



Serviço Público Federal  
Ministério da Educação

**Fundação Universidade Federal de Mato Grosso do Sul**  
Faculdade de Engenharias, Arquitetura e Urbanismo e Geografia - FAENG



**LAIS RIBEIRO BALBUENO**

**IMPACTO DE CARREAMENTO DE REJEITO DE  
FERRO NA QUALIDADE DE ÁGUA E DA FAUNA  
BENTÔNICA EM RIACHO NO MUNICÍPIO DE  
CORUMBÁ-MS**

**Campo Grande, MS.**

**2024**

UNIVERSIDADE FEDERAL DE MATO GROSSO DO SUL  
FACULDADE DE ENGENHARIAS E ARQUITETURA E URBANISMO E  
GEOGRAFIA  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM TECNOLOGIAS AMBIENTAIS

**LAIS RIBEIRO BALBUENO**

**IMPACTO DE CARREAMENTO DE REJEITO DE FERRO  
NA QUALIDADE DE ÁGUA E DA FAUNA BENTÔNICA EM  
RIACHO NO MUNICÍPIO DE CORUMBÁ-MS**

Dissertação submetida ao Programa de Pós-graduação em Tecnologias Ambientais da Universidade Federal do Mato Grosso do Sul como requisito parcial a obtenção do título de Mestre em Tecnologias Ambientais. Linha de Pesquisa: Recursos Hídricos

**Orientador: Prof. Dr.** William Marcos da Silva

Aprovada em:

**Banca examinadora:**

Prof. Dr. William Marcos da Silva  
Orientador PGTA- UFMS

Prof. Dr. Karina Righi Cavallaro  
Universidade Federal de Mato Grosso  
do Sul (UFMS)  
Campo Grande – MS

Prof. Dr. Kennedy Francis Roche  
Universidade Federal de Mato Grosso do Sul  
(UFMS)  
Campo Grande – MS

**Campo Grande, MS.  
2024**

## AGRADECIMENTOS

O presente trabalho foi realizado com apoio do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) – Número do Processo 130458/20228, quando bolsa.

Agradeço ao PGTA, Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Ambientais (PPGTA), da Faculdade de Engenharias, Arquitetura e Urbanismo (FAENG) da Fundação Universidade Federal de Mato Grosso do Sul (UFMS).

Agradeço ao Laboratório de Qualidade Ambiental (LAQUA) pela parceria e colaboração em todas as análises físico-químicas.

A minha companheira e amiga Karine Cáceres, pela paciência e compreensão nas horas difíceis, por sempre me apoiar e não desistir.

A minha família, minha mãe Simone Ribeiro, pelo apoio dado durante todo o trabalho e durante toda a minha vida acadêmica.

Ao meu orientador, Prof. Dr. William Marcos da Silva, pelo apoio total em todas as fases deste trabalho, especialmente nas amostragens. Que foram de grande aprendizado.

Aos participantes da banca examinadora por terem aceitado o convite.

Ao colega Danilo, por sempre me acompanhar em todas as amostragens e colaborações ao longo da pesquisa.

O presente trabalho foi realizado com apoio da Fundação Universidade Federal de Mato Grosso do Sul - UFMS/MEC - Brasil.

