

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL – UFRGS
INSTITUTO DE PESQUISAS HIDRÁULICAS – IPH
PPG MESTRADO PROFISSIONAL EM REDE NACIONAL EM GESTÃO E REGULAÇÃO DE
RECURSOS HÍDRICOS – PROFÁGUA

**MONITORAMENTO DE MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS COMO
FERRAMENTA BIOINDICADORA E DE PREVISÃO DE IMPACTOS
AMBIENTAIS EM RIACHOS NO SUL DO BRASIL**

CAROLINE VOSER PEREIRA ROSCHILD

**Porto Alegre/RS
2023**

ProfÁgua



ProfÁgua



CIP - Catalogação na Publicação

Roschild, Caroline Voser Pereira
MONITORAMENTO DE MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS COMO
FERRAMENTA BIOINDICADORA E DE PREVISÃO DE IMPACTOS
AMBIENTAIS EM RIACHOS NO SUL DO BRASIL / Caroline
Voser Pereira Roschild. -- 2023.

61 f.

Orientadora: Cristhiane Michiko Passos Okawa.

Dissertação (Mestrado Profissional) -- Universidade
Federal do Rio Grande do Sul, Instituto de Pesquisas
Hidráulicas, Programa de Pós-Graduação em Gestão e
Regulação de Recursos Hídricos, Porto Alegre, BR-RS,
2023.

1. Empreendimentos lineares. 2. Índices biológicos.
3. Influência de rodovia sobre recursos naturais. 4.
Bioindicadores aquáticos. I. Michiko Passos Okawa,
Cristhiane, orient. II. Título.

CAROLINE VOSER PEREIRA ROSCHILD

**MONITORAMENTO DE MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS COMO
FERRAMENTA BIOINDICADORA E DE PREVISÃO DE IMPACTOS
AMBIENTAIS EM RIACHOS NO SUL DO BRASIL**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação Mestrado Profissional em Rede Nacional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos - ProfÁgua UFRGS como parte dos requisitos para a obtenção do título de Mestre em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos.

Orientadora: Dr^a. Cristhiane Michiko Passos Okawa

Banca examinadora:

Prof^a. Dr^a. Yara Moretto

Prof^a. Dr^a. Maria Cristina de Almeida Silva

Porto Alegre/RS
2023

“Eu te digo o que a liberdade significa pra mim: não ter medo”.

Nina Simone

AGRADECIMENTOS

“O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001, agradeço também ao Programa de Mestrado Profissional em Rede Nacional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos - ProfÁgua, Projeto CAPES/ANA AUXPE N.º. 2717/2015, pelo apoio técnico científico aportado até o momento”.

A minha Família, principalmente ao meu companheiro Jônatas Roschild, porque sem ele, seu apoio, vibrações, lutas, torcida e principalmente seu amor e suporte, meu sucesso profissional e acadêmico seria incompleto.

A CAPES, ANA, UNESP, UFRGS e ao IPH pela oferta do mestrado profissionalizante em rede.

A minha orientadora, Dr^a. Cristhiane Okawa, por aceitar a orientação de um projeto relativamente novo em seu portfólio e por sempre acreditar indiscutivelmente que iríamos conseguir concluir, pela paciência, por me deixar sempre muito à vontade na condução juntamente a sua orientação, por colocar seus alunos sempre a frente, pela amizade, sua gentileza e delicadeza em conduzir esse trabalho junto comigo, meu muito obrigada.

A STE – Serviços Técnicos de Engenharia na pessoa do Coordenador Adriano Panazzolo e da querida e amada Chaiana e Andrea Pedron por inspirarem, aos amigos de consultoria que me acolhem e escutam pacientemente as minhas ideias e devaneios sobre bioindicadores, macroinvertebrados, legislação ambiental, análises ambientais, qualidade de água e outros tantos assuntos paralelos, inclusive para adentrar esse mundo pouco explorado, que é a utilização dos macroinvertebrados para a qualidade de água em empreendimentos lineares. Ao meu amigo e colega Vinícius Mendes que é meu braço direito no campo e laboratório, que se aventura comigo até onde o medo faz a curva nos mais diversos locais de coleta, mesmo assim não larga minha mão, meu muito obrigada.

A minha querida amiga talentosíssima bentóloga Kalina Brauko, amigaaaaaaa! Guria muito obrigada, muito obrigada mesmo, por todos os ensinamentos frequentes que você me passa, por me ensinar estatística, por trabalhar comigo, por ficar horas no telefone me tirando dúvidas, mesmo você tendo atividades mil, largava tudo e me ajudava, nas teorias ecológicas, nas teorias sobre macroinvertebrados, te desejo sempre o sucesso em dobro.

Ao meu amigo amado Rafael Schimitt, que muito me auxilia nas identificações e correção de muitos textos, sempre disposto.

Aos meus colegas de pós-graduação, mesmo a distância, muitos me ajudaram a enfrentar o isolamento da vida pandêmica.

Ao Departamento Nacional de Infraestrutura de Transporte - DNIT na superintendência de Santa Catarina que permitiu que os dados das coletas das campanhas de bioindicadores da BR285 lote 2 fossem utilizados nessa dissertação.

Ao Instituto Brasileiro de Meio Ambiente - IBAMA por exigir e salientar a importância da legislação aos empreendimentos de impactos ambientais no Brasil.

RESUMO

ROSCHILD, Caroline Voser Pereira. Monitoramento de macroinvertebrados bentônicos como ferramenta bioindicadora e de previsão de impactos ambientais em riachos no sul do Brasil. Dissertação. Mestrado Profissional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos, Programa de Pós-graduação em Rede Nacional ProfÁgua, IPH/UFRGS, Porto Alegre/RS. 2023.

O monitoramento da qualidade da água é essencial para definir políticas de gestão visando a conservação dos recursos naturais. Na bacia hidrográfica do rio Araranguá, localizada na região sul do estado de Santa Catarina, no Brasil, foram monitorados os organismos bioindicadores macroinvertebrados bentônicos, além de parâmetros físico-químicos de qualidade da água nos seguintes rios: Serra Velha 1; Seco; Serra Velha 2, da Rocinha; Timbé; Molha Coco; esses rios foram selecionados por estarem na área de influência de uma rodovia (BR-258 RS/SC) e a construção e o uso dessa rodovia podem alterar a qualidade da água de maneira significativa durante a construção e ao longo do tempo. Portanto, o objetivo desse trabalho foi diagnosticar a qualidade da água nestes rios, por meio da coleta de macroinvertebrados bentônicos utilizando o amostrador “surber” as coletas foram realizadas em triplicatas em cada ponto amostral e foi aplicado índices como o BMWP, Shannon e EPT trimestralmente durante aproximadamente seis anos, devido à influência dessa rodovia federal. Para isso, foram medidos, entre os anos de 2016 e 2022, os seguintes parâmetros: temperatura, oxigênio dissolvido, condutividade, turbidez e pH. A turbidez foi medida com turbidímetro AP 2000 e os demais parâmetros foram medidos com Sonda Multi-Analisadora da marca - Yellow Springs Instrument 556 - Multi Probe System, já os macroinvertebrados bentônicos foram identificados e contados a nível de família. Como resultado, a qualidade da água dos rios monitorados, nas vinte e uma campanhas efetuadas, foi considerada satisfatória pois os parâmetros físico-químicos ficaram dentro dos limites da legislação ambiental brasileira. Em algumas campanhas, o parâmetro turbidez apresentou valores acima do permitido devido à uma atividade pontual de retirada de seixos rolados para a obra, mostrando a influência entre ação antrópica na rodovia e a qualidade da água nos rios. O revolvimento do substrato durante essa atividade modificou o nicho dos macroinvertebrados e causou a ressuspensão de sedimentos. Já os índices biológicos também apresentaram respostas favoráveis nos ambientes monitorados. Qualidade ambiental favorável foi observada em todas as áreas, com uma porcentagem significativa de classificações de BMWP aceitável, boa e ótima. A diversidade da comunidade, medida pelo índice de Shannon-Wiener, foi predominantemente classificada como boa em todas as áreas, com uma alta riqueza de famílias. Os resultados ao longo do monitoramento demonstraram que o levantamento foi de extrema importância para comprovar a eficiência das medidas de controle ambiental adotadas na fase de instalação da rodovia. Medidas mitigadoras, como o uso de taludes durante as atividades, foram implementadas para reduzir as perdas. Os macroinvertebrados bentônicos foram indicadores úteis da qualidade da água, e o monitoramento juntamente com essas medidas permitiu manter a qualidade da água na região. No entanto, é crucial detectar e mitigar os impactos a tempo para evitar grandes perdas, como a redução da luminosidade na água e a diminuição da produção de nutrientes. Em suma, as 21 campanhas apresentaram, no geral, respostas favoráveis no decorrer do monitoramento em relação ao indicador dos índices de EPT, BMWP e Shannon, pois todos os índices evidenciaram estabilidade de qualidade da água na maioria dos pontos monitorados, sugerindo um bom gerenciamento do empreendimento.

Palavras-chave: Empreendimentos lineares, índices biológicos, influência de rodovia sobre recursos naturais, bioindicadores aquáticos.

ABSTRACT

ROSCHILD, Caroline Voser Pereira. Monitoring of benthic macroinvertebrates as a bioindicator tool and prediction of environmental impacts in streams in southern Brazil. Dissertation. Professional Master's Degree in Management and Regulation of Water Resources, Post-Graduate Program in National Network ProfÁgua, IPH/UFRGS, Porto Alegre/RS. 2023.

Monitoring water quality is essential to define management policies aimed at conserving natural resources. In the hydrographic basin of the Araranguá river, located in the Santa Catarina's southern region, Brazil, benthic macroinvertebrate bioindicator organisms were monitored, in addition to physical-chemical parameters of water quality in the following rivers: Serra Velha 1; Seco; Serra Velha 2, da Rocinha; Timbé; Molha Coco; these rivers were selected because they are in the area of influence of a highway (BR-258 RS/SC) and construction and use of this highway can significantly alter water quality during construction and over time. Therefore, the work goal was to diagnose the water quality in these rivers, through the collection of benthic macroinvertebrates using the “surber” sampler, the collections were carried out in triplicates at each sampling point and indices such as BMWP, Shannon and EPT were applied quarterly for approximately six years, due to the influence of this federal highway. For that, the following parameters were measured between 2016 and 2022: temperature, dissolved oxygen, conductivity, turbidity, and pH. Turbidity was measured with an AP 2000 turbidimeter, and the other parameters were measured with a Multi-Analyser Probe from the brand - Yellow Springs Instrument 556 - Multi Probe System, while the benthic macroinvertebrates were identified and counted at the family level. As a result, the water quality of the monitored rivers, in the twenty-one campaigns carried out, was considered satisfactory, since the physical-chemical parameters were within the limits of the Brazilian environmental legislation. In some campaigns, the turbidity parameter presented values above the allowed value due to a specific activity of removal of rolled pebbles for the work, showing the influence between anthropic action on highway and quality of the water in the rivers.

The upturning of substrate during this activity modified the niche of the macroinvertebrates and caused the resuspension of sediments. The biological indices also showed favorable responses in the monitored environments. Favorable environmental quality was observed in all areas, with a significant percentage of acceptable, good and excellent BMWP ratings. Community diversity, as measured by the Shannon-Wiener index, was predominantly rated as good across all areas, with high family richness. Results during the monitoring showed that the survey was extremely important to prove the efficiency of the environmental control measures adopted during the installation phase of the highway. Mitigating measures, such as the use of slopes during activities, were implemented to reduce losses. Benthic macroinvertebrates were useful indicators of water quality and monitoring along with those measures allowed maintaining water quality in the region. However, it is crucial to detect and mitigate impacts in time to avoid major losses, such as reduced light in the water and reduced nutrient production. In short, the 21 campaigns presented, in general, favorable responses during the monitoring in relation to the indicator of the EPT, BMWP and Shannon indexes, since all the indexes showed stability of water quality in most of the monitored points, suggesting a good management of the enterprise.

Key words: Linear developments, biological indices, road influence on natural resources, aquatic bioindicators

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Localização da bacia hidrográfica do rio Araranguá.....	23
Figura 2 - Mapa de localização dos pontos amostrais e dos principais rios estudados.....	24
Figura 3. Coleta utilizando o amostrador “Surber”. Foto: Vinicius Mendes.....	27
Figura 4. Verificação da Coleta utilizando o amostrador “Surber”. Foto: Vinicius Mendes.....	27
Figura 5. Amostra em sacos plásticos devidamente identificados. Foto: Vinicius Mendes.....	27
Figura 6. Amostras sendo peneiradas em peneiras de 500 mm. Foto: Autora.....	27
Figura 7. Utilização de bandejas plásticas para triagem do material coletado. Foto: Vinicius Mendes.....	28
Figura 8. Análise e identificação do material pré-triado em estereomicroscópio. Foto: Gustavo Arruda.....	28
Figura 9. Abundância e Riqueza total dos macroinvertebrados (média ± Erro Padrão) contabilizados nas 21 Campanhas dentro dos tratamentos.	31
Figura 10. Vista do ponto amostral 25. Coord. UTM 602832/6813082 22J. Ano: 2017.....	33
Figura 11. Vista do ponto amostral 26. Coord. UTM 604969/6813137 22J. Ano: 2022.....	33
Figura 12. Vista do ponto amostral 27b. Coord. UTM 604969/6813137 22J. Ano: 2022.....	33
Figura 13. Vista do ponto amostral 28. Coord. UTM 604969/6813137 22J. Ano: 2022.....	33
Figura 14. Vista do ponto amostral 29b. Coord. UTM 604703/6814292 22J. Ano: 2022.....	33
Figura 15. Vista do ponto amostral 30b. Coord. UTM 605762/6811433 22J. Ano: 2022.....	33
Figura 16. Vista do ponto amostral 31. Coord. UTM 606525/6812007 22J. Ano: 2022.....	33
Figura 17. Vista do ponto amostral 32. Coord. UTM 606676/6812935 22J. Ano: 2022.....	33
Figura 18. Vista do ponto amostral 33. Coord. UTM 607180/6812753 22J. Ano: 2022.....	33
Figura 19. Vista do ponto amostral 34. Coord. UTM 607192/6812663 22J. Ano: 2022.....	34
Figura 20. Vista do ponto amostral 35. Coord. UTM 608570/6812387 22J. Ano: 2022.....	34
Figura 21. Vista do ponto amostral 36. Coord. UTM 609442/6813621 22J. Ano: 2022.....	34
Figura 22. Vista do ponto amostral 37. Coord. UTM 609694/6811929. 22J. Ano: 2022.....	34
Figura 23. Vista do ponto amostral 38. Coord. UTM 611069/6810721 22J. Ano: 2022.....	34
Figura 24. Vista do ponto amostral 39. Coord. UTM 612053/6810068 22J. Ano: 2022.....	34
Figura 25. Vista do ponto amostral 40b. Coord. UTM 615041/6809812 22J. Ano: 2022.....	34
Figura 26. Vista do ponto amostral 27*. Coord. UTM 604530/6813075 22J. Ano: 2017.....	34
Figura 27. Vista do ponto amostral 29*. Coord. UTM 604703/6814292 22J. Ano 2017.....	34
Figura 28. Vista do ponto amostral 30*. Coord. UTM 605762/6811433 22J. Ano: 2017.....	35
Figura 29. Vista do ponto amostral 40*. Coord. UTM 615041/6809812 22J. Ano: 2017.....	35
Figura 30. Abundância (média ±EP) da família Chironomidae nos pontos coletados em ADA, AIA, Controle e IND ao longo dos anos de monitoramento.....	36
Figura 31. Abundância (média ±EP) das famílias EPT ao longo das 21 campanhas de monitoramento.....	37
Figura 32. Riqueza (média ±EP) das famílias EPT nos pontos coletados em ADA, AIA, Controle e IND ao longo dos anos de monitoramento.....	37
Figura 33. Abundância relativa (%) das famílias EPT nas áreas de monitoramento.....	38
Figura 34. Abundância relativa (%) dos status do índice BMWP nas áreas monitoradas.....	39
Figura 35. Abundância relativa (%) das principais famílias tolerantes versus as sensíveis do índice do BMWP encontradas nas quatro áreas do tratamento do monitoramento.....	40
Figura 36. Abundância relativa (%) dos status do índice Shannon-Wiener nas áreas de monitoramento.....	41
Figura 37. nMDS gerado a partir dos dados de abundância dos macronivertebrados nos pontos amostrados ao longo das 21 Campanhas de monitoramento.....	42

Figura 38. Gráfico A de (dbRDA), correlacionando os parâmetros físico-químicos e os pontos amostrais dentro dos tratamentos, e no gráfico B os macroinvertebrados EPT's e o pontos amostrais dentro dos tratamentos.44

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Localização dos pontos amostrais, com suas respectivas coordenadas geográficas, microbacia hidrográfica e hierarquia fluvial	26
Tabela 2. Escala de cores, valores e significado das classes do protocolo BMWP para avaliação dos índices	28
Tabela 3. Índice da análise de EPT (Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera) e sua qualidade de água respectiva.	29
Tabela 4. Índice de Shannon-Wiener para qualidade da água	29
Tabela 5. Características dos pontos de monitoramento de macroinvertebrados bentônicos	31

LISTA DE ABREVIATURAS E SÍMBOLOS

ANA – Agência Nacional de Águas
PBA – Plano Básico Ambiental
UTM – Universal Transversa de Mercator
YSI – Yellow Springs Instrument
MPS – MultiProbe System
EPT – Ephemeroptera, Plecoptera, Tricoptera
BMWP – Biological Monitoring Working Party
CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente
AID – Área de Influência Direta
nMDS – Nonmetric Multidimensional Scaling
dbRDA – Análise de Redundância Baseada em Distância
PCoA – Análise de Coordenadas Principais
RDA – Análise de Redundância
EP – Erro Padrão
AIA – Área Indiretamente Afetada
ADA – Área Diretamente Afetada
IND – Independente
RS – Rio Grande do Sul
SC – Santa Catarina
DNIT – Departamento Nacional de Infraestrutura de Transportes
IBAMA – Instituto Brasileiro de Meio Ambiente Recursos Naturais Renováveis
Temp. – Temperatura
pH – Potencial Hidrogeniônico
OD – Oxigênio Dissolvido
Cond. – Condutividade
Turb. – Turbidez
NTU – Unidade de Turbidez Nefelométrica
UTM – Universal Transversa de Mercator

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	15
2. OBJETIVOS	17
2.1 OBJETIVO GERAL	17
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	17
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	18
3.1 DIAGNÓSTICO AMBIENTAL EM ECOSISTEMAS AQUÁTICOS	18
3.2 DIVERSIDADE AQUÁTICO E BIOINDICADORES	19
3.3 MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS	20
3.4 ÍNDICE PARA QUALIFICAÇÃO DE PERTURBAÇÕES DO AMBIENTE AQUÁTICO	21
3.5 ORGANISMOS BIOINDICADORES SENSÍVEIS – EPT’S.....	22
4. MATERIAL E MÉTODOS	23
4.1 ÁREA DE ESTUDO	23
4.1.1 Delineamento amostral.....	25
4.1.2 Procedimento em campo e laboratório.....	26
4.1.3 Métodos para identificar as condições ecológicas dos trechos estudados	28
4.2 TRATAMENTO DE DADOS	29
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO	30
6. CONCLUSÃO	47
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	51
APÊNDICE A	59

1. INTRODUÇÃO

O crescimento das áreas urbanas e das atividades antrópicas geram diversos impactos aos ecossistemas em seu entorno. Diversas atividades dos ecossistemas subjacentes afetam a dinâmica no ambiente aquático, atividades como dragagem, remoção de vegetação ripária e obras de regulação de fluxo estão entre as que mais afetam o *continuum* dos rios e suas características físico-químicas (Boon, 1996; Cetesb, 2009; EEA, 2012; Feher et al., 2012). Devido à sensibilidade de muitos organismos aquáticos, estresses impostos a esse ambiente tendem a afetar direta ou indiretamente organismos que dependem deste habitat: os efeitos podem ser percebidos desde alterações metabólicas e comportamentais, a alterações na composição de espécies das comunidades (Ogbeibu, 2002; Saunders *et. al*, 2002).

