

UNIVERSIDADE TECNOLÓGICA FEDERAL DO PARANÁ  
MESTRADO PROFISSIONAL EM GESTÃO E REGULAÇÃO DE RECURSOS  
HÍDRICOS - PROFÁGUA

KELLY LEIKO UMEKI

**PROTOCOLO DE AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DE ÁGUA DE  
BACIAS HIDROGRÁFICAS BASEADO EM INDICADOR AMBIENTAL:  
estudo aplicado na sub-bacia hidrográfica do rio do Campo**

CAMPO MOURÃO

2020

KELLY LEIKO UMEKI

**PROTOCOLO DE AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DE ÁGUA DE  
BACIAS HIDROGRÁFICAS BASEADO EM INDICADOR AMBIENTAL:  
estudo aplicado na sub-bacia hidrográfica do rio do Campo**

**Water quality assessment protocol for hydrographic basins based on an  
environmental indicator: study applied in the hydrographic sub-basin of the  
campo river**

Dissertação apresentada como requisito para  
obtenção do título de Mestre em Gestão e Regulação  
de Recursos Hídricos da Universidade Tecnológica  
Federal do Paraná (UTFPR).

Orientadora: Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup>. Cristiane Kreutz.  
Coorientador: Prof. Dr. Amílcar António Teiga Teixeira

CAMPO MOURÃO

2020



[4.0 Internacional](https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Esta licença permite que os outros remixem, adaptem e criem a partir do seu trabalho para fins não comerciais, desde que atribuam a você o devido crédito e que licenciem as novas criações sob termos idênticos.



**Ministério da Educação  
Universidade Tecnológica Federal do Paraná  
Câmpus Campo Mourão**



KELLY LEIKO UMEKI

**PROTOCOLO DE AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DE ÁGUA DE BACIAS HIDROGRÁFICAS BASEADO EM INDICADOR AMBIENTAL: ESTUDO APLICADO NA SUB-BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO DO CAMPO**

Trabalho de pesquisa de mestrado apresentado como requisito para obtenção do título de Mestra da Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR). Área de concentração: Regulação E Governança De Recursos Hídricos.

Data de aprovação: 30 de Outubro de 2020

Prof.a Cristiane Kreutz, Doutorado - Universidade Tecnológica Federal do Paraná

Prof Eudes Jose Arantes, Doutorado - Universidade Tecnológica Federal do Paraná

Prof Nelson Consolin Filho, Doutorado - Universidade Tecnológica Federal do Paraná

Prof Tony Vinicius Moreira Sampaio, Doutorado - Universidade Federal do Paraná (Ufpr)

Documento gerado pelo Sistema Acadêmico da UTFPR a partir dos dados da Ata de Defesa em 30/10/2020.

## AGRADECIMENTOS

À Professora Doutora Cristiane Kreutz por acreditar na minha capacidade, pelo acolhimento em Portugal, junto a sua família, durante seu Pós-Doutorado e meu estágio de mestrado, pela paciência e dedicação na orientação desse estudo e, acima de tudo, pela sua valiosa amizade.

Ao Professor Doutor Amílcar António Teiga Teixeira pela generosidade e energia despendida durante seus ensinamentos em campo e no laboratório do Instituto Politécnico de Bragança.

Aos membros da banca da qualificação, Professor Doutor Eudes José Arantes e Professor Doutor Nelson Consolin Filho pelas sugestões relevantes e críticas que enriqueceram e deram uma melhor consistência ao trabalho.

Ao Mateus Silva Cotta, presente do Prof<sup>Á</sup>gua, pela grandiosidade em repassar seus conhecimentos acerca dos macroinvertebrados bentônicos, realizar a identificação, auxiliar na interpretação dos resultados e estar sempre disposto, independente de dia e horário. Ainda que a distância se fizesse presente durante todo o processo, você foi fundamental neste trabalho.

À Vanessa Daufenbach, outro presente do Prof<sup>Á</sup>gua e ao Laboratório Acqua Sollus, pela generosidade em realizar as análises de nitrogênio amoniacal total e fósforo total, em prol dessa pesquisa.

À Pauline Gottstein, minha querida amiga, por todo o apoio, abrindo meus horizontes com suas inteligentes sugestões, auxiliando com os mapas e até mesmo com o office quando o meu, nos momentos finais, deixou-me na mão. Sua disponibilidade em ajudar a todos ao seu redor é de uma elegância admirável.

À Ione Lino, pelo companheirismo nas coletas, nas horas infundáveis de laboratório, ajuda na segregação dos macroinvertebrados e carinho gentilmente feito através de bolos caseiros que sempre alimentavam o corpo e a alma.

Aos meus colegas de turma Aline, Alysson, Bianca, Débora, Halana, Jonathan, Márcio, Marly, Pauline, Rafael, Raoni, Renato, Suellen e Vanessa, pelas risadas nas horas mais inapropriadas, cordialidade nas horas de aperto e cumplicidade após as aulas, tornando esta etapa mais leve, divertida e carregada de memórias inesquecíveis.

Por fim, aos meus pais, Seiki e Yoshie, pelo apoio incondicional em todas as escolhas que faço.

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 AUXPENº.2717/2015 e à Universidade Tecnológica Federal do Paraná– UTFPR pelo apoio recebido.

“É muito melhor arriscar coisas grandiosas, alcançar triunfos e glórias, mesmo expondo-se a derrota, do que formar fila com os pobres de espírito que nem gozam muito nem sofrem muito, porque vivem nessa penumbra cinzenta que não conhecem vitória nem derrota.”

THEODORE ROOSEVELT

## RESUMO

O Objetivo do Desenvolvimento Sustentável 6 (ODS 6), que versa sobre “Água Potável e Saneamento” é composto por oito metas que visam garantir a disponibilidade, em quantidade e qualidade, a gestão sustentável da água e saneamento para todos, cujas metas são monitoradas por indicadores. Este trabalho tem como ponto central a meta 6.3, que propõe avaliar as condições de qualidade de água de um país mediante o monitoramento do Indicador 6.3.2 (Proporção de corpos hídricos com boa qualidade). A proposta deste estudo foi adaptar uma metodologia existente para o indicador em questão, utilizando parâmetros físico-químicos, bacteriológicos e biológicos e classificar a qualidade da água conforme o pior dos resultados obtidos. O protocolo foi aplicado na sub-bacia hidrográfica do rio do Campo e foram avaliados os parâmetros pH, OD, sólidos dissolvidos totais, nitrogênio amoniacal total, fósforo total, *E. coli* e condutividade, sendo posteriormente comparados com a legislação federal para classe 2 e a condutividade foi comparada segundo a bibliografia. Os resultados das análises dos parâmetros físico-químicos e microbiológicos indicaram que os segmentos da sub-bacia analisados apresentaram 100% de conformidade com a legislação, enquadrando as águas dos pontos amostrais como de boa qualidade. Em relação aos parâmetros biológicos, as comunidades inventariadas não apresentaram riqueza e abundância, resultando em um baixo score, conforme o índice biológico aplicado, enquadrando os corpos hídricos na faixa de qualidade variando de crítica a muito crítica, sendo este o resultado final dos segmentos de rios analisados na sub-bacia hidrográfica do rio do Campo. Ressalta-se que, para a comunidade de macroinvertebrados bentônicos, não se pode limitar a riqueza e abundância estritamente com a qualidade da água, pois ela depende de outras características para se fixar, como o substrato do local e índices pluviométricos. Neste estudo foram encontradas famílias que possuem sensibilidade à poluição, atribuindo à baixa pontuação a esses outros fatores. O protocolo inserido no Apêndice A apresenta uma metodologia simples e de fácil aplicação, contendo a classificação físico-química, microbiológica e biológica da água.

**Palavras-chave:** Qualidade da água. Sub-bacia hidrográfica. Macroinvertebrados bentônicos. Indicador ambiental. OSD 6.

## ABSTRACT

Sustainable Development Goal 6 (SDG 6), which deals with “Drinking Water and Sanitation”, consists of eight goals that aim to ensure availability, in quantity and quality, sustainable water and sanitation management for all, whose goals are monitored by indicators. This work has as its central point the goal 6.3, which proposes to assess the water quality conditions of a country by monitoring Indicator 6.3.2 (Proportion of water bodies with good quality). The purpose of this study was to adapt an existing methodology for the indicator in question, using physical-chemical, bacteriological and biological parameters and to classify the water quality according to the worst of the results obtained. The protocol was applied in the Campo river hydrographic sub-basin and the parameters pH, OD, total dissolved solids, total ammoniacal nitrogen, total phosphorus, *E. coli* and conductivity were evaluated, being subsequently compared with federal legislation for class 2 and conductivity was compared according to the bibliography. The analyzes of the physical-chemical and microbiological results indicated that the sub-basin segments analyzed showed 100% compliance with the legislation, framing the waters of the sample points as of good quality. In relation to biological parameters, the inventoried communities did not present wealth and abundance, resulting in a low score, according to the biological index applied, framing water bodies in the quality range ranging from critical to very critical, this being the final result of the segments of rivers analyzed in the Campo river hydrographic sub-basin. It is noteworthy that, for the benthic macroinvertebrate community, it is not possible to limit wealth and abundance strictly with the water quality, as it depends on other characteristics to be fixed, such as the place substrate and rainfall indexes. In this study, families were found that are sensitive to pollution, attributing the low score to these other factors. The protocol inserted in Appendix A presents a simple methodology and easy to apply, containing the physical-chemical, microbiological and biological water classification.

**Keywords:** Water quality. Hydrographic sub-basin. Benthic macroinvertebrates. Environmental indicator. ODS 6.

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Indicadores utilizados para avaliar o atendimento ao ODS 6. ....	22
Figura 2 – Mapa da distribuição dos Municípios e seus clusters. ....	24
Figura 3 – Mandala Municipal de Campo Mourão. ....	25
Figura 4 – Localização da sub-bacia hidrográfica do rio do Campo. ....	43
Figura 5 – Identificação dos pontos de coleta. ....	45
Figura 6 – Ponto 1 (próximo à nascente) ....	45
Figura 7 – Ponto 2 (rio do Campo antes da junção com o rio das Barras). ....	46
Figura 8 – Ponto 3 (área central do município de Campo Mourão). ....	46
Figura 9 – Mapa de Uso e ocupação do solo da sub-bacia hidrográfica do rio do Campo. ....	48
Figura 10 – Mapa de Uso e ocupação do solo do município de Campo Mourão. ....	49
Figura 11 – Mapa de Declividade da sub-bacia hidrográfica do rio do Campo. ....	50
Figura 12 – Mapa de Hipsometria da sub-bacia hidrográfica do rio do Campo. ....	52
Figura 13 – Granulometria do rio Água das Barras, rio do Campo e junção dos rios. ....	53
Figura 14 – Coleta de macroinvertebrados bentônicos. ....	56
Figura 15 – Macroinvertebrados bentônicos triados neste estudo ....	73

## LISTA DE QUADROS

Quadro 1 – Parâmetros físico-químicos e métodos de análises utilizados na pesquisa .....	54
Quadro 2 – Pontuações designadas às diferentes famílias de macroinvertebrados aquáticos para a obtenção do índice BMWP' .....	58
Quadro 3 – Classes de qualidade definidas para o BMWP' .....	59
Quadro 4 – Identificação dos macroinvertebrados bentônicos, segundo índice BMWP' .....	71

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Porcentagem do tamanho das partículas de cada segmento.....	53
Tabela 2 – Modelo para o cálculo de dados brutos para determinação da comunidade bentônica.....	56
Tabela 3 – Resultados da concentração de nitrogênio amoniacal total e fósforo total. ....	64
Tabela 4 – Resultados médios das análises físico-químicas e microbiológicas e VMP para águas doces de classe 2.....	69

## LISTA DE GRÁFICOS

Gráfico 1 – Variação da temperatura da água dos pontos amostrados .....	62
Gráfico 2 – Variação do pH da água dos pontos amostrados .....	63
Gráfico 3 – Variação da concentração de OD da água dos pontos amostrados.....	63
Gráfico 4 – Variação da condutividade elétrica na água dos pontos amostrados.....	65
Gráfico 5 – Variação da concentração de sólidos dissolvidos totais na água.....	65
Gráfico 6 – Concentração de coliformes totais na água.....	67
Gráfico 7 – Concentração de Escherichia coli na água. ....	67

## SUMÁRIO

<b>1 INTRODUÇÃO</b> .....	<b>14</b>
<b>2 OBJETIVOS</b> .....	<b>16</b>
<b>2.1 Geral</b> .....	<b>16</b>
<b>2.2 Específicos</b> .....	<b>16</b>
<b>3 JUSTIFICATIVA</b> .....	<b>17</b>
<b>4 REVISÃO DE LITERATURA</b> .....	<b>19</b>
<b>4.1 Impactos ambientais sobre bacias hidrográficas</b> .....	<b>19</b>
<b>4.2 Qualidade ambiental de bacias hidrográficas</b> .....	<b>20</b>
<b>4.3 Objetivo do Desenvolvimento Sustentável 6</b> .....	<b>21</b>
<b>4.4 Indicadores ambientais de qualidade da água</b> .....	<b>27</b>
<b>4.5 Conjunto dos parâmetros analisados na pesquisa</b> .....	<b>28</b>
4.5.1 Oxigênio dissolvido .....	28
4.5.2 Nitrogênio .....	30
4.5.3 Condutividade elétrica .....	31
4.5.4 Temperatura.....	32
4.5.4 Fósforo total .....	33
4.5.5 pH.....	34
4.5.6 Sólidos dissolvidos totais.....	34
4.5.7 Escherichia coli .....	35
<b>4.6 Macroinvertebrados como indicadores de qualidade da água</b> .....	<b>36</b>
4.6.1 Principais fatores abióticos da comunidade bentônica de rios .....	38
4.6.1.1 Temperatura .....	38
4.6.1.2 Correnteza e vazão .....	39
4.6.1.3 Mata ciliar (vegetação ripária) .....	39
4.6.1.4 Substrato .....	40
4.6.2 Índices bióticos de avaliação de qualidade da água .....	40
4.6.2.1 Porcentagem de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera .....	41
4.6.2.2 Biological Monitoring Work Party System.....	41
4.6.2.3 Average Score Per Taxon .....	41
<b>5 MATERIAIS E MÉTODOS</b> .....	<b>43</b>
<b>5.1 Localização da área de estudo</b> .....	<b>43</b>
5.1.1 Uso e ocupação do solo .....	47

5.1.2 Declividade.....	50
5.1.3 Hipsometria .....	51
5.1.4 Granulometria do Leito.....	52
<b>5.2 Avaliação e classificação da qualidade da água .....</b>	<b>54</b>
5.2.1 Variáveis limnológicas .....	54
5.2.2 Macroinvertebrados bentônicos .....	55
5.2.3 Cálculo do Indicador de qualidade .....	59
<b>6 RESULTADOS E DISCUSSÃO .....</b>	<b>61</b>
<b>6.1 Avaliação da qualidade limnológica.....</b>	<b>61</b>
6.1.1 Pluviometria.....	61
6.1.2 Temperatura da água, pH e concentração de oxigênio dissolvido .....	61
6.1.3 Nitrogênio amoniacal total e fósforo total .....	64
6.1.4 Condutividade elétrica e sólidos dissolvidos totais.....	65
6.1.6 Coliformes totais e Escherichia coli.....	66
<b>6.2 Avaliação de macroinvertebrados bentônicos .....</b>	<b>70</b>
<b>6.3 Classificação da qualidade da água .....</b>	<b>74</b>
<b>7 PRODUTO .....</b>	<b>79</b>
<b>8 CONCLUSÃO .....</b>	<b>80</b>
<b>REFERÊNCIAS.....</b>	<b>82</b>
<b>APÊNDICE A .....</b>	<b>96</b>

## 1 INTRODUÇÃO

O Brasil possui 12% da disponibilidade de água doce superficial do mundo. Contudo, a disponibilidade da água não se resume apenas ao seu aspecto quantitativo. Os usos múltiplos da água possuem requisitos de qualidade que devem ser obedecidos e os impactos ambientais, sociais e econômicos da degradação da qualidade das águas se traduzem, entre outros, na perda da biodiversidade, no aumento de doenças de veiculação hídrica, no aumento do custo de tratamento das águas destinadas ao abastecimento doméstico e ao uso industrial, na perda de produtividade na agricultura e na pecuária, na redução da pesca e na perda de valores turísticos, culturais e paisagísticos (AGÊNCIA NACIONAL DAS ÁGUAS, 2012).

O Objetivo do Desenvolvimento Sustentável 6 (ODS 6), que versa sobre “Água Potável e Saneamento” é composto por oito metas que visam “Assegurar a disponibilidade e gestão sustentável da água e saneamento para todos”. As metas são monitoradas por indicadores e seus resultados e evoluções podem ser comparados (AGÊNCIA NACIONAL DAS ÁGUAS, 2019).

A Iniciativa de Monitoramento Integrado da Organização das Nações Unidas (ONU-ÁGUA) para o ODS 6, em conjunto com a Organização Mundial da Saúde (OMS) e o Fundo das Nações Unidas para a Infância (UNICEF), foi criado para apoiar os países no monitoramento de água e saneamento e compilar dados para informar sobre seu progresso global (WORLD HEALTH ORGANIZATION AND UNITED CHILDREN’S FUND, 2017).

Nesta perspectiva são apresentadas propostas de indicadores para acompanhar o progresso global em direção ao ODS 6, juntamente com uma visão geral de onde e como os dados necessários podem ser coletados, usando métodos flexíveis que permitem aos países entrar no monitoramento global de acordo com sua capacidade e recursos existentes (UN WATER, 2018). Segundo princípios estabelecidos pela Diretiva Quadro da Água (DQA) do Parlamento Europeu e do Conselho da União Europeia, o estado ecológico das águas é tão importante que define a qualidade da água em função do seu pior estado, ecológico ou químico. Além disso, prevê que o monitoramento ambiental contemple a obrigatoriedade de avaliar os elementos biológicos dos quais fazem parte os macroinvertebrados, peixes e produtores primários (EUROPEAN COMMISSION, 2000).

Este trabalho teve como ponto central a meta 6.3, do ODS 6, que visa avaliar as condições de qualidade de água de um país mediante o monitoramento do Indicador 6.3.2 – Proporção de Corpos Hídricos com Boa Qualidade. A condição “Boa” indica qualidade que não prejudica a função do ecossistema e a saúde humana. A metodologia proposta pela ONU-ÁGUA é dividida em duas etapas. A primeira utiliza parâmetros que são comumente coletados globalmente, sendo relativamente baratos e fáceis de medir. Entretanto, esse conjunto não pode representar totalmente todas as pressões para a qualidade da água. A etapa 2 é mais avançada, expandindo os parâmetros medidos, ou usando abordagens adicionais para monitorar a qualidade da água. Neste estudo a metodologia utilizada pela ONU – ÁGUA foi adaptada, considerando a Etapa 2, a fim de deixar os resultados mais robustos. Com os resultados do estudo, foi possível verificar a fácil aplicação da metodologia adaptada, propondo um protocolo que permitirá avaliar a qualidade da água de uma bacia hidrográfica, através do uso de um indicador. Os resultados servirão para compor um banco de dados sobre a qualidade da água, contribuindo para a gestão de bacias hidrográficas.

Portanto, esta dissertação é dividida em 7 capítulos, sendo eles: (1) Introdução; (2) Objetivos geral e específicos; (3) Justificativa que versa sobre a importância de trabalhar com indicadores ambientais como ferramentas para a gestão de recursos hídricos; (4) Revisão de Literatura, que contempla uma revisão dos conhecimentos gerais acerca de temas como impactos ambientais em bacias hidrográficas; metodologias para a caracterização da qualidade da água em bacias hidrográficas e indicadores ambientais da qualidade da água; (5) Metodologia que descreve os procedimentos metodológicos utilizados na execução dos objetivos propostos, baseada nos estudos aplicados à avaliação da qualidade da água da Iniciativa de Monitoramento Integrado da Organização das Nações Unidas (ONU-ÁGUA) para o ODS 6, em conjunto com a Organização Mundial da Saúde (OMS) e o Fundo das Nações Unidas para a Infância (UNICEF); (6) Resultados e Discussão, no qual apresenta a aplicação da metodologia para os parâmetros físico-químicos, bacteriológicos e biológicos e classificação da qualidade da água; (7) Produto, descrevendo o produto desenvolvido, sua relação com a linha de pesquisa do Programa de Pós-Graduação e onde encontrá-lo para consulta; (8) Conclusão, que traz um fechamento dos principais resultados oriundos deste trabalho.

## **2 OBJETIVOS**

### **2.1 Geral**

Propor um protocolo de avaliação da qualidade de água de bacias hidrográficas, com base na aplicação de um indicador de qualidade ambiental.

### **2.2 Específicos**

- Realizar análises físico-químicas e microbiológicas de amostras de água;
- Coletar e identificar macroinvertebrados bentônicos;
- Avaliar a qualidade da água de acordo com o indicador ambiental de qualidade físico-químico;
- Avaliar a qualidade biológica da água;
- Classificar a qualidade da água de acordo com o pior entre os resultados físico-químicos e biológicos;

### 3 JUSTIFICATIVA

A Política Nacional de Recursos Hídricos, Lei nº 9.433 de 1997, é fundamentada, entre outros, na gestão do uso múltiplo das águas e na bacia hidrográfica como sendo a unidade territorial para implementação da Política Nacional de Recursos Hídricos e do Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos (BRASIL, 1997).

Nesse sentido, a Resolução nº 32 de 2003 do Conselho Nacional de Recursos Hídricos – CNRH instituiu a Divisão Hidrográfica Nacional, em regiões hidrográficas, com a finalidade de apoiar o planejamento em escala nacional. Assim, a hidrografia do Brasil é dividida em 12 regiões, facilitando amostrar o comportamento de cada uma delas, pois os dados obtidos em cada região são dependentes dos pontos de monitoramento existentes, da quantidade de informações registradas e da variabilidade climatológica de cada região, visto que a incidência de precipitações reflete diretamente na disponibilidade de água para diluição dos efluentes (BRASIL, 2003).

Ademais, é preciso considerar que o país possui uma grande diversidade natural, além de grandes diferenças relacionadas às densidades demográficas, afetando diretamente na qualidade da água, variando muito de uma região hidrográfica para outra. Ou seja, as regiões hidrográficas se diferenciam ambientalmente, socialmente e economicamente.

Considerando as variáveis supracitadas, um único valor do indicador 6.3.2 para o país não representa a realidade do território nacional, sendo importante identificar, não só as regiões hidrográficas que mais precisam de intervenções na melhoria da qualidade da água, inserindo redes de monitoramento e mapeando as áreas que necessitam de ações de gestão, mas também aquelas bacias hidrográficas escassas em dados qualitativos e quantitativos, objetivando um banco de dados mais consistente (AGÊNCIA NACIONAL DAS ÁGUAS, 2019).

Ainda segundo a Agência Nacional das Águas (2019), o indicador 6.3.2 – Proporção de Corpos Hídricos com Boa Qualidade da Água – está relacionado, no Brasil, com a classe 2 da Resolução CONAMA nº 357/2005. A água é considerada como de “boa” qualidade quando 80% ou mais dos registros de monitoramento avaliados atendem aos padrões de referência estabelecidos. Os parâmetros considerados são: OD, pH, condutividade elétrica, nitrogênio amoniacal e fósforo total.

Entretanto, tal conjunto de parâmetros não é capaz de determinar a qualidade real do corpo hídrico, visto que desconsidera outras características importantes, como as características edafoclimáticas da bacia hidrográfica e as características biológicas do corpo hídrico. No Brasil, o enfoque do monitoramento é apenas água para consumo humano.

Desta forma, elaborar um protocolo contendo as variáveis que consigam quantificar e qualificar os corpos hídricos de boa qualidade, considerando tanto o consumo humano, quanto a manutenção da biota aquática, utilizando metodologias simples e padronizando os parâmetros analisados, contribuirá para o monitoramento e, conseqüentemente, a gestão de bacias hidrográficas em direção ao ODS 6, podendo, inclusive, ser replicado em países que não possuem expressivos montantes de recursos financeiros e tecnologias de ponta.

## 4 REVISÃO DE LITERATURA

### 4.1 Impactos ambientais sobre bacias hidrográficas

O crescimento populacional abrupto provoca inúmeros problemas ambientais, dentre os quais se destacam a ocupação desordenada do solo, desmatamento irracional, exploração desordenada dos recursos naturais, uso indiscriminado da água e de fertilizantes, erosão, sedimentação, assoreamento, construções de barragens e desvios de cursos d'água, alterando a quantidade e qualidade da água drenada pela bacia hidrográfica (PINTO et al., 2004).

Esse modelo de desenvolvimento sem planejamento, observado nas cidades, traz diversos problemas ambientais urbanos como inundações, proliferação de doenças veiculadas à água, despejo de efluentes sanitários nos corpos hídricos, deslizamentos de terra, enchentes, aumento do escoamento superficial, dentre outros. Diante disso, Almeida et al. (2010, p. 2) expõem:

Os impactos ambientais decorrentes das ações antrópicas podem determinar o desequilíbrio no sistema, desestabilizando o meio ambiente. A amplitude dessa desestabilização depende do grau de interferência que o meio sofre. Em se tratando de bacia hidrográfica, seja de grande ou pequeno porte não é diferente, pois, os cursos da água natural e toda a unidade fisiográfica da área de sua abrangência têm representatividade essencial para a vida silvestre.

Segundo Tucci (2005), a ocupação da bacia hidrográfica tende a ocorrer de jusante para montante, devido às características do relevo e os impactos nos recursos hídricos são ocasionados pelo desenvolvimento dos centros urbanos.

A quantidade e a qualidade de água das nascentes de uma bacia hidrográfica podem ser alteradas por diversos fatores, destacando-se, a declividade, o tipo de solo, o uso da terra, principalmente nas áreas de recarga. Assim, faz - se necessário o estudo das interações dos recursos e das ações antrópicas na bacia hidrográfica (PINTO et al., 2004).

A necessidade de se avaliar e monitorar as alterações ambientais e suas consequências nos ecossistemas aquáticos se torna crescente, principalmente no que se diz respeito ao desenvolvimento de metodologias que avaliem a integridade dos corpos d'água, e como consequência, sua qualidade (RODRIGUES et al., 2008).

## 4.2 Qualidade ambiental de bacias hidrográficas

Segundo Lima (2005), a qualidade da água da bacia hidrográfica reflete sistematicamente todos os efeitos de ações e degradações. A identificação da mesma como unificadora dos processos ambientais e das interferências humanas leva a sua adoção como unidade de pesquisa, permitindo a avaliação da qualidade e sustentabilidade ambiental, a partir das análises de fatores físico-químicos, biológicos e sócioeconômicos.

A adoção da bacia hidrográfica como unidade de pesquisa permite a avaliação da qualidade e sustentabilidade ambiental, a partir da análise tanto de indicadores dos limites e potencialidades que o sistema físico-natural impõe ao sistema socioeconômico, como de indicadores das condições de vida da população que a habita e de suas pressões e respostas sobre a estabilidade do sistema físico-natural (CHRISTOFOLETTI, 1996).

Ramos (1997) apresenta quatro grandes grupos de aplicações de indicadores: (i) avaliação do funcionamento dos sistemas ambientais; (ii) integração das preocupações ambientais nas políticas setoriais; (iii) contabilidade ambiental; (iv) relato do estado do ambiente.

Rocha et al., (2010) analisaram de forma integrada aspectos ambientais e socioeconômicos visando estruturar um indicador integrado capaz de estimar o grau de qualidade ambiental da bacia hidrográfica do rio Jiquiriçá (BA), adaptando a metodologia desenvolvida para a PNUMA/UNESCO em 1987. Para isso, levaram em consideração o indicador integrado, indicador de salubridade ambiental, indicador de proteção do solo e o indicador de qualidade da água.

A qualidade de água de mananciais que compõem uma bacia hidrográfica está relacionada com o uso do solo na bacia e com o grau de controle sobre as fontes de poluição. Este controle se dá basicamente através do tratamento de águas residuárias sanitárias e industriais. Entretanto, as alterações na qualidade da água estão diretamente relacionadas com as alterações que ocorrem na bacia hidrográfica, como na vegetação e no solo (TUCCI, 2004).

Um estudo realizado por Canil (2006) para avaliar os indicadores ambientais utilizados no gerenciamento de bacias hidrográficas, tendo a bacia do Rio Humber, em Toronto, como objeto de estudo, utilizou indicadores como cobertura vegetal, sólidos em suspensão, poluentes orgânicos, comunidades de peixes, entre outros.

Em síntese, para determinar a qualidade ambiental de uma bacia hidrográfica é necessário considerar diferentes indicadores, dando importância às peculiaridades de cada local, e, então, eleger quais indicadores deverão ser aplicados na área de estudo. Além disso, é comum adaptar as metodologias consagradas com os dados existentes de forma a melhor representar a qualidade geral da bacia hidrográfica.

### **4.3 Objetivo do Desenvolvimento Sustentável 6**

Em 2015, os países da Organização das Nações Unidas (ONU) aprovaram uma agenda, cujos objetivos englobam a eliminação da pobreza; a promoção da prosperidade e do bem-estar para todos; a proteção ao meio ambiente e o enfrentamento das mudanças climáticas. A discussão sobre a água era relacionada, principalmente, ao acesso a serviços de abastecimento e esgotamento sanitário. Neste contexto, as questões relacionadas à água, na nova agenda, foram expandidas e passaram a envolver questões de qualidade, gênero, eficiência no uso, gestão integrada, cooperação internacional, entre outros, compondo o Objetivo do Desenvolvimento Sustentável 6 (CONFEDERAÇÃO NACIONAL DE MUNICÍPIOS, 2017).

