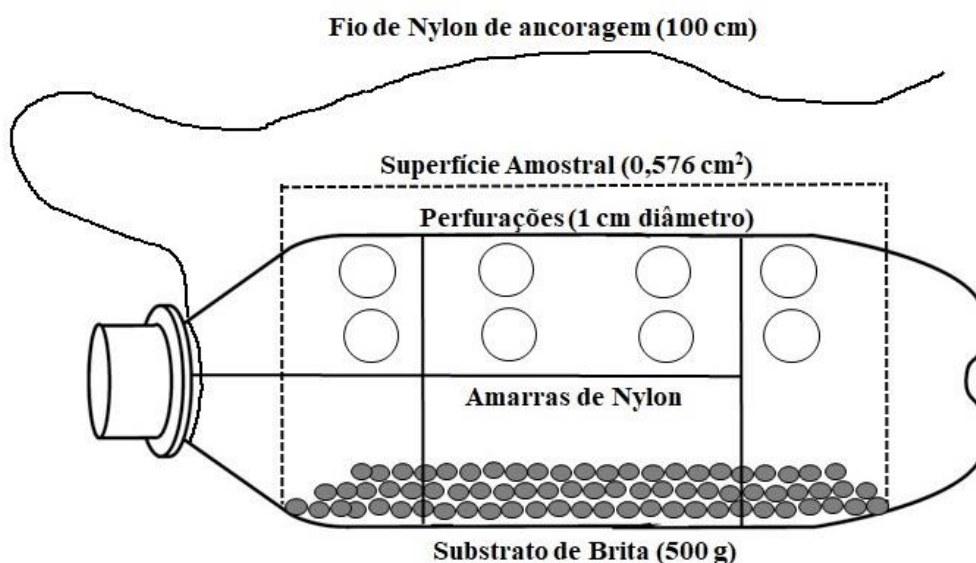


4.2 Coleta do Material

As amostras foram obtidas a partir do uso de substratos artificiais confeccionados de garrafa PET, adaptando a metodologia desenvolvida por Pereira et al. (2010). Foram selecionadas 9 garrafas PET de 2 litros, realizando em sua extensão superior um conjunto de 4 furos de aproximadamente 1 cm de diâmetro organizados em 4 fileiras, com o objetivo de possibilitar a entrada de água e submersão (Figura 3). Com o auxílio de um funil plástico foram introduzidos 500 g brita de granulometria baixa através do gargalo da garrafa PET, para formar uma cama de aproximadamente 0,576 cm² na extensão inferior da garrafa. As britas foram escolhidas para o projeto, devido as suas características que se aproximam das condições naturais do leito do arroio, formado por material pedregoso misturado a material particulado fino. No intuito de verificar a

variabilidade espacial do ambiente, foram distribuídas 3 réplicas, em cada estação de amostragem a uma distância de 10 m de um substrato a outro. Os locais escolhidos levaram em consideração as características da vegetação ripária e das regiões adjacentes sendo definidas: uma zona a montante, uma zona intermediária, ambas com os lados direitos do leito com vegetação ripária mais preservada, e uma zona a jusante, com faixa ripária relativamente menor.

Figura 3 – Modelo de substrato artificial usado no experimento para colonização de invertebrados, adaptado de Pereira et al. (2010).



Os substratos foram submersos e ancorados em galhos de árvores existentes no próprio local com amarras de nylon. O período de colonização correspondeu a 72 dias conforme especificações sugeridas por Pereira et al. (2010), para um padrão de tempo mínimo aceitável.

Após o período de colonização, os substratos foram retirados da água, e o material sedimentar foi acondicionado temporariamente em sacos plásticos contendo 200 mL de solução de formol a 10%. Simultaneamente foram realizadas as medidas de variáveis físicas e químicas, usando uma sonda multiparâmetro para temperatura, pH, condutividade e oxigênio, Kit de titulometria para alcalinidade, dureza e amônia total. Não foram estabelecidas medidas de transparência da água, pelo fato do arroio apresentar uma água de constituição translúcida sendo possível visualizar o substrato de fundo.

As amostras foram armazenadas no laboratório de Zoologia da Universidade Federal da Fronteira Sul, campus Laranjeiras do Sul, por um período de 7 dias para uma

boa fixação dos espécimes. O material sedimentar foi então submetido a lavagem com água em um jogo de peneira de diferentes malhas (0,02mm, 0,5 mm e 1,0 mm). Durante esse processo foi efetuada a pré-triagem, onde os invertebrados encontrados a olho nu retidos nas peneira 0,5 mm e 1,0 mm foram separados e depositados em tubos de Eppendorf contendo álcool 70%. O material retido na peneira de malha mais fina (0,02 mm de abertura) foi processado por flotação com sal, para geração de sobrenadante concentrado de invertebrados com sedimento mais fino, sendo depositados em frascos contendo álcool 70%. Para execução da triagem, o sobrenadante foi filtrado em peneira micrométrica inferior a 0,02 mm, e o material retido foi disposto em placa de Petri, para visualização dos espécimes com microscópio estereoscópico (lupa). Os organismos encontrados foram acondicionados em frascos de Eppendorf com álcool 70%, até a realização do processo de identificação. Foram montados laminários com a peças ou porções corporais para identificação até o menor nível taxonômico possível, com auxílio de bibliografia especializada baseada nas referências Mugnai, Nessimian e Baptista (2009), Merrit, Cummins e Berg (2008), Thorp e Rogers (2014).

4.3 Tratamento dos Dados

A análise numérica da fauna foi determinada pela contagem dos indivíduos de cada táxon, para obtenção do número absoluto e cálculo da abundância relativa. Os invertebrados foram agrupados em categorias funcionais tróficas de acordo com seu hábito alimentar, usando como referência os atributos determinados por Merrit, Cummins e Berg (2009): (1) coletores-catadores; (2) coletores-filtradores; (3) fragmentadores; (4) predadores; (5) raspadores. Os dados de abundância relativa e funcionalidade trófica foram expressos na forma de tabelas e gráficos de histograma, usando o aplicativo EXCEL.

O protocolo de uso dos macroinvertebrados para biondicação foi baseado na separação dos organismos em grupos com características comportamentais de sensibilidade, tolerância e resistência às adversidades ambientais (MUGNAI; NESSIMIAN; BAPTISTA, 2009). Assim as principais famílias de invertebrados foram separadas em:

(1) Organismos Sensíveis ou Intolerantes – espécies de invertebrados representados por microcrustáceos e insetos, que respondem negativamente a um impacto ambiental, mas apresentam alta capacidade de recuperação (resiliência) ao retorno das condições ambientais normais (Figura 4).

Figura 4 - Estrutura morfológica dos principais grupos de macroinvertebrados classificados como sensíveis e bioindicadores de águas limpas.

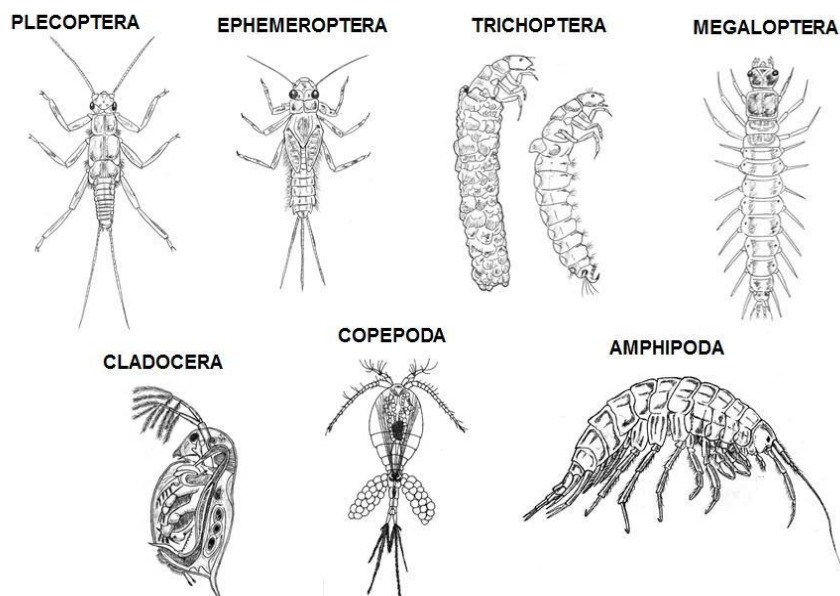


Ilustração: Alexandre Monkolski

(2) Organismos Tolerantes – representado por espécies de invertebrados representados por moluscos, anelídeos, microcrustáceos e insetos que suportam condições ambientais desfavoráveis por um período de tempo, com resiliência média a alta (Figuras 5 e 6).