## SUMÁRIO

<b>1. INTRODUÇÃO .....</b>	<b>1</b>
<b>2. OBJETIVOS .....</b>	<b>3</b>
2.1 OBJETIVO GERAL .....	3
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS .....	3
<b>3. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA .....</b>	<b>3</b>
3.1 ÁGUA .....	3
3.2 POLUIÇÃO EM RECURSOS HÍDRICOS .....	6
3.3 MINERAÇÃO .....	7
3.3.1. MINÉRIO DE FERRO .....	10
3.4. PARÂMETROS DE QUALIDADE DA ÁGUA .....	12
3.5. BIOINDICADORES DE QUALIDADE DE ÁGUA .....	13
3.6. MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS .....	14
<b>4. METODOLOGIA .....</b>	<b>16</b>
4.1 ÁREA DE ESTUDO .....	16
4.2. CARACTERÍSTICAS FÍSICAS E QUÍMICAS DOS PONTOS AMOSTRADOS .....	18
4.2.1. AMOSTRAGENS .....	18
4.3 AVALIAÇÃO DA MACROFAUNA BENTÔNICA .....	21
<b>5. ÍNDICES BIOLÓGICOS .....</b>	<b>22</b>
5.1. RIQUEZA, EQUITATIVIDADE E DIVERSIDADE .....	24
<b>6. PARÂMETROS FÍSICOS E QUÍMICOS .....</b>	<b>25</b>
<b>7. RESULTADOS E DISCUSSÃO .....</b>	<b>26</b>
7.1. PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS DA ÁGUA .....	26
7.1.1. TEMPERATURA, pH, CONDUTIVIDADE ELÉTRICA, OXIGÊNIO DISSOLVIDO E TURBIDEZ DA ÁGUA .....	26
7.1.2. NUTRIENTES NA ÁGUA (FÓSFORO TOTAL E NITROGÊNIO) .....	28
7.1.3. DETERMINAÇÃO DE METAIS .....	29
7.2. AVALIAÇÃO DA RIQUEZA E ABUNDÂNCIA DOS TÁXONS DE MACROINVERTEBRADOS .....	39

7.2.1 DISTRIBUIÇÃO DOS MACROINVERTEBRADOS EM GRUPOS FUNCIONAIS .....	47
7.2.2 INDICADORES UTILIZADOS PARA AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA ATRAVÉS DOS MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS .....	49
7.2.2.1 APLICAÇÃO DO ÍNDICE DE DIVERSIDADE DE SHANNON-WIENER (H') E EQUITABILIDADE (J) PARA O NÍVEL DE FAMÍLIA .....	49
7.2.2.2. SIMILARIDADE DE BRAY-CURTIS .....	50
7.2.3. ÍNDICES BIÓTICOS DE QUALIDADE DE ÁGUA .....	52
<b>8. CONSIDERAÇÕES FINAIS .....</b>	<b>55</b>
<b>9. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....</b>	<b>57</b>
<b>ANEXO I .....</b>	<b>71</b>
<b>ANEXO II .....</b>	<b>74</b>
<b>ANEXO III .....</b>	<b>81</b>

## LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1. TIPOS DE ABASTECIMENTO DE ÁGUA EM RELAÇÃO AOS INTERVALOS DE TAMANHO POPULACIONAL. ....	5
FIGURA 2. IMPACTOS AMBIENTAIS DA MINERAÇÃO NA ÁGUA. ....	7
FIGURA 3. PARTICIPAÇÃO DAS PRINCIPAIS SUBSTÂNCIAS METÁLICAS NO VALOR DA PRODUÇÃO MINERAL COMERCIALIZADA PARA O ANO DE 2019. ....	9
FIGURA 4. ARRECADAÇÃO DA COMPENSAÇÃO FINANCEIRA DA EXPLORAÇÃO DE RECURSOS NATURAIS (CFEM) POR SUBSTÂNCIA EM 2022. ....	11
FIGURA 5. MAPA DE LOCALIZAÇÃO DA BACIA HIDROGRÁFICA DO PIRAPUTANGAS .....	18
FIGURA 6. PONTOS DE AMOSTRAGEM NO CÓRREGO PIRAPUTANGAS – CORUMBÁ/MS. ...	19
FIGURA 7. PONTOS DAS COLETAS, ANTES DO DERRAMAMENTO DE REJEITO DE MINERAÇÃO NO CORPO D'ÁGUA. ....	20
FIGURA 8. RELAÇÃO DOS PONTOS DE AMOSTRAGEM NA ÁREA DO CÓRREGO PIRAPUTANGAS, MS. ....	21
FIGURA 9. LOCAL ONDE OS CAMINHÕES FAZEM A CAPTAÇÃO DE ÁGUA PARA MOLHAR AS ESTRADAS, ONDE OCORRE O DESVIO DO CURSO D'ÁGUA QUE ANTECEDE O PONTO 03. ....	30
FIGURA 10. <i>BIPLLOT</i> DAS VARIÁVEIS FÍSICO-QUÍMICAS SUBMETIDAS A ACP NAS AMOSTRAGENS REALIZADAS NO CÓRREGO PIRAPUTANGAS, MS. OS PONTOS ESTÃO SENDO IDENTIFICADOS COM AS LETRAS S (COLETA DE SETEMBRO), N (COLETA DE NOVEMBRO E O (COLETA DE OUTUBRO). ....	38
FIGURA 11. CURVA DE RIQUEZA ACUMULADA EXPRESSANDO O NÚMERO DE ESPÉCIES DETECTADAS EM FUNÇÃO DO TOTAL DE LEVANTAMENTOS REALIZADOS NO CÓRREGO PIRAPUTANGAS-MS. ....	45