Silva e Pereira (2019) realizaram um estudo dos indicadores que compõem o ODS 6 para os países do Mercosul. Foram realizadas análises dos dados que compõem o ODS 6 e os resultados foram classificados em pleno atendimento, situação regular e atendimento precário, conforme a metodologia adotada. Em relação ao acesso a fontes melhoradas de água, que analisou a porcentagem da população do país com acesso a esse bem, apenas Argentina, Chile e Uruguai estão com pleno atendimento. Com relação ao acesso a instalações sanitárias melhoradas, Bolívia e Peru ainda se encontram em atendimento precário. Já em relação à captação de água doce, todos os países do Mercosul estão em situação precária. A retirada da porcentagem total de água dos mananciais tanto superficiais, quanto subterrâneos renováveis, excede em 100% a capacidade de reposição dos mesmos em todos os países considerados no estudo.

Para avaliar o progresso de um país, conforme os indicadores utilizados pelos autores, ou seja, fontes melhoradas de água; acesso a instalações sanitárias melhoradas e captação de água doce, foram consideradas três faixas (Figura 1): a verde que é delimitada pelo máximo que pode ser alcançado por cada variável e o

limiar que se deve atingir para considerar o sucesso do ODS; a amarela, faixa intermediária, delimitada pela conquista do ODS no topo e um limiar que indica desafios significativos para o sucesso do ODS; e uma vermelha que descreve os casos onde é necessário superar grandes desafios para que um país possa atingir o ODS (SILVA; PEREIRA, 2019).

**Figura 1 – Indicadores utilizados para avaliar o atendimento ao ODS 6.**

Países do Mercosul	Normalizado (0-100) Acesso a fontes melhoradas de água (% população)	Normalizado (0-100) Acesso a instalações sanitárias melhoradas (% população)	Normalizado (0-100) Captação de água doce (% do total de recursos hídricos renováveis)
<b>Argentina</b>	98,2	95,9	100,0
<b>Bolívia</b>	79,7	43,5	100,0
<b>Brasil</b>	96,1	80,5	100,0
<b>Chile</b>	98,0	99,0	100,0
<b>Colômbia</b>	82,5	78,5	100,0
<b>Equador</b>	73,4	82,6	100,0
<b>Guiana</b>	96,5	81,5	100,0
<b>Paraguai</b>	95,9	87,0	100,0
<b>Peru</b>	73,0	73,0	100,0
<b>Suriname</b>	89,4	76,4	100,0
<b>Uruguai</b>	99,4	95,9	100,0
<b>Venezuela</b>	86,0	93,6	100,0

Fonte: SILVA; PEREIRA (2019).

O resultado indica que grande parte dos países do Mercosul encontram-se em situação intermediária a precária quanto ao cumprimento das metas com base nos indicadores, sobretudo em relação à captação de água doce (SILVA; PEREIRA, 2019).

A Agenda 2030 assinala o aumento das desigualdades, o esgotamento dos recursos naturais, a degradação ambiental e a mudança climática como alguns dos maiores obstáculos dos últimos tempos e reconhece que o desenvolvimento social e a prosperidade econômica dependem da gestão sustentável dos recursos hídricos e dos ecossistemas, e também evidencia a natureza integrada dos ODS (UN WATER, 2018).

Com a aprovação da agenda, em 2015, o desafio passou a ser como implementá-la e a territorialização é uma de suas formas, pois é o processo de tradução das metas e dos indicadores ao nível local. Afunilando mais a questão dos

ODS, a nível nacional, diferente do estudo mencionado, a Confederação Nacional de Municípios (CNM) traz um panorama geral da situação dos municípios do Brasil.

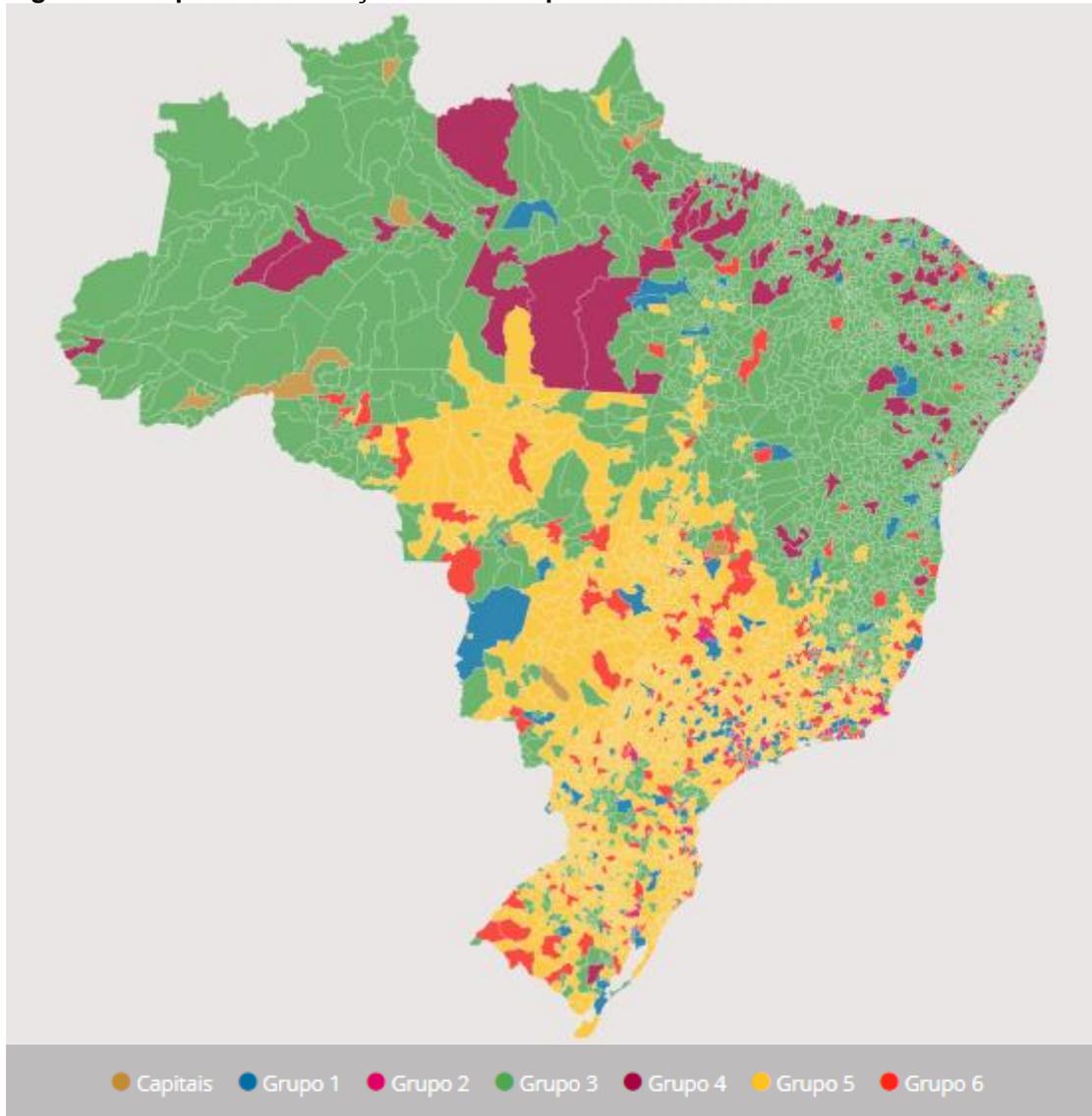
Segundo *United Nations Sustainable Development Solutions Network* (2016), as áreas urbanizadas ocupam uma pequena porção do território global, porém têm um impacto desproporcional no desenvolvimento que pode ser alavancado para grandes ganhos na luta contra a pobreza, a desigualdade e as mudanças climáticas.

Para auxiliar os municípios sobre como incorporar a Agenda 2030 em geral e cada um dos ODS em particular, a Confederação Nacional dos Municípios usa uma metodologia de sete passos, composto por: (i) sensibilizar e defender a ideia, (ii) levantar a situação atual em relação aos ODS; (iii) identificar as reais necessidades e definir prioridades; (iv) preparar os instrumentos de planejamento e gestão orçamentária; (v) estabelecer estratégias de implementação e firmar parcerias; (vi) construir mecanismos de governança e (vii) monitorar e avaliar (CONFEDERAÇÃO NACIONAL DE MUNICÍPIOS, 2017).

O panorama geral da distribuição dos municípios e seus *clusters* (grupo de municípios), elaborado pela Confederação Nacional de Municípios, é apresentado na Figura 2. A divisão em *clusters* foi baseada em critérios de Índice de Desenvolvimento Humano Municipal (IDHM), população em extrema pobreza, receita corrente líquida (RCL) per capita e média da população.

Os grupos 1 e 2 são formados, respectivamente, por municípios do *cluster* 1 (municípios com alto IDH e média populacional de, aproximadamente, 215 mil habitantes) e 4 (municípios com alto IDH e média populacional de, aproximadamente, 607 mil habitantes) ; o grupo 3 é formado pelos municípios dos *clusters* 2 e 3 com baixo IDH e menos de 50 mil habitantes; o grupo 4 é formado pelos municípios dos *clusters* 2 e 3 com baixo IDH e mais de 50 mil habitantes; o grupo 5 é formado pelos municípios do *clusters* 5 com alto IDH e menos de 50 mil habitantes e o grupo 6 possui as mesmas características do grupo 5, diferindo na quantidade de habitantes, sendo acima de 50 mil. As capitais formam um grupo próprio.

**Figura 2 – Mapa da distribuição dos Municípios e seus clusters.**



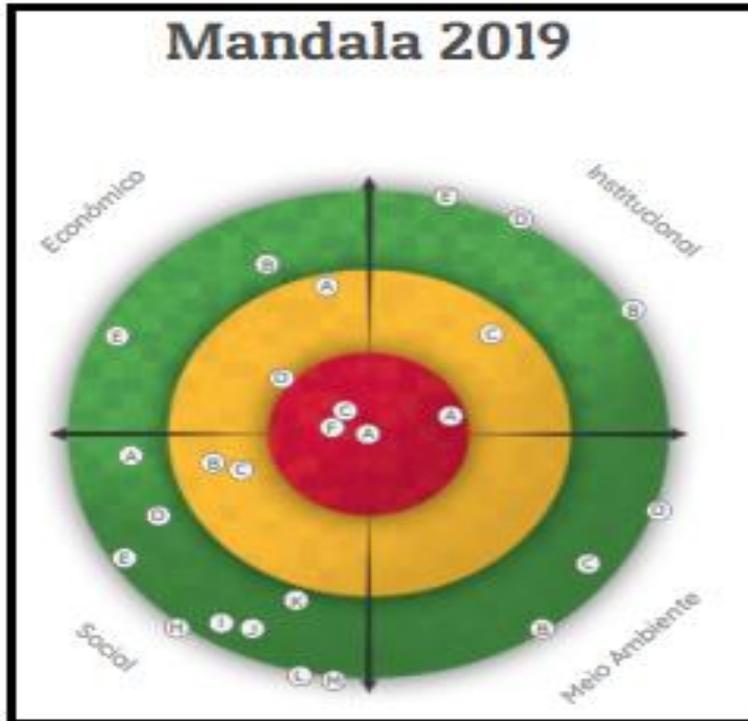
Fonte: CONFEDERAÇÃO NACIONAL DE MUNICÍPIOS (2017).

Segundo a Confederação Nacional de Municípios (2019), a mandala ODS é um aplicativo, disponibilizado aos gestores públicos municipais e à sociedade, que possibilita diagnosticar, monitorar e avaliar o desempenho dos municípios brasileiros quanto ao nível do alcance da Agenda 2030 e dos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS). Ela mostra o grau de desenvolvimento do Município de acordo com as dimensões econômica, social, ambiental e institucional. A ferramenta disponibiliza 28 indicadores dos 5.570 Municípios brasileiros, os quais são considerados em 6 grupos distintos para fins de análise e comparação.

O município de Campo Mourão tem obtido números acima da média para os indicadores que medem o acesso a serviço de água e esgotamento sanitário. Esse fato pode ser observado na Figura 3, para o acompanhamento da implementação dos

ODS. A mandala está separada em três áreas, representadas por cores (vermelho significa estar abaixo do padrão; amarelo é mediano e verde significa acima do parâmetro).

**Figura 3 – Mandala Municipal de Campo Mourão.**



Fonte: Confederação Nacional de Municípios (2019).

Para esse trabalho são importantes os pontos dentro do quadrante da ordem ambiental, em especial o ponto B, que monitora as perdas do sistema de abastecimento e o ponto C, que monitora o índice de tratamento dos esgotos urbanos, pois são aspectos relacionados com o ODS 6. Pode-se perceber que Campo Mourão se encontra dentro do ótimo para as duas categorias (CONFEDERAÇÃO NACIONAL DE MUNICÍPIOS, 2019).

O impacto do desenvolvimento humano na qualidade da água deve ser avaliado ao longo do tempo e deve fornecer uma indicação dos serviços que podem ser obtidos dos ecossistemas aquáticos, tais como água potável para beber, biodiversidade preservada, pesca sustentável, água para consumo na irrigação, entre outros (UN WATER, 2017).

Como já mencionado anteriormente, o ODS 6 trata de saneamento e recursos hídricos em uma perspectiva integrada. As metas relacionam-se com a disponibilidade de recursos hídricos, demandas e usos da água para atividades humanas, ações de

conservação de ecossistemas aquáticos, redução de desperdícios e acesso ao abastecimento de água, esgotamento sanitário e tratamento de esgoto, permitindo desta forma avaliar o cenário de cada país (AGÊNCIA NACIONAL DAS ÁGUAS, 2019).

A meta 6.3 do ODS 6 aborda o nível de tratamento de esgotos originados de fontes pontuais e a poluição difusa. Analisa também a qualidade das águas de rios, reservatórios e aquíferos e ressalta a necessidade de aumentar a reciclagem e reuso da água. Para isso, faz uso dos indicadores 6.3.1 – Proporção de águas residuais tratadas de forma segura e 6.3.2 – Proporção de corpos hídricos com boa qualidade da água (AGÊNCIA NACIONAL DAS ÁGUAS, 2019).

No tocante à qualidade da água dos corpos hídricos, indicador 6.3.2, o principal desafio global é a limitada quantidade de dados e informações disponíveis, especialmente para recortes temporais maiores. No cenário nacional, os principais desafios estão na questão do problema de se considerar um número final para a qualidade de águas de todo o país, principalmente dado a sua extensão territorial, volume hídrico e diferenças no uso e ocupação do território (LIMA et al., 2018).

Segundo a metodologia apresentada por Un Water (2018) para o indicador 6.3.2 - Proporção de corpos hídricos com boa qualidade da água - admite-se que os países têm diferentes níveis de capacidade para monitorar a qualidade da água, com muitos países desenvolvidos operando programas extensos e complexos que coletam e relatam dados para estruturas de relatórios, por outro lado, muitos dos países em desenvolvimento atualmente não monitoram a qualidade da água ou operam programas de monitoramento muito limitados.

Essa metodologia, portanto, tem a premissa de permitir que países, independentemente do seu estado de desenvolvimento econômico, possam contribuir para um banco de dados global, de acordo com sua capacidade técnica e recursos disponíveis, através do estabelecimento de um indicador, que trará de modo simples, porém científico, o retrato da qualidade de água ao longo do tempo.

Ainda segundo a metodologia supracitada, a abordagem de monitoramento progressivo para o indicador 6.3.2 é dividida em dois níveis. O Nível 1 utiliza os principais parâmetros físico-químicos da qualidade da água, apresentando menos desafios, podendo ser utilizados por países que ainda lutam para implementar programas de monitoramento. O Nível 2 inclui o monitoramento de parâmetros

adicionais, como observação biológica, microbiológica ou terrestre. Os valores medidos são usados para classificar a qualidade da água como boa ou não.

#### **4.4 Indicadores ambientais de qualidade da água**

Para conhecimento do nível de qualidade em que se encontra um dado ambiente natural, os índices e indicadores mostram-se como ferramentas eficazes, no sentido de tornar os dados técnicos mais facilmente utilizáveis e assimiláveis (ROCHA et al., 2010).

Segundo Ramos (1997), os indicadores e os índices são projetados para simplificar a informação sobre fenômenos complexos de modo a melhorar a comunicação, podendo ser aplicados em uma série de situações problemas como: atribuição de recursos; classificação de locais; cumprimento de normas legais; análise de tendências; informação ao público e investigação científica.

Os indicadores ambientais são definidos como medidas físicas, químicas biológicas ou sócio-econômicas que melhor representam os elementos-chave de um ecossistema complexo (WARD et al., 1998). Devem ter a capacidade de tornar perceptível um fenômeno que não é detectável naturalmente, pelo menos de imediato, sendo distinto de um dado estatístico ou primário, embora possa ser representada de forma gráfica ou estatística (BIDONE; MORALES, 2004).

Wootton (1990) ressalta que o uso de indicadores vem sendo feito através da análise de parâmetros físicos e químicos da água, como o oxigênio dissolvido, a condutividade, o pH, a temperatura, a salinidade e a turbidez. Porém, em se tratando da água, esses parâmetros geralmente são empregados com um enfoque voltado ao consumo humano, estabelecendo valores que demonstram os níveis de potabilidade, mas não se preocupando, necessariamente, com a manutenção da biota aquática.

Segundo a metodologia apresentada por Un Water (2018), a qualidade da água é estimada a partir de um conjunto básico de cinco parâmetros: oxigênio dissolvido (OD), nitrogênio, salinidade, fósforo e acidificação. No Brasil, o monitoramento realizado pela ANA, através da Rede Hidrometeorológica Nacional e Unidades da Federação (redes próprias e Qualiágua) efetuados nas estações para considerar a água como de “boa” qualidade, levam em consideração os parâmetros pH, OD, condutividade elétrica, nitrogênio amoniacal e fósforo total. Esses valores são

comparados aos padrões definidos pelo Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA nº 357/2005 para classe 2 (AGÊNCIA NACIONAL DAS ÁGUAS, 2019).

Somente o uso de indicadores físicos e químicos não são suficientes para retratar a realidade de um ambiente, necessitando de indicadores biológicos para serem eficientes (WOOTTON, 1990; CASTRO; CASATTI, 1997; SMITH et al.; 1997). O monitoramento apenas com variáveis físicas e químicas traz algumas desvantagens, como a descontinuidade temporal e espacial das amostragens. Essas variáveis fornecem somente uma fotografia momentânea do que pode ser uma situação altamente dinâmica (WHITFIELD, 2001).

Além disso, o monitoramento físico e químico da água pode ser pouco eficiente na detecção de alterações na diversidade de habitats e insuficiente na determinação das consequências da alteração da qualidade da água sobre as comunidades biológicas. Por outro lado, as comunidades biológicas refletem a integridade ecológica total dos ecossistemas, integrando os efeitos dos diferentes agentes impactantes e fornecendo uma medida agregada dos impactos. Dessa forma, faz-se necessário o uso de bioindicadores (BARBOUR et al., 1999).

## **4.5 Conjunto dos parâmetros analisados na pesquisa**

### **4.5.1 Oxigênio dissolvido**

O oxigênio ( $O_2$ ) é um dos fatores-chave para a vida aquática e, como geralmente se encontra com baixa solubilidade na água, é frequentemente um fator limitante para esse tipo de vida. Tchobanoglous e Schroeder (1985) afirmam que, devido à sua importância, o oxigênio dissolvido (OD) é amplamente utilizado como principal parâmetro de qualidade da água e serve para determinar o impacto de poluentes sobre corpos hídricos.

Para Araújo et al. (2004) é um importante fator no desenvolvimento de qualquer planejamento na gestão de recursos hídricos. O consumo de oxigênio é dado pela oxidação da matéria orgânica, respiração dos organismos aquáticos e demanda bentônica de oxigênio (sedimentos). Esse oxigênio é produzido pela reaeração da atmosfera (difusão), na fotossíntese e pela entrada no mesmo em tributários e efluentes.

Segundo Wetzel (1993) a distribuição do O<sub>2</sub> nos lagos é essencial para se entender a distribuição, a abundância, o comportamento e o crescimento fisiológico dos organismos aquáticos, além de influir até sobre a solubilidade de muitos nutrientes inorgânicos, o que faz desse gás dissolvido o parâmetro de fundamental importância para o meio hídrico.

A presença do O<sub>2</sub> na água depende da sua solubilidade, a qual varia com a temperatura e a pressão atmosférica. Conseqüentemente, a solubilidade é também influenciada pela altitude que se encontra o ambiente aquático considerado, pelas condições meteorológicas e, pela pressão hidrostática a uma determinada profundidade na coluna de água. Como a solubilidade aumenta com a profundidade, quanto maior a profundidade, maior é a capacidade de acumulação de gás. Entende-se por saturação do oxigênio como sendo a quantidade máxima de oxigênio que pode ser dissolvida na água em determinada pressão e temperatura. Com relação à temperatura, a solubilidade do O<sub>2</sub> diminui conforme ela aumenta (WETZEL, 1993).

Rios não poluídos normalmente estão saturados ou ligeiramente supersaturados de oxigênio e podem apresentar grandes variações sazonais (GOLTERMAN, 1975). Os organismos aquáticos tropicais têm, a princípio, menos oxigênio disponível do que os de lagos temperados, devido à baixa temperatura encontrada nessas águas, tornando a solubilização do oxigênio bem maior que em águas tropicais (ESTEVES, 1998).

A determinação do OD também é importante para avaliar as condições naturais da água e detectar impactos ambientais como eutrofização e poluição orgânica. Geralmente, o OD reduz quando a água recebe quantidades de substâncias orgânicas biodegradáveis encontradas no esgoto doméstico, nos efluentes industriais, entre outros. Os resíduos orgânicos despejados nos corpos d'água são decompostos por microrganismos que utilizam o oxigênio na respiração. Quanto maior a carga de matéria orgânica, maior a quantidade de microrganismos decompositores e, conseqüentemente, maior o consumo de oxigênio (BRANCO, 1986).

Devido à estreita relação do OD com a demanda bioquímica de oxigênio (DBO), é importante destacar que a DBO de uma água é a quantidade de oxigênio necessária para oxidar a matéria orgânica por decomposição microbiana aeróbia para uma forma inorgânica estável. A DBO é normalmente considerada como a quantidade de oxigênio consumido durante um determinado período de tempo, numa temperatura de incubação específica. Um período de tempo de 5 dias numa temperatura de

incubação de 20°C é frequentemente usado e referido como DBO<sub>5,20</sub> (COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO, 2014).

Os maiores aumentos em termos de DBO, num corpo d'água, são provocados por despejos de origem predominantemente orgânica. A presença de um alto teor de matéria orgânica pode induzir ao completo esgotamento do oxigênio na água, provocando o desaparecimento de peixes e outras formas de vida aquática. Um elevado valor da DBO pode indicar um incremento da microflora presente e interferir no equilíbrio da vida aquática, além de produzir sabores e odores desagradáveis e, ainda, pode obstruir os filtros de areia utilizados nas estações de tratamento de água (COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO, 2016).

#### 4.5.2 Nitrogênio

O nitrogênio é um elemento de vital importância para a vida na Terra, aparecendo em diversas formas e estados de oxidação e indispensável nos processos de crescimento de todos os organismos do planeta. Contudo, é também um dos contaminantes mais importantes presentes nas águas residuais (HULTH et al., 2005; ZOPPAS; BERNARDES; MENEGUZZI, 2016).

Quando o nitrogênio oriundo dos efluentes de esgotos sanitários e de águas residuárias industriais, são lançados nos corpos hídricos, passam a ser nutrientes disponíveis para plantas aquáticas, tornando-se os principais responsáveis pela eutrofização de lagos e represas (IAMAMOTO, 2006).

Os compostos de nitrogênio, além de pôr em risco a qualidade do meio-ambiente, podem constituir risco também a saúde humana. Esses compostos podem ser encontrados em seus diferentes estados, mas os mais comuns são: nitrogênio amoniacal, nitrito e nitrato. No entanto, a forma mais comum em que o nitrogênio é encontrado em efluentes oriundos de esgotos domésticos brutos é na de amônia (NH<sub>3</sub>) (ALABURDA; NISHIHARA, 1998; VON SPERLING, 2002).

O processo de remoção de nitrogênio começa por meio da aeração e da atividade de bactérias nitrificantes. O objetivo do processo é transformar o nitrogênio orgânico em nitrogênio molecular e as etapas desse processo são: a transformação do nitrogênio amoniacal em nitrito (NO<sub>2</sub><sup>-</sup>), e posteriormente a de nitrito em nitrato (NO<sub>3</sub>), e por fim, em condições anóxicas, a conversão em nitrogênio molecular (N<sub>2</sub>) (VON SPERLING, 2002). O aumento das concentrações desses compostos no

ecossistema aquático pode estar associado a despejos domésticos, industriais, excremento de animais e fertilizantes (ZOPPAS; BERNARDES; MENEGUZZI, 2016).

A presença de amônia, em baixas concentrações, em águas superficiais ou subterrâneas é natural, entretanto, quando sua concentração é elevada pode ser indício de fontes poluidoras, próximas ao local de análise. Esse elemento é um tóxico restritivo à vida dos peixes, sendo que muitas espécies não suportam concentrações acima de 5 mg/L. A ingestão do íon nitrato, por meio das águas de abastecimento, está associada ao surgimento de metemoglobinemia, em crianças, e de elementos com potencial cancerígeno. Já o nitrito, se ingerido diretamente pode ocasionar metemoglobinemia independente da faixa etária do consumidor (ALABURDA; NISHIHARA, 1998).

Dentre os parâmetros analisados no escopo do presente trabalho, foram avaliadas as concentrações de nitrogênio amoniacal total.

Segundo Bortoli et al., (2019), concentrações elevadas do íon amônio podem ter implicações ecológicas na dinâmica do oxigênio dissolvido na água, uma vez que para oxidar 1,0 mg de íon amônio são necessárias 4,3 mg de oxigênio, devido aos processos químicos de nitrificação. Sobrepondo a isso, elevadas faixas de pH induzem à transformação do íon amônio em amônia livre ( $\text{NH}_3$  – gasoso). Essas duas dinâmicas, a respeito do nitrogênio na água, podem então determinar um cenário desfavorável para a ictiofauna e macrofauna de invertebrados, seja por depleção de oxigênio na água, seja por efeitos potencialmente tóxicos diretos sobre a ictiofauna.

#### 4.5.3 Condutividade elétrica

A condutividade elétrica, ou condutância específica, é um indicador da salinidade resultante da concentração de sais, ácidos e bases nas águas naturais. Em ambientes aquáticos, a condutividade elétrica da água representa um importante indicador sobre seu metabolismo e sobre sua bacia de drenagem. O teor de sólidos dissolvidos está relacionado com a condutividade elétrica, que é diretamente proporcional à quantidade de íons por volume de água e com a dureza ou mineralização. Segundo Von Sperling (1996), os valores médios de condutividade elétrica (CE) nos rios brasileiros variam na faixa de 10 a 100  $\mu\text{S}/\text{cm}$  e em ambientes poluídos por esgotos domésticos ou industriais os valores podem chegar até 1000

$\mu\text{S}/\text{cm}$ . Desse modo, valores inferiores a  $100 \mu\text{S}/\text{cm}$  de acordo com a Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (2014), indicam ambientes menos impactados.

Não existe um padrão de condutividade na legislação, porém, de acordo com as referências acima mencionadas, este trabalho considerará valores abaixo de  $100 \mu\text{S}/\text{cm}$  como águas de boa qualidade.

A condutividade elétrica é uma propriedade que depende expressivamente da temperatura (aumenta cerca de 2% a cada  $^{\circ}\text{C}$ ). Devido a isso, os dados de condutividade elétrica devem ser acompanhados da temperatura na qual foi medida (PINTO, 2007). A elevação da temperatura aumenta a cinética de dissolução dos sais/minerais no meio aquático.

Segundo Esteves (1998), além da temperatura, o pH da amostra pode ter influência sobre os valores de condutividade elétrica. Principalmente em águas pobres em sais solúveis e de baixo valores de pH ( $<5$ ), o íon  $\text{H}^+$  torna-se o principal responsável pelos valores de condutividade elétrica. Caso semelhante ocorre com o íon  $\text{OH}^-$  em águas muito alcalinas ( $\text{pH}>9$ ).

Segundo Barbosa (1981), em regiões tropicais, os valores de condutividade elétrica nos ambientes aquáticos estão mais relacionados com as características geoquímicas da região onde se localizam e com as condições climáticas, do que com o estado trófico. Constata-se a ocorrência de teores elevados de condutividade elétrica no período seco, quando não ocorre o efeito diluidor das águas de chuva (VON SPERLING et al., 2004).

#### 4.5.4 Temperatura

A temperatura superficial é influenciada por fatores tais como latitude, altitude, estação do ano, período do dia, taxa de fluxo e profundidade. A elevação da temperatura em um corpo d'água geralmente é provocada por despejos industriais e usinas termoelétricas (ESTEVES, 1998).

A temperatura desempenha um papel crucial no meio aquático, condicionando as influências de uma série de variáveis físico-químicas. Em geral, à medida que a temperatura aumenta, de  $0$  a  $30^{\circ}\text{C}$ , viscosidade, tensão superficial, compressibilidade, calor específico, constante de ionização e calor latente de vaporização diminuem, enquanto a condutividade térmica e a pressão de vapor aumentam. Organismos aquáticos possuem limites de tolerância térmica superior e inferior, temperaturas

ótimas para crescimento, temperatura preferida em gradientes térmicos e limitações de temperatura para migração, desova e incubação do ovo (COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO, 2016).

#### 4.5.4 Fósforo total

O fósforo aparece em águas naturais devido, principalmente, às descargas de esgotos sanitários. A matéria orgânica fecal e os detergentes empregados em larga escala domesticamente constituem sua principal fonte. Alguns efluentes industriais, como os de indústrias de fertilizantes, pesticidas, químicas em geral, conservas alimentícias, abatedouros, frigoríficos e laticínios, apresentam fósforo em quantidades excessivas. As águas drenadas em áreas agrícolas e urbanas também podem provocar a presença excessiva de fósforo em águas naturais. Os esgotos sanitários no Brasil apresentam, tipicamente, concentração de fósforo total na faixa de 6 a 10 mgP/L, não exercendo efeito limitante sobre os tratamentos biológicos (COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO, 2016). Em corpos d'água, para ambientes lóticos, o valor máximo permitido de fósforo total é de 0,1 mg/L P (BRASIL, 2005).