Figura 5 - Estrutura morfológica dos principais grupos de moluscos, anelídeos e microcrustáceos classificados como tolerantes e bioindicadores de águas com qualidade duvidosa.

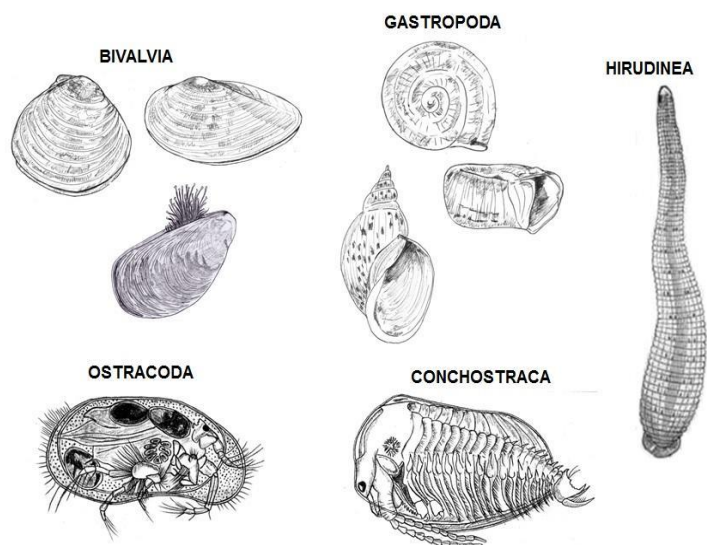


Ilustração: Alexandre Monkolski.

Figura 6 - Estrutura morfológica dos principais grupos de larvas de insetos classificados como tolerantes e bioindicadores de águas com qualidade duvidosa.

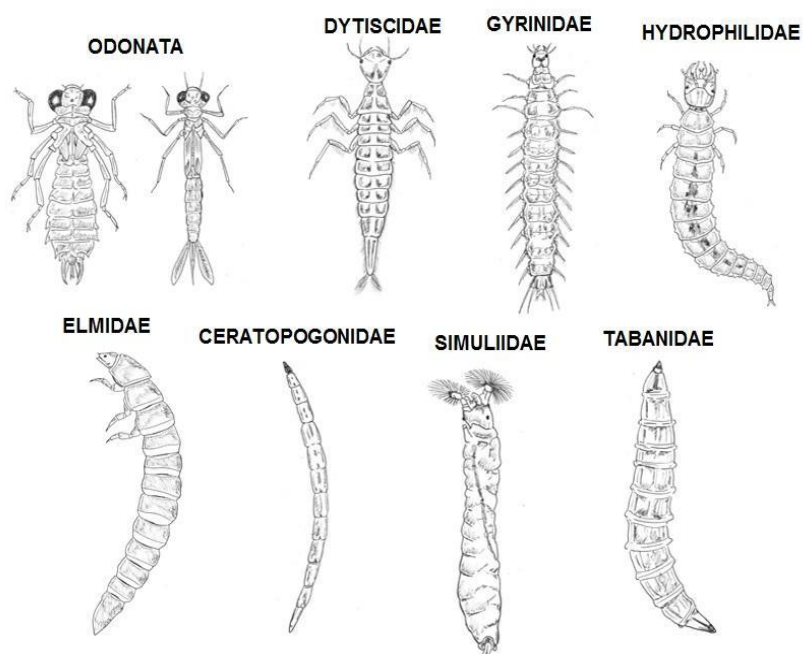


Ilustração: Alexandre Monkolski.

(3) Organismos Resistentes: representados principalmente por espécies de oligoquetos, quironomídeos, que suportam condições ambientais adversas, em função de uma diversidade de adaptações morfofisiológicas, mas que não possuem resiliência, porque são representados por espécies oportunistas (Figura 7).

Figura 7 - Estrutura morfológica dos principais grupos de macroinvertebrados classificados como resistentes e bioindicadores de águas poluídas.

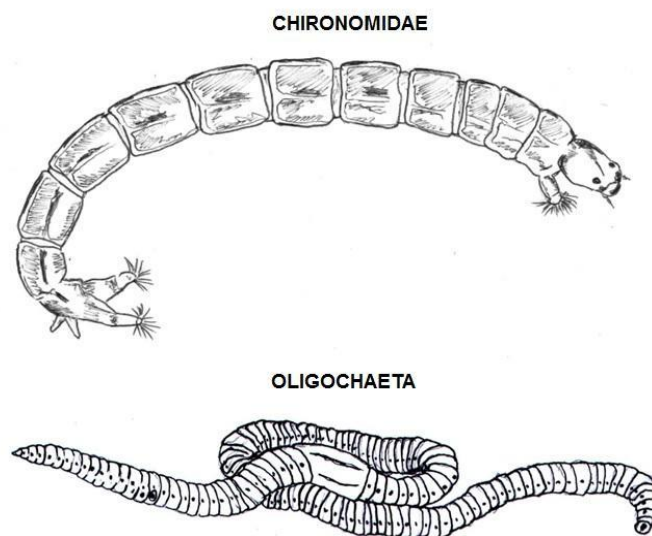


Ilustração: Alexandre Monkolski.

Após esse processo de categorização, aplicou-se o índice biótico BMWP (Biological Monitoring Water Parts) e o ASPT (Average Score per Táxon) conforme descrito pela adaptação de IAT/IAP (2003) e Silva, Damasceno de Melo e Everton (2016).

O índice BMWP ordena as famílias de macroinvertebrados aquáticos em 9 grupos, seguindo um gradiente de menor a maior tolerância dos organismos à poluição orgânica (Tabela 1).

Tabela 1 – Pontuação de referência de famílias para o método “Biological Monitoring Work Party Score System (BMWP)”.

Famílias	Pontuação Equivalente
Siphonuridae, Heptageniidae, Leptophlebiidae, Potamanthidae, Ephemeridae Taeniopterygidae, Leuctridae, Capniidae, Perlodidae, Perlidae Chloroperlidae Aphlelocheiridae	10
Phryganeidae, Molannidae, Beraeidae, Odontoceridae, Leptoceridae, Goeridae Lepidostomatidae, Brachycentridae, Seriscostomidae Athericidae, Bleplariceridae	
Astacidae	
Lestidae, Calopterygidae, Gomphidae, Cordulegasteridae, Aeshinidae Corduliidae, Libellulidae Psychomyiidae, Philopotamidae, Glossosomatidae	8
Ephemereiliidae, Prosopistomatidae Nemouridae	7
Rhyacophilidae, Polycentropodidae, Limnephilidae, Ecnomidae	
Neritidae, Viviparidae, Aneylidae Hydroptilidae Unionidae	6
Corophiidae, Gammaridae, Atyidae Platycnemididae, Coenagrionidae	
Oligoneuriidae, Polymitarcidae Dryopidae, Elmidae, Helophoridae, Hydrochidae, Hydraenidae, Clambidae Hydropsychidae	5
Simuliidae, Tipulidae Planariidae, Dendrocoelidae, Dugesiidae	
Baetidae, Caenidae Haliplidae, Curculionidae, Chrysomelidae Tabanidae, Stratiomyidae, Empididae, Dolichopodidae, Dixidae Ceratopogonidae, Anthomyidae, Limoniidae, Psychodidae, Sciomyzidae	4
Rhagionidae Sialidae Piscicolidae Hidracarina, Aeglidae	
Mesoveliidae, Hydrometridae, Gerridae, Nepidae, Naucoridae, Pleidae, Veliidae Notonectidae, Corixidae Helodidae, Hydrophilidae, Hygrobiidae, Dytiscidae, Gyrinidae Valvatidae, Hydrobiidae, Lymnaeidae, Physidae, Planorbidae	3
Bithyniidae, Bythinellidae, Sphaeriidae Glossiphoniidae, Hirudidae, Erpobdellidae, Hirudinea Asellidae, Ostracoda, Bivalvia, Amphypoda	
Chironomidae, Ephyridae, Culicidae, Thaumaleidae, Muscidae	2
Oligochaeta (todos), Syrphidae	1