FIGURA 12. <i>BIPL</i> OT DAS VARIÁVEIS SUBMETIDAS A ACP NAS AMOSTRAGENS REALIZADAS NO CÓRREGO PIRAPUTANGAS, MS. OS PONTOS ESTÃO SENDO IDENTIFICADOS COM AS LETRAS S (COLETA DE SETEMBRO), N (COLETA DE NOVEMBRO) E O (COLETA DE OUTUBRO). .....	46
FIGURA 13. RELAÇÃO DOS GRUPOS FUNCIONAIS DE MACROINVERTEBRADOS ENCONTRADOS NO CÓRREGO PIRAPUTANGAS, MS. ....	47
FIGURA 14. DENDROGRAMA DE SIMILARIDADE CONSIDERANDO-SE ABUNDÂNCIA E COMPOSIÇÃO DOS PONTOS DE COLETA NAS CAMPANHAS SETEMBRO/22 (A), NOVEMBRO/22 (B) E OUTUBRO/23 (C). ....	52

**LISTA DE TABELA**

TABELA 1. DESCRIÇÃO DOS PONTOS DE AMOSTRAGEM DE ACORDO COM AS CARACTERÍSTICAS FÍSICAS AMBIENTAIS. ....	19
TABELA 2. RELAÇÃO DAS ESTAÇÕES DE COLETA, COORDENADAS GEOGRÁFICAS E LOCALIZAÇÃO NA ÁREA DE AMOSTRAGEM NO CÓRREGO PIRAPUTANGAS. ....	21
TABELA 3. SISTEMA DE CLASSIFICAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA ESTABELECIDO PARA OS MACROINVERTEBRADOS NO CÓRREGO PIRAPUTANGAS-MS. ....	22
TABELA 4. VALORES DE REFERÊNCIA DO ÍNDICE ASPT E DIAGNÓSTICO DA ÁGUA ANALISADA DO CÓRREGO PIRAPUTANGAS-MS. ....	23
TABELA 5. PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS REALIZADOS NO PRESENTE ESTUDO. ....	26
TABELA 6. MÉDIA E DESVIO PADRÃO DOS PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS DAS AMOSTRAS DE ÁGUA COLETADAS NO CÓRREGO PIRAPUTANGAS, MS. OS VALORES ACIMA DO LIMITE ESTABELECIDO PELA LEGISLAÇÃO DO CONAMA 357/2005 ESTÃO MARCADOS DE VERMELHO. ....	33
TABELA 7. MATRIZ DE PESO DAS VARIÁVEIS DA QUALIDADE DE ÁGUA NOS CINCO COMPONENTES PRINCIPAIS SELECIONADOS. ....	34
TABELA 8. DISTRIBUIÇÃO DA COMUNIDADE DE MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS COLETADAS NO CÓRREGO PIRAPUTANGAS, MS. ....	43
TABELA 9. ÍNDICES DE DIVERSIDADE DE SHANNON ( $H'$ ) E EQUITABILIDADE ( $J$ ) NOS PONTOS DE AMOSTRAGEM, NO CÓRREGO PIRAPUTANGAS, MS. ....	49
TABELA 10. VALORES DE BMWP DOS MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS NOS PONTOS AMOSTRADOS NO CÓRREGO PIRAPUTANGAS, NOS PERÍODOS DE SETEMBRO E NOVEMBRO DE 2022 E OUTUBRO DE 2023.....	