O fósforo é o principal fator limitante da produtividade nos corpos hídricos e tem sido apontado como o principal responsável pela eutrofização artificial destes ecossistemas, podendo ser proveniente de fontes naturais (presente na composição de rochas, carregado pelo escoamento superficial da água da chuva, material particulado presente na atmosfera e resultante da decomposição de organismos de origem alóctone) e artificiais como esgotos domésticos e industriais, fertilizantes agrícolas e material particulado de origem industrial contido na atmosfera (ESTEVEZ, 1988; WETZEL, 2001).

A eutrofização ocorre quando o acúmulo deste nutriente na água favorece o desenvolvimento de algas e macrófitas aquáticas, contribuindo para a intensificação da produção primária e ao aumento da concentração de clorofila na água devido ao crescimento do fitoplâncton no corpo hídrico. Desse modo, o fósforo total pode ser considerado um indicador da qualidade das águas que se apresenta em maiores concentrações no período de cheias, tendo em vista eventos como drenagem pluvial da bacia (COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO, 2016).

#### 4.5.5 pH

O pH define o caráter ácido, básico ou neutro de uma solução aquosa. Sua origem natural está associada à dissolução de rochas, absorção de gases da atmosfera, oxidação da matéria orgânica e a fotossíntese, enquanto sua origem antropogênica está relacionada aos despejos domésticos e industriais. Os organismos aquáticos estão geralmente adaptados às condições de neutralidade e, em consequência, alterações bruscas do pH de uma água afetam as taxas de crescimento de microrganismos e podem resultar no desaparecimento dos organismos presentes na mesma (SILVA et al., 2008).

A matéria morta a ser decomposta influencia no pH, sendo que quanto maior a quantidade de matéria orgânica morta disponível, menor o pH, pois para haver decomposição desse material, muitos ácidos são produzidos. Com o aumento das chuvas, o pH tende a subir e aproximar-se da neutralidade, pois ocorre maior diluição dos compostos dissolvidos e escoamento mais rápido. Isso é causado pelo aumento no volume de água que faz com que a acidez da água diminua (ESTEVES, 1998).

Com relação ao pH, observa-se estreita interdependência entre as comunidades vegetais e animais e o meio aquático devido a seus efeitos na fisiologia de diversas espécies. Este fenômeno ocorre na medida em que as comunidades aquáticas interferem no pH, assim como o pH interfere de diferentes maneiras no metabolismo destas comunidades. Sobre as comunidades, o pH atua diretamente nos processos de permeabilidade da membrana celular, interferindo, portanto, no transporte iônico intra e extracelular e entre os organismos e o meio (ESTEVES, 1988).

#### 4.5.6 Sólidos dissolvidos totais

Os sólidos são compostos por substâncias dissolvidas e em suspensão, de composição orgânica e, ou inorgânica. Analiticamente, são considerados sólidos dissolvidos aquelas substâncias ou partículas com diâmetros inferiores a 1,2  $\mu\text{m}$  e em suspensão partículas com diâmetros superiores (COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO, 1992).

Os sólidos podem causar danos aos peixes e à vida aquática e podem sedimentar no leito dos rios destruindo organismos que fornecem alimentos ou, também,

danificar os leitos de desova de peixes. Além disso, podem reter bactérias e resíduos orgânicos no fundo dos rios, promovendo decomposição anaeróbia. Altos teores de sais minerais, particularmente sulfato e cloreto, estão associados à tendência de corrosão em sistemas de distribuição, além de conferir sabor às águas (COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO, 2016).

Segundo Espíndola et al., (2000), as águas naturais apresentam sólidos, quantificados em termos de concentração, mg/L, provenientes das seguintes fontes: dissolução das rochas; decomposição da matéria orgânica (ácidos húmicos); carreamento natural de sedimentos; processos erosivos e atividades humanas (despejos industriais e sanitários, agricultura, entre outros).

Segundo Hermes e Silva (2004), os sólidos suspensos totais correspondem à matéria em suspensão presente em águas naturais, de processo ou residuais. Como tal, para que possam ser quantificados terão de ser retirados da amostra em estudo através da utilização de um determinado método laboratorial, que no caso em estudo é a filtração.

Os sólidos dissolvidos totais são uma expressão que combina substâncias orgânicas e substâncias inorgânicas de tamanho micrométrico que estão dissolvidas na água e que nem mesmo por filtração são removidas. Estas substâncias são maioritariamente minerais presentes na água que, após a filtração e obtenção de um peso constante, são determinadas pelo método gravimétrico. A presença de sólidos em águas de consumo humano, principalmente a presença de sólidos dissolvidos, pode provocar alterações do sabor da água além de intensificar os problemas associados à corrosão. Na saúde humana pode ter efeitos laxantes caso a concentração de sólidos dissolvidos seja superior a 2000 mg/L (HERMES; SILVA, 2004).

#### 4.5.7 *Escherichia coli*

Principal bactéria do subgrupo dos coliformes termotolerantes, sendo de origem exclusivamente fecal. Fermenta a lactose e manitol, com produção de ácido e gás a  $44,5 \pm 0,2^{\circ}\text{C}$  em 24 horas, produz indol a partir do triptofano, oxidase negativa, não hidrolisa a uréia e apresenta atividade das enzimas  $\beta$ -galactosidase e  $\beta$ -glucuronidase. *E.coli* está presente em número elevado nas fezes humanas e de animais de sangue e é raramente detectada na ausência de poluição fecal. É considerada o

indicador mais adequado de contaminação fecal em águas doces (COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO, 2016).

#### 4.6 Macroinvertebrados como indicadores de qualidade da água

É vasta a diversidade de grupos que podem ser utilizados como bioindicadores da qualidade das águas, como algas e macrófitas (BUSS et al., 2003; SILVA, 2005), peixes (KARR, 1981) e macroinvertebrados (BARBOUR et al., 1999), cada qual com seu conjunto de vantagens na operacionalização do monitoramento.

A utilização de macroinvertebrados aquáticos como bioindicadores de qualidade da água possibilita uma complementação às análises físico-químicas como também auxilia na avaliação e acompanhamento do grau de degradação de ambientes aquáticos, uma vez que seu ciclo de vida longo reflete a dinâmica do ambiente, permitindo uma avaliação dos efeitos no ecossistema à poluição de uma maneira holística (GOULART; CALLISTO, 2003).

Na última década, mais de uma centena de índices bióticos foram criados, sendo que destes, cerca de 60% são baseados na análise de macroinvertebrados (PAUW; HAWKES<sup>1</sup>, 1993, apud CZERNIAWSKA-KUSZA, 2005) devido a uma série de fatores, como ciclo de vida longo, possibilitando a percepção de modificações ambientais, devido à alteração na estrutura da taxocenose de espécies mais duradouras (BARBOUR et al., 1999); técnicas de coleta protocoladas e de baixo custo, de fácil identificação e sem alteração adversa ao ambiente e alta diversidade apresentando, portanto, um grande espectro de respostas a impactos ambientais (CALLISTO et al., 2001; BUSS et al., 2003); modo de vida sedentário em várias espécies, o que favorece uma análise espacial das perturbações, permitindo uma inferência da qualidade ambiental local (BUSS et al., 2003); alta abundância em riachos de 1ª e 2ª ordem, onde normalmente existe uma dificuldade de amostrar eficientemente outros bioindicadores como peixes (BARBOUR et al., 1999) e por último, são ubíquos, podendo responder a perturbações em muitos períodos e ambientes (BUSS et al., 2003).

Assim a utilização dos macroinvertebrados possibilita a percepção de modificações ambientais, devido à alteração na estrutura da taxocenose de espécies

---

<sup>1</sup> PAUW, N.; HAWKES, H. A. **Biological Monitoring of river water quality**. In: River water quality monitoring and control, ed. W.J. Walley e S. Judd. Aston University, Birmingham, pp. 87-112. 1993.

mais duradouras (BARBOUR et al., 1999); podendo responder a perturbações em muitos períodos e ambientes (BUSS et al., 2003). Portanto, a utilização desses organismos fornecem um grande espectro de respostas aos impactos ambientais tanto no curso hídrico quanto na integridade fisiografia da bacia.

Conforme relatam Callisto et al., (2001), os macroinvertebrados bentônicos diferem entre si, em relação à poluição orgânica, desde organismos típicos de ambientes limpos ou de boa qualidade de águas, como ninfas de Plecoptera e larvas de Trichoptera, passando por organismos pouco tolerantes, como os alguns Ephemeroptera e Odonata, até organismos resistentes como alguns diptera e os Oligochaeta. Locais poluídos, geralmente, possuem baixa diversidade de espécies e elevada densidade de organismos restritos a grupos mais tolerantes.

As ordens Ephemeroptera e Odonata tem predileção por ambientes limpos e sua presença distribuída de forma aleatória ao longo dos pontos amostrais, mas com densidade baixa, demonstrando ainda manutenção de águas de qualidade para a manutenção de fauna aquática na região. É importante frisar que além da qualidade de água, existe influência da tipologia, natureza e composição do substrato dos pontos para surgimento das espécies (CALLISTO et al., 2001).

As espécies retalhadoras não toleram áreas com alto teor de nitrogênio; os cronimidas são tolerantes à poluição e às toxinas; e Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT) são intolerantes a toxinas (LENAT, 1988; HEINO, 2000; KAGALOU et al., 2006; DEACON; LAVOIE, 2010). Desta forma, pode-se afirmar que a distribuição e abundância das comunidades de organismos são influenciadas pelas condições hidrológicas, composição do substrato, temperatura e química da água.

Segundo Breitburg et al., (1998), a estrutura e funcionamento dos ecossistemas dependem das respostas a múltiplos fatores de estresse, de origem natural e antrópica, que influenciam a fisiologia e comportamento dos organismos, interações ecológicas dentro das comunidades e os próprios processos nos ecossistemas.

Como efeito negativo decorrentes desses impactos, destaca-se o rápido declínio da biodiversidade à escala local, regional e mundial, resultando nas alterações dos ecossistemas, na produtividade primária, reciclagem do carbono e outros nutrientes, decomposição e resiliência dos ecossistemas (PERRINGS et al., 1995; SCHWARTZ et al., 2000). De acordo com esses autores, o uso dos macroinvertebrados bentônicos fornece informações acuradas nas pesquisas sobre a

contaminação e/ou integridade ambiental, sendo um grande aliado no Diagnóstico Ambiental de Qualidade das Águas Superficiais e nos procedimentos de Monitoramento Ambiental do recurso hídrico.

Os macroinvertebrados bentônicos, foco deste trabalho, são animais que apresentam no mínimo 0,25 mm, habitam o sedimento de corpos d'água e têm a capacidade de colonizar diversos tipos de substrato, tais como: restos de troncos, folhas, pedras e macrófitas aquáticas, durante todo ou parte do ciclo de vida (CALLISTO, 2000).

O alimento dos macroinvertebrados bentônicos e a maneira que eles têm de obtê-lo possuem uma relação direta com os impactos que podem ocorrer nos rios. Isto pode ser explicado pelo fato de que com a retirada da mata ciliar ou com o assoreamento do leito do rio, haveria alterações na abundância de determinados grupos, em função da maior ou menor disponibilidade de alimento. Assim, no caso do desmatamento das margens, os organismos fragmentadores se tornariam mais escassos, devido à menor disponibilidade de folhas disponíveis para alimento; por outro lado, os organismos coletores e filtradores aumentariam em abundância, em virtude de um maior aporte de matéria orgânica em suspensão provocado pela erosão das margens e assoreamento do canal principal do rio (SILVEIRA, 2004).

#### 4.6.1 Principais fatores abióticos da comunidade bentônica de rios

##### 4.6.1.1 Temperatura

A variação anual da temperatura é provavelmente responsável pela maior parte da variação geográfica e pela presença e/ou ausência dos insetos bentônicos. Como são ectotérmicos, a fisiologia e desenvolvimento dependem diretamente da temperatura (WARD; STANFORD, 1982).

Com o corte da vegetação ripária, há um aumento da temperatura da água, diminuindo a capacidade de solubilização do oxigênio. Além disso, esse aumento eleva a taxa em que os nutrientes aderidos aos sólidos suspensos são convertidos em formas solúveis, como no caso do fósforo, estando diretamente ligado ao processo de eutrofização (KARR; SCHLOSSER, 1978).

#### 4.6.1.2 Correnteza e vazão

A correnteza exerce efeito direto sobre os organismos, pois em períodos de grande vazão, as pedras no fundo do rio são deslocadas, resultando na remoção dos organismos que estão sobre e entre o substrato. A velocidade da corrente também pode agir sobre a natureza do substrato, e deste modo, atuar indiretamente sobre a composição das comunidades de macroinvertebrados (WHITTON<sup>2</sup>, 1975, apud KIKUCHI; UIEDA, 1998).

A velocidade da correnteza tem importância vital, na medida em que muitos invertebrados aquáticos precisam dela para alimentação ou por exigências respiratórias. As grandes correntezas podem retirar a biota de seu micro-habitat natural (HYNES<sup>3</sup>, 1970, apud KIKUCHI; UIEDA, 1998).

A vazão contribui em larga escala para a morfologia e hidrografia do rio. Em períodos de grande descarga, praticamente, não há distinção entre áreas de remanso e de correnteza. Por outro lado, quando a vazão é pequena a heterogeneidade do leito do rio é maior, apresentando nítidas seções de retenção e de correnteza. A flutuação do nível da água relaciona-se com o desenvolvimento dos organismos aquáticos para compensar as mudanças no regime de fluxo (SILVEIRA, 2004).

#### 4.6.1.3 Mata ciliar (vegetação ripária)

A mata ciliar (vegetação ripária) contribui para o perfeito funcionamento do rio como um ecossistema, devido à sua alta produtividade primária, sendo fonte essencial de nutrientes e matéria orgânica que compõem a base da cadeia alimentar heterotrófica em cabeceiras de riachos (KIKUCHI, 1996).

A concentração de sólidos em suspensão, de fósforo particulado originado do sedimento e a turbidez podem ser alterados caso a vegetação seja retirada, ocasionando alterações na água do canal principal. Quando presente, a mata ciliar diminui a velocidade de entrada do sedimento trazido por chuvas para o leito do rio, e parte deste sedimento é depositada (KARR; SCHLOSSER, 1978). Assim, a vegetação

---

<sup>2</sup> WHITTON, L. **River ecology**. Berkeley: University of California Press, 1975. 725 p.

<sup>3</sup> HYNES, H. B. N., 1970. **The ecology of running waters**. 3ª ed, Canada, Toronto Press. 555 p

atenua os efeitos da precipitação, perdendo-se poucos nutrientes com a drenagem da água e servindo também como filtro da entrada de poluentes na calha principal do rio.

#### 4.6.1.4 Substrato

A composição do leito muitas vezes explica mais plausivelmente a presença de uma comunidade bentônica do que os dados físicos e químicos da água. Tal composição seja ela caracterizada em orgânica ou inorgânica (quanto ao tipo) e autóctone ou alóctone (quanto à origem) é resultado direto da formação de rochas da região, vegetação terrestre, topografia, além de outros fatores químicos e biológicos e períodos hidrológicos. A composição do sedimento pode influenciar na abundância de organismos, bem como ser um fator limitante na composição dos macroinvertebrados registrados (CALLISTO; ESTEVES, 1996; BUENO et al., 2003).

Invertebrados bentônicos como moluscos e insetos são especialmente afetados pela diversidade e tipo de substrato de fundo (areia, cascalho, pedras, etc.). O tamanho da partícula do substrato determina o tamanho dos espaços intersticiais que, por sua vez, influenciam o tipo de comunidade bentônica que irá se estabelecer. O espaço intersticial é essencial para o movimento e alimentação de muitos invertebrados aquáticos (ALLAN, 1975).

#### 4.6.2 Índices bióticos de avaliação de qualidade da água

Os índices bióticos aplicados no Brasil são de origem estrangeira, na sua maioria, não sendo totalmente representativos dos ecossistemas regionais. Em estudos locais, adota-se um índice específico, ou adapta-se mais de uma referência, sendo necessário testar a eficiência desses índices bióticos nas ecorregiões. Elaborar índices próprios baseados nos índices estrangeiros é um trabalho de longo prazo que implica um conhecimento consistente da macrofauna bentônica, na qual são baseados esses índices (GONÇALVES, 2007).

Embora esse tipo de estudo seja amplamente realizado em outros países, não há muitos estudos no sentido de qual índice é o mais adequado a nossa realidade, (CAO et al., 1996; THORNE; WILLIAMS, 1997; TIMM et al., 2001; ILIOPOULOU-GEORGUDAKI et. al., 2003; SEMENCHENKO; MOROZ, 2005; CZERNIAWSKA-

KUSZA, 2005). Na sequência, encontra-se três exemplos de índices bióticos utilizados na avaliação da qualidade da água.

#### 4.6.2.1 Porcentagem de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera

No índice Porcentagem de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera - EPT são considerados todos os organismos das ordens Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera presentes na amostragem, sendo calculada a abundância relativa destas ordens em relação ao número total de organismos da amostra. A qualidade da água é maior quanto maior for a abundância relativa desses táxons no local. Essa medida é baseada no conhecimento de que, em geral, a maioria dos organismos dessas ordens é mais sensível à poluição orgânica (CARRERA; FIERRO, 2001).

#### 4.6.2.2 Biological Monitoring Work Party System

Segundo Monteiro et al., (2008), o departamento de meio ambiente britânico formou, em 1976, um grupo de trabalho, o *Biological Monitoring Working Party* que tinha por objetivo principal a elaboração de um sistema de biomonitoramento para os rios da Inglaterra, originando o *Biological Monitoring Working Party Escore System* (BMWP).

Este índice foi amplamente usado no Reino Unido e empregado também em outras partes da Europa, incluindo Espanha e Holanda. Na Espanha, uma nova versão foi adaptada (BMWP'), originalmente para o uso na Península Ibérica (TERCEDOR; ORTEGA, 1988) e posteriormente o *Iberian Biological Monitoring Work Party Escore System* (IBMWP). No território brasileiro, tem-se a adaptação do índice à Bacia do rio das Velhas – MG (JUNQUEIRA et al., 2000) e para os rios paranaenses por Loyola (2000), sendo que este último é utilizado pelo Instituto Água e Terra (IAT) em biomonitoramento de sistemas hídricos.

#### 4.6.2.3 Average Score Per Taxon

Com a finalidade de tornar o BMWP' mais eficiente, foi desenvolvido em 1997, no Reino Unido, o índice *Average Score Per Taxon* - BMWP' - ASPT, o qual é calculado pela razão entre o escore obtido no cálculo do BMWP, e o número de famílias

pontuadas na amostra, ou seja, corresponde à média dos valores de cada família encontrada.

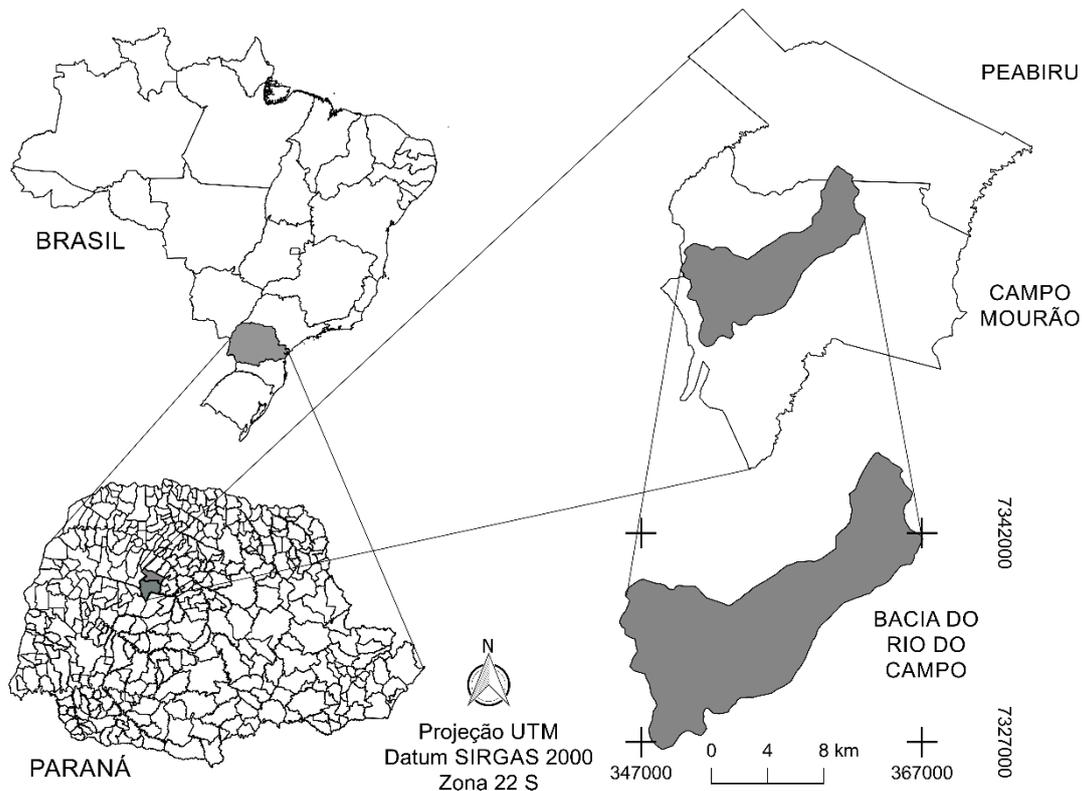
## 5 MATERIAIS E MÉTODOS

### 5.1 Localização da área de estudo

A bacia hidrográfica do rio do Campo foi escolhida devido a sua importância para o município de Campo Mourão, pois é o manancial de abastecimento de 80% da população e também se constitui no principal contribuinte para um reservatório local de recreação e realização de exercícios físicos, denominado Parque do Lago.

A bacia apresenta área total de 384 Km<sup>2</sup> e localiza-se entre as coordenadas 23°53' e 24°10' de latitude Sul e 52°15' e 52°31' de longitude Oeste, ocupando parte dos municípios de Campo Mourão (aproximadamente 33% do território municipal) e Peabiru (aproximadamente 30% do território municipal). O rio do Campo é um rio de 4ª ordem, conforme metodologia citada por Christofolletti (1981). Suas nascentes estão situadas no divisor de águas entre as bacias do rio Piquiri e do rio Ivaí. Após percorrer 54 Km, o rio do Campo deságua no rio Mourão e este no rio Ivaí. Na Figura 4 está representado o mapa de localização da sub-bacia hidrográfica do rio do Campo.

**Figura 4 – Localização da sub-bacia hidrográfica do rio do Campo.**



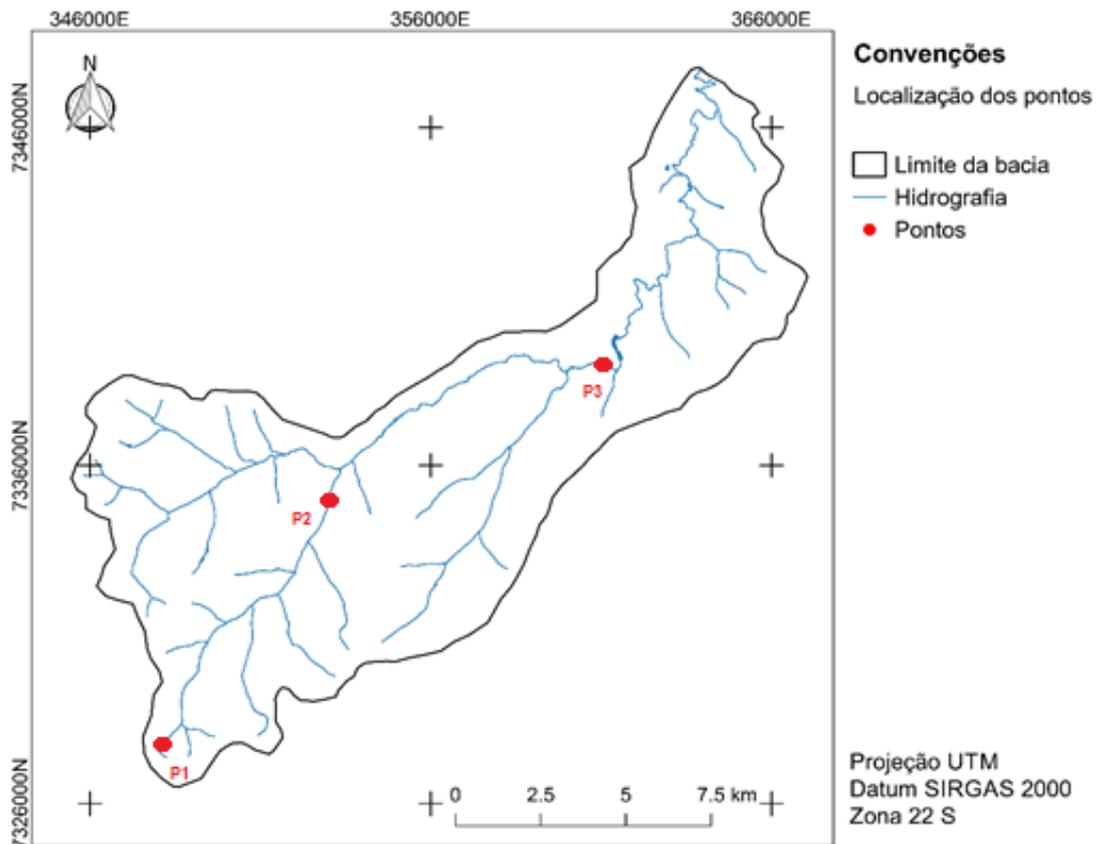
Fonte: Adaptado de GOTTSTEIN (2017).

As estações de amostragem foram determinadas seguindo dois critérios: (i) trechos de rios considerados receptores de poluição em consequências de atividades antrópicas na bacia e (ii) trecho de rio considerado um segmento menos influenciado antropicamente, por estar próximo à nascente.

Foram realizadas duas campanhas de coleta e análises de água e de macroinvertebrados bentônicos, nos dias 15 e 23 de abril de 2020. Devido à pandemia do COVID-19 e por determinações das autoridades em saúde adotando medidas preventivas, as demais coletas previstas foram canceladas. Desta forma, as campanhas concentraram-se na estação do outono, com índice pluviométrico médio abaixo dos últimos dois anos, caracterizando-se por períodos com baixas precipitações.

Os pontos selecionados foram: rio do Campo próximo à cabeceira (Ponto 1); rio do Campo antes da junção com o rio das Barras (Ponto 2) e rio do Campo no centro da cidade de Campo Mourão (Ponto 3). As estações de amostragens localizadas na sub-bacia do rio do Campo estão ilustradas na Figura e os pontos 1, 2 e 3 são respectivamente ilustrados nas Figuras 6, 7 e 8. O Ponto 1 foi escolhido, pois, teoricamente, é um ponto contendo águas de boa qualidade, pela proximidade à nascente. O Ponto 2 sofre influência da agricultura, mas possui mata ciliar considerável. O ponto 3, teoricamente, é o ponto mais contaminado, por estar localizado na área mais central da cidade de Campo Mourão, sofrendo influência das atividades antrópicas.

Figura 5 – Identificação dos pontos de coleta.



Fonte: Adaptado de GOTTSTEIN (2017).

Figura 6 – Ponto 1 (próximo à nascente)



Fonte: Autoria própria (2020).

**Figura 7 – Ponto 2 (rio do Campo antes da junção com o rio das Barras).**



Fonte: Autoria própria (2020).

**Figura 8 – Ponto 3 (área central do município de Campo Mourão).**



Fonte: Autoria própria (2020).

O trabalho foi realizado na sub-bacia hidrográfica do rio do Campo e foi dividido em duas etapas, considerando a abordagem de monitoramento do indicador 6.3.2 (ODS 6).

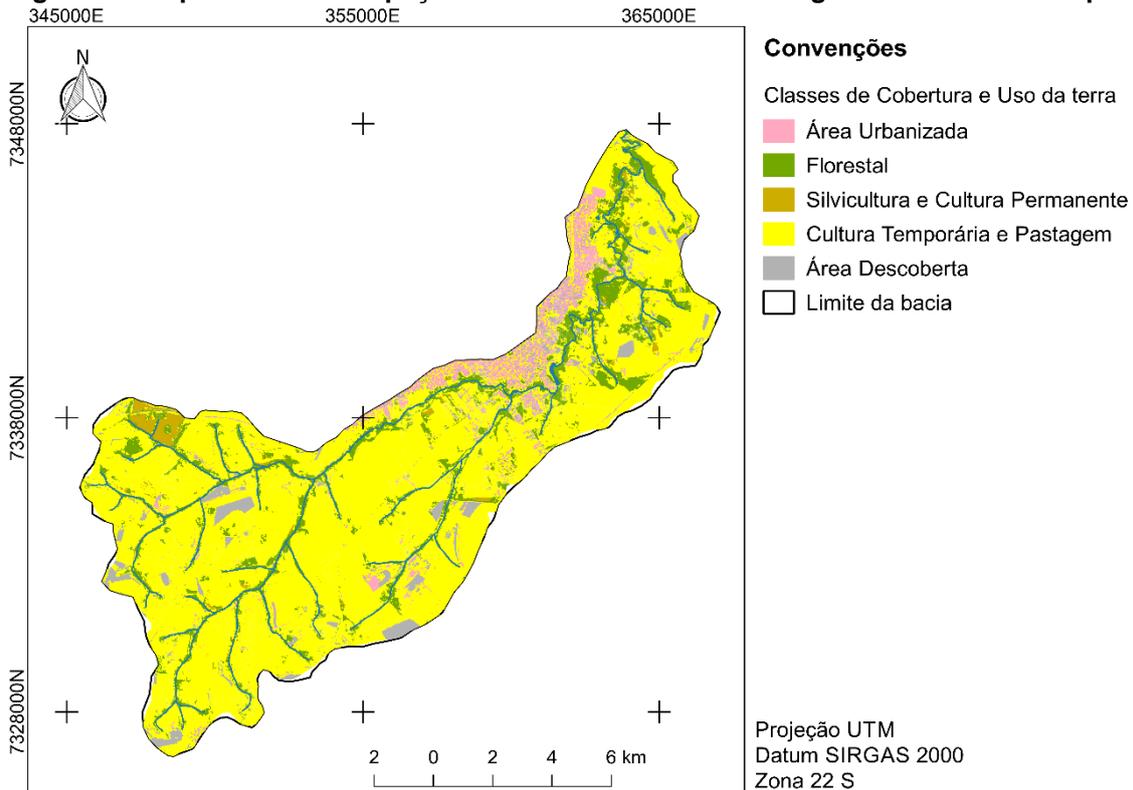
A etapa 1 compreendeu a avaliação da qualidade da água, baseado nos resultados do monitoramento de parâmetros físico-químicos e biológicos. Esta análise selecionou as seguintes variáveis: fósforo total, nitrogênio amoniacal total, pH, sólidos totais dissolvidos, condutividade elétrica, temperatura, composição granulométrica, concentração de oxigênio dissolvido e macroinvertebrados bentônicos. A etapa 2 incorporou a classificação do atual estado de qualidade da água da sub-bacia hidrográfica, baseada no indicador de qualidade apresentada através da equação proposta por Un Water (2018). A classificação final da qualidade da água levou em consideração o pior resultado entre os obtidos na etapa 2 e a qualidade biológica dos corpos hídricos.