Fonte: IAT/IAT, 2003 (adaptação do BMWP original)

O BMWP combina os dados de tolerância/intolerância, gerando valores de 0 a 10 para a ocorrência de cada família de invertebrados, resultando numa referência quantitativa (Tabela 2) que pode ser classificada em categorias de qualidade ambiental, possibilitando o diagnóstico do corpo hídrico (BISPO; OLIVEIRA, 2006; FERNANDES et al., 2007; SILVA; DAMASCENO DE MELO; EVERTON, 2016).

Tabela 2 - Valores de referência do índice BMWP, para diagnóstico da qualidade ambiental do Arroio do Bigode.

Classe	BMWP	Categoria	Diagnóstico
I	>150	Bom	Água limpa
	101-150		Limpa ou não alterada significativamente
II	61-100	Aceitável	Limpa, porém levemente impactada
III	36-60	Questionável	Moderadamente impactada
IV	15-35	Crítico	Poluída ou impactada
V	< 15	Muito crítico	Altamente poluída

Fonte: IAP/IAT, 2003 (adaptação do BMWP original)

A título de realizar uma avaliação complementar ao índice BMWP, os dados também foram submetidos a análise do ASPT (Escore médio por táxon). O índice ASPT é obtido a partir do valor de BMWP dividido pelo número total de famílias identificadas no ponto amostral analisado, o qual resulta num valor específico que pode ser categorizado dentro de classes de diagnose (Tabela 3).

Tabela 3 - Valores de referência do índice ASPT para diagnóstico da qualidade ambiental do Arroio do Bigode, baseado nos resultados obtidos no BMWP.

ASPT <i>score</i>	Diagnóstico
>6	Água limpa
5-6	Qualidade duvidosa
4-5	Provável poluição moderada
<4	Provável poluição severa

Fonte: SILVA; DAMASCENO DE MELO; EVERTON, 2016

Valores elevados destes índices são indicativos de locais de boa qualidade, caracterizados por ambientes mais íntegros contendo maior biodiversidade, sendo o contrário indicativos de águas sujeitas a interferências de poluentes, com predominância de espécies oportunistas. É importante salientar a necessidade de alguns ajustes referentes

a região/local de estudo nos ambientes tropicais, que abrigam maior diversidade de espécies, pois a modelagem original deste índice foi concebida em estudos de ambientes temperados.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Variáveis Físicas e Químicas da Água

A aferição para estimativa momentânea das variáveis físicas e químicas dos locais amostrados estão representadas na Tabela 4. Tornou-se evidente que os resultados obtidos para a variáveis abióticas não indicaram um provável efeito de alteração imediata provocada por atividades antrópicas, pois todos os valores registrados são considerados normais para parâmetros observados em ecossistemas de água doce de ambientes tropicais.

A temperatura da água, apresentou valores uniformes, ficando entre 18,2 a 16,2, com variação de apenas 1° C entre uma estação de amostragem e outra. Os valores amenos para temperatura da água se devem a época das amostragens, período intermediário entre outono e inverno, além das características da vegetação ciliar, marcada pela presença de espécies vegetais de floresta ombrófila mista. Os teores de oxigênio dissolvido, tiveram altos valores em todos os pontos, variando entre 8,7 a 10,2 mg L⁻¹, o que pode estar relacionado ao efeito de solubilidade e revolvimento da água, provocado pela combinação de baixas temperaturas e efeito de correnteza. Em relação ao pH, observou-se em todos os pontos amostrados valores muito próximos à neutralidade, estando entre 6,7 a 6,9, e portanto ocorre um equilíbrio ácido base, com proporções equivalentes de formação de ácido carbônico, bicarbonatos e carbonatos.

Os resultados de alcalinidade total evidenciaram uma tendência a formação de bicarbonatos na água, pois as concentrações variaram entre 20 a 36,6 mg CaCO₃ L⁻¹, demonstrando que o ambiente tem uma boa capacidade de tamponamento. Os valores de dureza da água mostraram uma variação de 26,6 a 36,6 mg CaCO₃ L⁻¹, resultados próximos aqueles registrados em corpos hídricos com características químicas de água muito mole (abaixo de 0,75 mg CaCO₃ L⁻¹), com baixas concentrações de íons de cálcio e magnésio. Nos pontos à montante e jusante foram registradas valores de amônia total muito próximos (0,24 e 0,28 mg L⁻¹), todavia, observou-se uma razoável diminuição da concentração no ponto intermediário (0,12 mg L⁻¹).

Embora sejam detectadas essas diferenças para a amônia total, os dados não são relevantes para inferir que existe toxicidade da amônia para os organismos aquáticos, pois as concentrações são consideradas baixas. A condutividade elétrica registrada no pontos do arroio está dentro da faixa de variação perceptível em corpos hídricos de água doce (50 a 100 $\mu\text{S cm}^{-1}$), mas observa-se uma aumento gradual ao longo do eixo longitudinal do pontos amostrados (médias de 53,70, 56,60 e 61,53 $\mu\text{S cm}^{-1}$). No ponto a jusante a uma tendência ao aumento de íons dissolvidos na água, o que pode estar relacionado ao efeito de barragem provocado ela existência de anteparos de uma ponte concreto.

Tabela 4 - Variáveis físicas e químicas da água obtidas nas estações de amostragem do arroio do Bigode, bacia hidrográfica do rio Leão, Laranjeiras do Sul (PR). Média e erro padrão.

Variáveis	Estações de Amostragem		
	Montante	Intermediária	Jusante
Temperatura ($^{\circ}\text{C}$)	18,1 \pm 0,10	17,8 \pm 0,12	16,2 \pm 0,13
Transparência (cm)	total	total	total
Condutividade ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	53,70 \pm 3,28	56,60 \pm 2,49	61,53 \pm 0,89
Oxigênio (mg/L)	8,73 \pm 0,50	9,66 \pm 0,34	10,22 \pm 0,77
pH	6,66 \pm 0,01	6,98 \pm 0,01	6,65 \pm 0,12
Alcalinidade (mg $\text{CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$)	23,33 \pm 3,33	20,00 \pm 0,00	36,66 \pm 3,33
Dureza (mg $\text{CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$)	33,33 \pm 3,33	26,63 \pm 3,33	36,66 \pm 3,33
Amônia (mg/L)	0,20 \pm 0,15	0,10 \pm 0,09	0,23 \pm 0,13

Fonte: Elaborado pela autora, 2021

5.2 Comunidade de Macroinvertebrados Aquáticos

Na análise dos macroinvertebrados bentônicos foram identificados 538 indivíduos distribuídos em 29 grupos taxonômicos, constituídos por nematoides, moluscos, anelídeos, crustáceos, insetos e ácaros (Quadro 1).

As estações de amostragem a montante e jusante apresentaram várias similaridades a ocorrência e composição de grupos taxonômicos (17 táxons). A zona de canal e zona de amortecimento dos pontos dessas estações, apresentam características geomorfológicas, composição florística e estrutura fitossociológica muito similares. Em contraposição, observou-se uma redução do número de táxons (13 táxons) na jusante, sugerindo uma redução da biodiversidade. Nessa estação observa-se áreas marginais de vegetação mais estreita contendo *Pinus*, presença de gramíneas e uma área de charco.