Modificações do fluxo das águas, profundidade, turbulência e mistura vertical alteram as características abióticas (Sabater *et al.* 2008) e, portanto, podem levar a efeitos ecológicos mais severos. Essas modificações apresentam alterações nas condições de habitat em rios, além de resultarem mudanças no regime de temperatura, taxas de sedimentação e química da água, provocando, além de perdas nas comunidades, efeitos substanciais nas suas funções ecológicas (Dewson *et al.*, 2007; Da Silva & Schwingel, 2021).

Os pesquisadores da área de limnologia costumam correlacionar a estrutura de comunidades de insetos e outros invertebrados aquáticos com as variações nas características ambientais dos rios. Estas análises são usadas para gerar hipóteses e testar os possíveis fatores que influenciam a estrutura da comunidade, bem como para modelar a resposta biológica às mudanças naturais e antropogênicas no habitat. Além disso, devido aos longos ciclos de vida, é possível uma análise espacial e temporal acurada sobre os efeitos de perturbações, além da facilidade de coleta a baixo custo (Naime & Spilki, 2012).

Os organismos aquáticos são amplamente utilizados como bioindicadores devido ao seu tamanho visível a olho nu, simplicidade para coleta, não exigência de equipamentos onerosos e desenvolvimento longo suficiente para detectar alterações no habitat (Alba-tercedor, 1996). Por conta disso, sua correta identificação, caracterização e interpretação dos dados abióticos associados à fauna é uma importante etapa no processo de avaliação e monitoramento de ambientes naturais, levando a um diagnóstico ecológico muito preciso.

Os anos 70 foram marcados pela defesa da necessidade de aplicar análises integradas às metodologias tradicionais na classificação da qualidade da água. Essas medições químicas não são capazes de detectar perturbações sutis no ecossistema, sendo necessário o uso de

indicadores biológicos que apontem a soma dos fatores ambientais atuais e passados (Buss, 2006; Loyola, 1994). Por isso, os países da Europa começaram a utilizar um tipo de metodologia baseada em atribuir um valor (score) para cada espécie, com base na sua tolerância ao impacto ambiental, o que mais apresentou bons resultados e destaque foi o *Biological Monitoring Working Party score system* (BMWP) (Buss *et al.*, 2003). O Índice BMWP foi desenvolvido por Loyola (2000), considerando 12 famílias de organismos aquáticos, e comprovou ser mais eficiente para avaliar a qualidade do habitat por meio de indicadores.

O diagnóstico ambiental da área de influência de uma atividade completa a descrição e análise dos recursos ambientais e suas interações, tal como existem, de modo a caracterizar a situação ambiental da área, antes da implantação do projeto (CONAMA 001/1986). A Área de Influência Direta (AID) é a área geográfica diretamente afetada pelos impactos decorrentes de algum empreendimento e/ou projeto e corresponde ao espaço territorial que deverá sofrer impactos, tanto positivos quanto negativos. Tais impactos devem ser mitigados ou compensados (se negativos) ou ainda potencializados (se positivos) pelo empreendedor. Os impactos e efeitos são induzidos pela existência do empreendimento e não como consequência de uma atividade específica dele.

Por isso, diagnosticar o monitoramento das possíveis alterações nas áreas de influência é de extrema relevância. Muitas vezes, esses estudos viabilizam o diagnóstico da biodiversidade de locais onde não existem levantamentos anteriores.

A escassez de recursos ambientais e, principalmente, as crises hídricas dos últimos anos estão ficando cada vez mais em pauta na sociedade, tornando-se assuntos de extrema importância para o cotidiano e para a qualidade de vida da população. Levando em consideração a inestimada importância da conservação dos recursos hídricos como um todo e principalmente para essa região, abundante em águas cristalinas e uma rota turística, ainda não há bibliografia sobre o estado e conservação dos recursos hídricos, nem se tem conhecimento de uma política pública eficaz para a manutenção do equilíbrio desse ecossistema.

Portanto, este trabalho contribuirá para disponibilizar dados sobre a fauna bentônica e qualidade da água, aumentando a bibliografia disponível e permitindo novas pesquisas na região, assim poderá diminuir a lacuna causada pela falta de conhecimento. Também contribuirá no fornecimento do estado de conservação dos recursos hídricos dessa localidade a partir de análises no espaço e no tempo. Por fim, servirá como estudo de caso do uso de macroinvertebrados bentônicos como ferramenta de previsão de impacto de empreendimentos lineares.

2. OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Investigar a influência da construção e pavimentação de uma rodovia sobre a comunidade de macroinvertebrados bentônicos em rios da cidade de Timbé do Sul, Santa Catarina, Brasil.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Inventariar a comunidade de macroinvertebrados bentônicos da região e as variações espaço-temporais na sua estrutura.
- Investigar a qualidade da água desses rios bem como sua integridade e de seu entorno, adaptando o índice de integridade física do habitat para a região de estudo.
- Correlacionar o índice de integridade do habitat e medidas físico-químicas com parâmetros estruturais e funcionais da comunidade de macroinvertebrados bentônicos.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 DIAGNÓSTICO AMBIENTAL EM ECOSISTEMAS AQUÁTICOS

Os ambientes límnicos correspondem aos ecossistemas de águas doces, são chamados também de ecossistemas de águas continentais e abrigam uma biota bastante diversa e são tradicionalmente classificadas em ambientes lóticos, representados por águas correntes (rios e riachos), e ambientes lênticos, representados por águas estagnadas (lagos naturais e artificiais) (Santos, 2008).

Dentre estes, os ecossistemas lóticos são caracterizados por apresentarem um fluxo unidirecional de água em direção à região de jusante (Vannote *et al.*, 1980), variações quanto à produção autóctone e alóctone, velocidade da corrente, profundidade e relativa instabilidade do sedimento (Williams; Felts, 1992).

Os ecossistemas aquáticos fazem parte de uma rede interativa entre os ambientes terrestres e aquáticos e diversos organismos coexistem em seu ambiente físico, químico e biológico, sendo encontrado e entendido na biomassa os fluxos que circulam internamente nessas redes, ora em forma de energia e informação biológica (Croop; Gabric, 2002). É importante entender e estudar os fluxos de energias, pois só assim pode-se determinar procedimentos rápidos e seguros para diagnosticar a qualidade das águas superficiais (Vargas; Junior, 2012). Por meio dessas informações, é possível equalizar a dinâmica de manutenção da saúde dos ecossistemas, além de fornecer informações sobre a sua biogeografia em diferentes esferas, produtividade secundária e interações tróficas (Callisto *et al.*, 2002).

Há diversos estudos que confirmam que a vegetação ripária traz incontáveis benefícios para os mais variados organismos tanto para o meio terrestre quanto o aquático, e por isso é consenso que sua retirada exploratória ocasiona sérios problemas aos diferentes grupos taxonômicos (Palhiarini; Pagotto, 2015). Segundo estes autores, por exemplo, há evidências em alterações no sombreamento das áreas adjacentes, no ar e variações na temperatura da água, os quais afetam diretamente as comunidades biológicas, além de maiores deposições de sedimentos nos cursos d'água, que ocasionam perturbações na disponibilidade de habitats para os invertebrados.

O material alóctone tem sua entrada diminuta em decorrência da redução de diversos compostos que estão presentes na vegetação ripária, como materiais lenhosos, serrapilheira, insetos terrestres entre outros (Lisboa *et al.*, 2012). Devido aos sedimentos transportados para

dentro dos corpos d'água tem-se um aumento na turbidez e no oxigênio dissolvido dos recursos hídricos, o que acarreta uma diminuição na qualidade da água (Lisboa, 2012). Portanto, as zonas ripárias não só protegem a fauna que habita os ambientes terrestres como são de fundamental importância para a manutenção e regulação dos cursos d'água (Naiman & Décamps, 1997, Simões in Henry, 2003; Pinto, 2009), amortecem os impactos das zonas circundantes, além de estarem relacionadas com a manutenção da integridade ecológica e saúde dos ecossistemas ripários, (Ferraz, 2001) e são zonas de interconexão do ambiente terrestre para o aquático (Wallace et al, 1997; Naiman & Décamps, 1997).

3.2 IMPACTOS DE EMPREENDIMENTOS RODOVIÁRIOS

A implantação de empreendimentos lineares em geral traz, a despeito de efeitos positivos na infraestrutura e desenvolvimento das comunidades humanas, impactos adversos na biodiversidade (Forman & Alexander, 1998; Biasotto & Kindel, 2018). Em especial ao se tratar de rodovias, o atropelamento de fauna, a fragmentação e a perda de habitats estão entre os danos mais lembrados e estudados (Sánchez-Fernandez *et al.* 2022; Schwartz *et al.* 2020). Assim, alguns estudos indicam que áreas com menor densidade de empreendimentos rodoviários tendem a apresentar condições ambientais menos degradadas (Ibisch *et al.* 2016).

No entanto, ainda que menos lembrados, muitos impactos estão relacionados a alterações no escoamento superficial, suspensão e deposição de material particulado, introdução de poluentes etc. (Muller *et al.* 2020; Tamis *et al.* 2021). Consequentemente, tais materiais oriundos destas alterações podem ser incorporados pela biota, bem como se depositarem em ambientes aquáticos, gerando mudanças em características físico-químicas destes ambientes. Deste modo, rodovias e outras infraestruturas lineares podem impactar, direta e indiretamente, a biota aquática (Petrin *et al.* 2023).

3.3 DIVERSIDADE AQUÁTICA E BIOINDICADORES

O padrão de distribuição da comunidade aquática, inclusive a abundância, pode ser regido pelo grau de poluição da água, sendo uma boa referência de indicação de qualidade da água. O termo “sentinela” é utilizado para designar organismos que ocorrem quando há uma contaminação ambiental de grande proporção, ao ponto de ser prejudicial à sobrevivência de muitos organismos e que não seria detectada pela análise físico-química da água (Abel, 2002).

Quando os requerimentos nutricionais, químicos e físicos de um determinado organismo são satisfeitos, aumenta a possibilidade de sobrevivência indefinidamente no ambiente em

questão, principalmente se a presença desta espécie em particular é abundante. Contudo, quando não há no ambiente essas premissas acima citadas, não ocorre o inverso, a diminuição ou o desaparecimento dos indivíduos por exemplo, pois há muitos outros fatores importantes que regulam a sua distribuição, por exemplo, a competitividade, tornando a excluída de um habitat por outra espécie ou restrição de sua distribuição.

Existem atributos ecológicos, como por exemplo, distribuição, grupo funcional, abundância, riqueza, dominância, entre outros, onde geralmente os organismos indicadores biológicos são agrupados, sendo possível registrar as condições bióticas, características físicas e químicas, processos ecológicos e distúrbios (Harwell *et al.*, 1999).

Devido ao seu tamanho pequeno os insetos possuem relativo sucesso, que os permitem boa e fácil ocupação do seu habitat, também por terem tamanho reduzido, o oxigênio é levado diretamente para todas as células do corpo por meio do sistema traqueal (Moore, 2006).

Organismos bioindicadores nas últimas décadas estão sendo amplamente utilizados, junto com os métodos tradicionais, tanto para responder distúrbios de origem antrópica como para os de origem natural, sendo também utilizados para avaliar a integridade biológica de um ecossistema (Pimenta *et al.* 2009).

A biologia, de forma genérica, conceitua que a capacidade de suporte dos recursos naturais é regulada pelo número máximo de indivíduos de uma mesma espécie que o recurso natural pode suportar, sem que comprometa a sua resiliência, que nada mais é a capacidade do meio absorver naturalmente os efeitos diversos sem que afete o nível de bem-estar individual ou coletivo desses indivíduos no presente ou no futuro (IAI, 1998).

3.4 MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS

O estabelecimento das comunidades biológicas em ambientes lênticos ou lóticos deve-se à qualidade do habitat devido as suas características fisiológicas e morfológicas, sendo esse um dos fatores mais importantes para o seu sucesso (Remor *et al.*, 2013). A comunidade de macroinvertebrados bentônicos de água doce é formada por organismos cujas espécies são visíveis a olho nu e têm tamanho superior a 0,5 mm. Estes organismos podem ser encontrados aderidos às rochas, cascalhos, folhas ou enterrados no sedimento, areia ou lama (Zardo *et al.*, 2013). A diversidade destes grupos taxonômicos é alta e inclui platelmintos, anelídeos, nematódeos, moluscos e artrópodes, que abrangem também os crustáceos e várias ordens de insetos.

Os macroinvertebrados bentônicos são considerados organismos de ligação da cadeia alimentar, pois constituem uma importante ligação entre os produtores primários com os produtores secundários e terciários, além de participarem ativamente da decomposição de matéria orgânica (Cunha; Calijuri, 2012). Estes organismos habitam o fundo de ecossistemas aquáticos, podendo ocorrer enterrados ou sobre o substrato, fixos ou móveis, sendo membros importantes da cadeia alimentar e com papel funcional nos ecossistemas aquáticos ao participarem dos processos de decomposição e ciclagem de nutrientes. São reconhecidamente associados a condições de qualidade da água, por exemplo.

A composição dos grupos de macroinvertebrados bentônicos gera bons índices para avaliar a saúde dos ambientes aquáticos, tendo suas vantagens nesse requisito amplamente revisadas por Rosenberg e Resh (1993). Dois índices muito utilizados para avaliar a qualidade da água são o BMWP (*Biological Monitoring Working Party score system*) e a abundância relativa (%) de cada táxon (Rodrigues, 2007; Imbimbo, 2006). O BMWP atribui escores de 1 a 10 às famílias de macroinvertebrados, enquanto a abundância relativa é baseada no número de organismos pertencentes ao mesmo táxon e na riqueza (Callisto *et al.*, 2001; Monteiro *et al.*, 2008; Baptista, 2008; Buss *et al.*, 2003).

Entre os macroinvertebrados bentônicos, os organismos da ordem EPT (Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera) são comuns em córregos de baixa ordem. Estes organismos são frequentemente sensíveis às perturbações antrópicas e, por isso, podem ser usados como indicadores de boa qualidade ambiental (Rosenberg; Resh, 1993; Schmitt *et al.*, 2016). Alguns gêneros de Ephemeroptera e Trichoptera normalmente apresentam diferentes respostas às alterações nos riachos (Rosenberg; Resh, 1993; Buss, 2006; Salles, 2010). Por outro lado, os Plecoptera costumam estar associados às águas cristalinas e com boa condição de oxigênio (Giller; Malmqvist, 1998; Roque *et al.*, 2008).

3.5 ÍNDICE PARA QUALIFICAÇÃO DE PERTURBAÇÕES DO AMBIENTE AQUÁTICO

O Índice Multimétrico (IM) é um índice geralmente usado para avaliar a qualidade ecológica da água. Ele é construído com base em um conjunto de medidas bioindicadoras, como sugerido por Baptista (2008). Essas medidas são essenciais para auxiliar na qualificação das perturbações do ambiente aquático. Por exemplo, o índice multimétrico bentônico de Ferreira *et al.*, (2012) agrupa seis métricas: riqueza, % Oligochaeta, % Chironomidae + Oligochaeta,

%EPT (Ephemeroptera + Plecoptera + Trichoptera), % coletores/catadores e BMWP; atribuindo scores de 5 a 1, conforme os valores encontrados.