#### 5.1.1 Uso e ocupação do solo

Em áreas rurais há impactos gerados pela falta de vegetação ciliar e a má adequação das estradas rurais, acarretando no intenso transporte de sedimentos para os rios, em especial, em épocas de chuvas intensas. Nas áreas urbanas existem outros fatores que contribuem com o transporte de sedimentos, sendo estes fatores mais complexos e diversos, como por exemplo, os resíduos sólidos urbanos e os esgotos domésticos (COLAVITE, 2009).

A identificação da cobertura e uso da terra na sub-bacia foi dividida em cinco classes (Figura 9), sendo observada a predominância da classe de culturas temporárias e pastagens em toda sua extensão, sendo que seu somatório é de, aproximadamente, 83%; além de 6,8% de floresta; 1% composta por silvicultura e 9,2% de áreas urbanas (GOTTSTEIN, 2017).

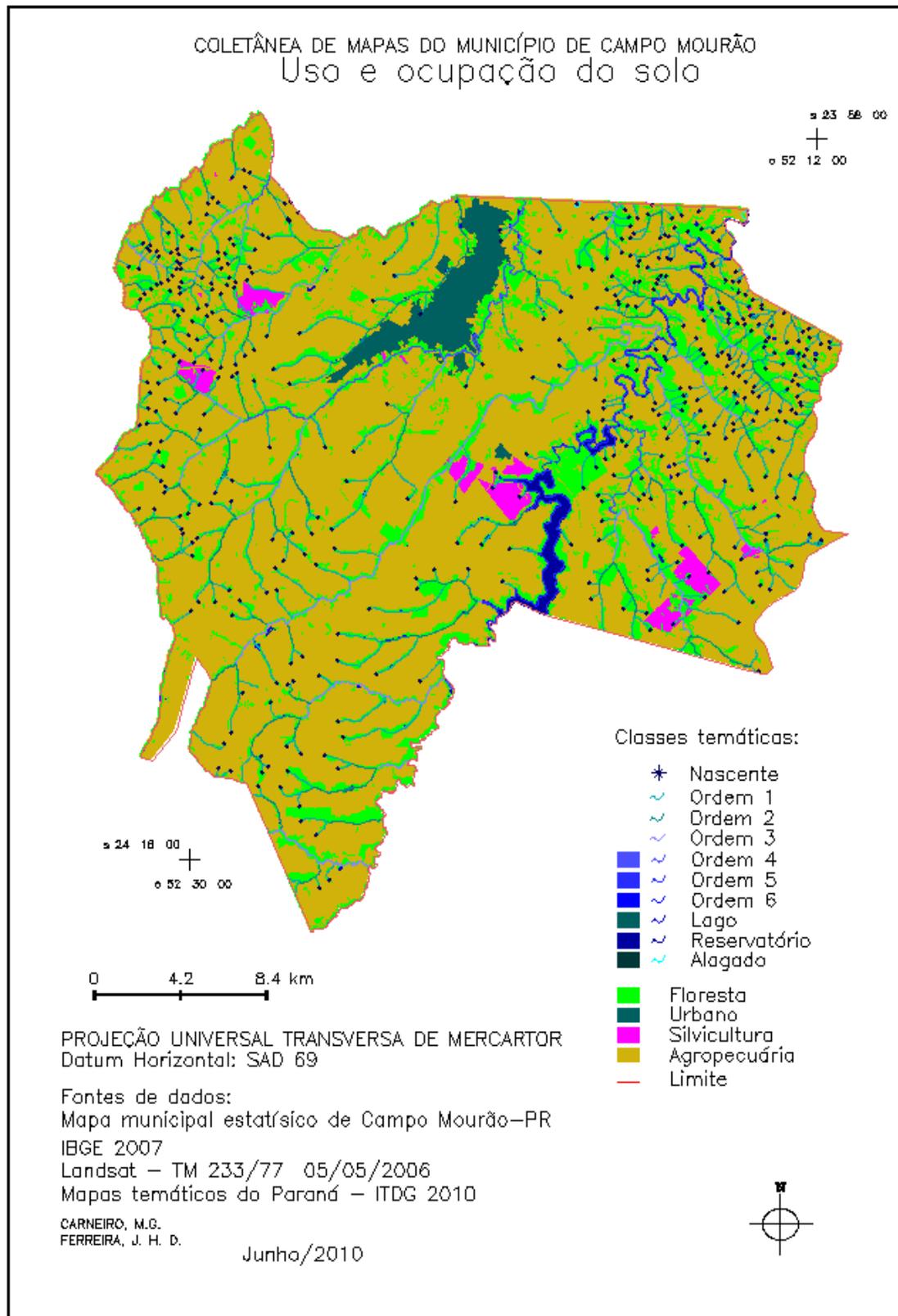
**Figura 9 – Mapa de Uso e ocupação do solo da sub-bacia hidrográfica do rio do Campo.**



Fonte: Adaptado de GOTTSTEIN (2017).

O município de Campo Mourão apresenta área de, aproximadamente, 758,13 Km<sup>2</sup>, dentre as quais a vegetação nativa detém área de 61,82 Km<sup>2</sup> correspondendo a 8% do total; a agropecuária possui área de 654,45 Km<sup>2</sup> totalizando 86%; a silvicultura conta com 14,44 Km<sup>2</sup>, correspondendo a 2% e a área urbana é de 19,81 Km<sup>2</sup>, ou seja, 3%. É perceptível que sua economia é voltada ao agronegócio (CARNEIRO; FERREIRA, 2010). O uso e ocupação do solo do município de Campo Mourão está graficamente ilustrado na Figura 10. Analogamente à área total da bacia hidrográfica do rio do Campo, a agropecuária é predominante no uso e ocupação do solo do município.

Figura 10 – Mapa de Uso e ocupação do solo do município de Campo Mourão.



Fonte: Adaptado de Carneiro e Ferreira (2010). Escala 1:280.000.

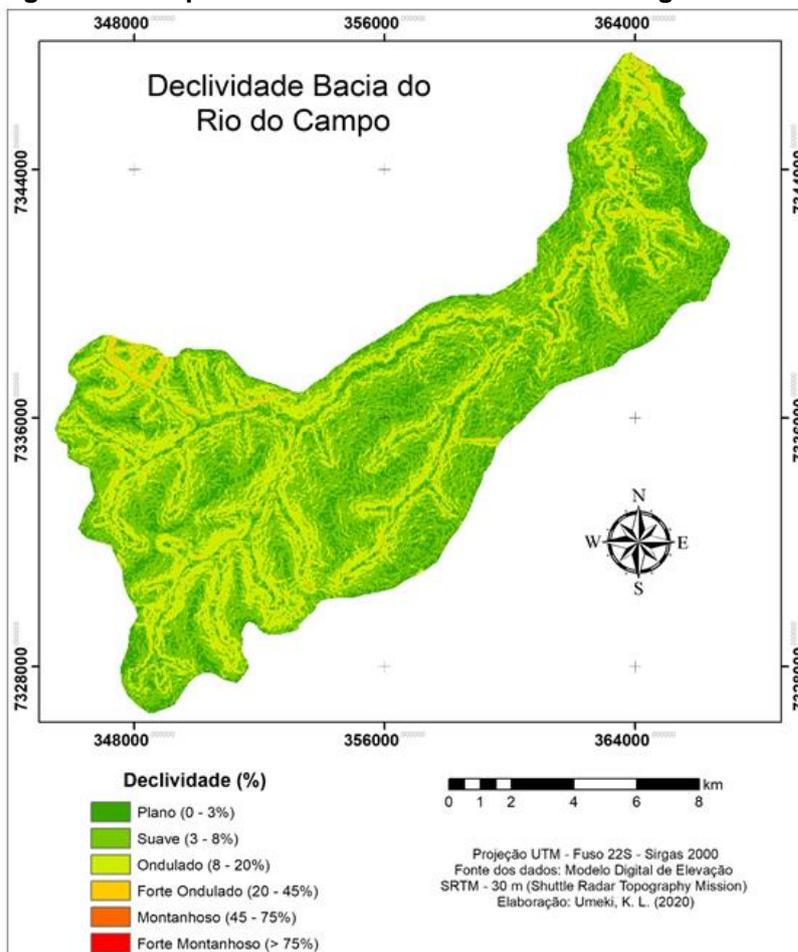
### 5.1.2 Declividade

O aumento do escoamento superficial decorrente da urbanização contribui para aumentar a capacidade erosiva e a capacidade de transporte de sedimentos, especialmente em áreas de alta declividade. O mapa de declividade é uma forma de representação do relevo, pois indica a inclinação das vertentes (COLAVITE, 2009).

A declividade dos terrenos de uma bacia hidrográfica controla em parte a velocidade do escoamento superficial, influenciando dessa forma, no tempo que leva a água da chuva para concentrar-se nos leitos fluviais (VILLELA e MATTOS, 1975).

Com base no mapa da declividade (Figura 11), observa-se que a declividade predominante pertence às classes de suave e ondulado, ou seja, apresenta topografia pouco acidentada. Já no entorno dos canais fluviais, tem-se o predomínio de declividade ondulado. Destaca-se a declividade mais acentuada na porção mais arenosa da bacia, principalmente na borda norte.

**Figura 11 – Mapa de Declividade da sub-bacia hidrográfica do rio do Campo.**



**Fonte: Autoria própria (2019).**

A bacia hidrográfica do rio do Campo apresenta características físicas para uso da agricultura intensiva, pois apresenta baixa declividade, podendo ser considerada, em geral, uma região predominantemente plana, porém seu uso merece especial atenção pelo fato de ser área de manancial de abastecimento do município de Campo Mourão (COLAVITE, 2009).

Para a elaboração da representação cartográfica da declividade foram utilizados dados vetoriais obtidos do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) e do Projeto HydroSHEDS (LEHNER et al., 2008). O primeiro refere-se aos limites municipais e o segundo aos limites das bacias hidrográficas. Utilizaram-se também imagens do satélite Landsat – 8, sensor OLI (Operational Land Imager) obtida do Earth Explorer, USGS (2019), órbita/ponto 224/77 datada de 22 de março de 2019, com resolução de 30 metros. Modelo digital de elevação obtido dos dados SRTM (Shuttle Radar Topography Mission) com resolução de 1 arco de segundo (30 metros), obtidos do Earth Explorer.

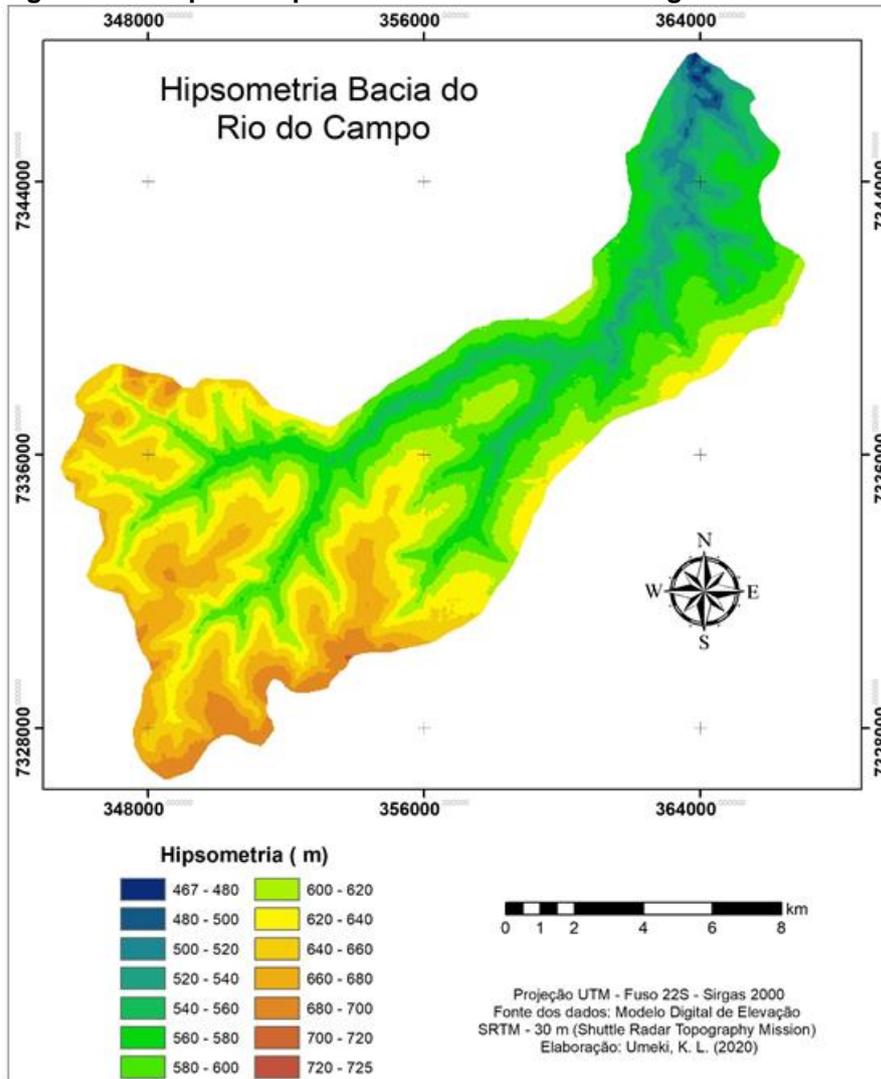
Foram necessários aplicativos de Sistemas de Informação Geográfica – SIG, Qgis e Spring e cartas topográficas na escala 1:50.000 obtidas do Instituto de Terras, Cartografia e Geociências do Paraná - ITCG. As representações cartográficas foram elaboradas no aplicativo Qgis, considerando a utilização da Projeção UTM, Datum Sirgas 2000 e Fuso 22. A declividade foi criada a partir do Modelo Digital de Elevação SRTM, considerando as classes da EMBRAPA (1979). O procedimento foi executado no aplicativo Qgis a partir da ferramenta GDAL - declividade e posteriormente, o uso do recurso r.reclass. As seguintes classes foram consideradas: 0-3% (plano), 3-8% (suave), 8-20% (ondulado), 20-45% (forte-ondulado), 45-75% (montanhoso) e >75% (forte-montanhoso).

### 5.1.3 Hipsometria

Para a geração da hipsometria, a metodologia foi a mesma utilizada para a declividade, sendo desenvolvida a partir do MDE SRTM em ambiente Qgis com o uso do recurso r.recode, com intervalo de 20 metros entre as classes.

Com relação à altimetria, com base no mapa hipsométrico (Figura 12), predominam as faixas de 540 a 680 metros, com uma amplitude altimétrica total de 140 metros de desnível.

Figura 12 – Mapa de Hipsometria da sub-bacia hidrográfica do rio do Campo.



Fonte: Autoria própria (2019).

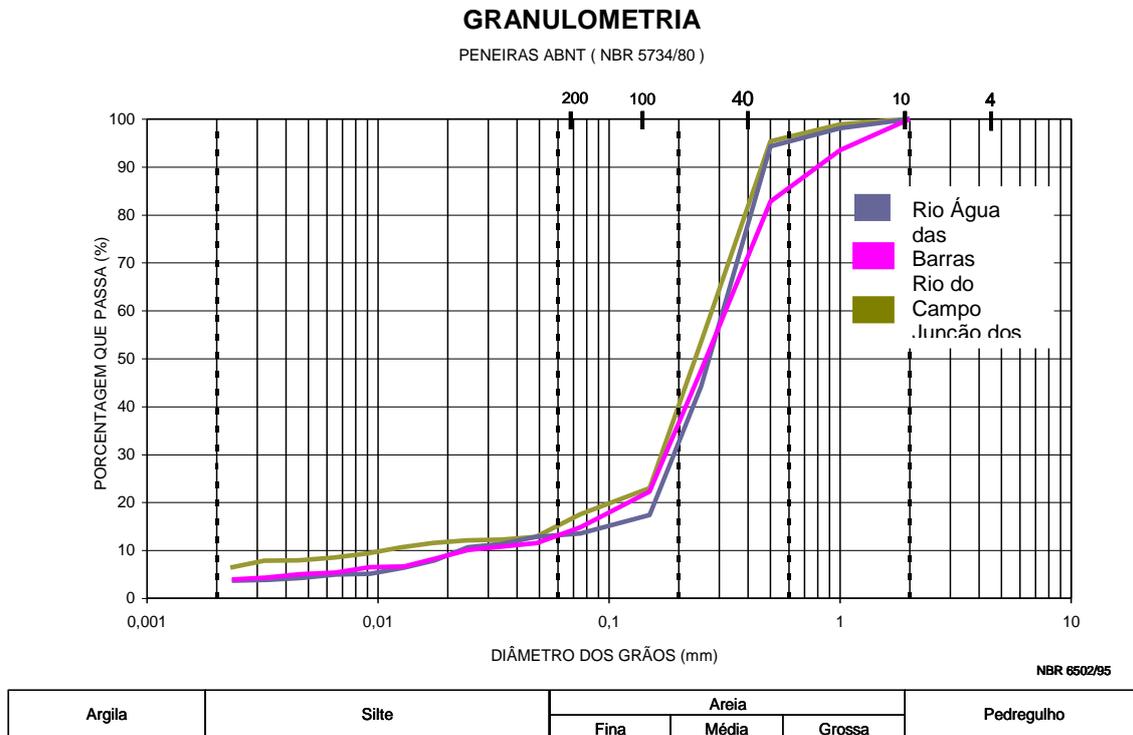
#### 5.1.4 Granulometria do Leito

A curva granulométrica do rio Água das Barras, rio do Campo e a junção dos rios é apresentada na Figura 13. Verifica-se a grande quantidade de areia média e a baixa quantidade de materiais finos e a semelhança entre as seções. A análise da granulometria é importante para verificar o substrato, ou seja, a presença da comunidade bentônica.

O rio do Campo possui sua nascente em Piquirivaí, próximo ao Ponto 1. A curva representada por “rio do Campo” demonstra a granulometria do Ponto 2, com características similares também ao do Ponto 1. Já a granulometria apresentada por “Junção dos rios” representa o Ponto 3, situado na área central de Campo Mourão.

A porcentagem de cada material está demonstrada na Tabela 1. A grande quantidade de areia média e grossa para os 3 pontos deve-se à baixa velocidade da água, depositando os materiais grossos.

**Figura 13 – Granulometria do rio Água das Barras, rio do Campo e junção dos rios.**



Fonte: UMEKI (2012).

Outro fator que contribui sobremaneira para o resultado da Tabela 1 é o tipo da formação geológica. Próximo às nascentes da sub-bacia em estudo, a formação é do grupo arenito Caiuá, contribuindo para as maiores porcentagens de areia média e grossa, com solos facilmente erodíveis. As áreas com contextos mais argilosos, formação Serra Geral, estão mais à jusante da sub-bacia.

**Tabela 1 – Porcentagem do tamanho das partículas de cada segmento.**

Pontos	Argila	Silte	Areia Fina	Areia Média e Grossa
Rio Água das Barras	4%	9%	19%	68%
Rio do Campo	4%	8%	26%	62%
Junção dos rios	7%	7%	26%	60%

Fonte: UMEKI (2012).

## 5.2 Avaliação e classificação da qualidade da água

### 5.2.1 Variáveis limnológicas

Em cada ponto de monitoramento, foram realizadas três coletas amostrais, definidas para fins metodológicos de: ponto central (C), Lado Esquerdo (LE) e Lado Direito (LD), ou seja, o monitoramento da qualidade da água da sub-bacia hidrográfica foi dado em 3 pontos, cujas amostras foram realizadas em triplicata.

Foram produzidas 3 campanhas de amostragem, entretanto, a primeira teve que ser descartada devido à necessidade de amostrar ambientes lóticos. Ademais, a primeira campanha não englobou um ponto com água de melhor qualidade para servir de comparação. Assim, consideraram-se neste trabalho duas campanhas realizadas em abril de 2020. A pandemia do COVID-19, a qual ainda é uma realidade no Brasil, prejudicou as idas a campo e, obedecendo as instruções das autoridades, decidiu-se por acatar as decisões no que diz respeito ao isolamento social.

Em campo, os valores de temperatura, pH, condutividade e OD foram determinadas através de sonda multiparamétrica, cujo método é de sensor óptico.

Após as coletas, as amostras foram encaminhadas ao Núcleo de Pesquisa em Engenharia Ambiental (NUPEA), da UTFPR no câmpus Campo Mourão e foram realizadas as análises dos parâmetros apresentados no Quadro 1, com seu respectivo método, conforme procedimento descrito no *Standart Methods the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2012).

**Quadro 1 – Parâmetros físico-químicos e métodos de análises utilizados na pesquisa**

<b>Parâmetro físico-químico (unidade)</b>	<b>Método de Análise</b>
Condutividade elétrica	Sensor óptico
Temperatura (°C)	Sensor óptico
Oxigênio dissolvido	Sensor óptico
pH	Potenciométrico
Sólidos Totais (mg.L <sup>-1</sup> )	Gravimétrico
Sólidos suspensos totais (mg.L <sup>-1</sup> )	Gravimétrico
Sólidos dissolvidos totais (mg.L <sup>-1</sup> )	Gravimétrico

Fonte: Autoria própria.

Para os parâmetros nitrogênio amoniacal total e fósforo total, as amostras foram realizadas pela especialista em biotecnologia, Vanessa Daufenbach, atualmente analista laboratorial do Acqua Sollus Laboratório. Na determinação do nitrogênio amoniacal total e fósforo total, foi obedecido o *Standart Methods the Examination of Water and Wastewater*, 23 edição.

O procedimento analítico para determinação de Coliformes Totais e Termotolerantes seguiu a metodologia Colilert Idexx®. No presente trabalho, as variáveis físicas, químicas e bacteriológicas da água foram comparadas com aquelas citadas na Resolução Conama nº 357/05 para as águas de classe 2.

### 5.2.2 Macroinvertebrados bentônicos

A coleta de amostras da comunidade de macroinvertebrados bentônicos seguiu os critérios técnicos e seleção dos segmentos de amostragem, segundo o Guia de Coleta e Preservação de Amostras, da Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (2011), com enfoque na representatividade da diversidade de habitats, obedecendo-se os arrastos de jusante para montante, observando-se demais características físicas do local, como presença de espumas, cor, odor e tipo de corrente apresentada.

As coletas foram realizadas utilizando-se a rede “D” de 250 micrômetros (Figura 14) de malha, e com 39 cm de largura e cabo extensivo. Para amostra quantitativa foram realizadas três replicatas, no qual cada réplica consistiu na passagem da rede “D” por substratos distintos, percorrendo 50 cm de comprimento, perfazendo assim uma área amostral por réplica de 0,195 m<sup>2</sup> (0,39 m x 0,5 m). Após a coleta das três réplicas, foi realizada a coleta do material para a amostra qualitativa, passando a rede “D” nos diferentes substratos encontrados em cada estação amostral.

A riqueza de taxa em cada ponto foi calculada em planilha excel, através do número de morfotipos encontrados, e a densidade populacional foi expressa em indivíduos por metro quadrado (ind./m<sup>2</sup>) perante o cálculo de densidade (Média de organismos das Réplicas x 1 m<sup>2</sup>)/Área do Amostrador (0,195 m<sup>2</sup>), como demonstrado na Tabela 2.

**Figura 14 – Coleta de macroinvertebrados bentônicos.**



Fonte: Autoria própria (2020).

**Tabela 2 – Modelo para o cálculo de dados brutos para determinação da comunidade bentônica.**

Área do Amostrador	cm <sup>2</sup>	m <sup>2</sup>	Resultados (m <sup>2</sup> )
REDE D	1950	0,195	Densidade
	<b>Nº de organismos no somatório de três réplicas</b>	<b>Média</b>	<b>Resultados (ind./m<sup>2</sup>)</b>
			<b>Rede D</b>
Leitura das Réplicas	1	0,33	2
Leitura das Réplicas	2	0,67	3
Leitura das Réplicas	3	1,00	5
Leitura das Réplicas	4	1,33	7
Leitura das Réplicas	5	1,67	9
Leitura das Réplicas	24	8,00	41
Leitura das Réplicas	103	34,33	176

Fonte: Autoria própria.

Os materiais coletados foram acondicionados em sacos plásticos, os quais foram previamente etiquetados com dados de local de amostragem e data. As amostras foram fixadas no campo com uma solução de formaldeído com solução final a 10% do peso da amostra.

Para a triagem, o material fixado foi lavado com água corrente, com auxílio de peneira com malha de 0,25 mm de diâmetro, de forma a se remover o material

particulado mais fino e a facilitar a observação e triagem dos organismos sob estereomicroscópio. O material retido foi colocado em bandeja de PVC branca sob iluminação artificial para a triagem do material e separação dos organismos. Todos os espécimes encontrados durante a triagem das amostras foram acondicionados em vidros de 50 mL com álcool 70%, para posterior análise qualitativa e quantitativa.

Para a identificação dos organismos, as amostras foram enviadas para o laboratório de medições ambientais Micra - Microbiologia e Controle Ambiental, em Ponte Nova – MG, sob os cuidados do Biólogo, Mateus da Silva Cotta, CRBio 57640-04, analista ambiental em limnologia, com ênfase em monitoramento de qualidade das águas em rios e reservatórios, e Gerente de Produtos conforme ISO/IEC 17025.

Para avaliação da qualidade da água utilizando-se a fauna de macroinvertebrados bentônicos como indicadores empregou-se o índice BMWP'. Este índice biológico leva em consideração os macroinvertebrados identificados ao nível de família, com as devidas adaptações feitas por Tercedor e Ortega (1988) e Loyola (2000), utilizado, atualmente, pelo IAT.

Esta adaptação baseou-se em 10 anos de estudo, pela observação da ocorrência de famílias importantes, comumente integrantes da comunidade bentônica dos rios estudados. Algumas famílias foram adicionadas por equivalência ecológica e outras por semelhança quanto ao nível de tolerância à poluição. As pontuações dadas às diversas famílias não foram modificadas. No final, conta-se com a adição de 13 famílias: Hyalellidae, Mycetopodidae, Hyriidae, Palaemonidae, Gripopterygidae, Corydalidae, Hydrobiosidae, Pyralidae, Psephenidae, Trichodactylidae, Leptohyphidae, Aeglidae e Limnocoeridae. Este índice BMWP' reconhece 9 (nove) níveis de tolerância à poluição para diversas famílias de macroinvertebrados (Quadro 2). Em 2001, foram incluídas três famílias para rios da Bacia Litorânea: Calamoceratidae, Helicopsychidae e Megapodagrionidae (INSTITUTO AMBIENTAL DO PARANÁ, 2006).

**Quadro 2 – Pontuações designadas às diferentes famílias de macroinvertebrados aquáticos para a obtenção do índice BMWP'**

continua...

<b>Famílias</b>	<b>Pontuação</b>
Siphonuridae, Heptageniidae, Leptophlebiidae, Potamanthidae, Ephemeridae, Taeniopterygidae, Leuctridae, Capniidae, Perlodidae, Perlidae, Chloroperlidae, Aphelocheiridae, Phryganeidae, Molannidae, Beraeidae, Odontoceridae, Leptoceridae, Goeridae, Lepidostomatidae, Brachycentridae, Sericostomatidae, <b>Calamoceratidae, Helicopsychidae, Megapodagrionidae</b> <b>Athericidae, Blephariceridae</b>	10
Astacidae, Lestidae, Calopterygidae, Gomphidae, Cordulegastridae, Aeshnidae, Corduliidae, Libellulidae, Psychomyiidae, Philopotamidae, <b>Glossosomatidae</b>	8
<i>Ephemerellidae</i> , <b>Prosoptomatidae</b> , Nemouridae, <b>Gripopterygidae</b> , Rhyacophilidae, Polycentropodidae, Limnephelidae, Ecnomidae, <b>Hydrobiosidae, Pyralidae, Psephenidae</b>	7
Neritidae, Viviparidae, Ancylidae, <b>Thiaridae</b> Hydroptilidae Unionidae, <b>Mycetopodidae, Hyriidae</b> , Corophilidae, Gammaridae, <b>Hyalellidae, Atyidae, Palaemonidae, Trichodactylidae</b> , Platycnemididae, Coenagrionidae <b>Leptohephyphidae</b>	6
<b>Oligoneuridae, Polymitarcyidae</b> , Dryopidae, Elmidae (Elminthidae), <b>Helophoridae, Hydrochidae, Hydraenidae</b> , Clambidae Hydropsychidae 5 Tipulidae, Simuliidae Planariidae, Dendrocoelidae, <b>Dugesidae, Aegliidae</b>	5
Baetidae, Caenidae <i>Haliplidae, Curculionidae, Chrysomelidae</i> , <b>Tabanidae, Stratiomyidae, Empididae, Dolichopodidae, Dixidae, Ceratopogonidae, Anthomyidae, Limoniidae, Psychodidae, Sciomyzidae, Rhagionidae, Sialidae, Corydalidae</b> , Piscicolidae <b>Hydracarina</b>	4
<i>Mesoveliidae, Hydrometridae, Gerridae, Nepidae, Naucoridae (Limnocoeridae)</i> , Pleidae, <i>Notonectidae, Corixidae</i> , <b>Veliidae, Helodidae, Hydrophilidae, Hygrobiidae, Dytiscidae, Gyrinidae</b> , Valvatidae, Hydrobiidae, Lymnaeidae, Physidae, Planorbidae, <i>Bithyniidae, Bythinellidae</i> , Sphaeridae, Glossiphonidae, Hirudidae, Erpobdellidae, Asellidae, <b>Ostracoda</b>	3
Chironomidae, <b>Culicidae, Ephydriidae, Thaumaleidae</b>	2
Oligochaeta (todas as classes), <b>Syrphidae</b>	1

**Fonte: Instituto Ambiental do Paraná (2006).**

Legenda: *itálico*: o score foi mudado por (TERCEDOR; ÓRTEGA, 1988).