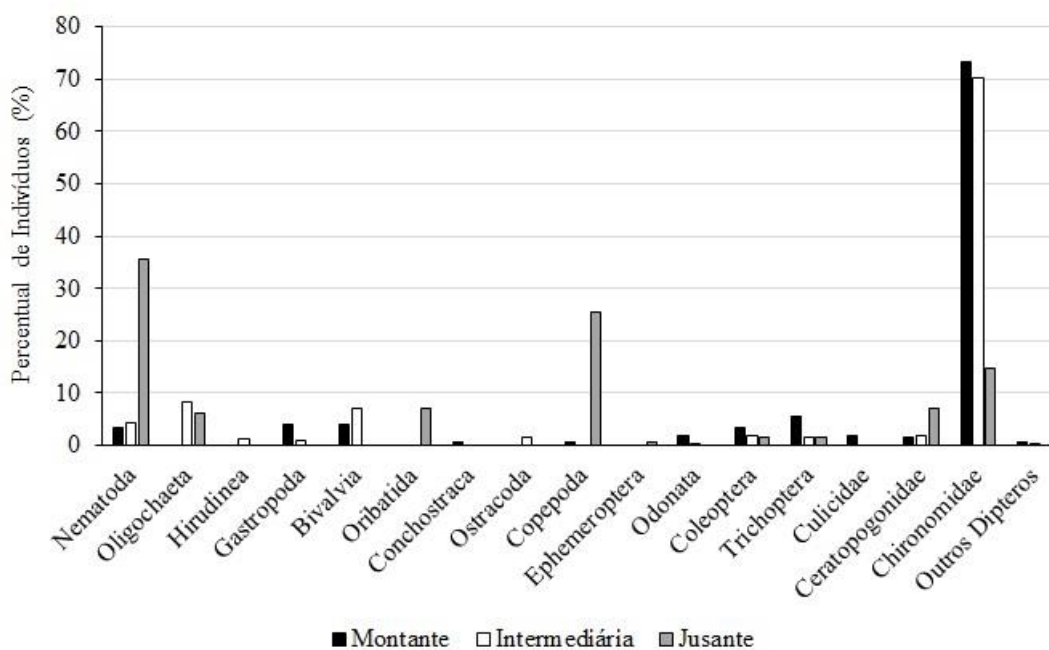
Quadro 1 - Grupos taxonômicos de invertebrados aquáticos registrados no arroio do Bigode, bacia do rio Leão, Laranjeiras do Sul (PR). Fonte: Elaborado pelo autor, 2021.

Táxons	Montante			Intermediário			Jusante		
	A	B	C	A	B	C	A	B	C
Filo Nematoda		X	X	X	X	X	X	X	X
Filo Annelida									
Classe Oligochaeta									
Ordem Haplotaxida									
Família Naididae				X	X	X	X		
Família Tubicidae							X		
Classe Hirudinea									
Ordem Hirudinida									
Família Erpobedellidae									X
Família Glossiphoniidae									X
Filo Mollusca									
Classe Gastropoda									
Ordem Basommatophora									
Família Planorbidae	X		X			X			
Classe Bivalvia									
Ordem Unionida									
Família Unionidae		X	X		X				
Ordem Venerida									
Família Corbiculidae			X	X	X				
Ordem Sphaeriida									
Família Sphaeriidae		X	X	X	X	X			
Filo Arthropoda									
Classe Arachnida									
Ordem Oribatida									
Família Oribatidae							X		
Classe Branchiopoda									
Ordem Conchostraca									
Família Cycletheriidae	X								
Classe Ostracoda									
Ordem Podocopida									
Família Candonidae				X		X			
Classe Maxillopoda									
Ordem Copepoda									
Família Cyclopidae	X						X	X	X
Ordem Harpacticoida									
Família Harpacticidae							X		X
Classe Insecta									
Ordem Ephemeroptera									
Família Caenidae									X
Ordem Odonata									
Família Gomphidae			X	X					
Ordem Coleoptera									
Família Dytiscidae								X	
Família Hydrophilidae							X		
Família Elmidae			X		X				
Família Haliplidae			X			X			
Ordem Trichoptera									
Família Limnephilidae			X						
Família Hydropsychidae			X	X					
Família Leptoceridae				X		X			X
Família Hydroptilidae	X						X		
Ordem Diptera									
Família Culicidae	X								
Família Tabanidae			X						
Família Empididae					X				
Família	X		X		X		X	X	X
Ceratopogonidae									
Família Chironomidae	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Total de Famílias		14			15			9	
Número de Indivíduos	46	55	102	64	97	91	45	15	23

Diferenças também foram observadas no número e constituição de famílias que são usadas para computar os escores do índice do BMWP, pois registrou-se na estação montante 14 famílias, na intermediária 15 famílias, e na jusante 9 famílias.

Dentre os táxons registrados, houve predominância de Chironomidae, seguido por Nematoda e Copepoda (Figura 8). As regiões montante e intermediária apresentaram maior porcentagem de larvas de Chironomidae com 73% e 70%, respectivamente. Já na região jusante, os maiores percentuais encontrados foram para Nematoda (36%), Copepoda (26%) e Chironomidae (15%).

Figura 8 - Dados de abundância relativa registrados nos pontos de amostragem do arroio do Bigode, microbacia do rio Leão, Laranjeiras do Sul (PR).



Fonte: Elaborado pela autora, 2021

Embora sejam observadas a presença de espécies resistentes (Chironomidae) no trecho montante e intermediário, o qual indicariam alteração significativa da qualidade da água, também observamos a presença de espécimes de famílias de gastrópodes (Planorbidae), bivalves (Unionidae, Corbiculidae e Sphaeriidae), odonátos (Gomphidae), coleópteros (Elmidae, Haliplidae) e tricópteros (Limnephelidae, Leptoceridae, Hydropschidae, Hydroptilidae). Algumas espécies de gastrópodes, bivalves, coleópteros e tricópteros são encontrados em águas com qualidade aceitável ou duvidosa, e

apresentam comportamento de organismos tolerantes, segundo a classificação proposta por Merrit, Cummins e Berg (2008).

As espécies de Chironomidae, exibem um alta plasticidade adaptativa, sendo encontradas tanto em ambientes naturais lóticos ou lênticos, quanto em ambientes impactados em elevada densidade (VILAS BOAS; CAMARGO, 2017). Em análises ambientais envolvendo invertebrados bênticos, temos que considerar esse fator, para que não ocorra uma interpretação equivocada dos resultados, pois nem sempre a quantidade desses dípteros, indica de fato poluição orgânica. Desse modo, no estabelecimento do diagnóstico de qualidade ambiental, é importante realizar uma avaliação conjunta de Chironomidae com outros grupos de invertebrados aquáticos, para uma resposta mais fidedigna.

As famílias Tubificidae e Naididae, que contém alguns espécimes de oligoquetos, reconhecidos como protagonistas de indicação de poluição orgânica da água, tiveram maior predominância nos pontos intermediário e jusante. Pesquisas sobre a resolução taxonômica de oligoquetos para indicação de qualidade ambiental de riachos urbanos e rurais, realizadas por Frizzera e Alves (2012), indicam que em ambientes poluídos organicamente existe uma tendência ao aumento de espécies de tubificídeos. Em contraposição, os riachos rurais sobre influência de poluição de fontes difusas, não suportam uma elevada densidade de oligoquetos, e a macrofauna é constituída por espécies tanto da família Tubificidae quanto Naididae. Os resultados apresentados aqui indicam que pode estar ocorrendo um progressivo efeito de poluição orgânica, da montante para a jusante que se reflete na comunidade pelo aumento de indivíduos pertencentes a Classe Oligochaeta. Mas esses aumentos, não são suficientes para inferir que os pontos mais baixos do arroio estejam sujeitos a uma poluição severa de fontes difusas, provenientes das atividades agrícolas do entorno.