TABELA 11. COMPOSIÇÃO DAS COMUNIDADES DE MACROINVERTEBRADOS ASSOCIADOS AO CÓRREGO PIRAPUTANGAS-MS NOS PERÍODOS DE SETEMBRO/22 (C1), NOVEMBRO/22 (C2) E OUTUBRO/23 (C3), NOS CINCO PONTOS DE AMOSTRAGEM. .... 71

TABELA 12. FAMÍLIAS, VALORES DE BMWP E GRUPOS FUNCIONAIS DE MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS NO PONTO 01 NO CÓRREGO PIRAPUTANGAS, NOS PERÍODOS DE SETEMBRO E NOVEMBRO DE 2022 E OUTUBRO DE 2023. .... 74

TABELA 13. FAMÍLIAS, VALORES DE BMWP E GRUPOS FUNCIONAIS DE MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS NO PONTO 02 NO CÓRREGO PIRAPUTANGAS, NOS PERÍODOS DE SETEMBRO E NOVEMBRO DE 2022 E OUTUBRO DE 2023. .... 75

TABELA 14. FAMÍLIAS, VALORES DE BMWP E GRUPOS FUNCIONAIS DE MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS NO PONTO 03 NO CÓRREGO PIRAPUTANGAS, NOS PERÍODOS DE SETEMBRO E NOVEMBRO DE 2022 E OUTUBRO DE 2023. .... 76

TABELA 15. FAMÍLIAS, VALORES DE BMWP E GRUPOS FUNCIONAIS DE MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS NO PONTO 04 NO CÓRREGO PIRAPUTANGAS, NOS PERÍODOS DE SETEMBRO E NOVEMBRO DE 2022 E OUTUBRO DE 2023. .... 77

TABELA 16. FAMÍLIAS, VALORES DE BMWP E GRUPOS FUNCIONAIS DE MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS NO PONTO 05 NO CÓRREGO PIRAPUTANGAS, NOS PERÍODOS DE SETEMBRO E NOVEMBRO DE 2022 E OUTUBRO DE 2023. .... 79

TABELA 17. RESULTADOS DOS PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS NAS AMOSTRAGENS REALIZADAS NO CÓRREGO PIRAPUTANGAS, MS, AS CONCENTRAÇÕES E VALORES FORA DO LIMITE ESTABELECIDO DA RESOLUÇÃO DO CONAMA 357/2005 PARA RIOS CLASSE 2 ESTÃO MARCADOS EM VERMELHO. .... 81

## RESUMO GERAL

BALBUENO, L. R. (2024). IMPACTO DE CARREAMENTO DE REJEITO DE FERRO NA QUALIDADE DE ÁGUA E DA FAUNA BENTÔNICA EM RIACHO NO MUNICÍPIO DE CORUMBÁ-MS. 2024. 82. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós Graduação em Tecnologias Ambientais. Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Brasil.