Estes índices foram desenvolvidos de acordo com grupos taxonômicos específicos baseando-se nos diferentes níveis de tolerância às perturbações no ambiente aquático, sendo potencialmente adequados ao estabelecimento de espécies indicadoras de condições específicas. Por exemplo, a medida de riqueza das ordens EPT (Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera), é um exemplo de índice baseados nessa tolerância (Imbimbo, 2006; Bieger, 2010).

Além disso, é utilizado também o índice de *Shannon-Wiener* (frequentemente representado por *H*), ou simplesmente “índice de *Shannon*”. Este índice foi criado com o objetivo de estimar a entropia de uma amostra de informações (Shannon, 1948). Pouco após sua proposição, foi verificada sua aplicabilidade na estimação da diversidade biológica (Good, 1953). Independentemente das propostas de alterações na fórmula original do índice para uso em ecologia, este segue como um dos mais utilizados neste campo (Konopiński, 2020; Rosswell et al. 2021). Assim, possui uma base bibliográfica robusta, favorecendo o entendimento e a comparação de seus resultados.

3.6 ORGANISMOS BIOINDICADORES SENSÍVEIS – EPT’S

Os organismos macroinvertebrados são largamente utilizados para monitorar a qualidade ambiental, pois possuem tolerância e sensibilidade variadas (Brait, 2009; Diblasi filho, 2007; Jeffries; Mills, 1996).

Estima-se que existam cerca de 8 milhões de espécies destes animais bentônicos, que vivem nos mais diversos ambientes, tanto na terra quanto na água doce e no mar.

A biomonitorização através destes organismos sensíveis consiste em avaliar a presença ou ausência e quantidade dos mesmos, com base nos grupos EPT (Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera) (Bonada et al., 2006).

Os organismos bentônicos intolerantes, como as larvas das ordens Plecoptera, Ephemeroptera e Trichoptera são frequentemente encontrados em locais onde a água é limpa. Estes organismos são muito sensíveis às condições ambientais e raramente sobrevivem em águas poluídas. Por esta razão, a presença destes organismos tem sido usada como um indicador da qualidade da água (Froehlich, 2012).

4. MATERIAL E MÉTODOS

4.1 ÁREA DE ESTUDO

A bacia hidrográfica do rio Araranguá está localizada na região sul do estado de Santa Catarina (SC), entre as latitudes 28°26' S e 29°07' S, e longitudes 49°14' O e 50°01' O. Em conjunto com outras nove bacias, forma o sistema de drenagem Vertente do Atlântico em Santa Catarina. Tem seus limites definidos pelos divisores de água com as bacias dos rios Mampituba (SC), das Antas (RS), Pelotas (RS/SC), Tubarão e Urussanga (SC), e a leste pelo Oceano Atlântico. Sua área atinge uma superfície de 3.025 km² e compreende os municípios de Araranguá, Ermo, Forquilha, Maracajá, Meleiro, Morro Grande, Nova Veneza, Siderópolis, Timbé do Sul, Treviso, Turvo, Criciúma, Içara, Jacinto Machado, Sombrio, Urussanga e parte dos municípios de Balneário Arroio do Silva, todos em Santa Catarina, além de partes dos municípios de Cambará do Sul e São José dos Ausentes, no Rio Grande do Sul (Figura 1).

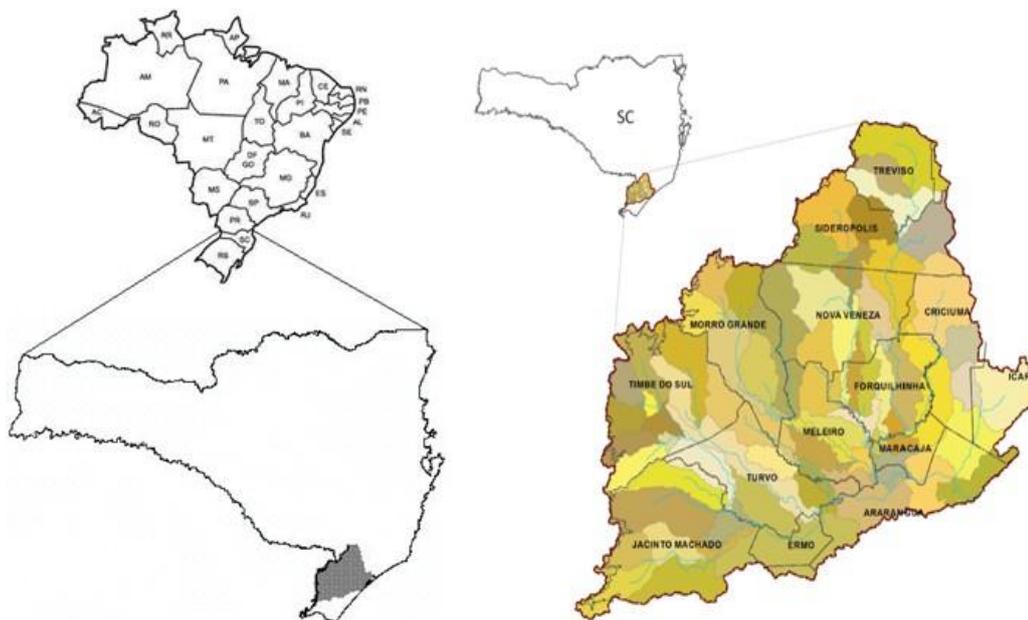


Figura 1 – Localização da bacia hidrográfica do rio Araranguá.

FONTE: Blainski (2009).

Dos processos geológicos de formação da bacia resultaram três grandes unidades de paisagem que são consideradas também como três subsistemas distintos: Subsistema das Encostas da Serra Geral, Subsistema da Bacia Carbonífera de Santa Catarina e Subsistema da Planície Aluvial. As Encostas da Serra Geral, com vegetação original em grande parte preservada, são essenciais para a regulação da disponibilidade hídrica da bacia (Krebs; Alexandre, 2000). A Bacia Carbonífera de SC apresenta os seus principais traços de paisagem relacionados com a ação do homem, e a mineração de carvão se destaca como responsável por

grandes problemas ambientais, sendo considerada como uma área crítica em relação à poluição desde 1980; enquanto a Planície Aluvial é caracterizada como uma grande planície sedimentar formada pelos leques aluviais provenientes da erosão das escarpas do planalto (Scheibe *et al.*, 2010). Entre as cidades de Timbé do Sul/SC e São José dos Ausentes/RS localiza-se, em seu vale, a rodovia BR-285.

A BR-285 segue em projeto de pavimentação que será realizado entre os trechos de Timbé do Sul e São José dos Ausentes, municípios que fazem a divisa do Rio Grande do Sul e Santa Catarina. Dessa forma, a definição dos pontos de monitoramento da fauna de bioindicadores por macroinvertebrados bentônicos para o município de Santa Catarina foram inseridos nos principais corpos hídricos diretamente influenciados pela obra da BR-285/RS/SC e segue o Plano Básico Ambiental (PBA) (Figura 2). Os principais rios são: rio Serra Velha 1; rio Seco; rio Serra Velha 2, rio da Rocinha; rio Timbé; rio Molha Coco.

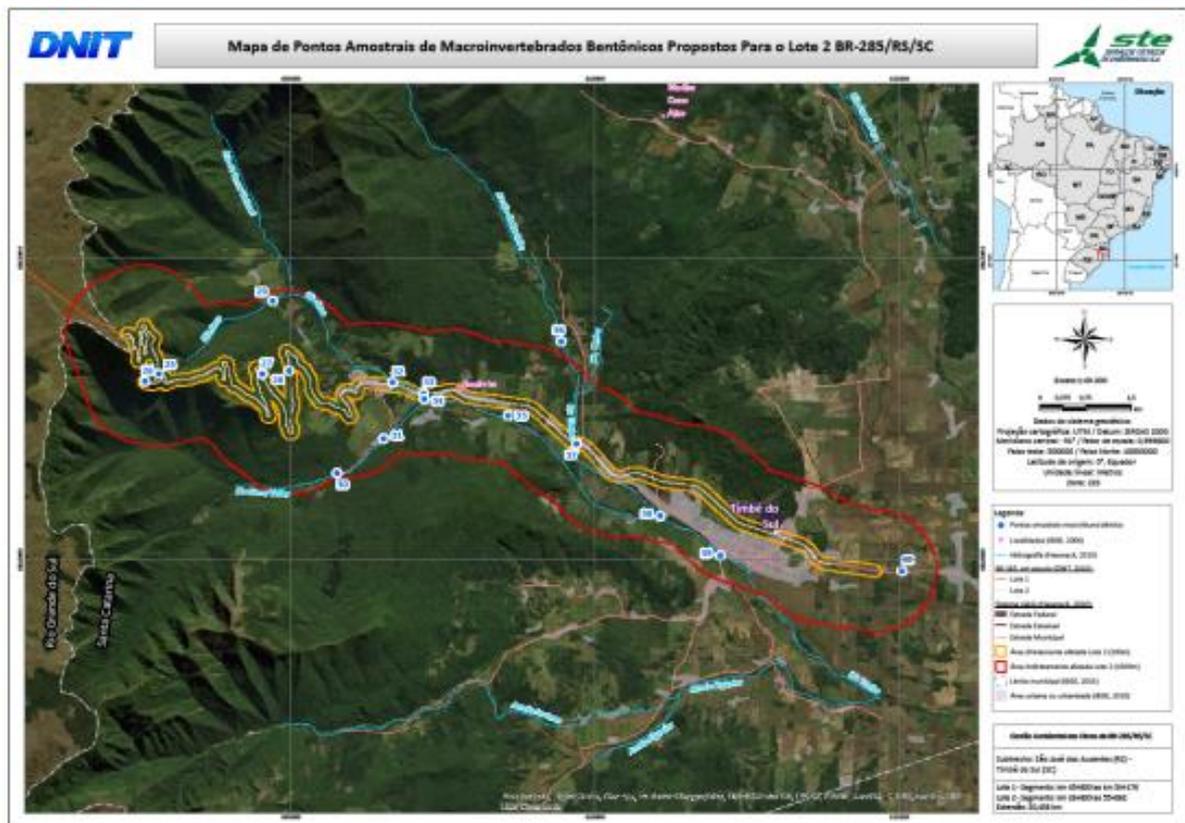


Figura 2 - Mapa de localização dos pontos amostrais e dos principais rios estudados

FONTE: INFOAMBIENTE – STESA (2018)

4.1.1 Delineamento amostral

Foram selecionados seis rios na Área de Influência Direta (AID) da obra da rodovia da BR25/RS/SC, localizados no município de Timbé do Sul. As áreas de amostragens do estudo foram definidas a partir do Plano Básico Ambiental (PBA) Tabela 1 da implementação da rodovia. Para a identificação dos 16 pontos amostrais coletados, utilizaram-se etiquetas confeccionadas em papel vegetal previamente identificadas, com as seguintes informações: monitoramento, localidade, amostra e sub-amostras, data de coleta e coletor.

Destaca-se que no entorno do empreendimento há residências e propriedades com culturas variadas e criação de animais que podem interferir na qualidade da água a partir de intervenções alheias às obras. Levando em consideração essas informações e após um ano de monitoramento, foi proposto uma nova distribuição dos pontos amostrais, a fim de caracterizar o real impacto das obras nos corpos hídricos. A proposta foi aprovada pelo Órgão Ambiental. Desta forma, alguns pontos amostrais foram deslocados, nos quais foi incluída a letra “b”, como pode ser observado na Tabela 1.

A nova distribuição amostral mantém um esforço similar ao executado nas campanhas anteriores, priorizando a permanência de 12 pontos na sua localidade original e que poderão ser comparados com informações das campanhas anteriores ao novo desenho amostral.

A partir da 6ª campanha, o ponto 25 foi suprimido devido ao alargamento da plataforma da rodovia, passando de 16 para 15 pontos.

Desde novembro de 2016 até maio de 2022, foram executadas 21 campanhas no Lote 2 (Cidade de Timbé do Sul/SC) e os pontos são expressos pela nomenclatura Ponto (P) mais o número de identificação dentro do PBA, de 25 a 40 (exemplo P25). As coletas foram realizadas com periodicidade trimestral, no outono (6 coletas), primavera (5 coletas), verão (5 coletas) e inverno (5 coletas). Os pontos foram identificados como ADA (Área Diretamente Afetada), AIA (Área Indiretamente Afetada) e Controle, além de um ponto que foi caracterizado como independente, devido a características diferenciadas como retirada de seixo permanentemente durante as obras e aporte abundante de matéria orgânica por causa de uma disposição inadequada de esgotamento sanitário.

Em cada ponto de amostragem foram coletadas três réplicas, levando em consideração a necessidade de amostrar diversamente o ambiente para contemplar suas variadas fisionomias; para tal será coletada uma amostra em correnteza, uma amostra em remanso, e uma amostra no habitat mais abundante disponível, cascalho ou seixo por exemplo, seguindo sempre a

aleatoriedade dentro desses ambientes. Em média serão coletadas 48 amostras por campanha, com o objetivo de obter o maior número de taxas, conforme sugerido por Eaton (2003), para avaliações biológicas no monitoramento de qualidade da água.

Tabela 1. Localização dos pontos amostrais, com suas respectivas coordenadas geográficas, microbacia hidrográfica e hierarquia fluvial

Pontos	Coordenadas		Microbacia	Hidrográfica Hierarquia Fluvial
	Lat.	Long.		
25	-28.805728	-49.946225	rio Serra Velha 1	1a ordem
26	-28.806893	-49.948551	rio Serra Velha 1	1a ordem
27*	-28.805654	-49.928827	rio Seco	2a ordem
27b	-28.824065	-49.93479	rio Serra Velha 1	3a ordem
28	-28,805056	-49,924337	rio Seco	1a ordem
29*	-28.794657	-49.927167	rio Seco	2a ordem
29b	-28.789882	-49.931192	Rio Seco	3a ordem
30*	-28.820372	-49.916050	rio Serra Velha 1	4a ordem
30b	-28,822125	-49,916437	rio Serra Velha 1	3a ordem
31	-28,817392	-49,910278	rio Serra Velha 1	4a ordem
32	-28,806743	-49,906828	rio Seco	4a ordem
33	-28,808343	-49,901641	rio Seco	4a ordem
34	-28,809157	-49,90151	rio Serra Velha 1	4a ordem
35	-28,811529	-49,887364	rio Serra Velha 2	5a ordem
36	-28,800321	-49,878548	rio da Rocinha	4a ordem
37	-28,815565	-49,875802	rio da Rocinha	4a ordem
38	-28,826348	-49,861596	rio da Rocinha	4a ordem
39	-28,832155	-49,851446	rio Timbé	5a ordem
40*	-28.834203	-49.820801	rio Molha Coco	4a ordem
40b	-28,817733	-49,823949	rio Molha Coco	1a ordem

Fonte: PBA – 285/RS/SC – DNIT

* Ponto substituído

4.1.2 Procedimento em campo e laboratório

Para as coletas de fauna bentônica foi utilizado o coletor do tipo “*surber*” (Figura 3), com malha de 500 μ m (0,5 mm) posicionando o coletor contra a correnteza, revolvendo o sedimento contido com o auxílio das mãos na área de 90cm² delimitada pelo amostrador, despreendendo, desta forma, os organismos dessa área demarcada que foram carreados para dentro da rede com a correnteza (Figura 4).

As amostras foram retiradas da rede coletora do *surber*, fixadas em formaldeído 4% tamponados com água do próprio ambiente e armazenadas em sacos plásticos previamente identificados (Figura 5), para posterior análise em laboratório. Em laboratório, as amostras com

os organismos foram lavadas em peneira de malha 500um (Figura 6). Os organismos foram triados em bandejas (Figura 7) e, sob microscópico estereoscópico (Figura 8) e, conservados em álcool 70%. Os organismos foram identificados a nível de família por causa de chaves de identificação dos seguintes autores: Merrit e Cummins (1996); Pérez (1996); Bouchard (2004).

Para os parâmetros físico-químicos, foi utilizada uma sonda multi-analisadora YSI 556 MPS (MultiProbe System) para medição in loco dos seguintes parâmetros: temperatura (°C), oxigênio dissolvido (mg.L-1), condutividade elétrica ($\mu\text{S.cm-1}$) e pH. A turbidez foi medida em campo por meio de um turbidímetro AP 2000 (NTU).

Para a realização do registro fotográfico dos pontos amostrados foi utilizada a câmera fotográfica Canon T6, Lente Canon EF-S 18-55mm e EF-S 55-250mm, para a localização dos pontos a campo foi verificado as coordenadas geográficas obtidas no documento do Plano Básico Ambiental – PBA – BR285/RS/SC, e em campo essas coordenadas foram transferidas para um celular com sistema Android equipado com o programa Google Earth.



Figura 3. Coleta utilizando o amostrador “Surber”. Foto: Vinicius Mendes



Figura 4. Verificação da Coleta utilizando o amostrador “Surber”. Foto: Vinicius Mendes



Figura 5. Amostra em sacos plásticos devidamente identificados. Foto: Vinicius Mendes



Figura 6. Amostras sendo peneiradas em peneiras de 500 mm. Foto: Autora



Figura 7. Utilização de bandejas plásticas para triagem do material coletado. Foto: Vinicius Mendes



Figura 8. Análise e identificação do material pré-triado em estereomicroscópio. Foto: Gustavo Arruda

4.1.3 Métodos para identificar as condições ecológicas dos trechos estudados

Nos 16 pontos de monitoramento do trecho, foi avaliado o índice de BMWP, o índice de EPT (Ephemeroptera + Plecoptera + Trichoptera) e o índice de Shannon.