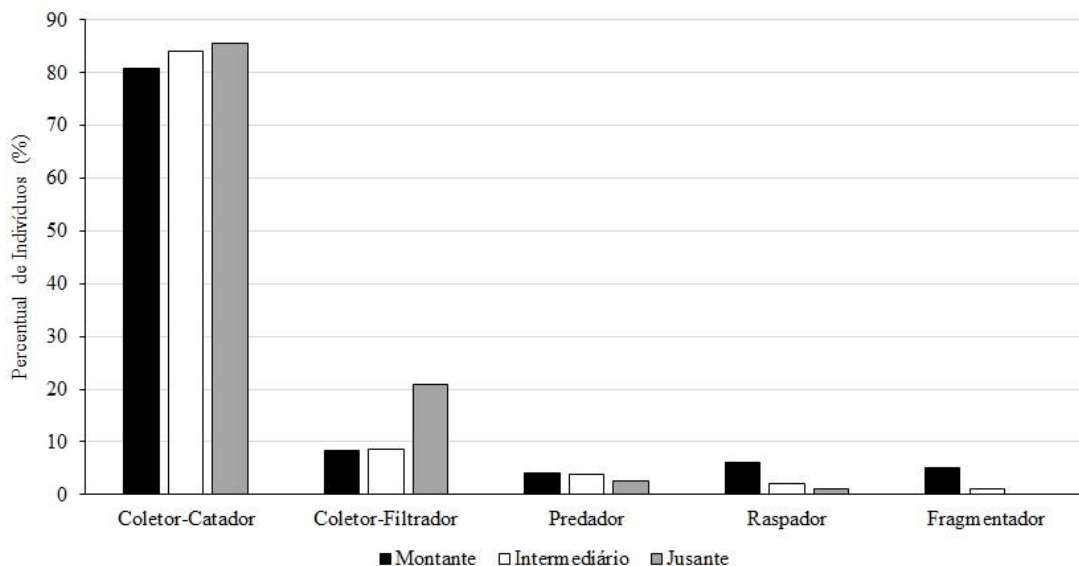
Na estação jusante observou-se uma mudança da composição faunística e predominância de táxons, representado pela redução da ocorrência de algumas famílias de invertebrados, e aumento de espécimes de nematóides, copepodes ciclopoídes e harpacticóides e ácaros de hábito anfíbio (Oribatidae). As fontes difusas de poluição de contaminação dos corpos hídricos, representadas pelos contaminantes de agrotóxicos, fertilizantes, e fezes animais afetam negativamente a comunidade de invertebrados aquáticos. Invariavelmente esses impactos interferem nas relações ecológicas estabelecidas entre diferentes grupos de invertebrados, e no equilíbrio das teias

alimentares, resultando numa redução do número de espécies e baixa diversidade (MELLO et al., 2010).

5.3 Grupos Funcionais Tróficos

O estabelecimento dos grupos tróficos funcionais de um corpo hídrico é importante para descrever os tipos de interações predominantes nas teias alimentares, mas serve também como parâmetro para determinar a integridade biótica dos ecossistemas aquáticos (CALLISTO et al., 2019). Na figura 9, estão representados os macroinvertebrados bentônicos registrados no arroio do Bigode, que foram agrupados e classificados de acordo com seu hábito alimentar característico.

Figura 9 - Dados de funcionalidade trófica de invertebrados registrados nos pontos de amostragem do arroio do Bigode, microbacia do rio Leão, Laranjeiras do Sul (PR).



Fonte: Elaborado pela autora, 2021

O grupo coletor-catador representado por consumidores de depósitos de material orgânico fino foi o mais representativo, com abundância relativa acima de 80% em todos os pontos de coleta. Já os demais grupos: coletor-filtrador, predador, raspador e fragmentador tiveram uma baixa representatividade em todos os pontos amostrais. A redução dos grupos de invertebrados que se alimentam de matéria orgânica particulada grossa (CPOM), ou até mesmo substituição da comunidade por espécies que se alimentam de matéria orgânica particulada fina (FPOM), são indicativos de redução da área de

vegetação ripária e possível carreamento de detritos para dentro do corpos hídricos (MARTINS; CAMPOS de OLIVEIRA; SALCEDO, 2014).

Na estação jusante a predominância de coletores-catadores é representada pelo aumento do número de nematóides no substrato bêntico. Adicionalmente registramos a abundância de invertebrados como hábito coletor-filtrador como copépodes ciclopóides e harpacticóides, e uma considerável redução de grupos de invertebrados fragmentadores e predadores.

Os fragmentadores são aqueles que possuem o hábito de cortar o alimento, sendo sua dieta baseada em planta vivas ou mortas, e consumo ocasional de bactérias, protozoários e fungos associados a esses materiais. Os predadores são representados por espécies com o hábito de consumir animais vivos ou mortos, e nesse cardápio estão incluídos os fragmentadores. A ocorrência desses dois grupos tróficos está intrinsicamente associada, devido as relações de dependência alimentar, pois os predadores tem a função de diminuir a competição entre presas, aumentando a diversidade de invertebrados, enquanto os fragmentadores servem como fonte de alimento aos predadores (AMORIM; CASTILLO, 2009). Assim a ausência ou redução de invertebrados classificados dentro desses dois grupos tróficos podem ser indicativos de interferências antrópicas moderadas a extremas. Fragmentadores e predadores são comumente registrados em riachos que apresentam uma zona de amortecimento maior, constituída por vegetação ripária em bom estado de conservação, que fornece serapilheira, para formar o material particulado grosso (CUNHA et al., 2019), importante para equilibrar as teias alimentares.

5.4 Índices de Avaliação de Qualidade Ambiental

Tomando como referência os valores de índices bióticos BMWP e ASPT calculados para o arroio do Bigode, foi possível estabelecer um diagnóstico da qualidade ambiental do trecho investigado, como mostrado na tabela 5.

Alterações no canal do arroio, podem ser visualmente percebidas, porque em alguns pontos há extensas faixas de assoreamento, evidenciando o transporte de partículas contaminantes do arroio, por escoamento superficial da água. Quando analisamos esses dois locais observam-se a predominância de famílias de invertebrados com características ecológicas de espécies com comportamento de sensibilidade, tolerância e resistência, e isso pode ser evidenciado através do BMWP e ASPT. Ambas estações de coleta foram

classificadas dentro da categoria de aceitável, diagnóstico indicando a existência de água limpa, porém levemente impactada.

Tabela 5 - Resultados dos índices BMWP e ASPT para a composição de famílias de invertebrados registrados nos pontos de amostragem do arroio do Bigode, microbacia do rio Leão, Laranjeiras do Sul (PR).

Estações	Famílias Registradas	Escore BMWP	Média ASPT	Diagnóstico
Montante	Planorbidae, Unionidae, Corbiculidae, Spaheridae, Gomphidae, Elmidae, Haliplidae, Limnephelidae, Hydropsychidae, Hydroptilidae, Culicidae, Ceratopogonidae, Chironomidae	69	5,0	*Aceitável *Limpa porém levemente impactada * Qualidade duvidosa
Intermediário	Naididae, Erpobdellidae, Glossisiphonidae, Planorbidae, Unionidae, Corbiculidae, Sphaeridae, Gomphidae, Elmidae, Haliplidae, Hydropsichidae, Leptoceridae, Empididae, Ceratopogonidae, Chidornomidae	71	4,7	*Aceitável *Limpa porém levemente impactada * Provável efeito de poluição moderada
Jusante	Naididae, Tubificidae, Dytiscidae, Hydrophilidae, Leptoceridae, Hydroptilidae, Ceratopogonidae, Chironomidae	37	4,1	*Questionável *Moderadamente impactada * Provável efeito de poluição moderada

Fonte: Elaborado pela autora, 2021

Na estação a jusante os resultados dos índices revelaram uma pequena deterioração da qualidade da água, sendo classificada dentro da categoria questionável, moderadamente impactada e sujeita a influência de poluição moderada. Nesse trecho observou-se a ocorrência de 9 famílias de invertebrados aquáticos computados no BMWP, estas constituídas por espécies principalmente coletores-catadores e coletores filtradores, típicos de ambientes eutrofizados. Embora seja evidenciado um diminuição da predominância de dípteros da família Chironomidae, há um substancial aumento de Nematoda na comunidade. Os Nematoides são conhecidos por serem os mais sedentários dentre os invertebrados da meiofauna bentônica, e usualmente são negligenciados como organismos indicadores devido as dificuldades na identificação das espécies. Esse vermes tem grande potencial para bioindicação, pois podem ser abundantes e diversos em ambientes sujeitos a estresse provocados por poluição orgânica e química, onde restam somente algumas espécies da macrofauna (RIDALL; INGELS, 2021).