O estudo abrangeu a análise da comunidade de macroinvertebrados bentônicos em cinco pontos ao longo do Córrego Piraputangas (MS), durante os períodos de estiagem (set/22), chuva (nov/22) e intermediário (out/23). O objetivo foi investigar a possível influência dos rejeitos da mineração de ferro na qualidade de água e na composição e características desses organismos. A qualidade da água foi avaliada por parâmetros físicos, químicos e biológicos, sendo utilizadas métricas como BMWP (*Biological Monitoring Working Party*) e ASPT (*Average Score per Taxon*), além do Índice de Diversidade de ShannonWiener e equitabilidade de Pielou. Elmidae, Hydropsychidae e Oligochaeta foram os grupos mais coletados. Os locais menos impactados apresentaram maior riqueza e diversidade de macroinvertebrados, incluindo grupos sensíveis à poluição. Mesmo sem uma presença ideal de cobertura vegetal nativa, esses locais mostraram-se mais favoráveis. Em áreas consideradas poluídas pela mineração de ferro, foram registradas maiores abundâncias, principalmente de organismos tolerantes à poluição orgânica como Oligochaeta e Planorbidae. Os índices bióticos de qualidade da água (BMWP e ASPT) foram considerados críticos na maioria dos pontos amostrados, assim como os níveis de metais pesados, que excederam os limites estabelecidos pela Resolução do CONAMA 357/05.

**Palavras-chave:** Organismos bentônicos, mineração, bacia do alto Paraguai

## GENERAL ABSTRACT

The study encompassed the analysis of benthic macroinvertebrate communities at five points along the Piraputangas Stream (MS), during dry (September 2022), rainy (November 2022), and transition (October 2023) periods. The aim was to investigate the potential influence of iron mining tailings on the composition and characteristics of these organisms. Metrics such as BMWP (*Biological Monitoring Working Party*) and ASPT (*Average Score per Taxon*), as well as the Shannon-Wiener Diversity Index and Pielou's Evenness, were employed. These metrics were applied to assess the relationship between macroinvertebrates and water quality, evaluated through physical, chemical, and biological parameters. Elmidae, Hydropsychidae, and Oligochaeta were the most collected groups. The most preserved sites exhibited higher richness and diversity of macroinvertebrates, including pollution-sensitive groups. Even without an ideal presence of riparian vegetation, these sites proved to be more favorable. In areas considered polluted by iron mining, higher abundances were recorded, mainly of organisms tolerant to organic pollution such as Oligochaeta, Planorbidae, and Hygrophila. Biotic indices of water quality (BMWP and ASPT) were deemed critical in most sampled points, as well as heavy metal levels, which exceeded the limits established by CONAMA Resolution 357/05.

**Keywords:** Benthic organisms, mining, upper Paraguay basin.

## 1. INTRODUÇÃO

O recurso água contém um aspecto crítico, que deve ser examinado sob o ponto de vista do crescimento populacional. São escassos os recursos essenciais a vida que estão sujeitos por limitações de disponibilidade tão bem definidos quanto aos recursos hídricos. Em concordância com a concentração populacional a disponibilidade média de água renovável por habitante tende a diminuir, o que reflete sobre a saúde e os padrões de qualidade de vida (BEEKMAN *et al.*, 2020).

Tanto as influências antropogênicas quanto os processos naturais são responsáveis pela danificação da qualidade das águas superficiais e subterrâneas (ATO *et al.*, 2010). A poluição da água é um problema grave em todo o mundo e requer um conceito urgente de monitoramento e implementação de planos para alcançar uma solução (GEISSEN *et al.*, 2015).

A gestão eficaz dos recursos hídricos requer uma abordagem abrangente e holística que combine o desenvolvimento socioeconômico com a proteção dos ecossistemas naturais. Consequentemente, a gestão eficaz do uso da água, distribuição de água e sua ocorrência consiste no contexto de uma bacia hidrográfica ou de um aquífero subterrâneo (PASQUALETTO, 2020; CARVALHO, 2020).

As atividades humanas podem ter impactos negativos a longo prazo nos cursos de água e nos ecossistemas de água doce, a mineração e as atividades industriais são particularmente problemáticas, pois podem gerar resíduos ambientalmente perigosos durante as operações cujos efeitos podem persistir por muito tempo após o término das atividades (WRIGHT; RYAN, 2016).