O índice de BMWP, descrito na Tabela 2, foi utilizado para descrever a qualidade da água nos pontos de coleta, de acordo com a fauna bentônica coletada. Foram atribuídos escores a cada família, sendo que o somatório desses escores, de cada táxon, conduz a um enquadramento dos ecossistemas aquáticos em diferentes classes de qualidade, que variam de ótima (Classe 1, valor >150) até fortemente poluída (Classe 7, valor <16).

Tabela 2. Escala de cores, valores e significado das classes do protocolo BMWP para avaliação dos índices

Classes	Qualidade	Valor	Significado
I	ÓTIMA	>150	Águas muito limpas (águas prístinas)
II	BOA	121-150	Águas limpas, não poluídas ou sistema perceptivelmente não alterado
III	ACEITÁVEL	101-120	Águas pouco poluídas ou sistema um pouco alterado
IV	DUVIDOSA	61-100	São evidentes os efeitos moderados de poluição
V	POLUÍDA	36-60	Águas contaminadas ou poluídas (sistema alterado)
VI	MUITO POLUÍDA	16-35	Águas muito poluídas (sistema muito alterado)
VII	FORTEMENTE POLUÍDA	<16	Águas fortemente poluídas (sistema fortemente alterado)

FONTE: UFPR/PBA – 285/RS/SC (2012).

O índice EPT é calculado dividindo o total de indivíduos EPT identificados pelo total de indivíduos macroinvertebrados coletados na amostra. Para o resultado será obtido um valor entre 0 e 1, conforme Tabela 3, sendo esse comparado com os valores utilizados para a determinação da qualidade da água. Quanto maior for a abundância relativa desses táxons, melhor é a qualidade da água local. Esses grupos são escolhidos em decorrência de sua grande

sensibilidade à poluição orgânica e alterações do meio (Resh; Jackson, 1993; Rosenberg; Resh, 1993).

Tabela 3. Índice da análise de EPT (Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera) e sua qualidade de água respectiva.

Proporção	Qualidade de água
0,801 – 1	I - Muito boa
0,601 – 0,800	II - Boa
0,401 – 0,600	III - Regular
0,201 – 0,400	IV - Ruim
0 – 0,200	V - Muito Ruim

FONTE: UFPR/PBA – 285/RS/SC (2012).

O índice de diversidade de Shannon-Wiener (Tabela 4) representa o grau de “incerteza” na predição de que um certo indivíduo, escolhido ao acaso, vai representar uma espécie determinada na amostra. Este índice considera tanto a riqueza quanto a abundância de espécies na sua avaliação e tende a ser maior em áreas pouco perturbadas, sendo explícito em uma função do número de espécies em uma comunidade e da distribuição dos indivíduos entre as espécies. O cálculo do índice é realizado pela equação a seguir:

$$H' = -\sum(P_i \cdot \ln P_i)$$

Na qual:

- P_i - Abundância relativa de cada táxon identificado na amostra, sendo $P_i = n_i/N$;
- n_i - Número de indivíduos de um determinado táxon;
- N - Número total de indivíduos na amostra.

Tabela 4. Índice de Shannon-Wiener para qualidade da água

Índice	Qualidade da água
>2,50	I - Muito boa
1,50 - 2,49	II - Boa
1,00 - 1,49	III - Regular
< 1,00	IV - Ruim
Azoico	V - Muito Ruim

FONTE: UFPR/PBA – 285/RS/SC (2012).

4.2 TRATAMENTO DE DADOS

A estrutura das associações de macroinvertebrados foi descrita por meio dos cálculos dos índices de riqueza taxonômica (S), número total de taxa, abundância total de indivíduos (N), a proporção dos grupos predominantes (% de indivíduos), a riqueza de taxa, a percentagem

de Ephemeroptera, Plecoptera, Tricoptera (Índice de EPT), do índice de diversidade de Shannon-Wiener ($H' \log_e$) e BMWP.

Para o tratamento estatístico dos dados serão utilizados os programas Excel, PRIMER (versão 6.1.15) e PERMANOVA+ (versão 1.0.5).

Utilizou-se a análise de correlação multivariada, uma análise de redundância baseada em distância (dbRDA). É um método para realizar ordenações restritas em dados utilizando medidas de distância não euclidiana. O dbRDA é eficiente pois contorna alguns problemas de análises com medidas euclidianas, usando um processo de três etapas: primeiro, uma matriz de distância é calculada usando a medida de distância escolhida. Em seguida, é feita uma análise de coordenadas principais (PCoA) na matriz e, por último, os autovalores obtidos no PCoA são conectados à análise de redundância (RDA). A análise fornece a quantificação para descobrir a variação e contabilizar a porcentagem por cada eixo, bem como quais variáveis explicativas e quais eixos são significativos.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

De maneira geral, os valores apresentados e registrados nas campanhas mostraram bons indícios de plasticidade ecológica para o ecossistema durante o monitoramento, pois as campanhas que apresentaram menores índices de diversidade foram as campanhas em que algum evento natural, como alta precipitação, antecedeu as coletas.

Como resultado do monitoramento, apresenta-se, na Figura 9, os dados da abundância e riqueza dos macroinvertebrados bentônicos nas áreas monitoradas, (ADA, AIA, Controle e Independente). Do total de 902 subamostras realizadas, foram coletados um total de 41.958 organismos pertencentes a 90 famílias. É possível identificar uma ligeira menor abundância média da comunidade de macroinvertebrados na ADA e no Controle, podendo esta redução estar associada a uma série de mudanças nas condições do habitat desses organismos.

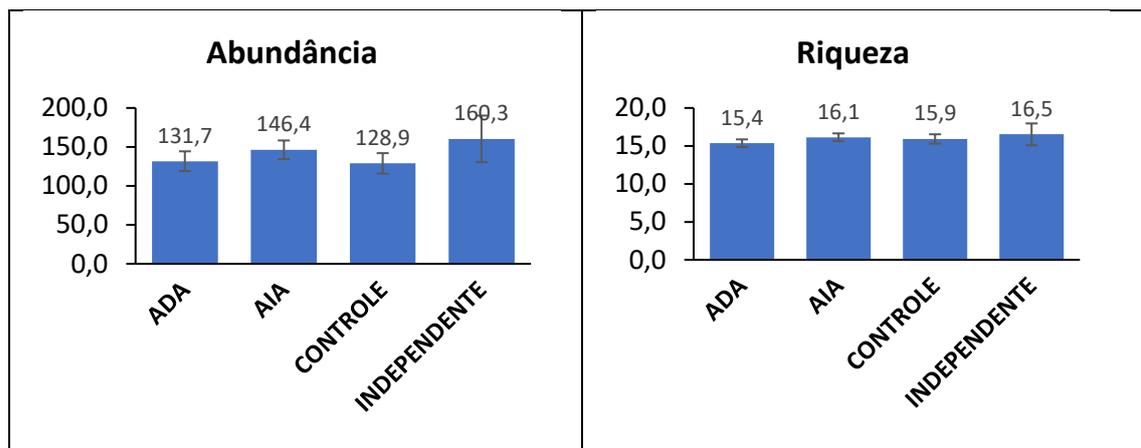


Figura 9. Abundância e Riqueza total dos macroinvertebrados (médica ± Erro Padrão) contabilizados nas 21 Campanhas dentro dos tratamentos.

Legenda: Área diretamente afetada - ADA, Área indiretamente afetada - AIA

Dentre as principais modificações, as alterações com relação à composição do substrato e as alterações com relação à disponibilidade dos micro-habitat são as principais causas na alteração da composição da comunidade. Em decorrência dessas modificações, a composição taxonômica da comunidade também sofre alterações. Com a perda ou alteração dos microhabitat, espécies sensíveis se tornam raras no ambiente. Ademais, as espécies tolerantes acabam se tornando abundantes e dominantes na maioria dos casos.

Para a localização dos pontos amostrais foram determinados a distância dos mesmos em relação a rodovia, do total dos 15 pontos monitorados, cinco pontos foram classificados em pontos na ADA (Área diretamente afetada), quatro pontos foram classificados em pontos na AIA (Área indiretamente afetada), cinco pontos foram classificados como pontos Controle e um ponto independente.

Apresenta-se o registro fotográfico dos pontos amostrados nas Figura 10 à Figura 29. As características de cada ponto são apresentadas na Tabela 5.

Tabela 5. Características dos pontos de monitoramento de macroinvertebrados bentônicos

Região	Descrição da região	Descrição dos pontos
Serra	Maioria dos pontos localizados geograficamente em nascentes.	Ponto 25: localizado na ADA (Figura 10), em um rio de primeira ordem, sendo a vegetação das margens rala, caracterizada por pequenos arbustos. O rio apresenta uma pequena lâmina d'água com baixa velocidade. A região apresenta grande pressão antrópica. Ponto descaracterizado.
		Ponto 26: localizado na ADA (Figura 11), trata-se de uma nascente com lâmina d'água bastante escassa e apresenta baixa velocidade, e inclinação acentuada. Possui vegetação nas margens.

		<p>Ponto 27: localizado na ADA (Figura 26), estando o curso hídrico altamente descaracterizado e com muita pressão antrópica. Apresenta baixa velocidade da água e vegetação ao redor das margens. Ponto substituído pelo 27b.</p>
		<p>Ponto 27b: Ponto situado na área denominada como ponto controle (Figura 12). O curso hídrico é largo, apresenta considerável velocidade da água e possui bastante vegetação no entorno.</p>
		<p>Ponto 28: localizado na ADA (Figura 13), trata-se de uma nascente com pequena lâmina d'água e baixa velocidade. No local há um muro represando a água no interior do ponto. Há vegetação presente em parte das margens.</p>
		<p>Ponto 29: localizado na AIA (Figura 27). É um rio estreito e apresenta média velocidade da água. No entorno, há bastante vegetação. No local ocorre alta influência de esgoto doméstico e da criação de animais. Ponto substituído pelo 29b.</p>
		<p>Ponto 29b: situado na área controle (Figura 14). É um rio largo com alta velocidade da água. No entorno há bastante vegetação.</p>
Pé da Serra	<p>Maioria dos pontos localizados geograficamente abaixo da serra, com rios de poucas curvas e alta velocidade das águas. Região onde se verifica o começo da urbanização, porém as casas apresentam distâncias consideravelmente grandes entre elas, há ainda a presença de cachoeiras.</p>	<p>Ponto 30: localizado na AIA (Figura 28). O curso hídrico é largo e apresenta velocidade considerável. Há uma ponte sobre o mesmo e bastante vegetação ao redor. Ponto substituído pelo 30b.</p>
		<p>Ponto 30b: situado na área controle (Figura 15). É próximo ao ponto 30 e com características similares, mas com menor influência de atividades de esgoto e criação de animais. Há uma ponte sobre o recurso hídrico, o qual é largo e tem velocidade considerável. Há bastante vegetação no entorno.</p>
		<p>Ponto 31: localizado na AIA (Figura 16). Há residência na margem do curso hídrico, o qual é largo e possui velocidade não muito alta.</p>
		<p>Ponto 32: situado na ADA (Figura 17), possuindo nomenclatura de independente para as análises faunísticas e ambientais, está localizado atrás do canteiro de obras do Lote 2. O curso hídrico é largo e apresenta velocidade considerável. No entorno há vegetação arbustiva e pinus.</p>
		<p>Ponto 33: situado na ADA (Figura 18) e a jusante da ponte. O rio é largo e apresenta velocidade alta. Há vegetação no entorno.</p>
		<p>Ponto 34: situado na ADA (Figura 19), a jusante de uma ponte. O rio é largo e apresenta velocidade alta. Há bastante vegetação no entorno.</p>
		<p>Ponto 35: situado na AIA (Figura 20), presença de ponte de madeira no rio, o qual é largo e não muito veloz.</p>
		<p>Ponto 36: situado na área controle (Figura 21). O rio é largo e bastante veloz. Há monocultura próxima ao mesmo.</p>
Planície	<p>Maioria dos pontos ocorrerem em áreas urbanizadas, com pouco ou nenhum relevo, onde há</p>	<p>Ponto 37: situado na ADA (Figura 22), a jusante da ponte e ao lado de lavoura de fumo. O rio é largo e veloz.</p>
		<p>Ponto 38: situado na AIA (Figura 23). O rio é largo, veloz e retificado. Há residências no entorno do mesmo.</p>
		<p>Ponto 39: situado na AIA (Figura 24). O rio é largo e apresenta velocidade alta. No entorno há lavoura e residências.</p>

	monocultura as margens da maioria dos corpos hídricos.	Ponto 40: situado na ADA (Figura 29), e sob ponte. O rio é largo e apresenta baixa velocidade. No entorno há monocultura. Registrada contaminação com carga orgânica. Ponto substituído pelo 40b.
		Ponto 40b: situado na área controle (Figura 25), mesmo rio do ponto 40 e com as mesmas características, no entanto, tem menor influência da carga orgânica. No entorno há presença de monocultura.

Fonte: Autora



Figura 10. Vista do ponto amostral 25. Coord. UTM 602832/6813082 22J. Ano: 2017



Figura 11. Vista do ponto amostral 26. Coord. UTM 604969/6813137 22J. Ano: 2022



Figura 12. Vista do ponto amostral 27b. Coord. UTM 604969/6813137 22J. Ano: 2022



Figura 13. Vista do ponto amostral 28. Coord. UTM 604969/6813137 22J. Ano: 2022

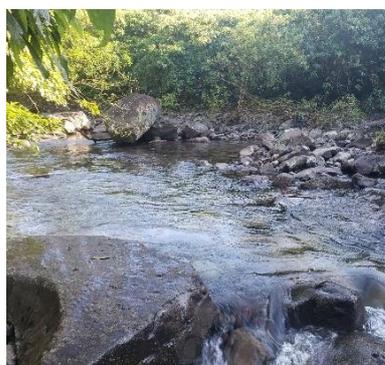


Figura 14. Vista do ponto amostral 29b. Coord. UTM 604703/6814292 22J. Ano: 2022



Figura 15. Vista do ponto amostral 30b. Coord. UTM 605762/6811433 22J. Ano: 2022



Figura 16. Vista do ponto amostral 31. Coord. UTM 606525/6812007 22J. Ano: 2022



Figura 17. Vista do ponto amostral 32. Coord. UTM 606676/6812935 22J. Ano: 2022



Figura 18. Vista do ponto amostral 33. Coord. UTM 607180/6812753 22J. Ano: 2022



Figura 19. Vista do ponto amostral 34. Coord. UTM 607192/6812663 22J. Ano: 2022



Figura 20. Vista do ponto amostral 35. Coord. UTM 608570/6812387 22J. Ano: 2022



Figura 21. Vista do ponto amostral 36. Coord. UTM 609442/6813621 22J. Ano: 2022



Figura 22. Vista do ponto amostral 37. Coord. UTM 609694/6811929. 22J. Ano: 2022



Figura 23. Vista do ponto amostral 38. Coord. UTM 611069/6810721 22J. Ano: 2022



Figura 24. Vista do ponto amostral 39. Coord. UTM 612053/6810068 22J. Ano: 2022



Figura 25. Vista do ponto amostral 40b. Coord. UTM 615041/6809812 22J. Ano: 2022



Figura 26. Vista do ponto amostral 27*. Coord. UTM 604530/6813075 22J. Ano: 2017



Figura 27. Vista do ponto amostral 29*. Coord. UTM 604703/6814292 22J. Ano: 2017



Figura 28. Vista do ponto amostral 30*. Coord. UTM 605762/6811433 22J. Ano: 2017



Figura 29. Vista do ponto amostral 40*. Coord. UTM 615041/6809812 22J. Ano: 2017

* pontos substituídos

Fotos: Vinicius Mendes

No geral, na Figura 30, observa-se que na ADA e no ponto 32, classificado como um ponto independente dos tratamentos, apresentaram uma dominância média no que tange a família Chironomidae entre as áreas de tratamento, enquanto o controle apresentou uma baixa dominância da família e AIA apresentou a maior dominância de abundância média; o esperado, por ser uma família tolerante, é que seja observada em todos os ambientes continentais, inclusive com impacto acentuado como previsto nos pontos de ADA, ou com carga orgânica abundante. Comparado as demais áreas do monitoramento, conclui-se que as atividades do empreendimento repercutiram minimamente nos ambientes mais suscetíveis, como na ADA (Figura 30).