Há uma série de suposições que podemos fazer em relação a avaliação da estação a jusante, o qual possibilita estimar quais as possíveis causas para uma baixa pontuação. Nos pontos amostrados desse local são perceptíveis: (1) A redução da área de vegetação ripária, a presença de *Pinus* numa das margens; (2) diminuição da zona de amortecimento, formação de um pequena área de charco contendo gramíneas; (3) Interferência de um área de rodovia e de atividade agrícola; (4) Existência de anteparos de uma ponte que reduzem a cinética da correnteza. Esses fatores em conjunto devem ter contribuído para alterações significantes na macrofauna de invertebrados bênticos, que foram demonstrados no presente estudo.

6. CONCLUSÃO

Os dados obtidos para a região cabeceira do arroio do Bigode, indicam a existência de um certo nível de interferência ocasionado por fontes pontuais difusas de poluição orgânica do entorno. Esse fenômeno é um reflexo da ausência de uma faixa de vegetação ripária adequada, principalmente na margem esquerda. Esse impactos moderados não foram detectados pelas análises físicas e químicas da água, porque seriam necessários mais amostragens para o monitoramento adequado usando essas variáveis como referência. É importante destacar que as variáveis físicas e químicas da água radiografam na maioria das vezes uma situação momentânea e pontual, e portanto fica mais difícil se basear somente nela para averiguação de contaminantes de fontes difusas de poluição.

As especulações baseadas na análise da comunidade de macroinvertebrados, indicam que o arroio, vem sofrendo historicamente o depósito de contaminantes resultantes de atividades agropecuárias. Assim os poluentes carreados na forma de particulados, são facilmente depositados no leito do arroio, o que foi demonstrado no ambiente aquático pela mudança da composição de grupos de invertebrados bênticos. Assim podemos reforçar a importância do uso desses organismos como ferramenta complementar para análise ambiental de corpos hídricos, devido a maior interação com as modificações geradas no substrato que compõe o leito.

Os índices bióticos evidenciaram as interações da comunidade com os eventos externos ocorridos nas margens, que podem alterar ou até mesmo destruir o habitats e nichos específicos para algumas espécies de macroinvertebrados, possibilitando a predominância de espécies oportunistas. A estações de amostragem montante e intermediária ainda conservam uma faixa razoável de vegetação ripária, criando uma zona de amortecimento melhor do que a observada na jusante. Contudo em todos os locais

amostrados são perceptíveis os processos erosivos e acúmulos de sedimento dentro do arroio, criando extensas faixas de assoreamento em alguns trechos. O restabelecimento da integridade biótica desse corpo hídrico seria alcançado com o aumento da faixa de vegetação ripária principalmente na margem esquerda, porque justamente nesse lado ocorrem as interações com atividades agropecuárias. Isso é mais válido ainda para a estação a jusante, que tem na sua composição ripária a presença de Pinus, e por isso seriam indicadas atividades de reflorestamento marginal com espécies nativas, que ajudariam na melhoria da conservação e preservação das regiões de nascentes da microbacia do rio Leão.

Importante entender como funcionam as metodologias de investigação dos impactos de contaminantes nos cursos d'água, pois riachos e rios são utilizados como fontes adutoras de abastecimento dos tanques escavados. Sob o ponto de vista da Aquicultura, a entrada de determinadas substâncias orgânicas e inorgânicas via água de abastecimento, podem interferir na criação de organismos aquáticos, resultando em perdas na produção. Do mesmo modo, os sistemas de produção aquícola devem também garantir que os efluentes residuais gerados sejam tratados, para minimizar os impactos nas microbacias, criando um cadeia produtiva ecologicamente sustentável.

7. REFERÊNCIAS

- ABÍLIO, F. J. P.; RUFFO, T. L. M.; SOUZA, A. H. F. F.; FLORENTINO, H. S.; OLIVEIRA JUNIOR, E. T.; MEIRELES, B. N.; SANTANA, A. C. D. Macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores de qualidade ambiental de corpos aquáticos da caatinga. **Oecologia Brasiliensis**, v. 11, n. 3, p. 397-409, 2007.
- AGOSTINHO, A.; THOMAZ, S. M.; GOMES, L. C. Conservação da biodiversidade em águas continentais do Brasil. **Megadiversidade**, v. 1, n. 1, p. 1-9, 2005.
- ALBUQUERQUE, D. P.; SANTOS, F. K. **Estrutura da macrofauna entre igarapés com diferentes níveis de impactos na região de Capitão Poço, PA**. 2019. 69 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Ciências Biológicas) - Universidade Federal Rural da Amazônia, 2019.
- AMORIM, A. C. F.; CASTILLO, A. R. Macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores da qualidade de água do rio Perequê, Cubatão, São Paulo, Brasil. **Biodiversidade Pampeana**, v. 7, n. 1, p. 16-22. 2009.
- BAPTISTA, D. F.; BUSS, D. F.; EGLER, M. Macroinvertebrados como bioindicadores de ecossistemas aquáticos contaminados por agrotóxicos. In: PERES, F.; MOREIRA, J. C., (Orgs). **É veneno ou é remédio?: agrotóxicos, saúde e ambiente** [online]. Rio de Janeiro: Editora FIOCRUZ, 2003. p. 157-175.

BARBOSA, A. H. S.; SILVA, C. S. P.; ARAÚJO, S. E.; LIMA, T. B. B.; DANTAS, M. I. Macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores da qualidade da água em um trecho do Rio Apodi-Mossoró. **Holos**, v. 7, p. 121-132, 2016.

BISCALQUINI, A. C. **Uso de macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores de qualidade da água da microbacia do córrego dos Palmitos**. Univesidade Federal do Triângulo Mineiro, 2018, 91 p. Dissertação (Mestrado). Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental, Orlândia (SP), 2018.

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

BRAGA, B.; HESPANHOL, I.; CONEJO, J. G. L.; BARROS, M. T. L.; SPENCER, M.; PORTO, M.; NUCCI, N.; EIGER, S. **Introdução à Engenharia Ambiental**. São Paulo, SP: Prentice Hall: 2005. 303 p.

BUZELLI, G. M.; CUNHA-SANTINO, M. B. Análise e diagnóstico da qualidade da água e estado trófico do reservatório de Barra Bonita, SP. **Revista Ambiente & Água**, v. 8, n. 1, p. 186-205, 2013.

CAIN, D.; CROTEAU, M. N.; LUOMA, S. Bioaccumulation dynamics and exposure routes of Cd and Cu among species of aquatic mayflies. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 30, n. 11, p. 2532-2541, 2011.

CALLISTO, M.; GOULART, M.; M. MORETTI. Macroinvertebrados bentônicos como ferramenta para avaliar a saúde de riachos. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 6, n. 1, p. 71-82, 2001.