**negrito** - foram incluídas por (TERCEDOR; ÓRTEGA, 1988).

**azul**: foram incluídas por (LOYOLA, 2000).

**verde**: foram incluídas para rios da Bacia Litorânea (TONIOLLO et al, 2001).

Ao efetuar o somatório de todas as pontuações relativas às famílias presentes em cada amostra, é possível enquadrar os valores obtidos nas cinco classes de qualidade (Quadro 3) e assim obter uma classificação da qualidade biológica dos locais amostrados. A simplicidade deste índice possibilita maior aderência aos

diferentes países no monitoramento global da qualidade das águas. O corpo hídrico é classificado de acordo com o pior dos resultados obtidos entre os resultados físico-químicos e biológicos.

**Quadro 3 – Classes de qualidade definidas para o BMWP’.**

Classe	Qualidade	Valor	Significado	Cor
I	Ótima	>150	Água muito limpa	Lilás
II	Boa	101 – 149	Águas não poluídas ou sistema perceptível não alterado	Azul
III	Aceitável	61 – 100	São evidentes efeitos moderados de poluição	Verde
IV	Duvidosa	36 – 60	Águas poluídas (sistema alterado)	Amarelo
V	Crítica	16 – 35	Águas muito poluídas (sistema muito alterado)	Laranja
VI	Muito Crítica	<15	Águas fortemente poluídas (sistema fortemente alterado)	Vermelho

Fonte: INSTITUTO AMBIENTAL DO PARANÁ (2006).

### 5.2.3 Cálculo do Indicador de qualidade

A classificação da qualidade físico-química da água seguirá a equação 1, dividindo-se o número de valores de monitoramento em conformidade com os valores-alvo, ou seja, o número de amostras dentro dos limites da classe 2 da Resolução CONAMA nº 357 pelo número total de amostras.

$$C_{wq} = \frac{n_c}{n_m} \times 100$$

Equação (1)

Onde:

$C_{wq}$  é o percentual de conformidade [%];

$n_c$  é o número de valores de monitoramento em conformidade com os valores-alvo;

$n_m$  é o número total de valores de monitoramento.

Um valor limite de 80% de conformidade é definido para classificar os corpos de água como de “boa” qualidade. Assim, uma massa de água é classificada como tendo um bom status de qualidade se pelo menos 80% de todos os dados de monitoramento, de todos os pontos de amostrais, estiverem em conformidade com os respectivos valores de referência.

Os resultados da classificação das massas de água individuais relativamente ao seu estado geral, conforme acima descrito, foram agregados ao nível de bacia hidrográfica, calculando a proporção de massas de água classificadas como de boa qualidade em relação ao número total de massas de água classificadas e foram expressas em percentagem.

$$WBGQ = \frac{n_g}{n_t} \times 100$$

Equação (2)

Onde:

$WBGQ$  é a percentagem de massas de água classificadas como de boa qualidade;

$n_g$  é o número de massas de água classificadas como de boa qualidade;

$n_t$  é o número total de corpos d'água monitorados e classificados.

## 6 RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 6.1 Avaliação da qualidade limnológica

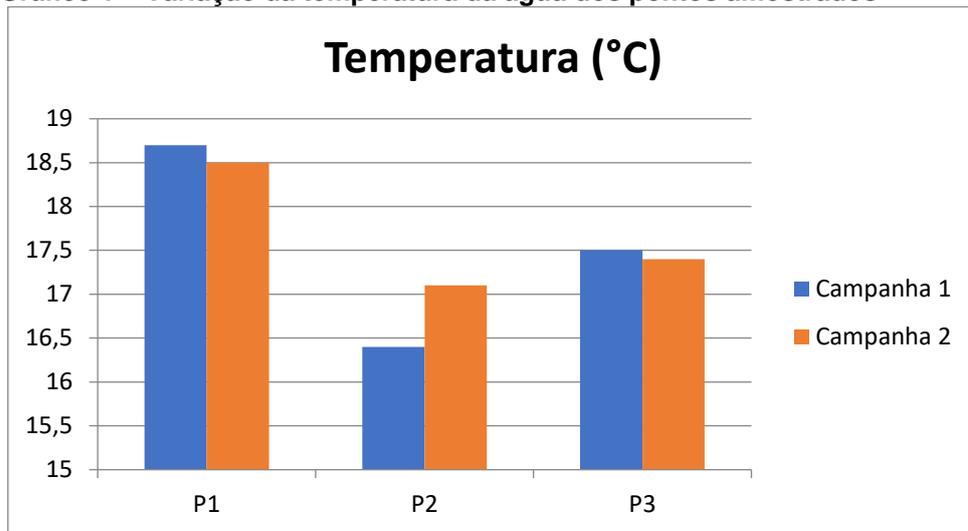
#### 6.1.1 Pluviometria

Segundo o Sistema de Informações Hidrológicas (SIH) do Instituto Água e Terra, no mês de abril de 2020, foram registrados dois dias de precipitação, sendo que no dia 14 de abril ocorreu uma forte chuva no Município, alcançando 25 mm. No dia 07, foram compilados 18,5 mm, totalizando 43,8 mm para abril de 2020. Esse valor ficou abaixo da média acumulada de 2018 e 2019, quando alcançaram 58 mm. A média pluviométrica para o mês das campanhas não apresentou grandes variações quando comparadas aos anos de 2018 e 2019, sendo caracterizada por um dos meses com menores índices pluviométricos, juntamente com os meses de maio, junho e julho.

Além de influenciar alguns parâmetros físico-químicos, a chuva pode ser importante na determinação da estrutura de comunidade e distribuição dos macroinvertebrados bentônicos. Os dados apresentaram uma forte chuva no dia anterior à primeira campanha de coleta e análises, podendo ter sugestionado nos resultados do índice biológico aplicado, uma vez que os macroinvertebrados bentônicos são, na sua maioria, sedentários e possuem um ciclo de vida longo. Quando ocorre a chuva, ela pode carrear os organismos, ocasionando a deriva dos mesmos e, como são espécies que demoram um tempo para colonizar os habitats, devido ao ciclo de vida longo, um intervalo curto entre as campanhas pode não ser suficiente para qualificar e quantificar os organismos que habitam o local.

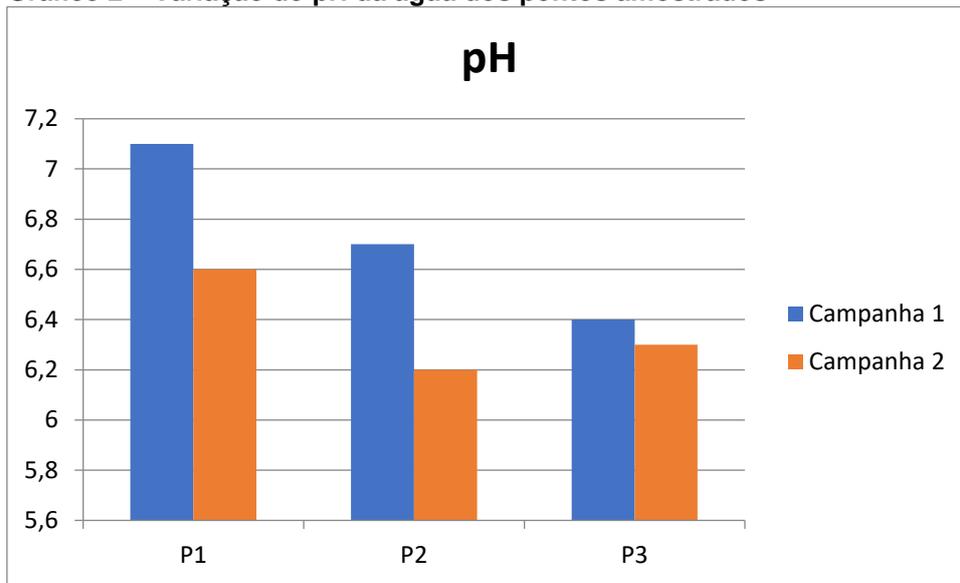
#### 6.1.2 Temperatura da água, pH e concentração de oxigênio dissolvido

A temperatura da água foi mais alta no ponto 1 e mais baixa no ponto 2 em ambas as campanhas amostrais, sendo observada a maior variação de 2,3°C entre esses pontos, na primeira amostragem (Gráfico 1).

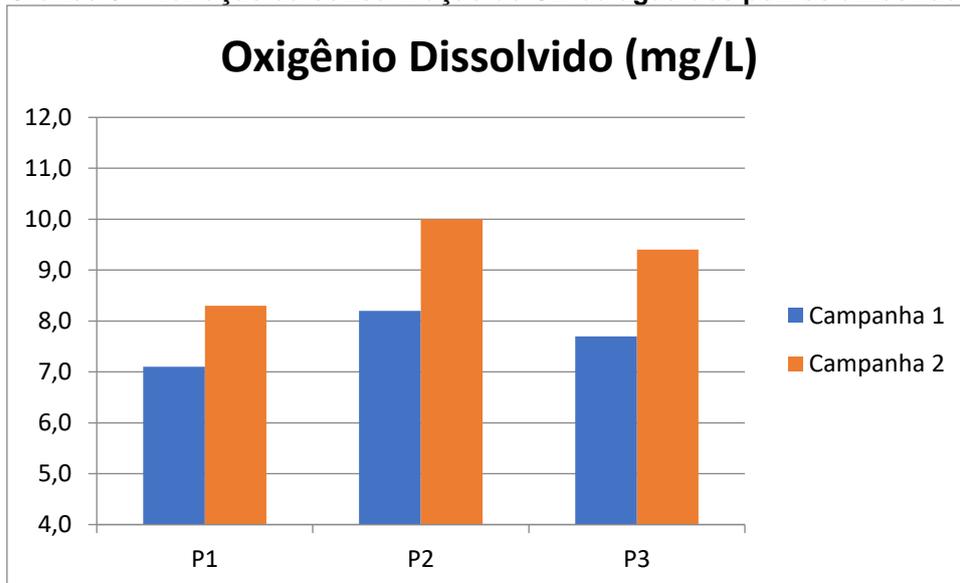
**Gráfico 1 – Variação da temperatura da água dos pontos amostrados**

A temperatura da água do rio do Campo está dentro do esperado para a região e para as datas de coleta, visto que o clima do local de estudo é classificado como Cfa, subtropical úmido mesotérmico, com geadas pouco frequentes, verões quentes, chuvas concentradas nos meses de verão e sem estação seca definida. A região possui média superior a 25°C nos meses mais quentes e inferiores a 15°C nos meses mais frios, tendo sua média anual em torno de 20°C (INSTITUTO AGRONÔMICO DO PARANÁ, 2012). Com isso, a variação da temperatura da água ao longo das campanhas é proporcional à temperatura do ambiente.

Todos os pontos da amostragem apresentaram valores de pH integralmente situados na faixa de 6,0 a 9,0 estabelecida pela Resolução Conama nº 357/05 para águas doces de classe 2, com resultados tendendo a neutralidade (Gráfico 2). O ponto 1 apresenta valores mais elevados de pH por estar localizado próximo à nascente e apresentar menor carga de poluentes, fazendo com que a acidificação do meio seja menor.

**Gráfico 2 – Variação do pH da água dos pontos amostrados**

Em termos de oxigenação, a condição de saturação de oxigênio dissolvido (OD) apresentaram-se satisfatória e estável nos respectivos pontos amostrais (Gráfico 3), demonstrando bons resultados para manutenção da biota aquática. Os níveis de oxigênio, segundo a resolução Conama nº 357/05, estabelece a concentração não inferior a 5 mg/L O<sub>2</sub>, para águas doces de classe 2. Os resultados variaram entre 7,1 e 10,0 mg/L O<sub>2</sub>.

**Gráfico 3 – Variação da concentração de OD da água dos pontos amostrados**

### 6.1.3 Nitrogênio amoniacal total e fósforo total

Os resultados da concentração de nitrogênio amoniacal total (NAT) e de fósforo total ( $P_{total}$ ) estão apresentados na Tabela 3. A Resolução Conama nº 357/05 determina como VMP de nitrogênio amoniacal total, uma faixa de valores que depende do pH do meio. Considerando que o pH variou de 6,2 a 7,1 e que para essa faixa o VMP de nitrogênio amoniacal total (NAT) é de 3,7 mg/L N, todos os resultados se mantiveram em conformidade com os padrões estabelecidos para águas doces de classe 2, cujas concentrações foram inferiores ao limite de quantificação do método analítico (0,28 mg/L).

Quanto ao fósforo total ( $P_{total}$ ), os resultados apontaram que as concentrações se mantiveram em conformidade com os padrões estabelecidos para águas doces de classe 2 (0,1 mg/L P) para ambientes lóticos, apresentando concentração inferior ao limite de quantificação do método (0,05 mg/L) no ponto 1.

**Tabela 3 – Resultados da concentração de nitrogênio amoniacal total e fósforo total.**

<b>Amostra</b>	<b>Ponto 1</b>	<b>Ponto 2</b>	<b>Ponto 3</b>
NAT (mg.L <sup>-1</sup> )	< 0,28	< 0,28	< 0,28
$P_{total}$ (mg.L <sup>-1</sup> )	< 0,05	< 0,06	< 0,06

**Fonte: Autoria própria (2020).**

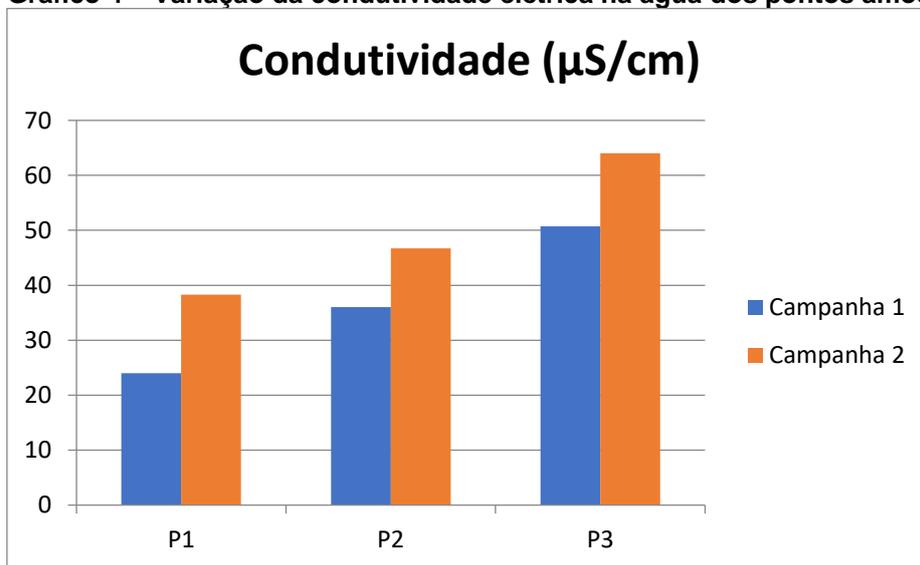
Em seu estudo, Carvalho et al. (2015) observaram um aumento na concentração média de fósforo total de montante em direção a jusante no rio do Campo e rio Km 119 e concluíram que, aproximadamente 83% dos resultados foram superiores ao limite de 0,1 mg/L estabelecido pela legislação, indicando pontos de contaminação, provavelmente devido ao lançamento de efluentes das estações de tratamento de esgoto na área urbano do município de Campo Mourão e uso de fertilizantes nas atividades agrícolas na área rural da bacia.

No entanto, pelos resultados desta pesquisa, para os pontos analisados, pode-se inferir que não há indícios de despejos de efluentes e fertilizantes próximos aos pontos amostrados, que possam contribuir para a alteração da qualidade da água nestes locais.

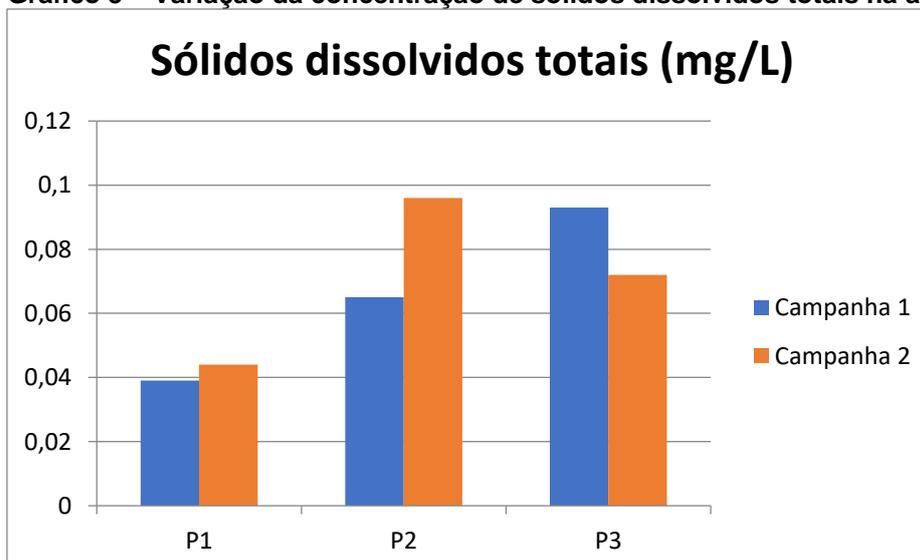
#### 6.1.4 Condutividade elétrica e sólidos dissolvidos totais

Os resultados de condutividade elétrica (Gráfico 4) e sólidos dissolvidos (Gráfico 5) sugerem um baixo processo de mineralização das águas. O ponto 3 foi o que apresentou maior valor para a condutividade elétrica, nas duas campanhas realizadas. Todavia, os valores apresentados estão dentro da faixa determinada por Von Sperling (1996) e Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (2014), ou seja, na faixa compreendida entre 10 a 100  $\mu\text{S}/\text{cm}$  para rios brasileiros, indicando ambientes menos impactados.

**Gráfico 4 – Variação da condutividade elétrica na água dos pontos amostrados**



**Gráfico 5 – Variação da concentração de sólidos dissolvidos totais na água**



A quantidade de sólidos nas águas ocorre sazonalmente, variando do período seco para o período chuvoso, dependendo, principalmente, do tipo do solo, da intensidade das chuvas, do tipo de uso e ocupação da bacia hidrográfica e do tipo de cobertura vegetal. Para a primeira campanha foi registrada precipitação significativa recente, mas não contribuiu para o aumento nos valores da série sólidos, estando abaixo dos valores de referência para classe 2 (500 mg/L).

Em relação à série de sólidos (SST, SDT e ST), os sólidos dissolvidos totais (SDT) incluem os colóides e os efetivamente dissolvidos, sendo as partículas que passam por membrana filtrante com poro igual a 1,2 micra. Os resultados de sólidos dissolvidos, registrados no decorrer das duas campanhas de monitoramento, são considerados baixos aos valores máximos permissíveis pela legislação (VMP = 500 mg/L), apresentando pouca variação entre os pontos e reportando novamente à menor participação de lançamentos difusos de efluentes sanitários (esgoto *in natura*) nos corpos hídricos amostrados. Os resultados obtidos também demonstram o processo natural de sedimentação das partículas contidas na massa d'água.

No que diz respeito à suscetibilidade à erosão na sub-bacia hidrográfica do rio do Campo, conforme pode ser observado no mapa de declividade, a sub-bacia apresenta topografia pouco acidentada. Já no entorno dos canais fluviais tem-se o predomínio de declividade forte-ondulado.

#### 6.1.6 Coliformes totais e *Escherichia coli*

O número mais provável de coliformes totais (Gráfico 6) e *E. coli* (Gráfico 7) foram maiores, em geral, durante a segunda campanha, quando não foram registradas precipitações anteriores. No decurso da campanha 1, os valores encontrados em UFC/100 ml para coliformes totais nos pontos 1, 2 e 3 foram, respectivamente, 6,4; 6,2 e 102,7. Na campanha 2, os resultados obtidos foram 335,1; 81,9 e 95 (UFC/100 ml) para os mesmos pontos.

Para coliformes totais, o ponto 3 foi o que apresentou o maior valor, na primeira campanha, cerca de 16 vezes o resultado dos demais pontos. Já na segunda campanha, o ponto 1 apresentou maior concentração de coliformes totais, acima do triplo do valor encontrado para os pontos 2 e 3. Esperava-se que o ponto 3, por ser considerado o mais antropizado, apresentasse, de fato, as maiores concentrações.

Conquanto, aguardava-se que o ponto 1, devido a sua localização (próximo à nascente), apresentasse os menores valores desses parâmetros.

Gráfico 6 – Concentração de coliformes totais na água.

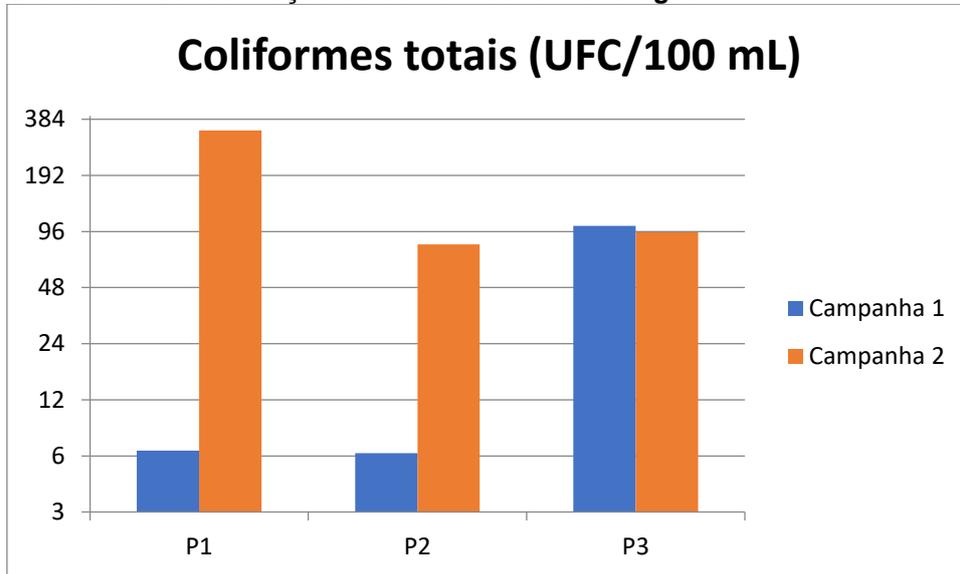
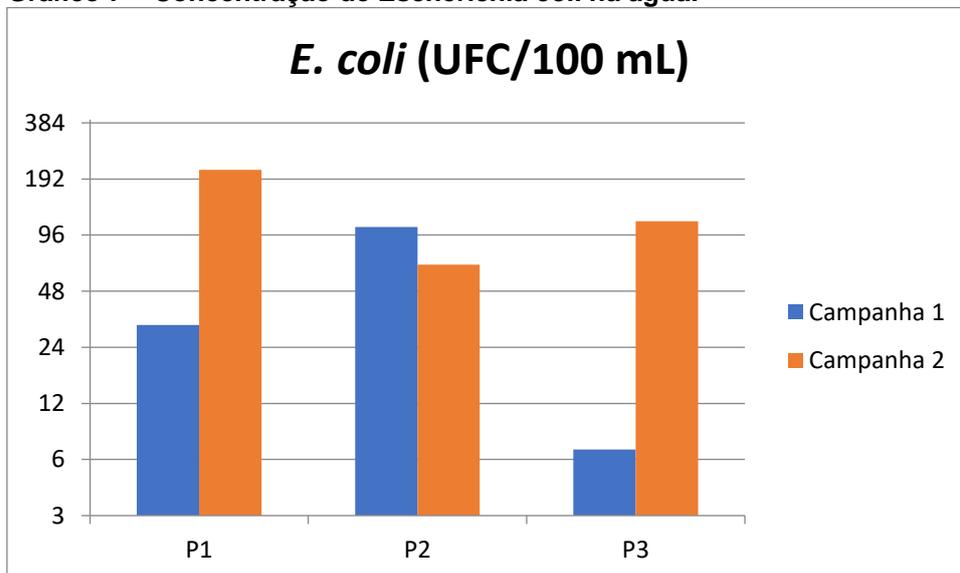


Gráfico 7 – Concentração de Escherichia coli na água.



Em relação à *E. coli*, a campanha 1 obteve 31,6; 106,2 e 6,8 (UFC/100 ml) para os pontos 1, 2 e 3, respectivamente, e a campanha 2 resultou em 215,3; 66,7 e 114,1 (UFC/100 ml), na mesma ordem. A concentração mais elevada de *E. coli* no ponto 1, na segunda campanha, pode ser um indicativo de que próximo ao local pode haver lançamento de esgoto doméstico ou mesmo criação de animais.

A presença de espumas observadas neste ponto, nas duas campanhas, fortalecem as evidências sobre a possibilidade de lançamento de efluentes domésticos e podem indicar também a presença de agrotóxicos. Atualmente, é comum o uso de adjuvantes para otimizar a atividade de muitos herbicidas, pois pode representar economia na aplicação, pela possibilidade do uso de doses reduzidas (Sherrick et al., 1986; Carbonari et al., 2004). Segundo Theisen et al. (2004), a adição de adjuvantes melhora o ambiente da calda de pulverização e as condições para a proteção e absorção dos herbicidas. Roman et al. (2007) mencionam os surfactantes como uma categoria dos adjuvantes, cuja função seria melhorar a emulsão, a dispersão, ao espalhamento, o molhamento ou outras propriedades de um líquido ou solução, por meio da modificação de suas propriedades de superfície. Assim, são comercializados diversos tipos de herbicidas, diferenciando-se pela concentração do ingrediente ativo e pela presença ou ausência de surfactantes em sua composição. Como consequência da mistura, há a formação de espumas, sugerindo que àquelas observadas no ponto 1, podem ser consequência da mistura de herbicida com surfactantes.

Ainda assim, mesmo existindo a poluição visual, as características da água continuam apresentando em seus parâmetros, valores bem abaixo aos valores de referência para a classe 2, segundo a resolução Conama nº 357/05 que define como VMP 1000 UFC/100 mL para os demais usos e a resolução Conama nº 274/2000 que determina os critérios de balneabilidade em águas brasileiras, instituindo para recreação de contato primário o VMP 800 UFC/100 mL, como condição satisfatória. Entretanto, conforme a legislação recomenda, são necessários um conjunto de amostras obtidas em cada uma das cinco semanas anteriores, colhidas no mesmo local para recreação de contato primário e pelo menos seis amostras coletadas durante o período de um ano, com frequência bimestral, para os demais usos.

O resultado médio das análises físico-químicas e bacteriológicas dos pontos amostrados nas duas campanhas, sendo P1 (rio do Campo próximo à cabeceira), P2 (rio do Campo antes da junção com o rio das Barras) e P3 (rio do Campo no centro do Município de Campo Mourão), e seus valores máximos permitidos para águas doces de classe 2, conforme definido por Brasil (2005) e valores de condutividade reportado por Von Sperling (1996), são apresentados na Tabela 4.

Tabela 4 – Resultados médios das análises físico-químicas e microbiológicas e VMP para águas doces de classe 2.

PARÂMETROS ANALÍTICOS	P1	P2	P3	VMP
pH	6,85	6,45	6,3	6,0 a 9,0
OD (mg.L <sup>-1</sup> )	7,7	9,1	8,55	≥ 5
Sólidos Totais (mg.L <sup>-1</sup> )	0,083	0,114	0,111	s/v
Sólidos suspensos (mg.L <sup>-1</sup> )	0,0415	0,0335	0,0285	s/v
Sólidos dissolvidos totais (mg.L <sup>-1</sup> )	0,0415	0,0805	0,0825	≤ 500
Condutividade (μS.cm <sup>-1</sup> )	31,15	41,35	57,35	< 100
Temperatura (°C)	18,6	16,75	17,45	s/v
Nitrogênio amoniacal total (mg.L <sup>-1</sup> )	< 0,28	< 0,28	< 0,28	3,7, para pH ≤ 7,5
				2,0, para 7,5 < pH ≤ 8,0
				1,0, para 8,0 < pH ≤ 8,5
				0,5, para pH > 8,5
Fósforo total (mg.L <sup>-1</sup> )	< 0,05	< 0,06	< 0,06	≤ 0,1
Coliformes totais (UFC/100 mL)	170,75	44,05	98,85	s/v
Coliformes termotolerantes	-	-	-	Demais usos: ≤ 1000 (em 80% ou mais de pelo menos seis amostras coletadas durante o período de um ano, com frequência bimestral).
* <i>E.coli</i> (UFC/100 mL)	123,45	86,45	60,45	Recreação de contato primário: 800 (em 80% ou mais de um conjunto de amostras obtidas em cada uma das cinco semanas anteriores, colhidas no mesmo local).
				Demais usos: ≤ 1000 (em 80% ou mais de pelo menos seis amostras coletadas durante o período de um ano, com frequência bimestral).