As atividades industriais requerem grandes volumes de água em várias etapas: durante a pesquisa mineral (utilização de sondas rotativas e amostragens), na fase de extração (por meio de desmonte hidráulico, bombeamento de água de minas subterrâneas, entre outros), no processo de beneficiamento (incluindo britagem, moagem, flotação, lixiviação, etc.), no transporte através de minerodutos e na manutenção da infraestrutura (incluindo pessoal, laboratórios, etc.). Em certos casos, é necessário diminuir o lençol freático para viabilizar a extração, o que pode prejudicar outros usuários potenciais desse recurso hídrico (FIORILLO; COSTA, 2012).

Os metais são componentes naturais da crosta terrestre, sendo alguns deles, essenciais para as funções metabólicas normais de plantas, animais e humanos. Raramente se acumulam em quantidades que, em condições naturais, podem ter efeitos danosos ao meio ambiente e ao ecossistema (SUN *et al.*, 2018). Os metais podem ser

considerados como essenciais e não essenciais de acordo com as funções biológicas realizadas. Os elementos essenciais exercem importante papel no metabolismo dos organismos quando expostos em concentrações menores, todavia, alguns desses elementos podem manifestar altas toxicidades quando presentes em concentrações elevadas. Os elementos não essenciais de modo geral são tóxicos, por não desempenharem qualquer função biológica conhecida (ESTEVES *et al.*, 1998).

No entanto, com o crescimento da população mundial, o rápido desenvolvimento industrial, expansão urbana e a crescente prosperidade de muitos países em desenvolvimento a demanda por todos os recursos naturais, incluindo metais tendem a aumentar.

É amplamente reconhecido que a mineração exerce uma pressão significativa sobre o meio ambiente, resultando em consequências negativas. Embora possa inicialmente gerar benefícios econômicos para as nações ou regiões envolvidas na extração mineral, há evidências substanciais indicando que a exploração excessiva dos recursos minerais pode prejudicar o desenvolvimento futuro desses locais após o término das operações de mineração. Além disso, esse processo muitas vezes acarreta danos irreparáveis ao meio ambiente (ENRÍQUEZ, 2007).

A mineração provoca danos significativos ao meio ambiente, que frequentemente são irreversíveis e desafiadores de remediar. Esses danos incluem impactos visuais, destruição de extensas áreas de ecossistemas nativos ou de uso humano, contaminação das águas e sedimentação de corpos hídricos, poluição do solo, formação de áreas desoladas conhecidas como "desertos de pedra", gestão inadequada de resíduos, poluição sonora, e outros aspectos abordados nesta análise (PENNA, 2009).

Nesse contexto, uma série de impactos ambientais pode surgir: aumento da turbidez da água, resultando em mudanças na sua qualidade e na penetração da luz solar nos corpos hídricos; alteração do pH, geralmente tornando a água mais ácida; vazamento de óleos, graxas e metais pesados altamente tóxicos, causando sérios danos à vida selvagem do ambiente receptor; diminuição do nível de oxigênio dissolvido nos ecossistemas aquáticos; sedimentação dos rios; poluição do ar, especialmente devido a materiais particulados; e perda de extensas áreas de ecossistemas nativos ou utilizados pelo ser humano, entre outros impactos (FIORILLO; COSTA, 2012).

A análise biológica, quando confrontado com o monitoramento tradicional de análises físicas e químicas, exprimem alguns benefícios, como a elevada sensibilidade e aplicabilidade necessários no registro de respostas quanto a contaminação de ambientes.

Os bioindicadores são extensivamente utilizados, sendo empregados usualmente como exemplo o plâncton, peixes, plantas, algas e comunidades bentônicas (ROMEROFEREIRA *et al.*, 2022; LIMA, 2023).

A utilização de organismos aquáticos, principalmente macroinvertebrados bentônicos, por serem bioindicadores possuem grande importância por serem excelentes indicadores de qualidade ambiental (FIALKOWSKI, 2003). Ao usar essas comunidades para realizar tais avaliações, é importante determinar o nível taxonômico de identificação que seja adequadamente sensível para detectar quaisquer impactos da poluição (WRIGHT; RYAN, 2016).