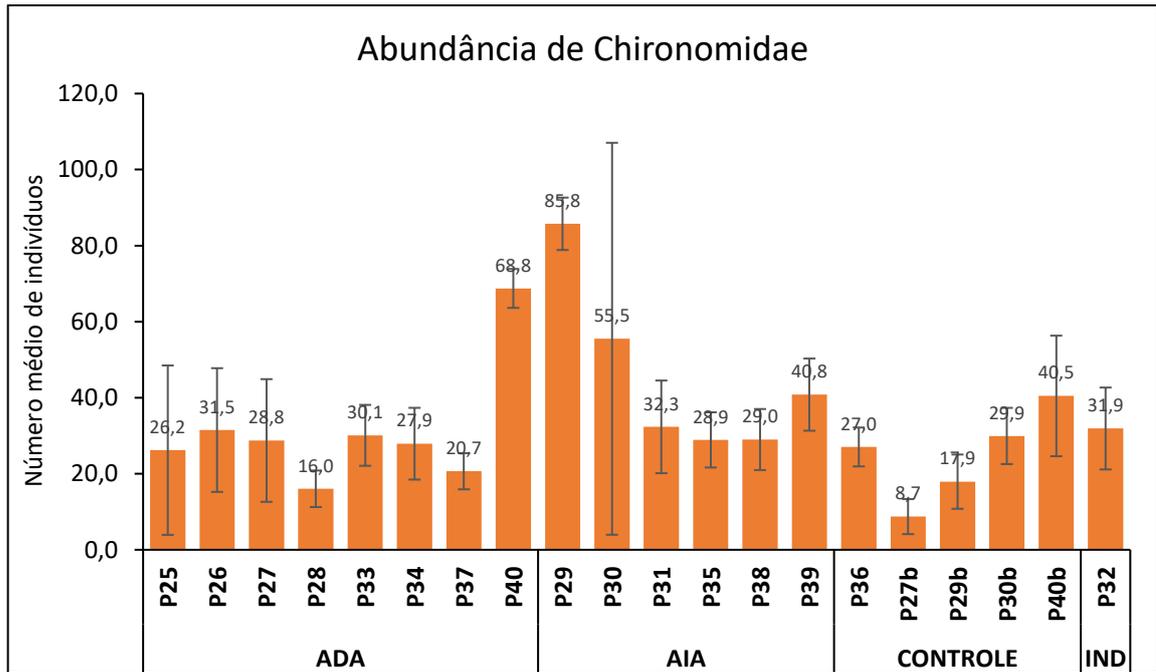


Figura 30. Abundância (média \pm EP) da família Chironomidae nos pontos coletados em ADA, AIA, Controle e IND ao longo dos anos de monitoramento.

Legenda: Área diretamente afetada - ADA, Área indiretamente afetada - AIA, e independente - IND

No que tange a riqueza do grupo dos EPT (Figura 32), foi possível identificar duas principais variações com relação a abundância da comunidade. A primeira delas é a existência de uma variação entre os pontos da mesma área e a segunda é uma variação entre áreas. Para a ADA, a menor abundância (Figura 31) foi registrada no ponto P28, com um número médio de 15,5 indivíduos, enquanto a maior abundância média, de 227,3 indivíduos foi observada no ponto P40. Em relação a riqueza, a menor foi observada também no ponto P28, enquanto a maior foi registrada no ponto P33. Essas diferenças com relação a abundância e riqueza estão relacionadas, principalmente, às condições de entorno e ao nível de execução das atividades de implantação da rodovia. O ponto P28 é um ponto mais exposto às alterações antrópicas, fato associado à execução de bueiro e a construção de uma passagem de fauna; já o ponto P40, mesmo estando inserido na ADA, é um ponto de mais difícil acesso e possui cultivos em seu entorno, possibilitando a entrada de uma maior carga de nutrientes. Além do mais, vale destacar que a maior abundância registrada no P40 ocorreu devido à maior ocorrência de famílias tolerantes dos EPT, como Baetidae, Leptophlebiidae (Ephemeroptera) e Leptoceridae (Tricoptera).

No que concerne a área AIA, a menor abundância média foi obtida no ponto P30, enquanto a maior foi observada no ponto P39. Para a AIA, com exceção dos pontos P29 e P30,

que apresentaram abundância média mais baixa, os demais pontos indicaram valores mais próximos entre si, apontando condições ambientais similares entre os pontos e, até mesmo, uma comunidade mais resiliente.

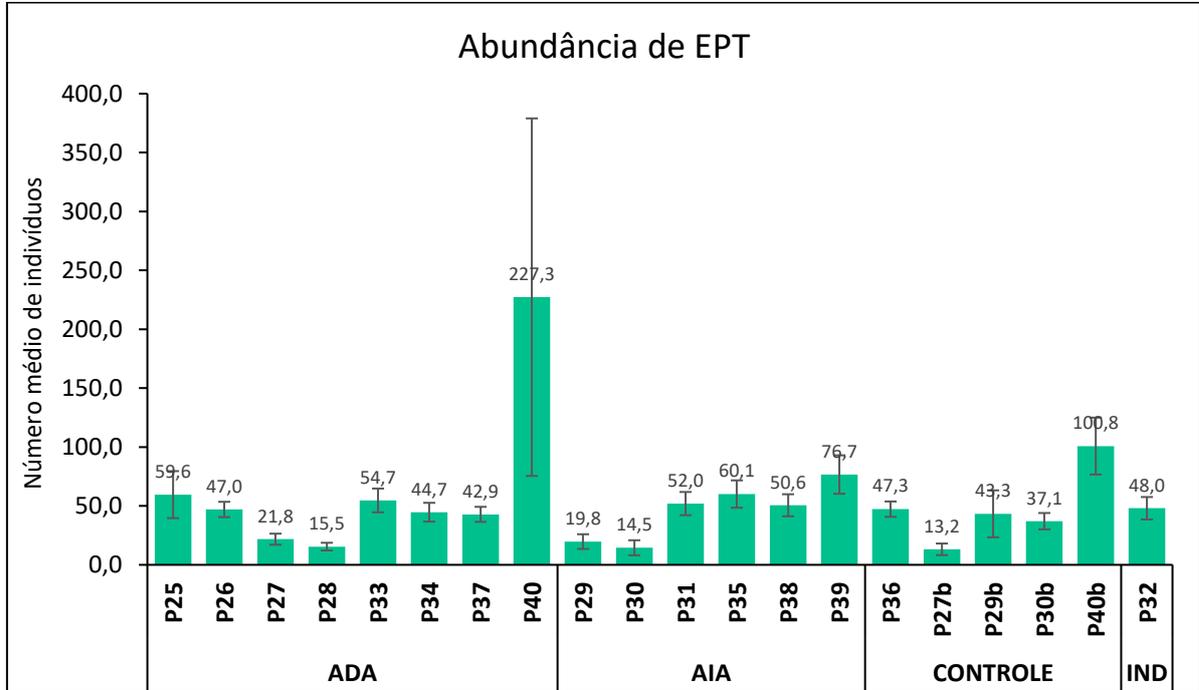


Figura 31. Abundância (média ±EP) das famílias EPT ao longo das 21 campanhas de monitoramento
 Legenda: Área diretamente afetada - ADA, Área indiretamente afetada - AIA, e independente – IND

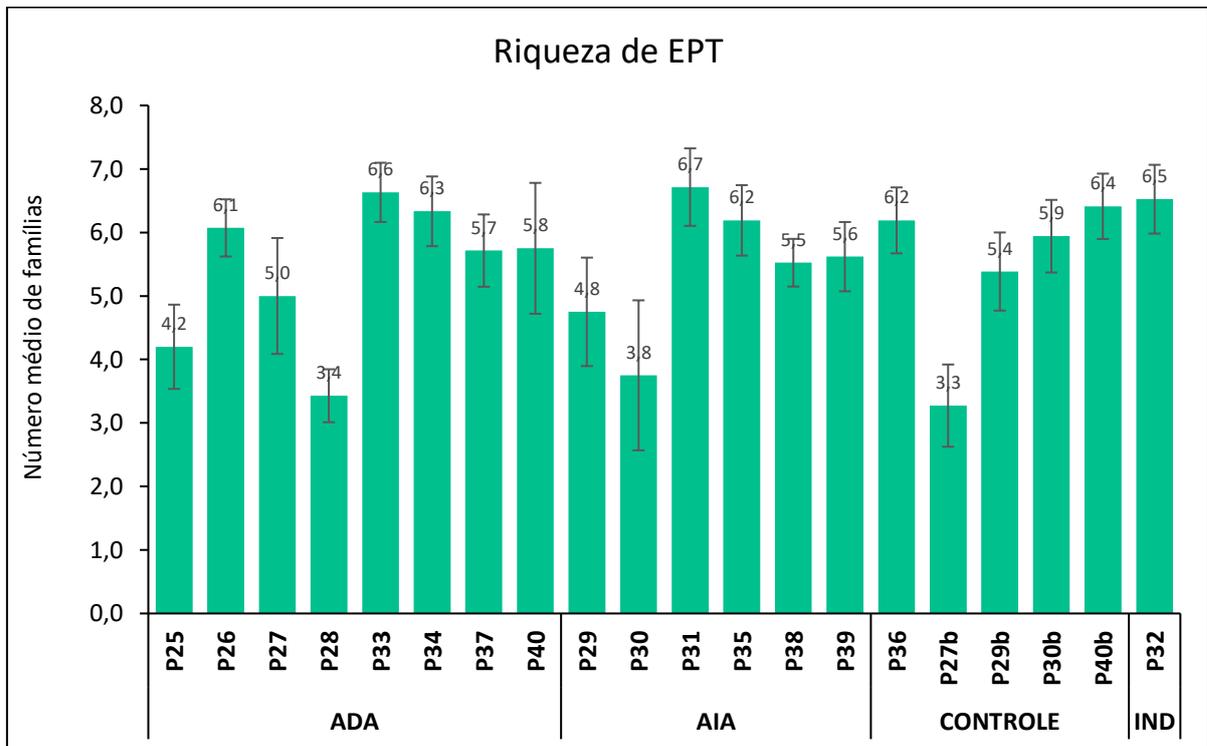


Figura 32. Riqueza (média ±EP) das famílias EPT nos pontos coletados em ADA, AIA, Controle e IND ao longo dos anos de monitoramento.

Legenda: Área diretamente afetada - ADA, Área indiretamente afetada - AIA, e independente - IND

Ao avaliar a comunidade de EPT nas diferentes áreas (Figura 33), é possível identificar diferenças com relação à composição da comunidade. Para a ADA, de modo geral, a ordem Trichoptera foi a mais representativa, sendo a família Leptoceridae a mais abundante. No que concerne a AIA, área Controle e área Independente, a ordem Ephemeroptera foi a mais representativa. Dentre as diferentes famílias componentes da ordem, Baetidae e Leptophlebiidae foram as mais abundantes. Ademais, vale destacar que para a área Independente, Leptophlebiidae (Ephemeroptera) e Perlidae (Plecoptera) apresentaram elevada representatividade; a maior dominância dessas famílias pode estar relacionada à maior disponibilidade alimentar e ausência de competidores para a predação de outros macroinvertebrados.

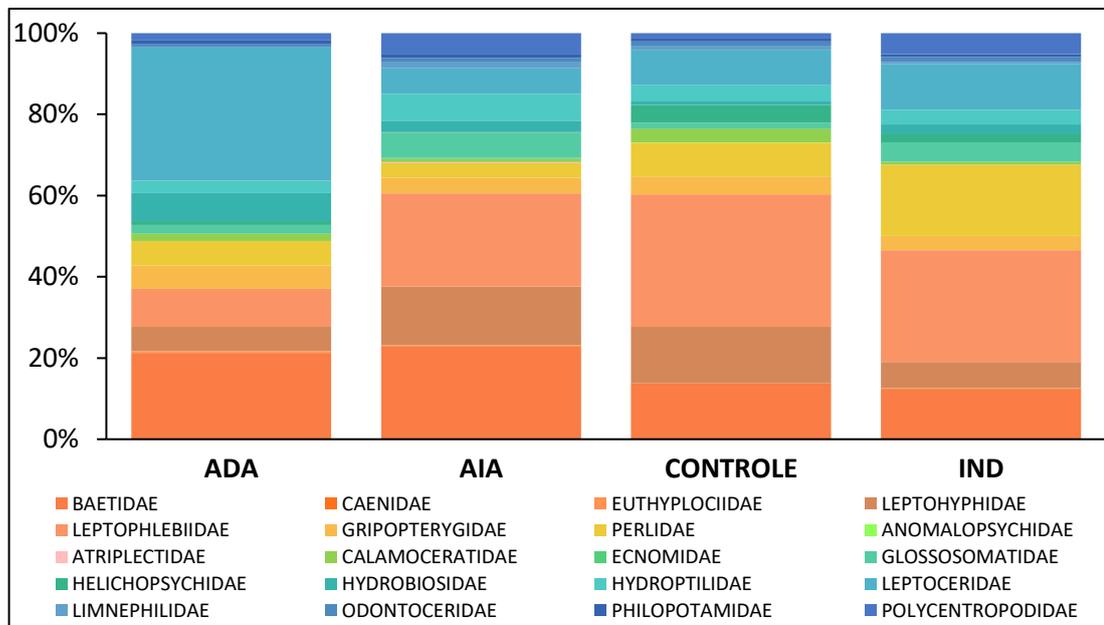


Figura 33. Abundância relativa (%) das famílias EPT nas áreas de monitoramento.

Legenda: Área diretamente afetada - ADA, Área indiretamente afetada - AIA, e independente - IND
Ephemeroptera= tons de laranja; Plecoptera= tons de amarelo; e Trichoptera= tons verde-azul.

Os resultados obtidos na avaliação da qualidade da água por meio do método do BMWP nas 21 campanhas nos respectivos tratamentos são apresentados na Figura 34. Em todas as áreas, a qualidade da água foi predominantemente classificada como duvidosa, apresentando 48,6% na ADA, 50% na AIA, 38% no Controle e 38,1% no ponto Independente. Pode-se observar que nas campanhas houve uma predominância da classificação de qualidade duvidosa e poluída, muito devido às condições pluviométricas que antecederam algumas coletas, principalmente as de outono. Tal fenômeno desestrutura pontualmente o *habitat*. Apesar de tais

intercorrências, todas as áreas apresentaram qualidade ambiental positiva e observa-se na Figura 34 as porcentagens de qualidade aceitável, boa e ótima.

É possível observar, na Figura 35, algumas das principais famílias pertencentes aos grupos das sensíveis e das tolerantes que compõem o índice de qualidade ambiental BMWP encontradas em seus respectivos tratamentos: nas cores nos tons de vermelho estão representadas as tolerantes que diminuem a qualidade ambiental enquanto nos tons de azul as sensíveis que respectivamente aumentam a qualidade.

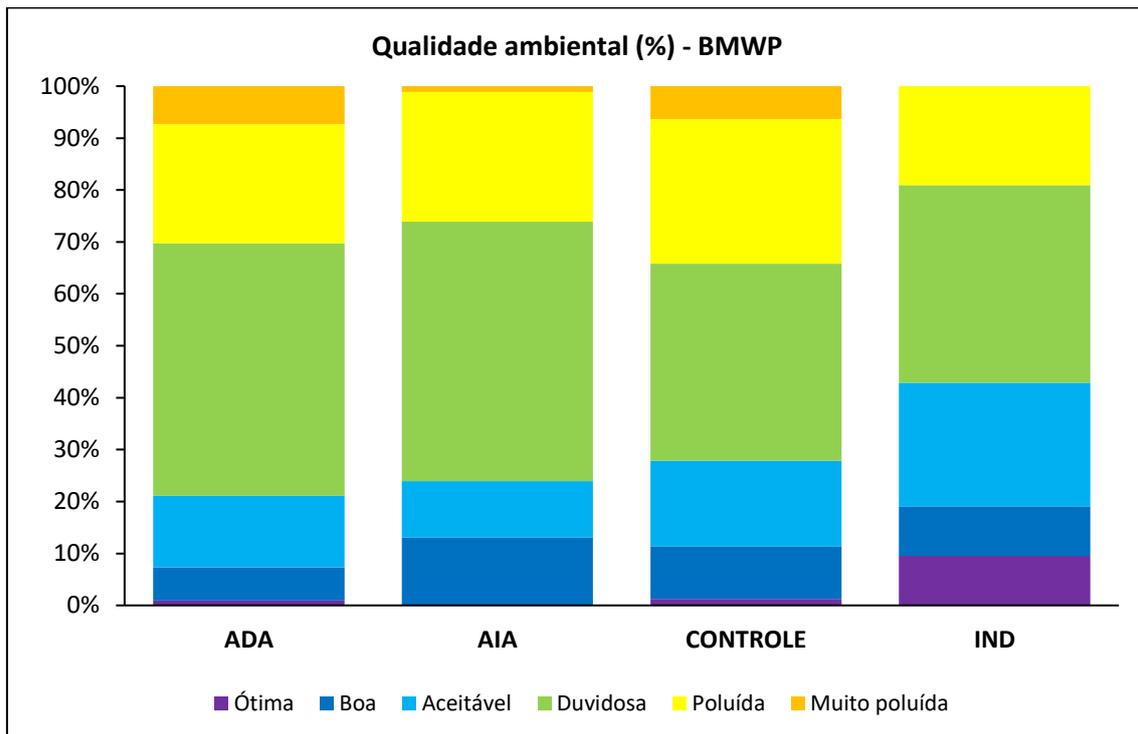


Figura 34. Abundância relativa (%) dos status do índice BMWP nas áreas monitoradas.