**Legenda: s/v = sem valor de referência**

\*A *E. coli* poderá ser determinada em substituição ao parâmetro de coliformes termotolerantes de acordo com limites estabelecidos pelo órgão ambiental competente.

## 6.2 Avaliação de macroinvertebrados bentônicos

O monitoramento da comunidade dos macroinvertebrados aquáticos nos pontos de amostragem demonstrou baixa densidade e riqueza, dado o número de pontos amostrais e às características do substrato dos locais (arenoso). Os melhores resultados foram encontrados, em geral, na segunda campanha, visto que no dia anterior à primeira, a chuva pode ter influenciado o inventário, pois os maiores índices pluviométricos levam à desestruturação do mosaico de habitat/microhabitat passíveis de colonização, levando a deriva de organismos.

Nas estações secas são fornecidas melhores condições para colonização de ambientes e estabelecimento de organismos bentônicos nos diversos habitats, sendo sua manutenção no local vinculada à sensibilidade dos organismos a alterações de qualidade de água e do substrato em virtude de atividades antropogênicas. Nesse caso, os maiores valores de densidade foram aferidos na campanha sem chuva.

De acordo com a metodologia apresentada na Tabela 2, foram encontrados, 1 e 109 macroinvertebrados bentônicos no ponto 1, respectivamente na primeira e segunda campanhas; 0 e 29 indivíduos no ponto 2 para a mesma sequência de campanhas e 2 indivíduos no ponto 3 em cada uma das campanhas, totalizando 143 organismos. A maior riqueza foi encontrada no ponto 1, seguida do ponto 3.

Nas duas campanhas de amostragem foram inventariados um total de 16 unidades taxonômicas distribuídas em três grandes Filos: Annelida, Arthropoda e Mollusca. Para a Classe Insecta foram descritas as ordens Odonata, Trichoptera, Heteroptera, Diptera, Lepidoptera e Coleoptera. Os Annelida com a classe Oligochaeta e Hirudínea também foram encontrados. O Phylum Mollusca contribuiu com 01 representante da Classe Bivalvia, *Psidium sp.*, espécie nativa. A classe Gastropoda foi inventariada neste ciclo de campanhas, registrando a espécie *Biomphalaria straminea*, molusco de importância epidemiológica e saúde pública, potencial vetor do trematódeo *Schistosoma mansoni*, no ponto 1, da segunda campanha.

A presença de exemplares das ordens Trichoptera e Odonata mais sensíveis às alterações de qualidade de água em termos antrópicos, foi distribuída de forma aleatória ao longo dos pontos amostrais, sendo encontrados nos pontos 1 e 3, mas com baixa densidade, demonstrando ainda a manutenção de águas de qualidade para a manutenção de fauna aquática na região. A presença de indicadores de poluição

como Chironomidae, Oligochaeta e moluscos exóticos foi pouco significativa, estando ali fazendo parte da cadeia trófica. Com exceção do Ponto 3, os tributários apresentaram maior abundância de bivalves (*Pisidium sp.*), seguidos por anelídeos.

Doeg et al. (1989), em um estudo experimental de colonização de frações inorgânicas de substrato em um rio da Austrália, reportou que o gênero *Pisidium* foi um dos principais táxons presentes no substrato arenoso. Hawkins et al. (1983), também observaram a ocorrência de moluscos em substratos arenosos em riachos de Oregon e Califórnia (EUA). Segundo Pennak (1989), os moluscos comuns em pequenos riachos são da família Sphaeriidae, encontrados em todos os tipos de fundo, com exceção de argila e rochas.

A identificação dos macroinvertebrados bentônicos, para as campanhas 1 e 2 (CAMP1 e CAMP2), desta pesquisa está sintetizada no Quadro 4 e a Figura 15 ilustra os indivíduos que foram encontrados em boas condições.

Quadro 4 – Identificação dos macroinvertebrados bentônicos, segundo índice BMWP'.

continua...

ORGANISMOS /PONTO DE AMOSTRAGEM	BMWP	P01		P02		P03	
		CAMP 1	CAMP 2	CAMP 1	CAMP 2	CAMP 1	CAMP 2
<b>Annelida</b>							
<b>CLASSE OLIGOCHAETA</b>	<b>1</b>						<b>3</b>
<b>CLASSE HIRUDINEA</b>							
<b>Ordem Rhynchobdellida</b>							
Família Glossiphonidae	<b>3</b>	<b>2</b>	<b>2</b>		<b>3</b>		
<b>Arthropoda</b>							
<b>CLASSE MALACOSTRACA</b>							
<b>Ordem Decapoda</b>							
Família Aeglidae	<b>5</b>						
<i>Aegla sp.</i>					<b>5</b>		
<b>CLASSE INSECTA</b>							
<b>Ordem Coleoptera</b>							
Família Elmidae	<b>5</b>						
<i>Macrelmis sp.</i>			<b>2</b>				
<b>Ordem Diptera</b>							
Família Chironomidae	<b>2</b>		<b>3</b>			<b>2</b>	
Família Tipulidae	<b>5</b>						<b>+</b>
<b>Ordem Hemiptera</b>							

Quadro 4 – Identificação dos macroinvertebrados bentônicos, segundo índice BMWP'.  
conclusão...

ORGANISMOS /PONTO DE AMOSTRAGEM	BMWP	P01		P02		P03	
		CAMP 1	CAMP 2	CAMP 1	CAMP 2	CAMP 1	CAMP 2
<b>Subordem Heteroptera</b>							
Família Naucoridae	<b>3</b>						
<i>Limnocoris sp.</i>			2				
Família Vellidae	<b>3</b>						
<i>Rhagovelia sp.</i>						+	
<b>Ordem Lepidoptera</b>							
Família Pyralidae	<b>7</b>					+	
<b>Ordem Odonata</b>							
Família Libellulidae	<b>8</b>						
<i>Brechmorhoga sp.</i>			+				
<i>Libellula sp.</i>			+				
<b>Ordem Trichoptera</b>							
Família Hidropsychidae	<b>5</b>						
<i>Macronema sp.</i>						+	
<i>Smicridea sp.</i>						+	
Família Polycentropodidae	<b>7</b>					2	
<b>Mollusca</b>							
<b>CLASSE BIVALVIA</b>							
<b>Ordem Veneroida</b>							
Família Sphaeriidae	<b>3</b>						
<i>Pisidium sp.</i>			176		41		+
<b>CLASSE GASTROPODA</b>							
<b>Ordem Basommatophora</b>							
Família Planorbidae	<b>3</b>						
<i>Biomphalaria straminea</i>			2				
<b>Densidade populacional (ind./m<sup>2</sup>)</b>		<b>2</b>	<b>186</b>	<b>0</b>	<b>49</b>	<b>4</b>	<b>3</b>
<b>Riqueza de Táxons (número de taxa)</b>		<b>1</b>	<b>8</b>	<b>0</b>	<b>3</b>	<b>6</b>	<b>3</b>
<b>Índice BMWP (SCORE)</b>		<b>3</b>	<b>27</b>	<b>0</b>	<b>11</b>	<b>24</b>	<b>9</b>

Legenda: (+) presente na amostra qualitativa.

Avaliação quantitativa – três réplicas

Método: SMEWW – 10.500 Benthic Macroinvertebrates

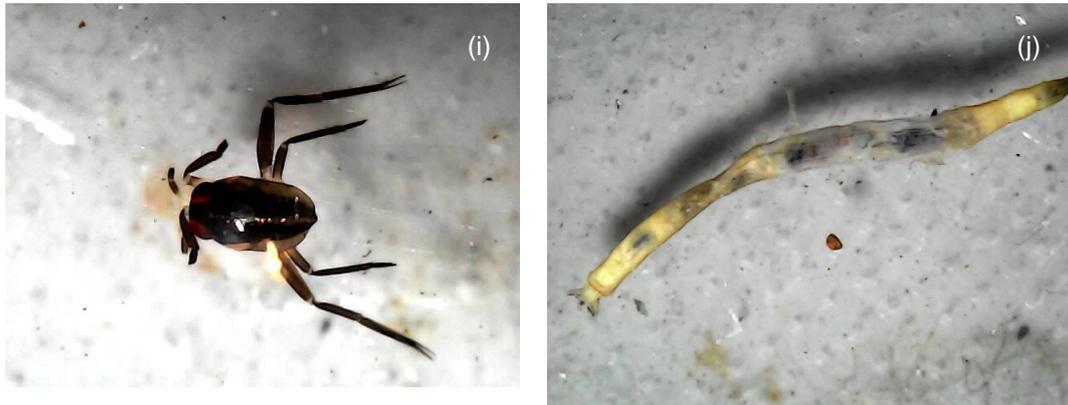
Fonte: Autoria própria (2020).

Figura 15 – Macroinvertebrados bentônicos triados neste estudo

continua...



**Figura 14 – Macroinvertebrados bentônicos triados neste estudo**



conclusão.

**Legenda:** (a) Família Elmidae; (b) Classe Oligochaeta; (c) Família Glossiphonidae; (d) Família Planorbidae; (e) Família Naucoridae; (f) Família Libellulidae; (g) Família Sphaeriidae; (h) Família Aeglidae; (i) Família Vellidae; (j) Família Tipulidae.

**Fonte:** Autoria própria (2020).

### 6.3 Classificação da qualidade da água

O score obtido e visualizado no quadro 4, do índice BMWP', fornece como resultado que os corpos hídricos analisados possuem qualidade da água variando da faixa crítica a muito crítica, pois forneceu uma pontuação de 3 e 27 para o Ponto 1; 0 e 11 para o ponto 2 e 24 e 9 para o ponto 3, nas campanhas 1 e 2, respectivamente. Comparando esses valores ao quadro 3, a classe V (crítica) engloba valores na faixa de 16 a 35, encaixando a pontuação da segunda campanha do ponto 1 e da primeira campanha do ponto 3 nessa faixa. As outras campanhas enquadram a qualidade da água na classe VI (muito crítica), com valores abaixo de 15, sendo que para o ponto 2, ambas as campanhas obtiveram pontuação nessa faixa. Não foram encontrados organismos no ponto 2 da primeira campanha.

Os macroinvertebrados bentônicos, diferentemente do fitoplâncton, possuem um ciclo de vida longo, representando o comportamento da bacia hidrográfica. Nos rios e riachos, as comunidades bentônicas desenvolvem-se de acordo com os efeitos dos fatores fisiográficos (pedras, solos, climas, regime hidráulico e química da água) e bióticos, além de influências antropogênicas (aproveitamento do solo, emissão de efluentes e substâncias tóxicas).

Na instalação das biocenoses, a seleção das espécies e a densidade de indivíduos são feitas não pelas situações intermediárias, mas efetivamente, pelas situações extremas. Os organismos bentônicos permanecem longos períodos na mesma área (de semana a meses) em seu processo de desenvolvimento de ovo a

adulto. Além disso, modificações introduzidas pelo homem no leito do rio exercem um papel significativo na instalação das comunidades. Por exemplo, um organismo que viva no sedimento e tenha uma alta demanda de oxigênio, caso aconteça uma descarga orgânica alta tornando o biótopo anaeróbico, não resistirá mesmo que haja uma alta taxa de oxigênio na lâmina d'água que recobre o sedimento (FRIEDRICH et al., 1990).

Em relação ao substrato, os três pontos amostrados são caracterizados por uma grande quantidade de areia média a grossa (Figura 13). A multiplicidade de habitats e a variabilidade do substrato nos locais não condizem com uma população rica para os locais amostrados, pois esta é vinculada àquelas características. Substrato arenoso não fornece suporte para comunidades ricas, ou seja, com maior diversidade de espécies. O habitat de areia, devido a sua instabilidade, é geralmente considerado uma área de baixa produtividade bêntica (LENAT et al. 1981; WALLACE et al., 1988).

Em geral, pedras grandes constituem um substrato mais complexo, com uma fauna de invertebrados mais diversa. Agregação de folhas no fundo de riachos geralmente sustenta uma grande diversidade e abundância de invertebrados (ALLAN, 1995). A areia é um habitat relativamente pobre, com poucos espécimes de poucas espécies, possivelmente por ser um ambiente mais instável (HYNES, 1970). A diversidade e abundância aumentam com a estabilidade do substrato e a presença de detritos orgânicos (ALLAN, 1995). Kikuchi e Uieda (2005) estudaram a composição e distribuição dos macroinvertebrados em substratos vegetal, rochoso e arenoso e encontraram uma maior densidade no substrato rochoso e maior riqueza no substrato vegetal, ao estudarem a composição e o padrão de distribuição das comunidades de um riacho tropical.

Embora o índice biológico utilizado no trabalho apresente um *score* baixo, é importante tomar cuidado ao utilizar índices bióticos, especialmente em períodos chuvosos, pois o maior fluxo e velocidade de corrente, com maior lixiviação do solo, alteram a composição da comunidade de macroinvertebrados bentônicos, causando diminuição da densidade e diversidade dos organismos amostrados, devido à perda de organismos por deriva. As duas campanhas de amostragem ocorreram com pouco intervalo de tempo. A chuva registrada no dia anterior à primeira campanha (25 mm), interferiu nas duas amostragens, pois os macroinvertebrados bentônicos necessitam de um tempo para se sensibilizar frente à qualidade da água e se restabelecerem. A

chuva desestrutura a comunidade, fator este que pode ter contribuído com a baixa densidade e riqueza das comunidades.

Kikuchi e Uieda (2005) encontraram maior densidade de macroinvertebrados nos substratos vegetal, rochoso e sedimento durante o período seco. Fernandes (2007) ao estudar os macroinvertebrados na sub-bacia do ribeirão Pipiripau encontrou apenas 13 indivíduos distribuídos em oito táxons no período de chuva e 190 indivíduos em 48 táxons no período de seca. Mas somente dois táxons estavam exclusivamente no período de chuva: a larva de Odonata do gênero *Libellula* (Libellulidae) e o quironomídeo *Dicrotendipes* (Diptera: Chironominae). O restante dos táxons registrados para esse período também foi encontrado no período de seca. Da mesma forma, neste trabalho, com campanhas realizadas em período chuvoso, encontraram-se os dois táxons exclusivos de período de chuva descritos por Fernandes (2007).

Ainda que as características do substrato não seja o ideal e o período chuvoso das campanhas tenha sido um fator interveniente, na segunda coleta foram encontradas duas famílias de Trichoptera, que é um bom indicador de qualidade, no ponto 3, presumindo-se, portanto, que embora eles não estejam em densidade e riqueza, já é indício do retorno de alguns organismos.

Espécies dos grupos Ephemeroptera, Trichoptera e Plecoptera (EPT) e Odonata podem ser indicadores de ambiente de baixo impacto antrópico, considerados por muitos índices bióticos como sendo sensíveis às perturbações ambientais. Ephemeroptera não é um grupo frequente em areia devido à sua morfologia adaptada para substratos consolidados (DOHET et al., 2002). A limitação deste tipo de substrato em relação à distribuição dos organismos é devido à escassez de refúgio e disponibilidade de alimento (BUENO et al., 2003). De fato, seja pelo substrato arenoso, seja pelo período chuvoso, não foram encontrados organismos da ordem Ephemeroptera neste trabalho.

Desta forma, ao encontrar a ordem Trichoptera, no ponto 3, e Odonata no ponto 1, caracterizados por serem organismos sensíveis às alterações do meio aquático, significa que o ambiente fornece condições para sua manutenção, não podendo limitar o índice obtido estritamente com a qualidade da água, devido aos fatores supracitados.

No caso deste estudo, o baixo *score* do índice biológico pode estar relacionado às características do substrato das amostras e à deriva dos organismos, possivelmente ocasionada pela chuva. Reforça-se, assim, a importância de mais

estudos com macroinvertebrados bentônicos no biomonitoramento da sub-bacia do rio do Campo, para acompanhamento dos efeitos antrópicos sobre a qualidade da água.

Em relação à classificação em termos de parâmetros físico-químicos das amostras de água analisadas, utilizando-se da Equação 1 que fornece um percentual de conformidade, observou-se que, para o Ponto 1 foram monitorados sete parâmetros nas duas campanhas de amostragem e que todos os parâmetros se encontraram dentro dos VMP reportados pela legislação, atingindo assim 100% de conformidade.

Aplicando a mesma equação para os pontos 2 e 3, tem-se o mesmo resultado, pois como observado na Tabela 4, os sete parâmetros de todas os pontos de monitoramento possuem resultados dentro do preconizado pela legislação vigente. A metodologia define que um valor limite de 80% de conformidade é utilizado para classificar os corpos de água como de “boa” qualidade. Assim, os três segmentos da sub-bacia do rio do Campo estudados possuem um bom status de qualidade, com 100% de conformidade para os pontos amostrais.

A metodologia possibilita ainda avaliar a qualidade físico-química das massas de água a nível de bacia hidrográfica. Para isso, os resultados da classificação das massas de água individuais relativamente ao seu estado geral são agregados, calculando a proporção de massas de água classificadas como de boa qualidade em relação ao número total de massas de água classificadas e são expressas em porcentagem. Portanto, considerando que foram monitorados três locais (Ponto 1, Ponto 2 e Ponto 3) e que todos eles foram classificados individualmente como de ‘boa qualidade’, pode-se admitir que, neste estudo, as proporções de massas de água da sub-bacia hidrográfica do rio do Campo são classificadas 100% como de boa qualidade.

No entanto, o protocolo leva em consideração o pior entre os resultados das análises físico-químicas e biológicas. Sabendo-se que a classificação biológica da água resultou em qualidade na faixa de crítica a muito crítica, neste trabalho, este é o resultado final da qualidade da água para os segmentos analisados. No emprego da metodologia adaptada é necessário levar em consideração os apontamentos feitos no item 6.3, pois o baixo score obtido com a aplicação do índice biológico pode não estar estritamente relacionado com a qualidade da água em si, mas sim com outras características e variáveis ambientais, visto que os organismos bentônicos dependem

de vários fatores para se fixarem e criarem uma comunidade, a exemplo deste trabalho, no qual as características do substrato das amostras e a deriva dos organismos, possivelmente ocasionada pela chuva, foram fatores cruciais na pontuação adquirida.

É evidente que, devido ao número reduzido de campanhas amostrais realizadas, em função da pandemia pelo COVID-19, e aos poucos pontos amostrados ao longo da área total da sub-bacia hidrográfica, não se pode afirmar que a aplicação da metodologia proposta obteve resultados que possam determinar a qualidade da água de toda a sub-bacia hidrográfica do rio do Campo. Sugere-se, portanto, que mais pontos de monitoramento sejam analisados futuramente, com periodicidade frequente, abrangendo todas as estações do ano.

É importante ressaltar que este estudo tem como objetivo propor um protocolo de avaliação da qualidade de águas e para isso foi necessário aplicar as metodologias adaptadas em alguns pontos de monitoramento, a fim de verificar a viabilidade do método. Assim, o estudo não teve a pretensão de avaliar a qualidade da água de toda a sub-bacia hidrográfica do rio do Campo, mas sim verificar a exequibilidade do protocolo proposto, como forma de contribuir com um banco de dados acerca da bacia hidrográfica e subsidiar os responsáveis na gestão adequada dos recursos hídricos, por meio de informações da qualidade deste recurso hídrico.

## 7 PRODUTO

O produto desenvolvido foi um protocolo de avaliação da qualidade da água considerando parâmetros físico-químicos, bacteriológicos e biológicos para auxiliar no monitoramento da qualidade da água, utilizando o indicador 6.3.2 – Proporção de corpos hídricos com boa qualidade da água, do ODS 6.

A área de concentração Regulação e Governança de Recursos Hídricos do Programa de Pós-Graduação ProfÁgua tem como linha de pesquisa a Segurança Hídrica e Usos Múltiplos da Água, no qual objetiva-se desenvolver métodos e modelos para a gestão de bacias com baixa disponibilidade hídrica, gestão de riscos e eventos extremos. Pretende-se, portanto, com este trabalho, incentivar projetos que versam sobre poluição de corpos hídricos, doenças de veiculação hídrica e degradação de ambientes aquáticos.

Neste sentido, a proposição do protocolo vem de encontro com a necessidade de ser um material de fácil aplicação, contendo parâmetros suficientes que possuam valores de referência na legislação brasileira, podendo-se classificar o corpo hídrico como boa qualidade e que leve em consideração a qualidade físico-química e biológica da água, identificando a poluição pontual e degradação de ambientes aquáticos. O protocolo foi criado para servir de modelo a ser utilizado nas três vertentes: (i) gestão de bacias com baixa disponibilidade hídrica; (ii) gestão de riscos e (iii) eventos extremos, ou seja, ele auxiliará a gestão dos recursos hídricos, identificando os pontos de monitoramento existentes e fornecendo dados mais robustos sobre a qualidade da água, permitindo aos países entrarem no monitoramento global em direção ao ODS 6.

O protocolo encontra-se no Apêndice A desta dissertação, e ficará disponível, de forma gratuita para download no repositório da Biblioteca da Universidade Tecnológica Federal do Paraná.

## 8 CONCLUSÃO

As análises físico-químicas e microbiológicas da água indicaram que os três segmentos de rio estudados possuem boa qualidade de água. Os sete parâmetros analisados, nas duas campanhas amostrais, forneceram resultados abaixo do valor máximo permitido para águas de classe 2 da resolução Conama nº 357/05.

Em relação aos macroinvertebrados, foram encontradas 6 (seis) classes, 10 (dez) ordens e identificadas 12 (doze) famílias, sendo: Glossiphonidae, Aeglidae, Elmidae, Chironomidae, Tipulidae, Naucoridae, Vellidae, Pyralidae, Libellulidae, Hidropsychidae, Polycentropodidae, Sphaeriidae, Planorbidae e identificados 10 (dez) indivíduos a nível de espécie. Dessas, a família Libellulidae da ordem Odonata, família Polycentropodidae da ordem Trichoptera, família Hidropsychidae da ordem Trichoptera, família Pyralidae da ordem Lepidoptera, família Aeglidae da ordem Decapoda, família Elmidae da ordem Coleoptera e família Tipulidae da ordem Diptera possuem pontuação no índice BMWP' acima de 5, com destaque para as ordens Trichoptera, Odonata e Lepidoptera, sensíveis à poluição e que possuem as maiores pontuações. Aplicando-se o índice biológico BMWP', as águas foram classificadas entre a faixa crítica e muito crítica de qualidade.

Utilizando a metodologia proposta pela ONU-ÁGUA, através do indicador ambiental, resultou que 100% dos parâmetros analisados estão em conformidade para classificar os três pontos de monitoramento com boa qualidade da água. O protocolo proposto prevê categorizar os corpos hídricos de acordo com o pior dos resultados obtidos. Desta forma, neste estudo, as águas foram classificadas na faixa de "crítica a muito crítica", porém, é necessário considerar o número reduzido de campanhas amostrais realizadas, em função do atual estado de pandemia (COVID-19) e os poucos pontos amostrados ao longo da área total da sub-bacia hidrográfica do rio do Campo. Ademais, características como o substrato dos locais e estação chuvosa na época da coleta podem ter influenciado negativamente no resultado da qualidade biológica da água.

O protocolo elaborado e apresentado no Apêndice A traz uma metodologia simples contendo sete parâmetros físico-químicos e microbiológico, os quais devem ser comparados com os valores máximos permitidos da resolução Conama nº 357/05, para classe 2. Após a comparação, se os resultados apresentarem 80% de conformidade, os corpos hídricos podem ser classificados como tendo boa qualidade.

Paralelamente aos parâmetros físico-químicos e microbiológicos, o protocolo apresenta um índice biológico, cujas pontuações variam conforme as famílias de macroinvertebrados encontradas. Após o somatório da pontuação para o curso hídrico analisado, deve-se comparar com o quadro que define as classes de qualidade da água. O resultado final da qualidade da água será o pior entre essas duas análises.

Na expectativa de verificar a real qualidade da água da sub-bacia em estudo, é importante que trabalhos futuros sejam realizados, utilizando o protocolo proposto, com o maior número de pontos de monitoramento distribuídos pela bacia, observando as estações chuvosas para a coleta de macroinvertebrados bentônicos e, após um conjunto de dados coletados será possível classificar a qualidade da água da sub-bacia hidrográfica do rio do Campo, em sua totalidade.

## REFERÊNCIAS

AGÊNCIA NACIONAL DAS ÁGUAS. **ODS 6 no Brasil: visão da ANA sobre os indicadores**. Brasília, 2019. Disponível em: <https://www.ana.gov.br/acesso-a-informacao/institucional/publicacoes/ods6/ods6.pdf>. Acesso em: 15 set. 2019.

AGÊNCIA NACIONAL DAS ÁGUAS. **Panorama da Qualidade das Águas Superficiais do Brasil 2012**. Brasília, 2012. Disponível em: [https://arquivos.ana.gov.br/imprensa/publicacoes/panorama\\_qualidade\\_aguas\\_superficiais\\_br\\_2012.pdf](https://arquivos.ana.gov.br/imprensa/publicacoes/panorama_qualidade_aguas_superficiais_br_2012.pdf). Acesso em: 16 set. 2019.

ALABURDA, J.; NISHIHARA, L. Presença de compostos de nitrogênio em águas de poços. **Rev. Saúde Pública**, v. 32, n. 2, 160-165 p., 1998. Disponível em: [https://www.scielo.br/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S0034-89101998000200009&lang=es](https://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0034-89101998000200009&lang=es). Acesso em: 11 dez. 2018.

ALLAN, J. D. The distributional ecology and diversity of benthic insects in Cement Creek, Colorado. **Ecology**, v. 56, 1040-1053 p., 1975.

ALLAN, J. D. **Stream ecology. Structure and function of running waters**. Chapman & Hall, London. 388 p. 1995.

ALMEIDA, J. W. L.; SANTOS, I. S.; VELOSO, G. A.; LEITE, M. E. Geotecnologias aplicadas ao uso do solo: Estudo de Caso da bacia do Vieira no município de Montes Claros-MG. *In*: ENCONTRO NACIONAL DE GEÓGRAFOS, 16., 2010, Porto Alegre. **Anais [...]**. Porto Alegre: AGB, 2010. 1-11 p.

APHA-AWWA-WEF. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 22<sup>a</sup> ed. Washington, DC. APWA, AWWA, WPCF, 2012.

APHA-AWWA-WEF. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 23<sup>a</sup> ed. Washington, DC. APWA, AWWA, WPCF, 2017.

ARAÚJO, S. C. de S.; SALLES, P. S. B de A.; SAITO, C. H. **Modelos qualitativos, baseados na dinâmica do oxigênio dissolvido, para avaliação da qualidade das águas em bacias hidrográficas**. Desenvolvimento tecnológico e metodológico para medição entre usuários e comitês de bacia hidrográfica. Brasília: Departamento de Ecologia. Editora da UNB, 2004. 9-24 p.

BARBOSA, F. A. R. **Variações diurnas (24 horas) de parâmetros limnológicos básicos e da produtividade primária do fitoplâncton na Lagoa Carioca, Parque Florestal do rio Doce, MG**. 1981. Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais) – Universidade Federal de São Carlos, São Paulo, 1981.

BARBOUR, M. T.; GERRITSEN, J.; SNYDER, B. D.; STRIBLING, J. B. **Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish**. 2 ed. Washington D.C.: EPA, 1999. Disponível em: <https://archive.epa.gov/water/archive/web/html/index-14.html>. Acesso em 15 ago. 2019.

BIDONE, E. D.; MORALES, P. R. D. **Desenvolvimento Sustentável e Engenharia (Enfoque Operacional)**. Rio de Janeiro: Fundação Ricardo Franco – Instituto Militar de Engenharia, 2004, v. 1, 260 p.

BORTOLI, M.; PRÁ, M. C. de; KUNZ, A. **Tratamento do digestato**: remoção de nitrogênio. Capítulo VI, 130-190 p. Disponível em: <https://www.alice.cnptia.embrapa.br/bitstream/doc/1109217/1/final9158.pdf>. Acesso em: 23 set. 2020.

BRANCO, S. M. **Hidrobiologia aplicada à engenharia sanitária**. São Paulo, 3 ed. CETESB/ASCETESB, 1986, 616 p.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente dos Recursos Hídricos e da Amazônia Legal. Lei nº 9.433 de 8 de jan. de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal, e altera o art. 1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Poder Executivo, Brasília, DF, 9 jan. 1997. 470 p. Disponível em: [https://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/leis/l9433.htm](https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l9433.htm). Acesso em: 12 dez. 2018.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. CNRH. Resolução nº 32/2003, de 15 de outubro de 2003. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Poder Executivo, Brasília, DF, 17 dez. 2003. 142 p. Disponível em: <http://www.ceivap.org.br/ligislacao/Resolucoes-CNRH/Resolucao-CNRH%2032.pdf>. Acesso em: 10 dez. 2018.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. CONAMA. Resolução nº 274/2000, de 29 de nov. de 2000. Define os critérios de balneabilidade em águas brasileiras. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Poder Executivo, Brasília, DF, 25 jan. 2001. Seção 1, 70-71 p. Disponível em: <http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=272>. Acesso em: 10 dez. 2018.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. CONAMA. Resolução nº 357/2005, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Poder Executivo, Brasília, DF, 18 mar. 2005. Seção 1, 58-63 p. Disponível em: <http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=459>. Acesso em: 9 dez. 2018.

BREITBURG, D. L.; BAXTER, J. W.; HATFIELD, C. A.; HOWARTH, R. W.; JONES, C. G.; LOVETT, G. M.; WIGAND, C. Understanding effects of multiple stressors: ideas and challenges. *In*: SUCCESSES, LIMITATIONS, AND FRONTIERS IN ECOSYSTEM SCIENCE., 1998, New York. **Anais [...]**. New York: Springer, 1998. 416–431 p.