CALLISTO, M.; SILVA, D. R. O.; CARVALHO, D.R.; MACEDO, D. R.; CASTRO, D. M. P.; POMPEU, P. S.; BECKER, B.; SANCHES, B.; SANTOS, G. B.; ALVES, C. B. M. (2019). Índices Multimétricos para Avaliação de Integridade Biótica. In: CALLISTO, M.; MACEDO, D. R.; PARREIRA de CASTRO, D. M.; MASCARENHAS, C. B. (Orgs.) **Bases Conceituais para Conservação e Manejo de Bacias Hidrográficas**. Série Peixe Vivo, v. 7, Belo Horizonte: Companhia Energética de Minas Gerais, 2019. p. 131-158.

CÂNDIDO DOS REIS, J. C. Microbacias: importância das pequenas microbacias. In: SANT'ANA, D. (Org.). **Água e o ambiente construído**. Editora Atena: Ponta Grossa (PR), 117 p. 2021.

CARVALHO, E. M.; BENTOS, A. B.; PEREIRA, N. S. Avaliação rápida da diversidade de habitats em um ambiente lótico. **Interbio**, v. 8, n. 1, p. 45-55, 2014.

CAVALHEIRO, L. W.; NISHIJIMA, T. Uma revisão bibliográfica reflexiva sobre a abordagem dos riachos degradados na escola sob a perspectiva das situações de estudo na educação ambiental. **Revista Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental**, v. 5, n. 5, p. 658-669. 2012.

CHIBA, W. A. C.; PASSERINI, M. D.; TUNDISI, J. G. Metal contamination in benthic macroinvertebrates in a sub-basin in the southeast of Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 71, n. 2, p. 391-399, 2011.

CUNHA, L. L.; ALVES, M. I. B.; ONO, E. R.; UIEDA, V. S. Métodos de amostragem de invertebrados bentônicos em ambientes lóticos: uma avaliação espacial e temporal. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 1, n. 4, 2019. p. 1- 8.

- DEVOS, R. V.; SOARES, A. P. M.; ROCHA, A. L. C. Habitantes do Arroio: memória ambiental das águas urbanas. **Desenvolvimento e Meio Ambiente**, v. 1, n. 22, p. 51-64, 2010.
- DILLENBURG, A. K. A importância do monitoramento ambiental na avaliação da qualidade de um rio – estudo de caso – Mercedes-PR. **Revista Urutágua**, n. 12, p. 1-10. 2007.
- DOMINGUES, W.; AZEVEDO, R. F.; GOMES, L. C. Risco ambiental decorrente de decisões carentes de suporte técnico: peixamento como “reparação de danos” por crime de pesca. **Direito Sem Fronteiras**, v. 1, n.1, p. 11–28. 2017.
- EPA-OHIO. **Biological criteria for the protection of aquatic life**: Users manual for biological field assessment of Ohio surfasse Waters. Columbus: Division of Water Quality Monitoring and Assessment, 1987.
- ESTEVEES, F. A. **Fundamentos de Limnologia**. 3º ed. Rio de Janeiro: Editora Interciência, 2011. 826 p.
- ESTEVEES, F. A.; PANOSSO, R. **Fósforo**. In: ESTEVEES, F. A. (coord.) **Fundamentos de Limnologia**. 3º ed. Rio de Janeiro, Interciência, 2011, p. 259-282.
- FEIDEN I. F.; OLIVEIRA J. D. S.; DIEMER O.; FEIDEN A. Qualidade Da Água, Capacidade De Suporte E Melhor Período Para Criação De Peixes Em Tanques-Rede No Reservatório De Salto Caxias. **Engenharia Sanitária Ambiental**, v. 20, n. 4, p. 589-594, 2015.
- FERNANDES, S. E.; TAKEDA, A. M.; FUJITA, D. S.; PINHA, G. D.; BEHREND, R. D. L.; RAGONHA, F. H. 2007. Substrato artificial em diferentes canais secundários da planície aluvial do alto rio Paraná: *Limnoperna fortunei* versus invertebrados aquáticos. In: **Anais do II Encontro Sul Americano de Integração de Ações para o Controle do Mexilhão Dourado**, Rio de Janeiro (RJ), Brasil, p.16.
- FIGUEIREDO, S. A. **Análise do potencial fitorremediador e energético da biomassa das espécies *Eichhornia Crassipes* (aguapé) e *Pistia Stratiotes* (alface d'água)**. Universidade Federal da Paraíba, 54f, 2018. Dissertação (Mestrado). Programa de pós-Graduação em Energias Renováveis, Paraíba (PB), 2018.
- FRIZZERA, G. L.; ALVES, R. G. A influência da resolução taxonômica de Oligochaeta na avaliação da qualidade da água em um córrego urbano em Minas Gerais, Brasil. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 24, n. 4, p. 408-416. 2012.
- GARCIA, J. J.; CELIS, L. M.; VILLALBA, E. L.; MENDONZA, L. C.; BRÚ, S. B.; ATENCIO, V. J.; PARDO, S. C. Evaluación del policultivo de bocachio *Prochilodus mangdalenae* y tilapia *Oreochromis niloticus* utilizando superficies fijadoras de perifiton. **Medicina Veterinária e Zootecnia**, v. 58, p. 71–83. 2012.
- GEISSEN, V.; MOL, H.; KLUMPP, E.; UMLAUF, G.; NADAL, M.; PLOEG, M. VAN DER; ZEE, S. E. A. T. M. VAN DE; RITSEMA, C. J. Emerging pollutants in the environment: A challenge for water resource management. **International Soil and Water Conservation Research**, v. 3, n.1, p. 57–65. 2015.
- GERHARDT, A. The Multispecies Freshwater Biomonitor: Applications in ecotoxicology and water quality monitoring. In: KARTHE, D. et. al. (eds.): **Water and Environment in the Selenga-Baikal Basin**. Ibidem Verlag, 2015. 366 p.
- GROSSELI, G. M. **Contaminantes emergentes em estações de tratamento de esgoto aeróbia e anaeróbia**. Universidade Federal de São Carlos, 119 p., 2016. Tese

(Doutorado). Programa de Pós-Graduação em Química, Universidade Federal de São Carlos (SP), 2016.

HENRIQUES de OLIVEIRA, A. L.; NESSIMIAN, J. L. Spatial distribution and functional feeding groups of aquatic insect. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 22, n. 4, p. 424-441. 2010.

IAP (Instituto Ambiental do Paraná). **Bioindicadores de qualidade das águas no estado do Paraná**. Secretaria de Estado do Meio Ambiente e Recursos Hídricos: Curitiba (PR), 2003.

KIFFNEY, P. M.; CLEMENTS, W. H. Bioaccumulation of heavy metals by benthic invertebrates at the Arkansas River, Colorado. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 12, n. 8, p. 1507-1517, 1993.

KRUPEK, R. A.; FELSKI, G. Evaluation of the waterside cover of rivers and streams in the Pedras River hydrographic basin, mid-south region of Paraná State. **Revista Ciências Exatas e Naturais**, v. 8, n. 2. 2006.

LAURINDO da SILVA, F.; PAULETO, G. M.; TALAMONI, J. L. B.; RUIZ, S. S. Functional trophic categorization of macroinvertebrate communities of two reservoirs in the Midwestern region of Sao Paulo State, Brazil. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, v. 31, n. 1, p. 73-78. 2009.

LORENZI, A. H., CAIN, D. J., PARCHASO, F. THOMPSON, J. K., LUOMA, S. N., HORNBERGER, M. I., DYKE, J. L., 2008. **Water monitoring of trace metals and a benthic community near the Palo Alto Regional Water Quality Control Plant in south San Francisco Bay, California**: 2007. U.S. Geological Survey Open File Report 2008-1180. California: Menlo Park. 127 p.

MACEDO, C. F.; SIPAÚBA-TAVARES, L. H. Eutrofização e qualidade da água na piscicultura: consequências e recomendações. **Boletim do Instituto de Pesca**, v. 36, n. 2, p. 149-163, 2010.