Legenda: Área diretamente afetada - ADA, Área indiretamente afetada - AIA, e independente - IND

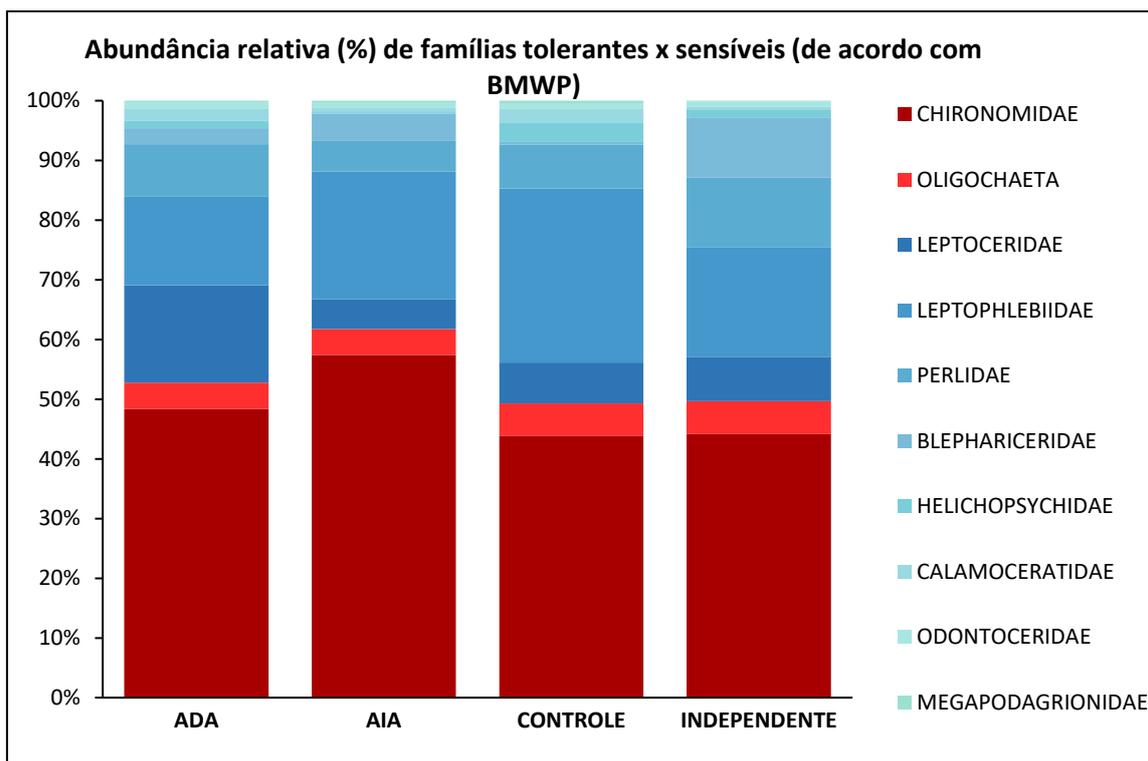


Figura 35. Abundância relativa (%) das principais famílias tolerantes versus as sensíveis do índice do BMWP encontradas nas quatro áreas do tratamento do monitoramento.

Legenda: Área diretamente afetada - ADA, Área indiretamente afetada - AIA

O índice de Shannon-Wiener (H') é uma ferramenta importante para medir a diversidade dos ambientes aquáticos. Ele leva em conta a uniformidade e riqueza dos táxons identificados na amostra, o que pode servir como indicador da estabilidade do ecossistema. Quando a poluição aumenta, todos os organismos presentes no meio aquático são afetados. Alguns desaparecem devido à falta de competição alimentar e espaço, enquanto outros conseguem se perpetuar na comunidade bentônica. Isso pode provocar um déficit no índice de diversidade, pois há menor número de espécies diferentes presentes.

Em todas as áreas, a qualidade da água indicada pelo índice de Shannon-Wiener (Figura 36) foi predominantemente classificada como Boa, apresentando 72,7% na ADA, 74,4% na AIA, 79,7% no Controle e 66,7% no ponto Independente. Pode-se observar que nas campanhas houve uma predominância da classificação de qualidade Muito boa e Boa, muito devido aos organismos tolerantes que foram identificados, ou seja, uma qualidade ambiental aquática desejável para a permanência dos organismos e, também pela alta diversidade de famílias encontradas, tendo um somatório de 90 famílias em todo o monitoramento. A qualidade Ruim foi classificada apenas na ADA e, Regular na ADA e no Controle; na ADA era esperado, em algumas campanhas, esse resultado devido à proximidade da rodovia e conseqüentemente o uso do solo na ocasião.

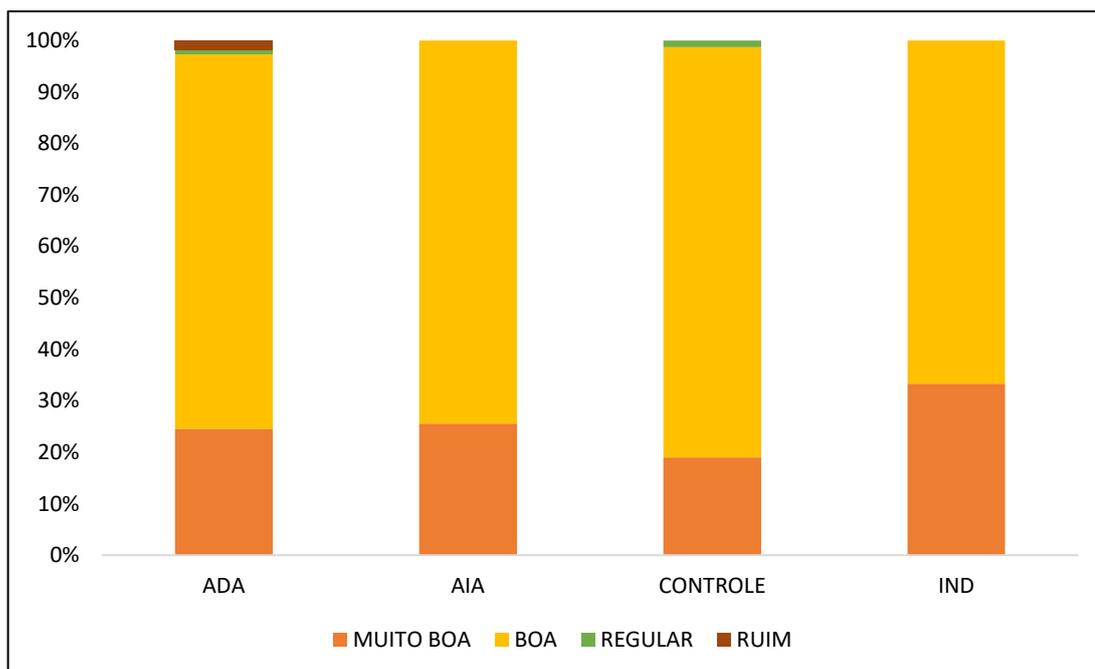


Figura 36. Abundância relativa (%) dos status do índice Shannon-Wiener nas áreas de monitoramento.

Legenda: Área diretamente afetada - ADA, Área indiretamente afetada - AIA, e independente - IND

A similaridade ou distância entre as comunidades de cada área amostrada nas 21 campanhas foi analisada de forma multivariada, pelo índice de similaridade de Bray-Curtis sobre a matriz de dados de abundância absoluta de cada táxon e a visualização gráfica da matriz de distâncias obtida foi feita com um nMDS (*non-metric Multidimensional Scaling*).

O MDS mostrando tratamentos/áreas (Figura 37, Figura A) não formou grupos coesos conforme o esperado, sinal de que as comunidades eram muito parecidas entre as áreas, porém podemos observar que o MDS mostrando o BMWP (Figura 37, Figura B) formou grupamentos promissores, o que indica que o BMWP funcionou como índice de qualidade ambiental, cumprindo seu propósito, separar comunidades de áreas mais degradadas das menos degradadas, demonstrando ser um bom indicador de índice bentônico nos monitoramentos.

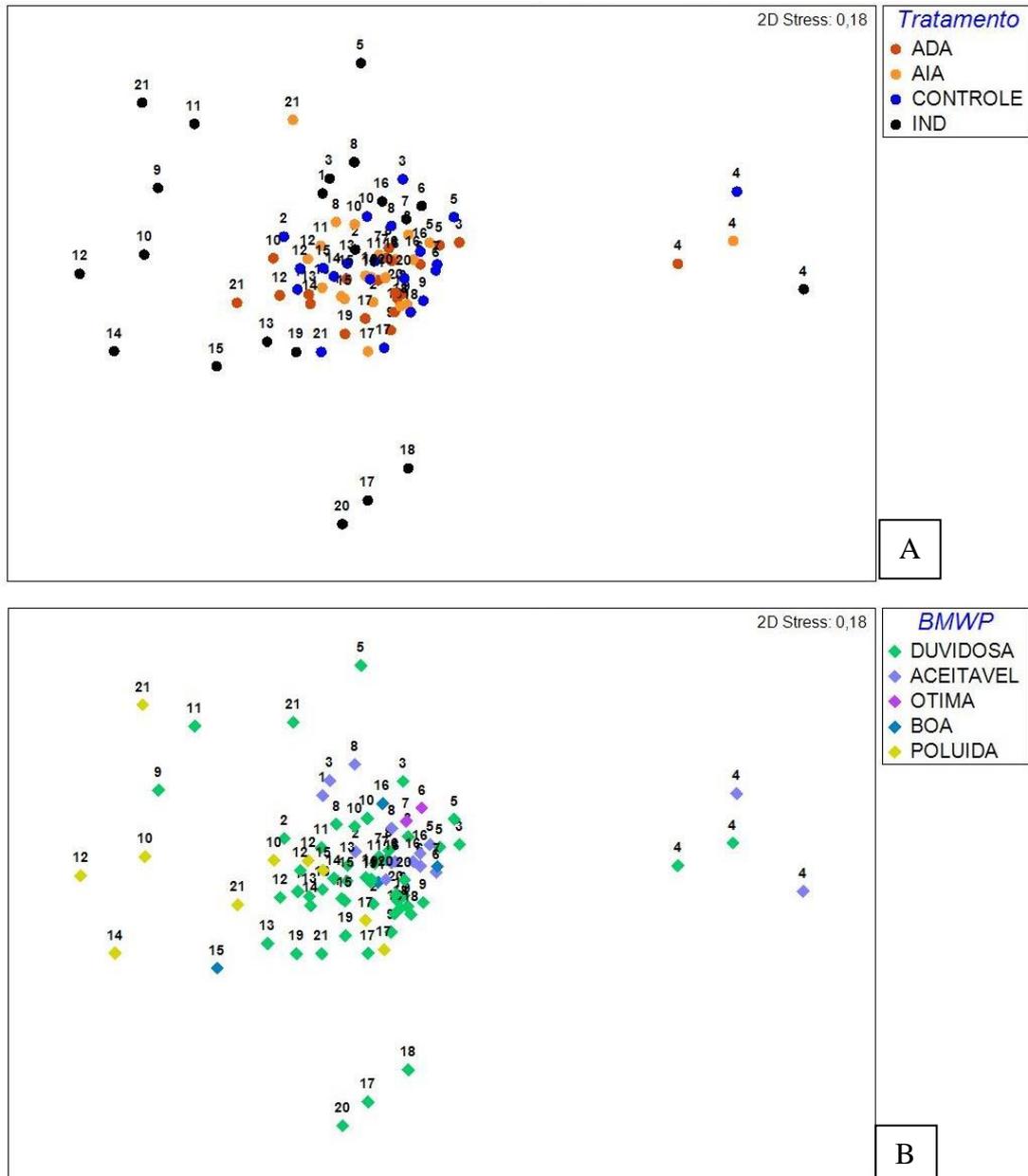
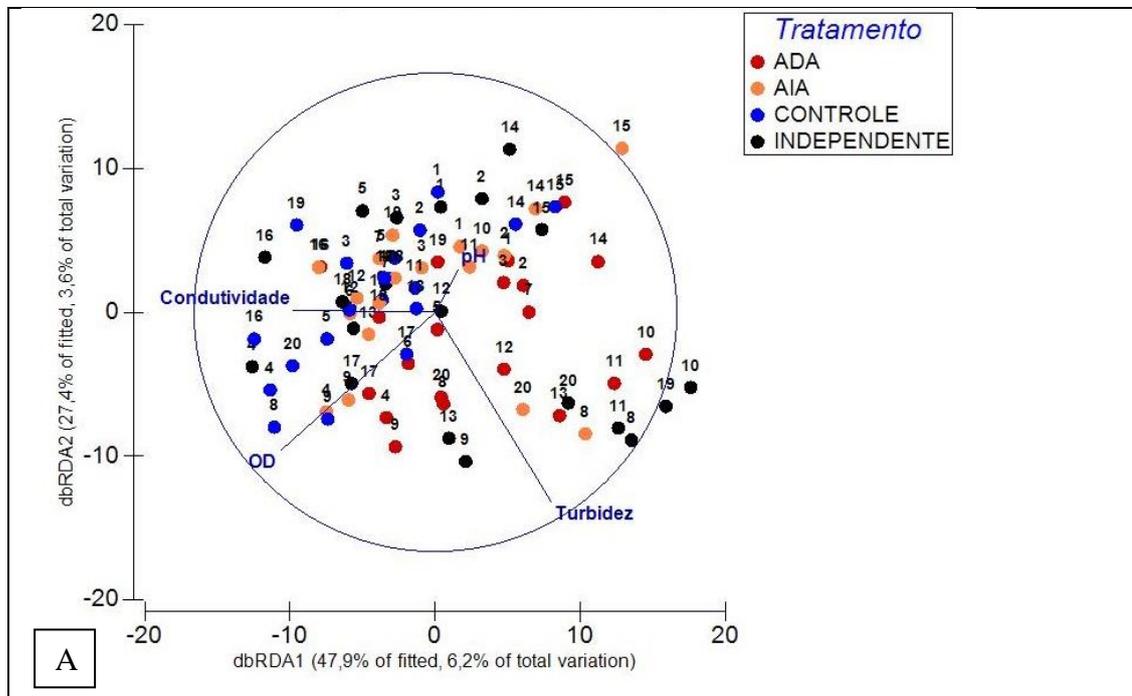


Figura 37. nMDS gerado a partir dos dados de abundância dos macronivertebrados nos pontos amostrados ao longo das 21 Campanhas de monitoramento.

Legenda: Área diretamente afetada - ADA, Área indiretamente afetada - AIA, e independente - IND

Na Figura 38 da dbRDA é possível visualizar um gradiente ecológico ao longo do eixo RDA1, onde os pontos de ADA, juntamente com alguns pontos de Independente, formam um grupo mais coeso à direita do gráfico, o que indica que sua fauna possui características únicas, como a forte relação com uma turbidez mais alta (vetor mais próximo) e às menores abundâncias das famílias EPT em geral. Tal resultado vai ao encontro de estudos que avaliam a relação entre a riqueza deste grupo e alterações sedimentares no ambiente aquático, verificando a diminuição dos EPT à medida em que aumentam os índices de turbidez e

relacionados (Conroy *et al.* 2016; Kefford *et al.* 2023). Do lado oposto do gráfico as amostras de Controle, AIA e as restantes de Independente formaram um segundo conjunto mais coeso de pontos, por sua vez mais relacionados à condutividade e ao oxigênio dissolvido mais elevados, além de altas abundâncias das famílias EPT. Contudo, mesmo estudos que observaram uma relação negativa entre a riqueza de EPT e a turbidez, observaram a mesma tendência frente à condutividade elétrica (Kefford *et al.* 2023), contrariando o observado nos presentes resultados. No entanto, é importante ressaltar que o melhor modelo de correlação gerado explicou aproximadamente 10% da variação total dos dados (6,2% no eixo RDA1 e 3,6% em RDA2). Os vetores indicam a direção do aumento do efeito da variável no gráfico de ordenação.



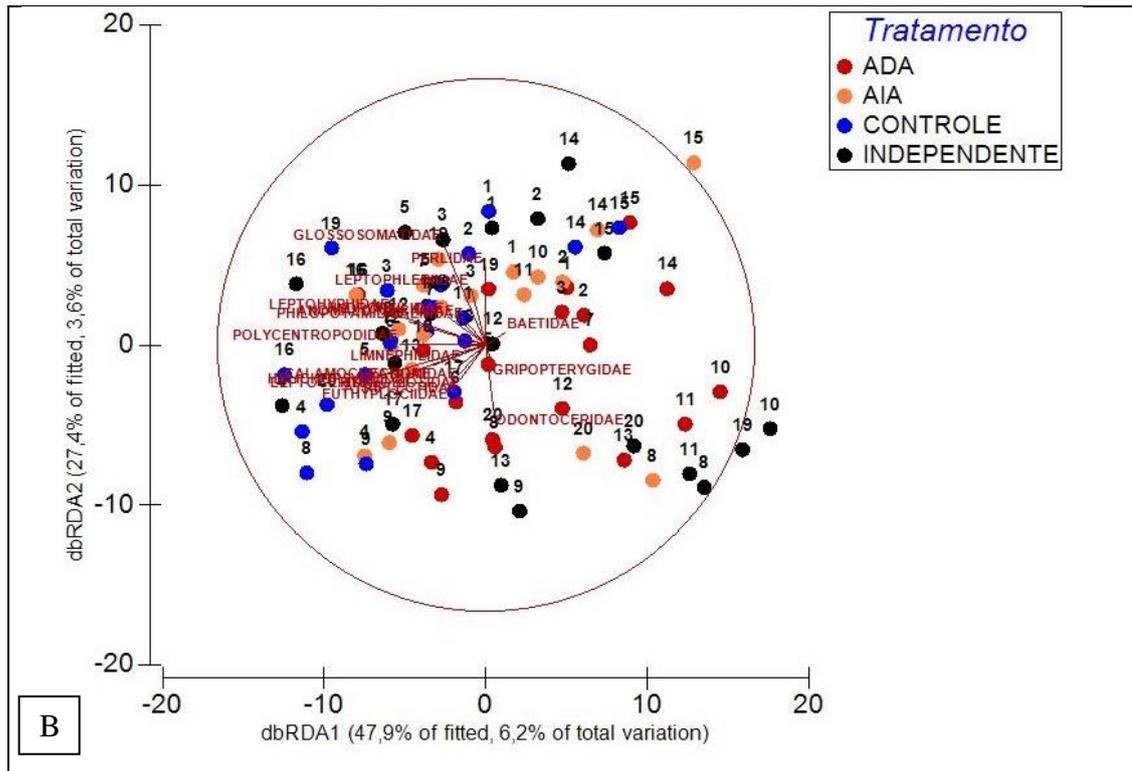


Figura 38. Gráfico A de (dbRDA), correlacionando os parâmetros físico-químicos e os pontos amostrais dentro dos tratamentos, e no gráfico B os macroinvertebrados EPT's e o pontos amostrais dentro dos tratamentos.