BUENO, A. A. P.; BOND-BUNCKUP, G.; FERREIRA, B. D. P. Estrutura da comunidade de invertebrados bentônicos em dois cursos d'água do Rio Grande do Sul, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, Curitiba, 2003, v. 20, n. 1, 115-125 p. Disponível em: <https://www.scielo.br/pdf/rbzool/v20n1/v20n1a14.pdf>. Acesso em: 05 jan. 2020.

BUSS, D. F.; BAPTISTA, D. F.; NESSIMIAN, J. L. 2003. Bases conceituais para a aplicação de biomonitoramento em programas de avaliação da qualidade da água de rios. **Caderno Saúde Pública**, 19, 465-473 p. Disponível em: <https://www.scielo.br/pdf/csp/v19n2/15412.pdf>. Acesso em: 19 nov. 2019.

CALLISTO, M. **Macroinvertebrados bentônicos**. In: LAGO BATATA, IMPACTO E RECUPERAÇÃO DE UM ECOSSISTEMA AMAZÔNICO. Rio de Janeiro, 2000. **Anais [...]** Rio de Janeiro: Universidade Federal do Rio de Janeiro. Sociedade Brasileira de Limnologia, 2000. 141-51 p. Disponível em: [http://labs.icb.ufmg.br/benthos/index\\_arquivos/pdfs\\_pagina/Callisto-batata.pdf](http://labs.icb.ufmg.br/benthos/index_arquivos/pdfs_pagina/Callisto-batata.pdf). Acesso em: 07 jan. 2020.

CALLISTO, M.; ESTEVES, F. A. Composição granulométrica do sedimento de um lago amazônico impactado por rejeito de bauxita em um lago natural. Pará, Brasil. **Acta Limnológica Brasiliensia**. v. 8, 115-126 p., 1996. Disponível em: [http://labs.icb.ufmg.br/benthos/index\\_arquivos/pdfs\\_pagina/Callisto&Esteves-1996.pdf](http://labs.icb.ufmg.br/benthos/index_arquivos/pdfs_pagina/Callisto&Esteves-1996.pdf). Acesso em: 07 jan. 2020.

CALLISTO, M.; MORETTI, M.; GOULART, M. Macroinvertebrados bentônicos como ferramenta para avaliar a saúde de riachos. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 6, n. 1, 71-82 p., 2001. Disponível em: [http://labs.icb.ufmg.br/benthos/index\\_arquivos/pdfs\\_pagina/callisto.et.al.2001.RBRH.pdf](http://labs.icb.ufmg.br/benthos/index_arquivos/pdfs_pagina/callisto.et.al.2001.RBRH.pdf). Acesso em: 05 jan. 2020.

CANIL, K. **Indicadores Ambientais no Gerenciamento de Bacias Hidrográficas: o exemplo da Bacia do Rio Humber (Humber Watershed)**, Toronto, Canadá. Projeto Bacias Irmãs. Toronto, 2006. Disponível em: [http://www.baciasirmas.org.br/doc/indic\\_ambientais.pdf](http://www.baciasirmas.org.br/doc/indic_ambientais.pdf). Acesso em: 11 dez. 2019.

CAO, Y.; BARK, A. W.; WILLIAMS, W. P. 1996. Measuring the responses of macroinvertebrate communities to water pollution: a comparison of multivariate approaches, biotic and diversity indices, **Hydrobiologia**, v. 341, n. 1, 1-19 p. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007%2FBF00012298>. Acesso em: 02 fev. 2020.

CARBONARI, C. A.; MARTINS, D.; TERRA, M. A.; MARCHI, S. R. Controle químico de *Panicum repens* e *Paspalum repens*. **Planta Daninha**, v. 22, n. 3, 453-460 p., 2004. Disponível em: <https://repositorio.unesp.br/bitstream/handle/11449/5922/S0100-83582004000300016.pdf?sequence=1&isAllowed=y>. Acesso em: 10 dez. 2019.

CARNEIRO, M. G.; FERREIRA, J. H. D. Caracterização da vegetação arbórea do município de Campo Mourão – PR. In: SEMINÁRIO DE INICIAÇÃO CIENTÍFICA E

TECNOLÓGICA DA UTFPR, 15., 2010, Cornélio Procópio. **Anais [...]**. Cornélio Procópio: Universidade Tecnológica Federal do Paraná, 2010. 1 CD- ROM.

CARRERA, C.; FIERRO, K. 2001. **Manual de Monitoreo: los Macroinvertebrados Acuáticos como Indicadores de la Calidad Del Agua**. EcoCiência, Quito.

Disponível em:

<https://drive.google.com/file/d/1FWdXNqUUjEaVwLa32C11OYeR3FNbhA51/view>.

Acesso em: 03 mar. 2020.

CASTRO, R. M. C.; CASATTI, L. The fish fauna from a small forest stream of the upper Paraná River Basin, southeastern Brazil. **Ichthyological Exploration Freshwaters**, [s.l.], v. 7, n. 4, 337-352 p., 1997.

CARVALHO, K. Q.; LIMA, S. B.; PASSING, F. H.; GUSMÃO, L. K.; SOUZA, D. C.; KREUTZ, C.; BELINI, A. D.; ARANTES, E. J. Influence of urban area on the water quality of the Campo River basin, Paraná State, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 75, n. 4, 96-106 p., 2015. Disponível em:

[https://www.scielo.br/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S1519-69842015000900096](https://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1519-69842015000900096).

Acesso em: 15 ago. 2020.

CHRISTOFOLETTI, A. 1981. **Geomorfologia**. Edgar Blucher Ltda, São Paulo.

CHRISTOFOLETTI, A. Caracterização de indicadores geomorfológicos para a análise da sustentabilidade ambiental. **Sociedade & Natureza**, Uberlândia, v. 8, n.15, 30-32 p.,1996.

COLAVITE, A. P. **Geotecnologias Aplicadas a Análise da Paisagem na Bacia Hidrográfica do Rio do Campo, Paraná-Brasil**. 2009. Disponível em:

<http://observatoriogeograficoamericalatina.org.mx/egal12/Procesosambientales/Hidrologia/04.pdf>. Acesso em: 20 de dez. de 2018.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Guia nacional de coleta e preservação de amostras: água, sedimento, comunidades aquáticas e efluentes líquidos**. Organizadores: Carlos Jesus Brandão... [et al.]. São Paulo:

CETESB; Brasília: ANA, 2011. 326 p. Disponível em:

[https://www.researchgate.net/publication/275351750\\_Guia\\_Nacional\\_de\\_coleta\\_e\\_Preservacao\\_de\\_amostras\\_Agua\\_Sedimento\\_Comunidades\\_Aquaticas\\_e\\_efluentes\\_líquidos](https://www.researchgate.net/publication/275351750_Guia_Nacional_de_coleta_e_Preservacao_de_amostras_Agua_Sedimento_Comunidades_Aquaticas_e_efluentes_líquidos). Acesso em: 6 abr. 2019.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Nota Técnica sobre tecnologia de controle - Indústria Têxtil - NT-22**. São Paulo: CETESB; 1992, 31 p.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Significado ambiental e sanitário das variáveis de qualidade de águas e dos sedimentos e metodologias analíticas e de amostragem**. São Paulo: CETESB, 2016. Apêndice

E. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/wp-content/uploads/sites/12/2017/11/Ap%C3%AAndice-E-Significado-Ambiental-e-Sanit%C3%A1rio-das-Vari%C3%A1veis-de-Qualidade-2016.pdf>. Acesso em: 19 set. 2020.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Significado ambiental e sanitário das variáveis de qualidade**. São Paulo: CETESB, 2014. Apêndice D. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/wp-content/uploads/sites/12/2013/11/Ap%C3%AAndice-D-Significado-Ambiental-e-Sanit%C3%A1rio-das-Vari%C3%A1veis-de-Qualidade-29-04-2014.pdf>. Acesso em: 19 set. 2020.

CONFEDERAÇÃO NACIONAL DOS MUNICÍPIOS. CNM, 2019. **Mandala Municipal**. Disponível em: <http://www.ods.cnm.org.br/mandala-municipal>. Acesso em 01 set. de 2020.

CONFEDERAÇÃO NACIONAL DOS MUNICÍPIOS. **Guia para Integração dos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável nos Municípios Brasileiros: Gestão 2017-2020**. Brasília: CNM, 2017. Disponível em: [https://www.cnm.org.br/cms/biblioteca/Guia\\_para\\_Integra%C3%A7%C3%A3o\\_dos\\_ODS.2017.pdf](https://www.cnm.org.br/cms/biblioteca/Guia_para_Integra%C3%A7%C3%A3o_dos_ODS.2017.pdf). Acesso em: 01 jun. 2020.

CZERNIAWSKA-KUSZA, I. 2005. Comparing modified biological monitoring working party score system and several biological indices based on macroinvertebrates for water-quality assessment. **Limnologia**, 3ª edição, v. 35, 169-176 p. Disponível em: <https://reader.elsevier.com/reader/sd/pii/S0075951105000411?token=62E717892122B365F0B32BADD63C9E803BF135F436930BA3DAB671099C0D6C912BE67B36438B1CC794C712120A88C6DE>. Acesso em: 20 jun. 2020.

DEACON, K.; LAVOIE, L. **Aquatic benthic macroinvertebrate communities in streams on the north shore of Lake Superior, 2009**. EcoSuperior Environmental Programs. 2010. Disponível em: [http://www.svca.on.ca/download/benthos/Benthos\\_Report\\_2008.pdf](http://www.svca.on.ca/download/benthos/Benthos_Report_2008.pdf). Acesso em: 17 ago. 2020.

DOEG, T. J.; MARCHANT, R.; DOUGLAS, M.; LAKE, P. S. Experimental colonization of sand, gravel and stones by macroinvertebrates in the Acheron River, southeastern Australia. **Freshwater Biology**. v. 22, 57-64 p., 1989. Disponível em: [https://www.researchgate.net/profile/Michael\\_Douglas4/publication/227901024\\_Experimental\\_colonization\\_of\\_sand\\_gravel\\_and\\_stones\\_by\\_macroinvertebrates\\_in\\_the\\_Acheron\\_River\\_southeastern\\_Australia/links/5ab1b9ae0f7e9b4897c3a639/Experimental-colonization-of-sand-gravel-and-stones-by-macroinvertebrates-in-the-Acheron-River-southeastern-Australia.pdf](https://www.researchgate.net/profile/Michael_Douglas4/publication/227901024_Experimental_colonization_of_sand_gravel_and_stones_by_macroinvertebrates_in_the_Acheron_River_southeastern_Australia/links/5ab1b9ae0f7e9b4897c3a639/Experimental-colonization-of-sand-gravel-and-stones-by-macroinvertebrates-in-the-Acheron-River-southeastern-Australia.pdf). Acesso em: 08 abr. 2020.

DOHET, A.; DOLISY, D.; HOFFMAN, L.; DUFRÊNE, M. Identification of bioindicator species among Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera in a survey of stream belonging to the rhithral classification in the Grand Duchy of Luxembourg. **Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für theoretisch und angewandte Limnologie** v. 28, n. 1, 381-386 p., 2002.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. **Serviço Nacional de Levantamento e Conservação de Solos**. Rio de Janeiro. Reunião Técnica de Levantamento de Solos, 10. Súmula. Rio de Janeiro, SNLCS, 1979. 83 p. Disponível em: <https://edepot.wur.nl/480004>. Acesso em: 13 set. 2018.

ESPÍNDOLA, E. L. G.; SILVA, J. S. V.; MARINELLI, C. E.; ABDON, M. M. 2000. **A Bacia Hidrográfica do Rio Monjolinho: uma abordagem ecossistêmica e a visão interdisciplinar**. Editora Rima, São Carlos, 188 p.

ESTEVEES, F. A. **Fundamentos de Limnologia**. Ed. Interciência Ltda, FINEP. Rio de Janeiro, 575 p., 1988.

EUROPEAN COMMISSION. **Directive 2000 60 EC of the European Parliament and of the Council 23 October 2000 Establishing a Framework for Community Action in the Field of Water Policy**. Official Journal of the European Communities 22 December 2000 L 327: 1-72 p. Brussels. 2000. Disponível em: <https://www.eumonitor.eu/9353000/1/j9vvik7m1c3gyxp/vhckn6dfgazu>. Acesso em: 10 jan. 2019.

FERNANDES, A. C. M. **Macroinvertebrados bentônicos como indicadores biológicos de qualidade da água: proposta para elaboração de um índice de integridade ecológica**. 2007. 229 p. Tese (Doutorado em Ecologia) – Universidade de Brasília, Brasília, 2007. Disponível em: <https://repositorio.unb.br/handle/10482/3183>. Acesso em: 13 jan. 2020.

FRIEDRICH, G.; ARAÚJO, P. R. P.; CRUZ, A. A. S. Proposta de desenvolvimento de um sistema biológico-limnológico para análise e avaliação de águas correntes no estado do Rio de Janeiro – Brasil. **Acta Limnol. Brasil**. v. 3, 993-1000 p., 1990. Disponível em: [https://www.ablimno.org.br/acta/pdf/acta\\_limnologica\\_contents302E\\_files/Art.21%20Vol%203\(2\).pdf](https://www.ablimno.org.br/acta/pdf/acta_limnologica_contents302E_files/Art.21%20Vol%203(2).pdf). Acesso em: 11 jan. 2019.

GOLTERMAN, H. L. **Chemistry**. In: RIVER ECOLOGY, 1975, Oxford. ed. B.A Whitton, Oxford, Blackwell, 1975. Studies in Ecology, v. 2, 39–80 p. University of California Press.

GONÇALVES, F. B. **Análise comparativa de índices bióticos de avaliação de qualidade de água, utilizando macroinvertebrados, em um rio litorâneo do estado do Paraná**. 2007. 52 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2007. Disponível em: <https://acervodigital.ufpr.br/bitstream/handle/1884/19880/dissertacao%20Fabio.pdf?squence=1>. Acesso em: 13 jul. 2020.

GOTTSTEIN, P. **Determinação do Índice de sustentabilidade ambiental da bacia hidrográfica do rio do Campo, PR**. 2017. 66 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Ambiental) – Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Campo Mourão, 2017. Disponível em: <http://repositorio.utfpr.edu.br:8080/jspui/bitstream/1/6862/1/sustentabilidadeambientaIbaciahidrografica.pdf>. Acesso em: 18 out. 2019.

GOULART, M. D. C.; CALLISTO, M. 2003. Bioindicadores de qualidade de água como ferramenta em estudo de impacto ambiental. **Revista da FAPAM**, ano 2, n. 1. Disponível em: [http://labs.icb.ufmg.br/benthos/index\\_arquivos/pdfs\\_pagina/Goulart%20&%20Callisto-Fapam.pdf](http://labs.icb.ufmg.br/benthos/index_arquivos/pdfs_pagina/Goulart%20&%20Callisto-Fapam.pdf). Acesso em: 18 ago. 2019.

HAWKINS, C. P.; MURPHY, M. L.; ANDERSON, N. H.; WILZBACH, M. A. 1983. Density of fish and salamanders in relation to riparian canopy and physical habitat in streams of the northwestern United States. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**. v. 40, n. 8, 1173-1185 p.

HEINO J. Lentic macroinvertebrate assemblage structure along gradients in spatial heterogeneity, habitat size and water chemistry. **Hydrobiologia**, v. 418, 229-242 p., 2000. Disponível em:  
<https://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download?doi=10.1.1.889.8706&rep=rep1&type=pdf>. Acesso em: 12 dez. 2019.

HERMES, L. C.; SILVA, A. S. 2004. **Avaliação da qualidade das águas: manual prático**. Embrapa Informação Tecnológica, Brasília, 55 p. Disponível em:  
<https://livimagens.sct.embrapa.br/amostras/00074560.pdf>. Acesso em: 19 dez. 2019.

HULTH, S.; ALLER, R. C.; CANFIELD, D. E.; DALSGAARD, T.; ENGSTROM, P.; GILBERT, F.; SUNDBACK, K.; THAMDRUP, B. Nitrogen removal in marine environments: recent findings and future research challenges. **Marine Chemistry**, v. 94, 125-145 p., mar. 2005. Disponível em:  
<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0304420304002439?via%3Dihub>. Acesso em: 15 jan. 2020.

HYNES, H. B. N. **The ecology of running waters**. 3ª ed, Canada, Toronto Press. 555 p. 1970.

IAMAMOTO, C. Y. **Remoção de nitrogênio de águas residuárias com elevada concentração de nitrogênio amoniacal em reator contendo biomassa em suspensão operado em bateladas sequenciais e sob aeração intermitente**. 2006. 139 p. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2006. Disponível em:  
<https://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/18/18138/tde-16102006-072507/publico/iamamoto.pdf>. Acesso em: 23 jan 2020.

ILIOPOULOU-GEORGUDAKI, J.; KANTZARIS, V.; KATHARIOS, P.; KASPIRIS, P.; GEORGIADIS, Th.; MONTESANTOU, B. An application of different bioindicators for assessing water quality: a case study in the rivers Alfeios and Pineios (Peloponnisos, Greece). **Ecological Indicators**, v. 2, 345-360 p., 2003.

INSTITUTO AGRONÔMICO DO PARANÁ. **Cartas climáticas**: Classificação climática. Curitiba: IAPAR, 2012.

INSTITUTO ÁGUA E TERRA. **Sistema de Informações Hidrológicas**. 2020. Disponível em: <http://www.sih-web.aguasparana.pr.gov.br/sih-web/gerarRelatorioAlturasDiariasPrecipitacao.do?action=carregarInterfacelInicial>. Acesso em 17 set. 2020.

INSTITUTO AMBIENTAL DO PARANÁ. **Fauna do Paraná em Extinção**. Organizadores: Márcia de Guadalupe Pires Tossulino, Dennis Nogarolli Marques Patrocínio, João Batista Campos. 2006. 272 p. Disponível em:

[https://www.ambienteduran.eng.br/publicador/PUBLICACOES/livro\\_fauna\\_extincao.pdf](https://www.ambienteduran.eng.br/publicador/PUBLICACOES/livro_fauna_extincao.pdf). Acesso em: 13 set. 2019.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Geociências**. 2013. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/geociencias/downloads-geociencias.html>. Acesso em: 20 de abril de 2019.

INSTITUTO DE TERRAS, CARTOGRAFIA E GEOLOGIA DO PARANÁ. **Cartas topográficas**. Disponível em: <http://www.itcg.pr.gov.br/modules/conteudo/conteudo.php?conteudo=51>. Acesso em: 20 abr. de 2019.

JUNQUEIRA, V. M.; AMARANTE, M. C.; DIAS, C. F. S.; FRANÇA, E. S. 2000. Biomonitoramento da qualidade das Águas do Alto Rio Velhas (MG/ BR) Através de Macroinvertebrados. **Acta Limnológica Brasileira**, v. 12, n. 1, 73-87 p.

KAGALOU, I.; ECONOMIDIS, G.; LEONARDOS, I.; CONSTANTINOS, P. Assessment of a Mediterranean shallow lentic ecosystem (Lake Pamvotis, Greece) using benthic community diversity: Response to environmental parameters. **Limnologia**, v. 36, 269-278 p. 2006. Disponível em: <https://reader.elsevier.com/reader/sd/pii/S0075951106000557?token=0917D43B210A683B6839F489FBE2B08D2F7B334C6A6BA459C3B49CB0C106DA9F6C4AA133395DC95A3CE51509A050DF33>. Acesso em: 19 abr. 2020.

KARR, J. R. 1981. Assessment of Biotic Integrity Using Fish Communities. **Fisheries**, v. 6, 21-27 p. Disponível em: [https://www.researchgate.net/publication/241727941\\_Assesment\\_of\\_Biotic\\_Integrity\\_Using\\_Fish\\_Communities](https://www.researchgate.net/publication/241727941_Assesment_of_Biotic_Integrity_Using_Fish_Communities). Acesso em: 11 ago. 2019.

KARR, J. R.; SCHLOSSER, I. J. 1978. Water resources and the land-water interface. **Science**, v. 201, n. 4352, 229-234 p. Disponível em: [https://www.researchgate.net/profile/James\\_Karr/publication/279558106\\_Water\\_resources\\_and\\_the\\_land-water\\_interface\\_Water\\_resources\\_in\\_agricultural\\_watersheds\\_can\\_be\\_improved\\_by\\_effective\\_multidisciplinary\\_planning/links/5a3370050f7e9b2a288a2812/Water-resources-and-the-land-water-interface-Water-resources-in-agricultural-watersheds-can-be-improved-by-effective-multidisciplinary-planning.pdf](https://www.researchgate.net/profile/James_Karr/publication/279558106_Water_resources_and_the_land-water_interface_Water_resources_in_agricultural_watersheds_can_be_improved_by_effective_multidisciplinary_planning/links/5a3370050f7e9b2a288a2812/Water-resources-and-the-land-water-interface-Water-resources-in-agricultural-watersheds-can-be-improved-by-effective-multidisciplinary-planning.pdf). Acesso em: 11 ago. 2020.

KIKUCHI, R. M. **Composição e distribuição das comunidades animais em um curso de água corrente (Córrego Itaúna, Itatinga – SP)**. 1996. 134 p. Dissertação (Mestrado em Zoologia) – Universidade Estadual Paulista, Botucatu, SP. 1996.

KIKUCHI, R. M.; UIEDA V. S. Composição da comunidade de invertebrados de um ambiente lótico tropical e sua variação espacial e temporal. *In*: NESSIMIAN, J. L.; CARVALHO A. L. E. (Ed.). **Ecologia de insetos aquáticos**. Rio de Janeiro: UFRJ PPGE, Series Oecologia Brasiliensis, v. 5, n. 1, 157-173 p., 1998. Disponível em: <https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=2886596>. Acesso em: 07 dez. 2019.

KIKUCHI, R. M.; UIEDA V. S. **Composição e distribuição dos macroinvertebrados em diferentes substratos de fundo de um riacho no município de Itatinga, São Paulo, Brasil.** Entomol. Vectores, v. 12, n. 2. Rio de Janeiro, 2005. Disponível em: <https://www.scielo.br/pdf/ev/v12n2/a06v12n2.pdf>. Acesso em: 13 dez. 2019.

LEHNER, B.; VERDIN, K.; JARVIS, A. Nova hidrografia global derivada de dados de elevação espaciais. Eos, **Transactions**, AGU, 89, v. 10, 93-94 p., 2008.

LENAT, D. R.; PENROSE, D. L.; EAGLESON, K. W. Variable effects of sediment addition on stream benthos. **Hydrobiol.** v. 79, 187-194 p., 1981. Disponível em: [https://www.researchgate.net/profile/David\\_Lenat/publication/227054496\\_Variable\\_Effects\\_of\\_Sediment\\_Addition\\_on\\_Stream\\_Benthos/links/545503670cf2bccc490cc821.pdf](https://www.researchgate.net/profile/David_Lenat/publication/227054496_Variable_Effects_of_Sediment_Addition_on_Stream_Benthos/links/545503670cf2bccc490cc821.pdf). Acesso em: 12 dez. 2018.

LENAT, D. R. Water quality assessment of streams using a qualitative collection method for benthic macroinvertebrates. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 7, n. 3, 222–233 p., 1988. Disponível em: <https://www.jstor.org/stable/1467422?seq=1>. Acesso em: 10 nov. 2019.

LIMA, A. G. A bacia hidrográfica como recorte de estudos em geografia humana. **Geografia**, Londrina, v. 14, n. 2, 173-183 p., jul./dez. 2005. Disponível em: <http://www.uel.br/revistas/uel/index.php/geografia/article/viewFile/6692/6037>. Acesso em: 10 nov. 2019.

LIMA, J. E. F. W.; FREITAS, G. K.; PINTO, M. A. T.; SALLES, P. S. B. A. (Organizadores). **Gestão da Crise Hídrica 2016-2018: Experiências do Distrito Federal.** Brasília: Adasa, Caesb, Seagri, Emater, DF, 2018. 328 p. Disponível em: <http://www.adasa.df.gov.br/images/banners/alta.pdf>. Acesso em: 07 abr. 2020.

LOYOLA, R. G. N. 2000. Atual estágio do IAP no uso de índices biológicos de qualidade. V Simpósio de Ecossistemas Brasileiros: Conservação – **Anais** [...]. Vitória: Universidade Federal do Espírito Santo, 2000. v. 1, 46-52 p.

MONTEIRO, T. R.; OLIVEIRA, L. G.; GODOY, B. S. 2008. Biomonitoramento da qualidade de água utilizando macroinvertebrados bentônicos: adaptação do índice biótico BMWP à bacia do rio Meia Ponte-GO. **Oecologia Brasiliensis**, v. 12, n. 3, 553-563 p. Disponível em: <https://repositorio.bc.ufg.br/bitstream/ri/14237/5/Artigo%20-%20Thiago%20Rezende%20Monteiro%20-%202008.pdf>. Acesso em: 10 jun. 2020.

PENNAK, R. W. **Freshwater invertebrates of the United States. Protozoa to Mollusca.** 3ª edição, Jonh Wiley & Sons, New York. 628 p.1989.

PERRINGS, C.; MALER, K.; FOLKE, C.; HOLLING, C. S.; JANSSON, B. **Biodiversity Loss. Economic and Ecological Issues.** Cambridge University Press, Cambridge, UK. 1995.

PINTO, L. V. A.; BOTELHO, S. A.; DAVIDE, A.C.; FERREIRA, E. Estudo das nascentes da bacia hidrográfica do ribeirão Santa Cruz, Lavras, M.G. **Scientia**

**Forestalis**, n. 65, 197-206 p., 2004. Disponível em:  
<https://www.ipef.br/publicacoes/scientia/nr65/cap19.pdf>. Acesso em: 12 jun. 2019.

PINTO, M. C. F. **Manual Medição *in loco***: temperatura, pH, condutividade elétrica e oxigênio dissolvido. Serviço Geológico do Brasil. 2007. Disponível em:  
[http://www.cprm.gov.br/publique/media/gestao\\_territorial/geologia\\_medica/manual\\_m\\_edicoes\\_T\\_%20pH\\_OD.pdf](http://www.cprm.gov.br/publique/media/gestao_territorial/geologia_medica/manual_m_edicoes_T_%20pH_OD.pdf). Acesso em: 16 set. 2019.

RAMOS, T. B. Sistemas de indicadores e índices ambientais. *In*: CONGRESSO NACIONAL DOS ENGENHEIROS DO AMBIENTE, 4., 1997, Portugal. **Anais [...]**. Portugal: APEA, 1997. IV33-IV43 p.

ROCHA, J. L. S.; REGO, N. A. C.; SANTOS, J. W. B.; OLIVEIRA, R. M.; MENEZES, M. 2010. Indicador integrado de qualidade ambiental aplicado à gestão da bacia hidrográfica do Rio Jiquiriçá, BA, Brasil. **Ambiente e Água**, v. 5, n. 1, 89-101 p. Disponível em: <https://www.redalyc.org/pdf/928/92812526009.pdf>. Acesso em: 23 jun. 2019.

RODRIGUES, A. S. L.; CASTRO, P. T. A. Adaptation of a rapid assessment protocol for rivers on rocky meadows. **Acta Limnologica Brasiliensia**, Botucatu, v. 20, n. 4, 291- 303 p., 2008. Disponível em:  
[https://www.ablimno.org.br/acta/pdf/03\\_200409.pdf](https://www.ablimno.org.br/acta/pdf/03_200409.pdf). Acesso em: 11 set. 2019.

ROMAN, E. S.; VARGAS, L.; RIZZARDI, M. A.; HALL, L.; BECKIE, H.; WOLF, T. M. **Como funcionam os herbicidas**: da biologia à aplicação. Passo Fundo: Berthier, 2005. 160 p. Disponível em:  
<https://www.embrapa.br/documents/1355291/12492345/Como+funcionam+os+herbicidas/954b0416-031d-4764-a703-14d9b28b178e?version=1.0>. Acesso em: 06 jan. 2020.

SCHWARTZ, M. W.; BRIGHAM, C. A.; HOEKSEMA, J. D.; LYONS, K. G.; MILLS, M.H.; VAN MANTGEM, P. J. Linking biodiversity to ecosystem function: implications for conservation ecology. **Oecologia**, v. 122, 297-305. 2000. Disponível em:  
[https://www.researchgate.net/publication/226020703\\_Linking\\_biodiversity\\_to\\_ecosystem\\_function\\_Implications\\_for\\_conservation\\_ecology](https://www.researchgate.net/publication/226020703_Linking_biodiversity_to_ecosystem_function_Implications_for_conservation_ecology). Acesso em: 19 fev. 2020.

SEMENCHENKO, V. P.; MOROZ, M. D. Comparative analysis of biotic indices in the monitoring system of running water in a biospheric reserve. **Water Resour**, v. 32, 200-203 p., 2005. Disponível em:  
[https://www.researchgate.net/publication/200602353\\_Comparative\\_Analysis\\_of\\_Biotic\\_Indices\\_in\\_the\\_Monitoring\\_System\\_of\\_Running\\_Water\\_in\\_a\\_Biospheric\\_Reserve](https://www.researchgate.net/publication/200602353_Comparative_Analysis_of_Biotic_Indices_in_the_Monitoring_System_of_Running_Water_in_a_Biospheric_Reserve). Acesso em: 19 fev. 2020.

SHERRICK, S. T.; HOLT, H. A.; HESS, F. D. Effects of adjuvants and environment during plant development on glyphosate absorption and translocation in field bindweed (*Convolvus arvensis*). **Weed Science**. v. 34, n. 6, 811-816 p., 1986. Disponível em: <https://www.jstor.org/stable/4044480?seq=1>. Acesso em: 21 jan. 2019.

SILVA, A. E. P. S.; ANGELIS, C. F.; MACHADO, L. A. T.; WAICHAMAN, A. V. Influência da precipitação na qualidade da água do rio Purus. **Acta Amazonica**. v. 38, n. 4, 733-744 p. Manaus. 2008. Disponível em: [https://www.scielo.br/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S0044-59672008000400017](https://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0044-59672008000400017). Acesso em: 05 jun. 2019.