MARINHO, R. S. A. **Biorremediação para o Melhoramento da Qualidade da Água em Rios Urbanos em João Pessoa – PB: efeitos na ictiofauna**. Universidade Federal da Paraíba, 198 P., 2018. Tese (Doutorado). Pós-graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente, João Pessoa (PB), 2018.

MARQUES DA SILVA, J. F.; RAIÓ, C. B.; BENNEMAN, S. T.; KASHIAQUI, E. A. L. **Riqueza de peixes e macroinvertebrados e a integridade biótica em riachos de montanha na mata atlântica: um modelo de estudo**. EDUEL, p. 69-86, 2017.

MARTINS, R. T.; CAMPOS de OLIVEIRA, V.; SALCEDO, A. K. M. Uso de insetos aquáticos na avaliação de impactos antrópicos em ecossistemas aquáticos. In: Hamada, N.; NESSIMIAN, J. L.; QUERINO, R. B. **Insetos aquáticos na Amazônia Brasileira: taxonomia, biologia e ecologia**. Editora do INPA, Manaus (AM), 2014. P. 117-125.

MEBANE, C. A.; SCHMIDT, T. S.; MILLER, J. L.; BALISTRIERI, L. S. Bioaccumulation and toxicity of cadmium, copper, nickel, and zinc and their mixtures to aquatic insect communities. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 39, n. 4, p. 812–833, 2020.

MELLO, A. S.; BOND-BUCKUP, G.; BUCKUP, L.; CASTIGLIONI, D. S.; BUENO, A. A. P. Invertebrados aquáticos, In: BOND-BUCKUP, G. (Org.). **Biodiversidade dos campos de cima da serra**. Libretos: Porto Alegre, 2010. 196 p.

- MERRIT, R. W.; CUMMINS, K. W.; BERG, M. B. **Introduction to Aquatic Insects in North America**. 4^a ed. Kendall Hunt Publishing Company: Iowa (USA), p. 1158, 2008.
- MONTAGNER, C. C.; VIDAL, C.; ACAYABA, R. D. Contaminantes emergentes em matrizes aquáticas do Brasil: cenário atual e aspectos analíticos, ecotoxicológicos e regulatórios. **Química Nova**, v. 40, n. 9, p. 1094-1110, 2017.
- MONTEIRO, A. J. **Eutrofização**. Departamento de Engenharia civil e Arquitectura – Secção de Hidráulica e dos Recursos Hídricos e Ambientais Qualidade da Água e Controle da Poluição. IST, Portugal, 2004.
- MUGNAI, R.; NESSIMIAN, J. L.; BAPTISTA, D. F. **Manual de Identificação de Macroinvertebrados Aquáticos do Estado do Rio de Janeiro**. 1^a ed. Rio de Janeiro, Techincal Books, 2010. 174 p.
- NEVES, F. M. C.; CASTRO, F. B. G.; GODEFROID, R. S.; SANTOS, V. L. P. Avaliação da qualidade da água do rio Bacacheri, Curitiba/PR. **Revista Meio Ambiente e Sustentabilidade**, v. 7, n. 3, p. 659-674, 2014.
- PEREIRA, D.; MANSUR, M. C. D.; VOLKMER-RIBEIRO, C.; DIVINA de OLIVEIRA, M.; PINHEIRO dos SANTOS, C.; BERGONCY, P. E. A. Colonização de substrato artificial por macroinvertebrados límnicos, no delta do rio Jacuí (RS, Brasil). **Biotemas**, v. 23, n. 1, p. 101-110. 2010.
- PIMENTA, S. M.; BOAVENTURA, G. R.; PEÑA, A. P.; RIBEIRO, T. G. Estudo da qualidade da água por meio de bioindicadores bentônicos em córregos da área rural e urbana. **Revista Ambiente & Água**, v. 11, n. 1, p. 198-210, 2016.
- PRESTES, R. M.; VINCENCI K. L. Bioindicadores como avaliação de impacto ambiental. **Brazilian Journal of Animal and Environmental Research**, v. 2, n. 4, p. 1473-1493, 2019.
- REMOR, M. B.; HERMOSO, M.; SGARBI, L. F.; PRESTES, T. M. V.; CÂMARA. C. D. Qualidade da água do Rio das Pedras utilizando macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores. **Cultivando o saber**, v. 6, n. 2, p. 97-111, 2013.
- RIDALL, A.; INGELS, J. Suitability of free-living marine Nematodes as bioindicators: status and future considerations. **Frontiers in Marine Science**, v. 8, n. 2, 2021. p. 1-16.
- ROSANOVA, C.; PINHO, E. S.; MATOS, F. T.; AKAMA, A.; BUENO, G. W.; MACEDO, D. B. Monitoramento da aquicultura em reservatórios continentais por meio do índice de estado trófico. **Nativa**, v. 7, n. 3, p. 262-267. 2019.
- SANTORO, A.; BLO, G.; MASTROLITTI, S.; FAGIOLI, F. Bioaccumulation of heavy metals by aquatic macroinvertebrates along the Basento River in the south of Italy. **Water, Air and Soil Pollution**, v. 201, p. 19–31. 2009.
- SHIMANO, Y.; SALLES, F. F.; FARIA, L. R. R.; CABETTE, H. S. R.; NOGUEIRA, D. S. Distribuição espacial de guildas tróficas e estruturação da comunidade de Ephemeroptera (Insecta) em córregos de cerrado de mato grosso, Brasil. **Iheringia**, v. 102, n. 2, p. 187-19. 2012.
- SILVA, K. W. S.; DAMASCENO de MELO, M. A.; EVERTON, N. S. Aplicação dos índices biológicos Biological Monitoring Working Party e Average Score per Taxon para avaliar a qualidade de água do rio Ouricuri no Município de Capanema, Estado do Pará, Brasil. **Revista Pan-Amaz Saúde**, v. 7, n. 3, p. 13-22. 2016.

SILVEIRA, C. R. S.; MACEDO, D. R.; CALLISTO, M. Serviços ecossistêmicos na bacia hidrográfica de um reservatório hidrelétrico em cenário de extrema escassez hídrica. **Revista Espinhaço**, v. 7, n. 1, p. 11-20. 2018.

SOUZA, E. C. S.; MELLO, S. C. R. P.; SEIXAS-FILHO, J. T. A eutrofização das águas causa malefícios à saúde humana e animal. **Revista Semioses**, v. 8, n. 1, p.44–51. 2014.

STERZ, C.; GOMES, M. F. R.; ROSSI, E. M. Análise microbiológica e avaliação de macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores da qualidade da água do Riacho Capivara, município de Mondaí, SC. **Unoesc & Ciência**, v. 2, n. 1, p. 7-16. 2011.

THORP, J. H.; ROGERS, D. C. **Thorp and Covich's Freshwater Invertebrates: Ecology and General Biology**. 4^a ed. Academic Press: New York (USA), p.1148. 2014.

VIANI, R. A. G.; COSTA, J. C.; ROZZA, A. F.; BUFO, L. V. B.; FERREIRA, M. A. P.; OLIVEIRA, C. P. Caracterização florística e estrutural de remanescentes florestais de Quedas do Iguaçu, Sudoeste do Paraná. **Biota Neotropical**, v. 11, n. 1, p. 115-128. 2011.

VILAS BOAS, A. H.; CAMARGO, F. V. Avaliação rápida da qualidade da água utilizando invertebrados bentônicos, através dos índices bióticos BMWP e ASPT no ribeirão de São Bernardo, Piranguçu, Sul de Minas Gerais. **CES Revista**, v, 1, n. 1, p. 7-25. 2017.

WANTZEN, K. M.; PINTO-SILVA, V. Uso de substratos artificiais para avaliação do impacto do assoreamento sobre macroinvertebrados bentônicos em um córrego de cabeceira do Pantanal do Mato Grosso do Sul, Brasil. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 11, n. 1, p. 99-107. 2006.