Legenda: Os parâmetros físico-químicos (vetores azuis – gráfico A) e os pontos amostrais (círculos) dentro dos tratamentos, os macroinvertebrados EPT's (vetores vermelhos – gráfico B) e o pontos amostrais (círculos) dentro dos tratamentos. Área diretamente afetada - ADA, Área indiretamente afetada - AIA, e independente - IND

Dentre as principais atividades envolvidas na execução do empreendimento destaca-se a terraplanagem como um fator de impacto negativo para a comunidade de macroinvertebrados. A remoção da vegetação e movimentação do solo permite um maior aporte de sedimentos para os corpos d'água, sendo estes mais acentuados em períodos de chuva. Além da homogeneização do substrato, promovendo a perda de microhabitats, a entrada de sedimentos no ambiente promove o aumento da turbidez na coluna d'água. Conforme apresentado anteriormente na análise de dbRDA, a turbidez apresentou uma maior correlação com os pontos da ADA, indicando um possível efeito da lixiviação de sedimentos no corpo hídrico para com a comunidade de macroinvertebrados.

A terraplanagem é uma atividade de médio impacto para os corpos hídricos, pois ocorre a movimentação de solo, facilitando com que, em períodos de chuva, o sedimento seja lixiviado para os corpos hídricos mais próximos. Esse tipo de atividade afeta a biota aquática no quesito principal que é a turbidez e a sedimentação de partículas sólidas no corpo d'água. Contudo,

levando em conta a alta resiliência dos macroinvertebrados coletados nos ambientes, estes se encontram em estado de conservação.

Outro fator que se deve levar em consideração é a alteração da drenagem natural por reconfiguração do terreno, com o aumento da velocidade de escoamento, pode promover o arraste de sedimento para os rios, o alagamento e conseqüentemente a perda de *habitat* terrestres e aquáticos (Menezes, 2010). Em períodos de intensa precipitação, com o aumento no volume de escoamento, os organismos bentônicos são carreados para regiões mais a jusante do sistema (Feeley *et al.*, 2012). Esse fenômeno, conhecido como *drift*, além de promover o intenso arrasto dos organismos bentônicos (Bispo *et al.*, 2006; Schmitt *et al.*, 2016) ocasiona o revolvimento do sedimento com o carreamento de compostos orgânicos e inorgânicos, promovendo uma alteração do substrato e conseqüente perda de *habitat* pela homogeneidade do sedimento (BUSS *et al.*, 2006).

Durante a execução do monitoramento, foram iniciadas atividades de extração de seixos na calha do rio. O revolvimento do substrato para a remoção dos seixos, além de promover modificações no nicho dos macroinvertebrados, proporcionou ressuspensão de sedimentos e elevação no índice de turbidez no corpo hídrico. Além dos impactos na qualidade da água, a comunidade de macroinvertebrados também apresentou alterações com relação a abundância e riqueza, uma vez que a atividade promoveu a queda da qualidade do habitat em diversas campanhas a partir da campanha 8.

A extração de seixo, areia e cascalho em geral tem um efeito pontual, porém, podendo ser permanente na mudança da configuração final dos locais de extração, caso a descaracterização seja muito acentuada.

Além de alterações nos *habitat*, mudanças nas características físico-químicas da água também geram distúrbios na biota. Tais alterações possuem a capacidade de refletir em mudanças mais significativas, na composição da fauna, do que fatores bióticos (Nicola *et al.* 2010). Nesse sentido, mesmo flutuações sazonais naturais nos fatores físico-químicos do ambiente poderão levar a mudanças na comunidade de macroinvertebrados (Linares *et al.* 2013). Isso pode ter influenciado, por exemplo, as alterações encontradas no índice BMWP no presente estudo, durante as campanhas de outono. De qualquer modo, é importante lembrar que as alterações físico-químicas, podem ser oriundas de atividades antrópicas, como é o caso dos aumentos dos níveis de turbidez frente às atividades de extração de seixos. Novamente, estas alterações apresentaram influências na comunidade e no índice de EPT, situação já verificada em outros (Conroy *et al.* 2016; Kefford *et al.* 2023).

Frente, portanto, às mudanças sazonais do ambiente (*e.g.* pluviosidade) e alterações oriundas de atividades da obra (*e.g.* extração de seixos), os índices BMWP e EPT exibiram flutuações. Estas mudanças nos índices permitiram compreender o impacto dos fatores abióticos sobre os grupos estudados. Portanto, estes se mostraram com boa capacidade de resposta frente a mudanças ambientais. Tal desempenho já era esperado e embasou a escolha pela utilização de tais índices, uma vez que estes já são consolidados na literatura especializada (Callisto *et al*, 2001). Além destes, o índice de Shannon-Wiener também respondeu da maneira esperada. Através dele foi possível observar a diferenciação da ADA frente aos demais tratamentos durante algumas campanhas.

O monitoramento dos rios da região foi fundamental para verificar se a fauna estava equilibrada mesmo com as atividades humanas. Contudo, alguns problemas foram causados pelo lixiviamento proveniente da remoção de solo e vegetação para abrir a rodovia. Estes podem ter um grande impacto na vida aquática, como redução da luminosidade na água e conseqüente diminuição da produção de nutrientes por meio da fotossíntese. Para evitar grandes perdas é importante detectar tais impactos a tempo e implementar medidas mitigadoras, como o uso de taludes durante as atividades. Os macroinvertebrados bentônicos são organismos indicadores ideais para níveis de qualidade da água, pois ocupam uma posição vital na cadeia alimentar dos sistemas aquáticos. Assim, as atividades de monitoramento juntamente com a utilização de medidas mitigadoras permitiram manter a qualidade da água na região.

6. CONCLUSÃO

O objetivo geral deste trabalho foi de investigar se haveria influência da construção e pavimentação da rodovia Br285/RS/SC sobre a comunidade de macroinvertebrados bentônicos dos rios da cidade de Timbé do Sul, SC. E os resultados ao longo do monitoramento demonstraram que o levantamento foi de extrema importância para comprovar a eficiência das medidas de controle ambiental adotadas na fase de instalação da rodovia. Em suma, as 21 campanhas apresentaram, no geral, respostas favoráveis no decorrer do monitoramento em relação ao indicador dos índices de EPT, BMWP e Shannon, pois todos os índices evidenciaram estabilidade de qualidade da água na maioria dos pontos monitorados, sugerindo um bom gerenciamento do empreendimento, uma vez que, mesmo com os impactos sofridos, a resiliência e a plasticidade ecológica se mantiveram. Ou seja, apesar do distúrbio sofrido no ambiente, em função da execução das atividades de implantação da rodovia, em diversos pontos e momentos os esses índices apresentaram resultados favoráveis. Esses resultados corroboram a plasticidade ecológica da comunidade.

A magnitude é uma métrica de avaliação da grandeza de um determinado impacto sobre o ambiente. Idealmente, a magnitude deve ser objetiva, ou seja, utilizar uma classificação quantitativa do impacto. No entanto, a maior parte das metodologias de avaliação existentes e comumente empregadas no Brasil são majoritariamente subjetivas (Cremonez *et al.* 2014). Dada a complexidade do ambiente, das alterações exercidas pelo impacto, e das variações naturais das comunidades biológicas, se faz necessário mensurar subjetivamente a magnitude. Os distúrbios ocorridos especialmente na ADA e no tratamento Independente, e por conta de variáveis como a turbidez, tendem a aumentar a magnitude. Por outro lado, ainda que sob influência das atividades na rodovia, houve uma estabilidade em vários índices e indicadores da qualidade ambiental. Portanto, considera-se a magnitude do impacto como média.

Dando continuidade aos objetivos específicos deste trabalho o primeiro objetivo específico foi: *Inventariar a comunidade de macroinvertebrados bentônicos da região e as variações espaço-temporais na sua estrutura.* Esse objetivo foi alcançado devido a possibilidade do monitoramento contínuo trimestral que se teve nos rios da rodovia ao longo das 21 campanhas iniciando em novembro de 2016 e cessando em maio de 2022, possibilitando a construção de um banco de dados com todas as famílias identificadas e contabilizadas, além de informações sobre temporalidade e localidade.

O segundo objetivo específico proposto foi: *Investigar a qualidade da água desses rios bem como sua integridade e de seu entorno, adaptando o índice de integridade física do habitat para a região de estudo*. Esse objetivo foi alcançado parcialmente, visto que a qualidade dos rios foi avaliada em sua completude, através das variáveis físico-químicas e biológicas (macroinvertebrados bentônicos), os índices de integridade do habitat também foram realizados, através dos índices propostos, porém os índices foram usados conforme instrução dos autores, sem qualquer modificação ou adaptação para a localidade em questão.

Os resultados engendrados até aqui permitem cumprir o terceiro objetivo específico da dissertação: *correlacionar o índice de integridade do habitat e medidas físico-químicas com parâmetros estruturais e funcionais da comunidade de macroinvertebrados bentônicos*. Os resultados da pesquisa revelam que os macroinvertebrados bentônicos, as variáveis físico-químicas, associados a índices analisados nesse trabalho, consideram os efeitos de múltiplos impactos e agregados às medidas biológicas (organismos) individuais em um único valor, que pode ser usado para avaliar a condição geral do local.

A vantagem e força de utilizar essa abordagem é que existe a habilidade de integrar informações dos vários aspectos da comunidade bentônica para fornecer uma classificação geral do nível de degradação do ecossistema, sem perder a informação proveniente das métricas individuais. Além disso, os resultados gerados forneceram aos tomadores de decisão a possibilidade de ter uma visão direta sobre as ações a serem tomadas, pois demonstram aspectos da vida aquática que as análises físico-químicas omitem.

A realização de procedimento de biomonitoramento de ecossistemas aquáticos, em especial com macroinvertebrados bentônicos, é justificada por ser de prática e fácil coleta, estar associado tanto ao fundo como a água, ter resiliência alta e ampla gama de tolerância dentre as espécies. Assim sendo, o monitoramento da fauna aquática em processos construtivos de empreendimentos lineares que porventura impactem recursos hídricos é de extrema importância, pois através dos índices biológicos aqui apresentados e monitorados ao longo do processo foi possível constatar que, sempre que adotadas as medidas preventivas adequadas no processo construtivo da rodovia, em especial nas atividades que representam impacto direto sobre a fauna aquática, esses são minimizados e/ou evitados.

É importante destacar que representantes das ordens que são consideradas indicadoras de boa qualidade ambiental tais como Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera, também ocorreram em alguns pontos, destacando as nascentes. Uma análise mais apurada levando em consideração a distribuição alfa e beta desses ambientes forneceria uma resposta mais adequada

para os dados obtidos, uma vez que dentro de cada uma das ordens supracitadas existem diferentes táxons, cada qual apresentando particularidades, seja por habitat ou necessidades fisiológicas ou morfológicas. A não realização desta análise mais apurada é uma limitação desta pesquisa.

A principal contribuição deste trabalho foi reunir dados de qualidade da água por meio da utilização de macroinvertebrados bentônicos na construção de uma rodovia no sul do Brasil, na cidade de Timbé do Sul em Santa Catarina. Estes dados foram usados para monitorar e identificar possíveis problemas relacionados à qualidade da água na região, bem como serviram como base para projetos futuros que visam melhorar o meio ambiente.

Salienta-se ainda que esse trabalho pode ser replicado em outros licenciamentos ou outros trabalhos científicos em que sejam exigidos monitoramento de qualidade de água, pois em âmbito de licenciamento de obras lineares é um dos primeiros que possuem uma base de dados relativamente longa, com duração de aproximadamente 6 anos monitorados trimestralmente de maneira ininterrupta. Ainda assim, sugere-se estudos que deem continuidade na amostragem da região, e/ou abranger novas áreas, a fim de aumentar a robustez do conhecimento sobre a fauna de invertebrados bentônicos e o impacto do empreendimento sobre esta. Não obstante, também se sugere estudos com maior refino na identificação taxonômica dos grupos, bem como realizando as análises de distribuição alfa e beta, ausentes no presente estudo.

Por fim, o Objetivo de Desenvolvimento Sustentável (ODS) 6 é garantir a disponibilidade e a gestão sustentável da água para todos. Essa pesquisa envolveu os resultados da utilização de macroinvertebrados bentônicos em um dos programas de monitoramento da gestão ambiental da construção e pavimentação de uma rodovia e tem o potencial de melhorar significativamente a disponibilidade e a qualidade da água, o que contribuirá para o cumprimento do ODS 6. Além disso, também há outras vantagens adicionais, como um menor impacto ambiental devido à construção e pavimentação da rodovia, pois a correta identificação e interpretação dos resultados gerados contribuirão para que as águas residuais das estradas, desde que as medidas mitigadoras sejam efetuadas a tempo, não afetem significativamente a vida aquática da região contribuindo, desta forma, para o cumprimento do ODS 6.

Por fim, esta pesquisa também resultou em um folder educativo conforme **Apêndice A**, no qual poderá ser apresentado e trabalhado com os gestores das diversas esferas, sendo ela pública e/ou privada, com a comunidade e, com consultores ambientais que trabalhem com qualidade da água e comunidades aquáticas sobre a necessidade e importância da inclusão desse

programa de monitoramento em empreendimentos que resultem em algum impacto nos corpos hídricos da região afetada.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALBA-TERCEDOR, J. Macroinvertebrados acuáticos y calidad de las aguas de los ríos. IV SIAGA, Almeria, 2: 203-213. 1996.

ABEL, P.D. Water pollution. 2nd ed. Taylor & Francis, London. 278pp. 2002.

BAPTISTA, D. F. Uso de macroinvertebrados em procedimentos de biomonitoramento de ecossistemas aquáticos. *Oecologia Brasiliensis*, 12(3): 425-441. 2008.

BIASOTTO, Larissa D.; KINDEL, Andreas. Power lines and impacts on biodiversity: A systematic review. *Environmental Impact Assessment Review*, v. 71, p. 110-119, 2018.

BIEGER, L., CARVALHO, A. B. P., STRIEDER, M. N., MALTCHIK, L., STENERT, C. Are the streams of the Sinos River basin of good water quality? Aquatic macroinvertebrates may answer the question. *Brazilian Journal of Biology*, 70(4): 1207-1215. 2010.

BISPO, P.C.; OLIVEIRA, L. G.; BINI, L. M.; SOUSA, K. G. Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera Assemblages from Riffles in Mountain Streams of Central Brazil: Environmental Factors Influencing the Distribution and Abundance of Immatures. *Brazilian Journal of Biology*. v.66, p.611-622, 2006.

BOON, P. J. Essential elements in the case of river conservation. In: BOON, P. J. ; CALOW, P.; PETTS; G.E. (Orgs.) *River conservation and management*. New York : Wiley. Cap. 2. p 11-34. 1996.

BONADA, N., PRAT, N., RESH, V.H., STATZNER, B. Developments in aquatic insect biomonitoring: a comparative analysis of recent approaches. *Annual Review of Entomology* 51, 495-523. 2006.

BOUCHARD, R.W. Jr. *Guide to Aquatic Invertebrates of the Upper Midwest. Identification Manual for Students, Citizen Monitors, and Aquatic Resource Professional*. University of Minnesota, 207p. 2004.

BUSS, D. F; BAPTISTA, D.F; NESSIMIAN, JL Bases conceituais para aplicação de biomonitoramento em programas de avaliação da qualidade da água de rios. Cad Saúde Pública. v.19, ano 2, p 465-473, 2003.

BUSS, D. O. Biomonitoramento como Ferramenta de análise da qualidade da água de rios. Boletim da Sociedade Brasileira de Limnologia, n. 35, v. 2, 2006.

BRAIT, H. H. C. et al. Desenvolvimento e aplicação de sistema passivo de coleta de poluentes atmosféricos para monitoramento de Cd, Cr Pb, Cu, Fe, Mn, Zn e particulados totais. Química Nova, v. 33, n. 1, p. 7- 13, 2009.

CALLISTO, M., MORETTI, M., GOULART, M. Macroinvertebrados bentônicos como ferramenta para avaliar a saúde de riacho. Revista Brasileira de Recursos Hídricos, 6 (1) p. 71-82, 2001.

CALLISTO, M.; FERREIRA, W.; MORENO, P.; GOULART, M.D.C. & PETRUCIO, M. Aplicação de um protocolo de avaliação rápida da diversidade de habitats em atividades de ensino e pesquisa (MG-RJ). Acta Limnol. Bras., 14:91-98, 2002.

CETESB. Qualidade das águas superficiais no Estado de São Paulo. Série relatórios. Apêndice A: Significado Ambiental e Sanitário das Variáveis de Qualidade. Disponível em: <http://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/wp-content/uploads/sites/32/2013/11/variaveis.pdf>. 2009.

CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente. RESOLUÇÃO CONAMA Nº 001, de 23 de janeiro de 1986.

CONROY, E. *et al.* Evaluating the relationship between biotic and sediment metrics using mesocosms and field studies. Science of the Total Environment, v. 568, p. 1092-1101, 2016.

CREMONEZ, F. E., CREMONEZ, P. A., FEROLDI, M., DE CAMARGO, M. P., KLAJN, F. F., & FEIDEN, A. Avaliação de impacto ambiental: metodologias aplicadas no Brasil. Revista Monografias Ambientais, p. 3821-3830, 2014.