SILVA, C., PEREIRA, M. T. Objetivos do desenvolvimento sustentável: uma análise do ods 6 para os países do mercosul. **Revista Mundi Engenharia, Tecnologia e Gestão**. Paranaguá. v. 4, n. 1, 2019. Disponível em: [http://periodicos.ifpr.edu.br/index.php?journal=MundiETG&page=article&op=view&path\[\]=749](http://periodicos.ifpr.edu.br/index.php?journal=MundiETG&page=article&op=view&path[]=749). Acesso em: 11 abr. 2019.

SILVA, P. S. C. **Revisão dos principais índices bióticos utilizados em monitoramento ambiental através de macroinvertebrados bentônicos**. 2005. 67 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Ciências Biológicas) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, Brasil, 2005. Disponível em: <https://acervodigital.ufpr.br/bitstream/handle/1884/36789/MONOGRAFIA%20PAULO%20SANTI%20CARDOSO%20DA%20SILVA.pdf?sequence=1&isAllowed=y>. Acesso em: 13 jan. 2020.

SILVEIRA, M. P. **Aplicação do biomonitoramento para avaliação da qualidade da água em rios**. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2004. 68 p. Embrapa Meio Ambiente. Documentos, 36. Disponível em: [https://www.cnpma.embrapa.br/download/documentos\\_36.pdf](https://www.cnpma.embrapa.br/download/documentos_36.pdf). Acesso em: 10 fev. 2019.

SMITH, W. S.; BARRELA, W.; CETRA, M. Comunidade de peixes como indicadora de poluição ambiental. **Rev. Bras. Ecol.**, v. 1, n. 1, 67-71 p., 1997.

TERCEDOR, J. A. BMWP, un adattamento spagnolo del British Biological Monitoring Working Party (BMWP) Store System. **Biologia Ambientale**. 65-67 p. Espanha, 2000.

TERCEDOR, J. A.; ORTEGA, A. S. Un método rápido y simple para evaluar la calidad biológica de las aguas corrientes basado em el Hellawell (1978). **Limnetia**, v. 4, 54-56 p. 1988.

THEISEN, G.; RUEDELL, J.; BIANCHI, M. A. Tecnologia de aplicação de herbicidas: teoria e prática. In: THEISEN, G.; RUEDELL, J. (Eds.). **Aspectos técnicos da aplicação de herbicidas**. Cruz Alta: Aldeia Norte. 25-54 p., 2004.

THORNE, R.; WILLIAMS, P. The response of benthic macroinvertebrates to pollution in developing countries: a multimetric system of bioassessment. **Freshwater Biology**, 37, 671– 686 p. 1997. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.1046/j.1365-2427.1997.00181.x>. Acesso em: 13 abr. 2019.

TIMM, H.; IVASK, M.; MOLS, T. Response of macroinvertebrates and water quality to long-term decrease in organic pollution in some Estonian streams during 1990-1998. **Hydrobiologia**, 464, 153-164 p., 2001. Disponível em:

<https://link.springer.com/article/10.1023%2FA%3A1013999403209>. Acesso em: 03 fev. 2020.

TONIOLLO, V.; MATTIELLO, I.; CAETANO, J.A.; WOSIACK, A. C. Macroinvertebrados bentônicos como indicadores de impacto na qualidade de água do rio Sagrado, (Bacia Litorânea, PR), causado pelo rompimento do Poliduto OLAPA. *In*: CONGRESSO BRASILEIRO DE LIMNOLOGIA, 8., 2001. João Pessoa. **Anais** [...]. João Pessoa: Universidade Federal da Paraíba, 284 p., 2001

TUCCI, C. E. M. **Gestão de Águas Pluviais Urbanas**. Ministério das Cidades: Global Water Partnership - World Bank, Unesco, 2005. Disponível em: [https://files.cercomp.ufg.br/weby/up/285/o/Gest%C3%A3o\\_de\\_Aguas\\_Pluviais\\_\\_.PDF?1370615799](https://files.cercomp.ufg.br/weby/up/285/o/Gest%C3%A3o_de_Aguas_Pluviais__.PDF?1370615799). Acesso em: 05 nov. 2019.

TUCCI, C.E.M. (Organizador). **Hidrologia: Ciência e Aplicação**, 3ª edição, Porto Alegre, Editora da UFRGS/ABRH, 2004.

TCHOBANOGLIOUS, G.; SCHROEDER, E. D. **Water quality-characteristics, modelling, modification**. Addison-Wesley Publ. Co., EUA, 1985.

UMEKI, K. L. **Estudos do transporte de sedimentos na bacia hidrográfica rio do Campo, Campo Mourão – PR**. 2012. 66 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Ambiental) – Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Campo Mourão, 2012. Disponível em: [http://repositorio.roca.utfpr.edu.br/jspui/bitstream/1/1891/1/CM\\_COEAM\\_2012\\_1\\_12.pdf](http://repositorio.roca.utfpr.edu.br/jspui/bitstream/1/1891/1/CM_COEAM_2012_1_12.pdf). Acesso em: 07 dez. 2019.

UN WATER. **Integrated Monitoring Guide for Sustainable Development Goal 6 on Water and Sanitation Targets and global indicators**. [S. l.: s. n.], 2017. Disponível em: <http://www.unwater.org/publications/sdg-6-targets-indicators/>. Acesso em: 5 abr. 2019.

UN WATER. **STEP-BY-STEP MONITORING METHODOLOGY FOR INDICATOR 6.3.2**. [S. l.: s. n.], 2018. Disponível em: <http://www.unwater.org/publications/step-step-methodology-monitoring-water-quality-6-3-2/>. Acesso em: 5 abr. 2019.

UNITED NATIONS SUSTAINABLE DEVELOPMENT SOLUTIONS NETWORK – UNSDSN. **Getting Started with the SDGs in Cities: A guide for Stakeholders**. New York: UNSDSN, 2016.

UNITED STATES GEOLOGICAL SURVEY. **Earth Explorer**. 2019. Disponível em: <http://earthexplorer.usgs.gov>. Acesso em 20 de abril 2019.

VON SPERLING, E.; JARDIM, F. A.; GRANDCHAMP, C. A. P. Water quality during the filling of deep mining lakes: case study of Aguas Claras pit lake - MG. **Eng. Sanit. Ambient**. [online]. v. 9, n. 3, 250-259 p., 2004. Disponível em: <https://www.scielo.br/pdf/esa/v9n3/v9n3a11.pdf>. Acesso em: 01 abr. 2019.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade de águas e ao tratamento de esgotos**. 2ª ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade federal de Minas Gerais, 1996.

VON SPERLING, M. **Lodos ativados**. v. 4. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais. 428 p., 2002.

WALLACE, J. B.; GURTZ, M. E.; SMITH-CUFFNEY, F. Long-term comparisons of insect abundances in disturbed and undisturbed Appalachian headwater streams. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* v. 23, 1224-1231 p., 1988. Disponível em: [https://www.researchgate.net/profile/J\\_Wallace4/publication/242530693\\_Long-term-comparisons-of-insect-abundances-in-disturbed-and-undisturbed-Appalachian-headwater-streams/links/5575d36108aeb6d8c01ae5b8/Long-term-comparisons-of-insect-abundances-in-disturbed-and-undisturbed-Appalachian-headwater-streams.pdf](https://www.researchgate.net/profile/J_Wallace4/publication/242530693_Long-term-comparisons-of-insect-abundances-in-disturbed-and-undisturbed-Appalachian-headwater-streams/links/5575d36108aeb6d8c01ae5b8/Long-term-comparisons-of-insect-abundances-in-disturbed-and-undisturbed-Appalachian-headwater-streams.pdf). Acesso em: 11 jan. 2020.

WALLACE J.B.; WEBSTER, J.R. The role of macroinvertebrates in stream ecosystem function. *Ann. Rev. Entomol.* v. 41, 115-139 p., 1996. Disponível em: <https://www.faculty.biol.vt.edu/webster/webster%20publications%20pdfs/wallace%20and%20webster%201996.pdf>. Acesso em: 11 jan. 2020.

WARD, J. V.; STANFORD, J. A. Thermal responses in the evolutionary ecology of aquatic insects. *Annual Review of Entomology*, v. 27, 97-117 p., 1982. Disponível em: [https://www.researchgate.net/profile/Jack\\_Stanford/publication/234149977\\_Thermal\\_Responses\\_in\\_the\\_Evolutionary\\_Ecology\\_of\\_Aquatic\\_Insects/links/548f04cc0cf214269f2633e4.pdf](https://www.researchgate.net/profile/Jack_Stanford/publication/234149977_Thermal_Responses_in_the_Evolutionary_Ecology_of_Aquatic_Insects/links/548f04cc0cf214269f2633e4.pdf). Acesso em: 11 jan. 2020.

WARD, T.; BUTLER, E.; HILL, B. **Environmental indicators for national state of the environment reporting – Estuaries and Sea**. Caberra: Department of the Environment, 1998. 80 p. Disponível em: <https://www.environment.gov.au/system/files/pages/f59cdc73-e8ca-4bd9-8592-586357a70082/files/estuaries.pdf>. Acesso em: 11 jan. 2020.

WETZEL, R. G. 1993. **Limnologia**. 1ª edição. Lisboa: Serviço de Educação Fundação Calouste Gulbenkian. 919 p.

WETZEL, R. G. 2001. **Limnology: Lake and River Ecosystems**. 3ª edição. San Francisco: Academic Press.

WHITFIELD, J. Vital sings. *Nature*, v. 411, n. 28, 989-990 p., 2001.

WOOTTON, R. J. **Fish and fisheries series 1: Ecology of Teleost fishes**. London: Chapman and Hall. 404 p., 1990.

WORLD HEALTH ORGANIZATION & UNITED CHILDREN'S FUND. **Progress on Drinking Water, Sanitation and Hygiene: 2017 Update and SDG Baselines**. Geneva, 2017. Disponível em: <http://www.unwater.org/publications/whounicef-joint->

monitoring-program-water-supply-sanitation-hygiene-jmp-2017-update-sdg-baselines/. Acesso em: 1 abr. 2019.

ZOPPAS, F.M.; BERNARDES, A.M.; MENEGUZZI, A. Parâmetros operacionais na remoção biológica de nitrogênio de águas por nitrificação e desnitrificação simultânea. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 21, n. 1, 29-42 p., jan./mar. 2016. Disponível em: <https://www.scielo.br/pdf/esa/v21n1/1413-4152-esa-21-01-00029.pdf>. Acesso em: 10 jun. 2019.

**APÊNDICE A**

UNIVERSIDADE TECNOLÓGICA FEDERAL DO PARANÁ  
MESTRADO PROFISSIONAL EM GESTÃO E REGULAÇÃO DE RECURSOS  
HÍDRICOS - PROFÁGUA

**PROTOCOLO PARA AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA  
UTILIZANDO O INDICADOR 6.3.2 – PROPORÇÕES DE CORPOS  
HÍDRICOS COM BOA QUALIDADE AMBIENTAL – ODS 6**

Elaborado por  
Kelly Leiko Umeki

Revisado por  
Cristiane Kreutz

Outubro, 2020

## APRESENTAÇÃO

A Política Nacional de Recursos Hídricos, Lei nº 9.433 de 1997, é fundamentada, entre outros, na gestão do uso múltiplo das águas e na bacia hidrográfica como sendo a unidade territorial para implementação da Política Nacional de Recursos Hídricos e do Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos (BRASIL, 1997).

Nesse sentido, a Resolução nº 32 de 2003 do Conselho Nacional de Recursos Hídricos – CNRH instituiu a Divisão Hidrográfica Nacional, em regiões hidrográficas, com a finalidade de apoiar o planejamento em escala nacional. Assim, a hidrografia do Brasil é dividida em 12 regiões e os resultados agregados para o Brasil são frutos do comportamento de cada uma dessas regiões e são dependentes dos pontos de monitoramento existentes, da quantidade de dados registrados e da variabilidade climatológica de cada região, pois a incidência de precipitações reflete diretamente na disponibilidade de água para diluição dos efluentes (BRASIL, 2003).

O Objetivo do Desenvolvimento Sustentável 6 (ODS 6), que versa sobre “Água Potável e Saneamento” é composto por oito metas que visam “Assegurar a disponibilidade e gestão sustentável da água e saneamento para todos”. As metas são monitoradas por indicadores e seus resultados e evoluções podem ser comparados (AGÊNCIA NACIONAL DAS ÁGUAS, 2019).

Este protocolo tem como ponto central a meta 6.3, do ODS 6, que visa avaliar as condições de qualidade de água de um país mediante o monitoramento do Indicador 6.3.2 – Proporção de Corpos Hídricos com Boa Qualidade. A condição “Boa” indica qualidade que não prejudica a função do ecossistema e a saúde humana.

Considerando as variáveis supracitadas, um único valor do indicador 6.3.2 para o país não representa a realidade do território nacional, sendo importante identificar não só as regiões hidrográficas que mais precisam de intervenções na melhoria da qualidade da água, inserindo redes de monitoramento e mapeando as áreas que necessitam de ações de gestão, mas também aquelas bacias hidrográficas escassas em dados qualitativos e quantitativos, objetivando um banco de dados mais consistente (AGÊNCIA NACIONAL DAS ÁGUAS, 2019).

Ainda segundo a Agência Nacional das Águas (2019), o indicador 6.3.2 – Proporção de Corpos Hídricos com Boa Qualidade da Água – está relacionado, no Brasil, com a classe 2 da Resolução CONAMA nº 357/2005. Assim, a metodologia

apresentada no protocolo considera que a água possui “boa” qualidade quando 80% ou mais dos registros de monitoramento avaliados atendem aos padrões de referência estabelecidos. Os parâmetros considerados são: OD, pH, condutividade elétrica, sólidos dissolvidos totais, nitrogênio amoniacal total, fósforo total e *Escherichia coli*.

Entretanto, tal conjunto de parâmetros não é capaz de determinar a qualidade real do corpo hídrico, visto que desconsidera outras características importantes, como as características edafoclimáticas da bacia hidrográfica e as características biológicas do corpo hídrico.

Desta forma, o protocolo apresentado contém as variáveis que consigam quantificar e qualificar os corpos hídricos de boa qualidade, considerando tanto o consumo humano, quanto a manutenção da biota aquática, utilizando metodologias simples e padronizando os parâmetros analisados, contribuindo para o monitoramento e, conseqüentemente, a gestão de bacias hidrográficas em direção ao ODS 6.

Os resultados dos parâmetros físico-químicos e microbiológicos devem ser comparados à Tabela 1 e após, aplicados na Equação 1. Percentuais acima de 80% classificam o corpo hídrico como tendo boa qualidade. Para estudos que avaliam a qualidade de água de bacias hidrográficas, o conjunto de resultados obtidos na Equação 1 deve ser aplicado na Equação 2.

Em relação à classificação da qualidade biológica, os macroinvertebrados bentônicos devem ser identificados a nível de família e a pontuação deve seguir o Quadro 1. O somatório das pontuações deve ser comparado ao Quadro 2, o qual classificará a qualidade da água de acordo com o valor obtido. O resultado final da qualidade da água será o pior entre os resultados obtidos na classificação físico-química e biológica.

## IDENTIFICAÇÃO DOS PONTOS DE COLETA DA BACIA EM ESTUDO

### *BACIA HIDROGRÁFICA:*

Cidade:	
Local de Monitoramento:	
Equipe:	
Temperatura ambiente:	
Condições climáticas:	
Data e hora:	
Espuma:	<input type="checkbox"/> presente <input type="checkbox"/> ausente
Considerações acerca do habitat:	

## ANÁLISE DOS PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS E MICROBIOLÓGICOS

\*as amostras deverão ser coletadas em triplicata para cada ponto escolhido

- 1 – pH
- 2 – Oxigênio Dissolvido
- 3 – Sólidos Dissolvidos Totais
- 4 – Condutividade Elétrica
- 5 – Nitrogênio Amoniacal Total
- 6 – Fósforo Total
- 7 – *Escherichia coli*

Para cada estação de monitoramento deverão ser coletados dados da margem direita, margem esquerda e centro do rio. Realizar a média aritmética dos resultados de cada parâmetro e comparar este resultado com a Tabela 1.

**Tabela 1 – Parâmetros da Resolução CONAMA nº 357 – Classe 2.**

PARÂMETROS	VALORES MÁXIMOS
pH	6,0 a 9,0
OD (mg/L O <sub>2</sub> )	≥ 5
Sólidos dissolvidos totais (mg/L)	≤ 500
Nitrogênio amoniacal total (mg/L)	3,7, para pH ≤ 7,5 2,0, para 7,5 < pH ≤ 8,0 1,0, para 8,0 < pH ≤ 8,5 0,5, para pH > 8,5
Fósforo total (mg/L) para ambiente lótico ou tributário de ambiente intermediário	≤ 0,1
Coliformes termotolerantes – Demais usos	≤ 1000 (em 80% ou mais de pelo menos seis amostras coletadas durante o período de um ano, com frequência bimestral).
* <i>E.coli</i> (UFC/100 mL) – Recreação de contato primário	800 (em 80% ou mais de um conjunto de amostras obtidas em cada uma das cinco semanas anteriores, colhidas no mesmo local).
<i>E.coli</i> (UFC/100 mL) – Demais usos	≤ 1000 (em 80% ou mais de pelo menos seis amostras coletadas durante o período de um ano, com frequência bimestral).
Condutividade (µS/cm)	< 100

**Fonte: Brasil (2005). O valor máximo para a condutividade foi retirado de Von Sperling (1996).**

**\*A *E. coli* poderá ser determinada em substituição ao parâmetro de coliformes termotolerantes de acordo com os limites estabelecidos pelo órgão ambiental competente.**

## CLASSIFICAÇÃO DA QUALIDADE FÍSICO-QUÍMICA DA ÁGUA

$$C_{wq} = \frac{n_c}{n_m} \times 100$$

Equação (1)

Onde:

$C_{wq}$  é o percentual de conformidade [%];

$n_c$  é o número de valores de monitoramento em conformidade com os valores-alvo;

$n_m$  é o número total de valores de monitoramento.

Um valor limite de 80% de conformidade é definido para classificar os corpos de água como de “boa” qualidade. Assim, uma massa de água é classificada como tendo um bom status de qualidade se pelo menos 80% de todos os dados de monitoramento, de todos os pontos de amostrais, estiverem em conformidade com os respectivos valores de referência.

### CÁLCULO DO INDICADOR FÍSICO-QUÍMICO PARA BACIA HIDROGRÁFICA

Os resultados da classificação das massas de água individuais relativamente ao seu estado geral, conforme acima descrito, podem ser agregados ao nível de bacia hidrográfica, calculando a proporção de massas de água classificadas como de boa qualidade em relação ao número total de massas de água classificadas e são expressas em percentagem.

$$WBGQ = \frac{n_g}{n_t} \times 100$$

Equação (2)

Onde:

$WBGQ$  é a percentagem de massas de água classificadas como de boa qualidade;

$n_g$  é o número de massas de água classificadas como de boa qualidade;

$n_t$  é o número total de corpos d'água monitorados e classificados.

## ANÁLISE DOS PARÂMETROS BIOLÓGICOS

### BACIA HIDROGRÁFICA:

Cidade:	
Local de Monitoramento:	
Equipe:	
Temperatura ambiente:	
Temperatura da Água:	
Condições climáticas:	
Data e hora:	
Espuma:	( <input type="checkbox"/> ) presente      ( <input type="checkbox"/> ) ausente
Granulometria do leito:	

Utilizar o Guia Nacional de Coleta e Preservação de Amostras, CETESB (2011) para a escolha do pegador, método de coleta e preservação das amostras.

Para a amostra quantitativa deverão ser realizadas, no mínimo três replicatas, no qual cada réplica consiste na passagem do pegador por substratos distintos. Para efeitos didático, será utilizado neste protocolo a rede “D” de 250 micrômetros de malha, com 39 cm de largura e três replicatas, como exemplo.

Deve-se percorrer 50 cm de comprimento, perfazendo assim uma área amostral por réplica de 0,195 m<sup>2</sup> (0,39 m x 0,5 m). Após a coleta das três réplicas, realizar a coleta do material para a amostra qualitativa, passando a rede “D” nos diferentes substratos encontrados em cada estação amostral.

A riqueza de taxa em cada ponto é calculada através do número de morfotipos encontrados, e a densidade populacional é expressa em indivíduos por metro quadrado (ind./m<sup>2</sup>) perante o cálculo de densidade (Média de organismos das Réplicas x 1 m<sup>2</sup>)/Área do Amostrador (0,195 m<sup>2</sup>), como demonstrado na Tabela 2.

Tabela 2 – Exemplo de cálculo de dados brutos para determinação da comunidade bentônica, utilizando a rede “D”.

Área do Amostrador	cm <sup>2</sup>	m <sup>2</sup>	Resultados (m <sup>2</sup> )
REDE D	1950	0,195	Densidade
	Nº de organismos no somatório de três réplicas	Média	Resultados (ind./m <sup>2</sup> )
			Rede D
Leitura das Réplicas	1	0,33	2
Leitura das Réplicas	2	0,67	3
Leitura das Réplicas	3	1,00	5
Leitura das Réplicas	4	1,33	7
Leitura das Réplicas	5	1,67	9
Leitura das Réplicas	24	8,00	41
Leitura das Réplicas	103	34,33	176

Fonte: autoria própria

Para a identificação dos organismos, utilizar o *Standart Methods for the Examination of Water and Wastewater – 10.500 Benthic Macroinvertebrates – 22<sup>a</sup>* edição. Após identificação, aplicar o índice BMWP' e pontuar conforme o quadro 1.

Quadro 1 – Pontuações designadas às diferentes famílias de macroinvertebrados aquáticos para a obtenção do índice BMWP'.

Famílias	Pontuação
Siphonuridae, Heptageniidae, Leptophlebiidae, Potamanthidae, Ephemeridae, Taeniopterygidae, Leuctridae, Capniidae, Perlodidae, Perlidae, Chloroperlidae, Aphelocheiridae, Phryganeidae, Molannidae, Beraeidae, Odontoceridae, Leptoceridae, Goeridae, Lepidostomatidae, Brachycentridae, Sericostomatidae, <b>Calamoceratidae</b> , <b>Helicopsychidae</b> , <b>Megapodagrionidae</b> <b>Athericidae</b> , <b>Blephariceridae</b>	10
Astacidae, Lestidae, Calopterygidae, Gomphidae, Cordulegastridae, Aeshnidae, Corduliidae, Libellulidae, Psychomyiidae, Philopotamidae, <b>Glossosomatidae</b>	8
<b>Ephemerellidae</b> , <b>Prosopistomatidae</b> , Nemouridae, <b>Gripopterygidae</b> , Rhyacophilidae, Polycentropodidae, Limnephelidae, Ecnomidae, <b>Hydrobiosidae</b> , <b>Pyalidae</b> , <b>Psephenidae</b>	7
Neritidae, Viviparidae, Ancylidae, <b>Thiaridae</b> Hydroptilidae Unionidae, <b>Mycetopodidae</b> , <b>Hyriidae</b> , Corophilidae, Gammaridae, <b>Hyalellidae</b> , <b>Atyidae</b> , <b>Palaemonidae</b> , <b>Trichodactylidae</b> , Platycnemididae, Coenagrionidae <b>Leptohyphidae</b>	6
<b>Oligoneuridae</b> , <b>Polymitarcyidae</b> , Dryopidae, Elmidae (Elminthidae), <b>Helophoridae</b> , <b>Hydrochidae</b> , <b>Hydraenidae</b> , Clambidae Hydropsychidae 5 Tipulidae, Simuliidae Planariidae, Dendrocoelidae, <b>Dugesiiidae</b> , <b>Aeglididae</b>	5
Baetidae, Caenidae <b>Halplidae</b> , <b>Curculionidae</b> , <b>Chrysomelidae</b> , <b>Tabanidae</b> , <b>Stratiomyidae</b> , <b>Empididae</b> , <b>Dolichopodidae</b> , <b>Dixidae</b> , <b>Ceratopogonidae</b> , <b>Anthomyidae</b> , <b>Limoniidae</b> , <b>Psychodidae</b> , <b>Sciomyzidae</b> , <b>Rhagionidae</b> , Sialidae, <b>Corydalidae</b> , Piscicolidae <b>Hydracarina</b>	4
<b>Mesoveliidae</b> , <b>Hydrometridae</b> , <b>Gerridae</b> , <b>Nepidae</b> , <b>Naucoridae</b> ( <b>Limnocoridae</b> ), Pleidae, <b>Notonectidae</b> , <b>Corixidae</b> , <b>Veliidae</b> , <b>Helodidae</b> , <b>Hydrophilidae</b> , <b>Hygrobiiidae</b> , <b>Dytiscidae</b> , <b>Gyrinidae</b> , Valvatidae, Hydrobiidae, Lymnaeidae, Physidae, Planorbidae, <b>Bithyniidae</b> , <b>Bythinellidae</b> , Sphaeridae, Glossiphonidae, Hirudidae, Erpobdellidae, Asellidae, <b>Ostracoda</b>	3
Chironomidae, <b>Culicidae</b> , <b>Ephydridae</b> , <b>Thaumaleidae</b>	2
Oligochaeta (todas as classes), <b>Syrphidae</b>	1

Fonte: Instituto Ambiental do Paraná (2006).

Legenda: *itálico*: o score foi mudado por (TERCEDOR; ÓRTEGA, 1988).

**negrito** - foram incluídas por (TERCEDOR; ÓRTEGA, 1988).

**azul**: foram incluídas por (LOYOLA, 2000).

**verde**: foram incluídas para rios da Bacia Litorânea (TONIOLLO et al, 2001).

Ao efetuar o somatório de todas as pontuações relativas às famílias presentes no curso hídrico em estudo, é possível enquadrar os valores obtidos nas cinco classes de qualidade (Quadro 2) e assim obter uma classificação da qualidade biológica dos locais amostrados.

**Quadro 2. Classes de qualidade definidas para o BMWP'.**

<b>Classe</b>	<b>Qualidade</b>	<b>Valor</b>	<b>Significado</b>	<b>Cor</b>
I	Ótima	>150	Água muito limpa	Lilás
II	Boa	101 – 149	Águas não poluídas ou sistema perceptível não alterado	Azul
III	Aceitável	61 – 100	São evidentes efeitos moderados de poluição	Verde
IV	Duvidosa	36 – 60	Águas poluídas (sistema alterado)	Amarelo
V	Crítica	16 – 35	Águas muito poluídas (sistema muito alterado)	Laranja
VI	Muito Crítica	<15	Águas fortemente poluídas (sistema fortemente alterado)	Vermelho

Fonte: Instituto Ambiental do Paraná (2006).

## CLASSIFICAÇÃO FINAL DA QULIDADE DA ÁGUA

O corpo hídrico será classificado de acordo com o pior dos resultados obtidos entre os resultados físico-químicos e biológicos.

## REFERÊNCIAS

AGÊNCIA NACIONAL DAS ÁGUAS. **ODS 6 no Brasil: visão da ANA sobre os indicadores**. Brasília, 2019. Disponível em: <https://www.ana.gov.br/acesso-a-informacao/institucional/publicacoes/ods6/ods6.pdf>. Acesso em: 15 set. 2019.

APHA-AWWA-WEF. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 23<sup>a</sup> ed. Washington, DC. APWA, AWWA, WPCF, 2017.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. CONAMA. Resolução nº 274/2000, de 29 de nov. de 2000. Define os critérios de balneabilidade em águas brasileiras. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Poder Executivo, Brasília, DF, 25 jan. 2001. Seção 1, 70-71 p. Disponível em: <http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=272>. Acesso em: 10 dez. 2018.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. CONAMA. Resolução nº 357/2005, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Poder Executivo, Brasília, DF, 18 mar. 2005. Seção 1, 58-63 p. Disponível em: <http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=459>. Acesso em: 9 dez. 2018.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente dos Recursos Hídricos e da Amazônia Legal. Lei nº 9.433 de 8 de jan. de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal, e altera o art. 1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Poder Executivo, Brasília, DF, 9 jan. 1997. 470 p. Disponível em: [https://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/leis/l9433.htm](https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l9433.htm). Acesso em: 12 dez. 2018.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. CNRH. Resolução nº 32/2003, de 15 de outubro de 2003. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Poder Executivo, Brasília, DF, 17 dez. 2003. 142 p. Disponível em: <http://www.ceivap.org.br/ligislacao/Resolucoes-CNRH/Resolucao-CNRH%2032.pdf>. Acesso em: 10 dez. 2018.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Guia nacional de coleta e preservação de amostras: água, sedimento, comunidades aquáticas e efluentes líquidos**. Organizadores: Carlos Jesus Brandão... [et al.]. São Paulo: CETESB; Brasília: ANA, 2011. 326 p. Disponível em: [https://www.researchgate.net/publication/275351750\\_Guia\\_Nacional\\_de\\_coleta\\_e\\_Preservacao\\_de\\_amostras\\_Agua\\_Sedimento\\_Comunidades\\_Aquaticas\\_e\\_efluentes\\_líquidos](https://www.researchgate.net/publication/275351750_Guia_Nacional_de_coleta_e_Preservacao_de_amostras_Agua_Sedimento_Comunidades_Aquaticas_e_efluentes_líquidos). Acesso em: 6 abr. 2019.

INSTITUTO AMBIENTAL DO PARANÁ. **Fauna do Paraná em Extinção**. Organizadores: Márcia de Guadalupe Pires Tossulino, Dennis Nogarolli Marques

Patrocínio, João Batista Campos, 2006. 272 p. Disponível em:  
[https://ambienteduran.eng.br/publicador/PUBLICACOES/livro\\_fauna\\_extincao.pdf](https://ambienteduran.eng.br/publicador/PUBLICACOES/livro_fauna_extincao.pdf).  
Acesso em: 10 de abril de 2019.