CUNHA, D. G. F.; CALIJURI, M. C. Sistemas aquáticos continentais. In: CALIJURI, M. C.; CUNHA, D. G. F. (Coord.). Engenharia Ambiental: Conceitos, Tecnologia e Gestão. Campus, 2012.

CROOP, R. & GABRIC. Ecosystem adaptation: Do ecosystems maximize resiliense? *Ecology*, 83(7): 2019-2026, 2002.

DA SILVA, D. D. P., & SCHWINGEL, P. R. Spatial-temporal variation in land use in a coastal watershed under pressure of population growth. *Engenharia Sanitaria e Ambiental*, 26(3), 389–399. 2021.

DIBLASI FILHO, I. Ecologia Geral. Rio de Janeiro: Ed. Ciência Moderna Ltda. 194- 213, 2007.

DEWSON, Z. S.; JAMES, A. B. W.; DEATH, R. G. A review of the consequences of decreased flow for instream habitat and macroinvertebrates. *Journal of the North American Benthological Society*, 26: 401-41. 2007.

EATON, D. P. Macroinvertebrados aquáticos como indicadores ambientais de qualidade de água. 43-67p. *In*: Cullen Junior, L.; Rudran, R.; Valladares-Padua, C. (Org.). Métodos de estudo em biologia da conservação e manejo da vida silvestre. Curitiba: Universidade Federal do Paraná, 2003.

EEA [European Environmental Agency]: European waters – Assessment of status and pressures. European Environmental Agency Report No 8/2012.

FEHER, J., G ASP AR, J., SZURDIN E-VERES, K., KISS, A., ET AL. Hydromorphological alterations and pressures in European rivers, lakes, transitional and coastal waters. Thematic assessment for EEA Water 2012 Report. European Topic Centre on Inland, Coastal and Marine Waters, Prague, ETC/ ICM Technical Report 2/2012.

FERREIRA, W. R., RODRIGUES, D. N., ALVES, C. B. M., CALLISTO, M. Biomonitoramento de longo prazo da Bacia do Rio das Velhas através de um índice multimétrico bentônico. 2012. *Revista Brasileira de Recursos. Hídricos*, 17(3) 253 – 259, 2012.

FORMAN, R. T., ALEXANDER, L. E. Roads and their major ecological effects. Annual review of ecology and systematics, 29(1), 207-231, 1998

FROELICH, C. G., In: Insetos do Brasil: Diversidade e Taxonomia. Ribeirão Preto: Holos, Editora. p. 810. 2012.

GILLER P. S.; MALMQVIST, B. The Biology of Streams and Rivers. Biology of Habitat, Oxford, Oxford University Press. v.7, 296p. 1998.

GOOD, I. J. The population frequencies of species and the estimation of population parameters. Biometrika, v. 40, n. 3-4, p. 237-264, 1953.

HARWELL, M, C.; ORTH R, J. Eelgrass (*Zostera marina* L.) seed protection for field experiments and implications for large-scale restoration Aquatic Botany, 1999

IBISCH, P. L. *et al.* A global map of roadless areas and their conservation status. Science, v. 354, n. 6318, p. 1423-1427, 2016.

IMBIMBO, V. R. H. Avaliação da qualidade ambiental, utilizando invertebrados bentônicos, nos rios Atibaia, Atibainha e Cachoeira, SP. 98f. Dissertação (Doutorado em Ecologia)- Faculdade Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2006.

KONOPIŃSKI, M. K. Shannon diversity index: a call to replace the original Shannon's formula with unbiased estimator in the population genetics studies. PeerJ, v. 8, p. e9391, 2020.

KREBS, A. S. J.; ALEXANDRE, N. Z. Recursos hídricos da bacia hidrográfica do rio Araranguá - SC: disponibilidade e conflitos. In: 1ST JOINT WORLD CONGRESS ON GROUNDWATER, Fortaleza. Anais do 1st Joint World Congress on Groundwater. 2000.

KEFFORD, B. J.; NICHOLS, S. J.; DUNCAN, R. P. The cumulative impacts of anthropogenic stressors vary markedly along environmental gradients. Global Change Biology, v. 29, n. 3, p. 590-602, 2023.

JEFFRIES, M.; MILLS, D. Freshwater Ecology- Principles and Applications England: Ed. John Wiley e Sons, p. 96- 190. 1996.

LISBOA, L. K. Dinâmica da vegetação ripária em riachos de Mata Atlântica subtropical: composição da matéria orgânica alóctone e interação com invertebrados aquáticos (Dissertação Mestrado) Universidade Federal de Santa Catarina. 2012.

LOYOLA, R. G. N. Atual estágio do IAP de índices biológicos de qualidade. Anais. V Simpósio de ecossistemas brasileiros: Conservação. V. 1. Conservação e Duna. ACIESP, n. 109, p. 46-52, 2000.

LOYOLA, R. G. N. Contribuição ao Estudo dos macroinvertebrados Bentônicos em Afluentes da Margem Esquerda do Reservatório de Itaipu, Paraná, Brasil. 1994.

MERRIT, R. W. & CUMMINS, K. W. An introduction to the aquatic insects of North America. 3rd Edition. Dubuque, Kendall/Hunt, 722p. 1996.

MONTEIRO, R. T.; OLIVEIRA, G. L.; GODOY, S. B. Biomonitoramento da qualidade de água utilizando macroinvertebrados bentônicos: adaptação do índice biótico BMWP à Bacia do rio meia Ponte- GO. Oecol. Bras. v. 12, n. 3, p. 553- 563. 2008.

MOORE, J. Arthropoda general. In: MOORE, J. An introduction to the invertebrates. 2^a ed. New Hall: Cambridge University Press, p. 154-165. 2006.

MÜLLER, A.; ÖSTERLUND, H.; MARSALEK, J. & VIKLANDER, M. The pollution conveyed by urban runoff: A review of sources. Science of the Total Environment, v. 709, p. 136125, 2020.

NAIME, R. H; SPILKI, F. R. Preservação ambiental e o caso especial do manejo de resíduos de laboratório: conceitos gerais e aplicados. Universidade Feevale. Novo Hamburgo, Rio grande do Sul, Brasil, 2012.

NAIMAN, R.J. & DÉCAMPS, H. The ecology of interfaces: Riparian zones. Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics, 28, 621-658. 1997.

NICOLA, G. G.; ALMODÓVAR, A.; ELVIRA, B. Effects of environmental factors and predation on benthic communities in headwater streams. *Aquatic Sciences*, v. 72, p. 419-429, 2010.

OGBEIBU, A.E. and ORIBHABOR, B.J. Ecological impact of river impoundment using benthic macro-invertebrates as indicators. *Water Research*, vol. 36, no. 10, pp. 2427-2436, 2002.

PALHIARINI, W. S.; PAGOTTO, J. P. A. A importância da vegetação ripária para ambientes aquáticos continentais. *SaBios-Revista de Saúde e Biologia*, [S. l.], v. 10, n. 2, p. 66–74, 2015.

PÉREZ, G. R. Guía para el estudio de los macroinvertebrados acuáticos del Departamento de Antioquia. Universidad de Antioquia. 217p, 1996.

PIMENTA, S.M.; PENA, A.P.; GOMES, P.S. Aplicação de métodos físicos, químicos e biológicos na avaliação da qualidade das águas em áreas de aproveitamento hidroelétrico da bacia do Rio São Tomás, Município de Rio Verde – Goiás. *Sociedade & Natureza*, Uberlândia, v.21, n.3, p.393-412, 2009.

PETRIN, Z., JENSEN, T. C., LUNGRIN, E., & EIKLAND, K. A. Road effects on benthic macroinvertebrate assemblages in boreal headwater streams. *Science of the Total Environment*, v. 855, p. 158957, 2023.

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. *Revista Cascavel*, v.6, n.2, p.97-111. 2013.

RODRIGUES, C. M. F. Abordagem preliminar e integrada da qualidade da água da microbacia do córrego da Areia Branca, Campinas- SP. 67f. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) - Faculdade de Ciências Ambientais, Universidade de Taubaté, São Paulo, 2007.

ROQUE, F. O.; LECCI, L. S.; SIQUEIRA, T.; FROEHLICH, C. G. Using environmental and spatial filters to explain stonefly occurrences in southeastern Brazilian streams: implications for biomonitoring. *Acta Limnologica Brasiliensis*, v. 20, n. 1, p. 35-44, 2008.

ROSENBERG, D.M. & RESH, V.H. Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. 1993. Chapman & Hall, New York. 488pp. 1993.

ROSWELL, M.; DUSHOFF, J.; WINFREE, R. A conceptual guide to measuring species diversity. *Oikos*, v. 130, n. 3, p. 321-338, 2021.

SALLES, F.F.; NASCIMENTO, J. M. C.; MASSARIOL, F. C.; ANGELI, K. B.; SILVA, P. B.; RÚDIO, J. A.; BOLDRINI, R. First survey of mayflies (Ephemeroptera, Insecta) from Espírito Santo State, Southeastern Brazil. *Biota Neotrop.*, v. 10, n. 1, p. 293- 307, 2010.

SABATER, S., A. ELOSEGI, V. ACUÑA, A. BASAGUREN, I. MUÑOZ & J. POZO. Effect of climate on the trophic structure of temperate forested streams. A comparison of Mediterranean and Atlantic streams. *Science of the Total Environment* 390: 475–484, 2008.

SÁNCHEZ-FERNÁNDEZ, M., BARRIGÓN-MORILLAS, J. M., MONTES-GONZÁLEZ, D., BLASCO, J. J. S. Impact of Roads on Environmental Protected Areas: Analysis and Comparison of Metrics for Assessing Habitat Fragmentation. *Land*, v. 11, n. 10, p. 1843, 2022.

SAUNDERS, DL, MEEUWIG, JJ. and VINCENT, ACJ. Freshwater Protected Areas: Strategies for Conservation. *Conservation Biology*, vol. 16, no. 1, p. 30-41. 2002.

SCHEIBE, L. F.; BUSS, M. D.; FURTADO, S. M. de A. (Orgs.) Atlas ambiental da Bacia do Rio Araranguá, Santa Catarina, Brasil. Florianópolis. UFSC; Cidade Futura, 64 p. 2010.

SCHMITT, R.; SIEGLOCH, A. E.; DA SILVA, A, L, L.; LISBOA, L, K.; PETRUCIO, M. M. Temporal variation in the Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera community in response to environmental drivers in a subtropical stream. *Journal of Insect Biodiversity*, 4(19): 1-12. 2016.

SCHWARTZ, A. L. W; SHILLING, F. M.; PERKINS, S. E. The value of monitoring wildlife roadkill. *European journal of wildlife research*, v. 66, n. 1, p. 18, 2020.

SHANNON, C. E. A mathematical theory of communication. The Bell system technical journal, v. 27, n. 3, p. 379-423, 1948.

TAMIS, J. E., KOELMANS, A. A., DRÖGE, R., KAAG, N. H., KEUR, M. C., TROMP, P. C., & JONGBLOED, R. H. Environmental risks of car tire microplastic particles and other road runoff pollutants. *Microplastics and Nanoplastics*, v. 1, n. 1, p. 1-17, 2021.

UFPR. Plano Básico Ambiental (PBA). Obras de Implantação e Pavimentação de 22,0 km da BR-285/SC Timbé do Sul/SC - Divisa SC/RS. DNIT. 800p. 2012.

VANNOTE, R. L.; MINSHALL, G. W.; CUMMINGS, K. W.; SEDELL, J. R. CUSHING, C. E. The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 37: 130-137. 1980.

VARGAS, J.R.A & FERREIRA JÚNIOR, P.D. Aplicação de um protocolo de avaliação rápida na caracterização da qualidade ambiental de duas microbacias do Rio Guandu, Afonso Cláudio, ES. *Rev. Bras. Recursos. Hídricos*. 17(1): 161-168. 2012.

WALLACE, J.B., EGGERT, S.L., MAYER, J.L. & WEBSTER, J.R. Multiple trophic levels of a forest stream linked to terrestrial litter inputs. *Science*, 277,102-104. 1997.

WILLIAMS, D. D. & FELTMATE, B. W. *Aquatic Insects*. Cab International, 1-357; 1992.

ZARDO, D. C.; HARDOIM, E. L.; AMORIM, R.; MALHEIROS, C. H. Variação Espaço-Temporal na Abundância de Ordens e Famílias de Macroinvertebrados Bentônicos Registrados em Área de Nascente, Campo Verde-Mt. *Revista Brasileira Multidisciplinar*, [S. l.], v. 16, n. 1, p. 53-66, 2013.

APÊNDICE A

O que esperar de um biomonitoramento:

01 Localização adequada

Identificação de áreas de amostragem adequadas para a realização do monitoramento.

02 Amostragem

Coleta de amostras representando os habitats aquáticos presentes na área de estudo.

03 Análises das amostras

Realização da análise das amostras para a determinação da presença e abundância dos macroinvertebrados bentônicos.

04 Análises dos resultados

Análise dos resultados obtidos para avaliar o estado de qualidade de água e sugestão de medidas que visam à recuperação e/ou conservação da mesma.

05 Relatórios

Elaboração de relatórios técnicos contendo as informações obtidas no monitoramento, bem como as sugestões para o manejo da água e seus componentes biológicos.

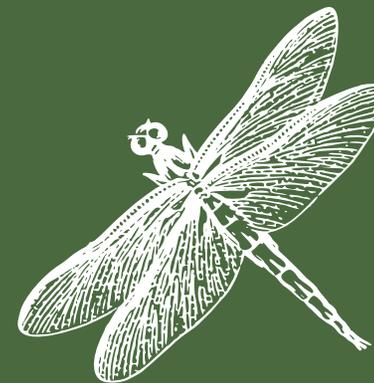
Produto – Dissertação de mestrado

ROSCHILD, Caroline Voser Pereira. Monitoramento de macroinvertebrados bentônicos como ferramenta bioindicadora e de previsão de impactos ambientais em riachos no sul do Brasil. Dissertação. Mestrado Profissional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos, Programa de Pós-graduação em Rede Nacional ProfÁgua, IPH/UFRGS, Porto Alegre/RS. 2023.

Esse material faz parte da dissertação de mestrado da Autora Caroline Voser Pereira Roschild. E pode ser publicado e distribuído gratuitamente desde que obrigatoriamente citada a fonte.



Acesse ao material informativo da Pavimentação da BR 285 em SC - Brasil.



MONITORAMENTO MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS



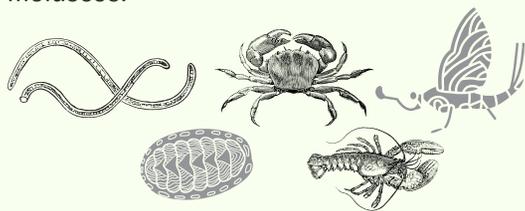
Porque monitorar?

Macroinvertebrados

A utilização de indicadores biológicos é um dos métodos mais eficazes para diagnosticar a qualidade dos recursos hídricos. Monitorar obras através dos macroinvertebrados bentônicos visa identificar possíveis impactos dos empreendimentos nos ambientes aquáticos.

Quais os principais grupos de macroinvertebrados bentônicos encontrados?

Os principais grupos de macroinvertebrados bentônicos encontrados em lagos, rios e outros habitats aquáticos são anelídeos, crustáceos, insetos aquáticos e alguns moluscos.



O que monitorar?

Quais ambientes?

A bioindicação usando macroinvertebrados bentônicos é um método de avaliação do estado do ecossistema aquático usado para determinar a saúde do meio ambiente.

Monitora-se qualquer ambiente aquático (rio, lagos, entre outros) que por ventura venham sofrer algum impacto direto ou indireto de algum empreendimento.

Qual impacto da poluição na saúde dos macroinvertebrados bentônicos?

A poluição pode ter um grande impacto na saúde dos macroinvertebrados bentônicos, pois contamina os habitats aquáticos com substâncias tóxicas que podem afetar as populações desses organismos. Os Macroinvertebrados bentônicos desempenham um papel importante nos ciclos naturais de nutrientes, pois alimentam-se desses nutrientes e disponibilizam-nos a outras espécies quando se decompõem.

Monitorando um empreendimento

Empreendimento lineares

Um exemplo são as obras do Lote 2, na rodovia BR285/RS/SC em Timbé do Sul (SC), onde monitorou-se 15 pontos nos rios Serra Velha, Seco, Rocinha, Timbé e Molha Coco. Nesse empreendimento está ocorrendo a construção e pavimentação da estrada.

Ao total foram realizadas 21 campanhas, as quais ocorreram trimestralmente, a equipe analisou mais de 41 mil organismos distribuídos entre 90 famílias. Os potenciais impactos aos macroinvertebrados bentônicos associados às obras na rodovia estão relacionados à movimentação de solos e à remoção da vegetação, atividades que podem provocar o assoreamento dos rios e a modificação dos sedimentos dos seus leitos como consequência do aumento da velocidade da água. De acordo com a ecóloga e consultora da Gestão Ambiental, que monitorou a rodovia, Caroline Voser, os ambientes amostrados apresentaram estabilidade e, com a diminuição das atividades construtivas, observou-se um aumento em sua abundância (quantidade de organismos) e riqueza (número de famílias/espécies).

A nomenclatura antecedida pela palavra “macro” é utilizada para definir os invertebrados que são retidos em redes de malhas de 0,5 milímetros. Embora pequenos, são visíveis a olho nu.

Estes organismos, cujo nome deriva da palavra grega *benthos* (profundidade) habitam o fundo de rios, lagos e demais corpos d’água, aderidos a pedras e folhas ou enterrados no sedimento.



Gustavo Arruda



Vinicius Mendes