## **2.OBJETIVOS**

### **2.1 Objetivo Geral**

Avaliar se os organismos bentônicos são influenciados pelo rejeito da mineração de ferro.

### **2.2 Objetivos Específicos**

- Investigar as alterações promovidas na qualidade da água;
- Caracterizar a composição dos invertebrados aquáticos associados ao substrato bentônico;
- Examinar o efeito do rejeito da mineração de ferro sobre os organismos bentônicos por meio de parâmetros físicos e químicos;

## **3. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA**

### **3.1 Água**

O ciclo hidrológico é responsável pelo movimento da água nos rios, mares, lagos, geleiras, águas subterrâneas e na atmosfera, e cria as condições necessários para a vida humana (GIAMPÁ; GONÇALVES, 2005). Sua importância também está ligada ao desenvolvimento de atividades produtivas com múltiplos usos, como a produção industrial, agricultura, turismo, transporte fluvial, mineração, produção de energia, manutenção das condições ambientais, entre outras (TUNDISI, 2006).

As redes de monitoramento da qualidade das águas superficiais no Brasil tiveram início na década de 1970, quando foi implantada a primeira rede governamental. Desde então, as Unidades da Federação (UF) têm adotado diferentes estratégias no

estabelecimento de seus programas de monitoramento da qualidade da água (DA COSTA; PERSECHINI, 2012a).

Atualmente, 17 das 27 UF monitoram as águas superficiais, há um total de 2.167 pontos de observação ativos considerando a área total do país, este valor corresponde a uma densidade de 0,25 pontos por 1000 m<sup>2</sup>. A distribuição desses postos de controle no território brasileiro é bastante desigual e concentrada em determinadas áreas hidrográficas. Conseqüentemente, existem lacunas na distribuição de pontos e na padronização do controle de qualidade da água no Brasil (DA COSTA; PERSECHINI, 2012b).

Uma vez que a inseparabilidade das águas superficiais e subterrâneas são partes integrantes do mesmo ciclo da hidrológico, as águas superficiais e subterrâneas devem ser geridas em conjunto (MORAIS; FADUL; CERQUEIRA, 2018).

As águas subterrâneas são quase totalmente devolvidas pela descarga natural dos aquíferos, pela sua capacitância de armazenamento (CÂNDIDO et al., 2019). Por suas características, a água modifica o meio ambiente, como agente, ela se converte de acordo com as características da bacia hidrográfica, considerada como um indicador de qualidade ambiental (FOLETO, 2018).

Sabe-se que a qualidade da água muda de tempos em tempos e de um lugar para outro, pois está relacionada tanto às atividades humanas quanto às causas (ou fatores) naturais. O desenvolvimento urbano sem um planejamento ambiental adequado pode ocasionar na contaminação dos mananciais de abastecimento público (CARVALHO, 2011).

Ao analisar o crescimento populacional em relação ao surgimento de novas necessidades para satisfazer os desejos humanos, o impacto dessas exigências no meio ambiente se torna mais evidente. Tais impactos são significativamente causadores de desequilíbrios comparados às mudanças decorrentes de fenômenos naturais, sejam eles na biosfera ou na atmosfera (FRANCISCO, 2018 e GOMES, 2021).

Em termos populacionais, dos 172 milhões de brasileiros com acesso à rede pública de água, 141,6 milhões (82,3 %) utilizam águas superficiais, enquanto apenas 30,4 milhões (17,7 %) utilizam águas subterrâneas. Essa relação se deve ao fato de que as maiores cidades são abastecidas principalmente por águas superficiais. Apenas 2 % dos municípios com mais de 500 mil habitantes recontam com água subterrânea para atender

plenamente suas necessidades. Outros 56 % possuem embarques mistos, conforme mostra a Figura 1 (HIRATA *et al.*, 2019).

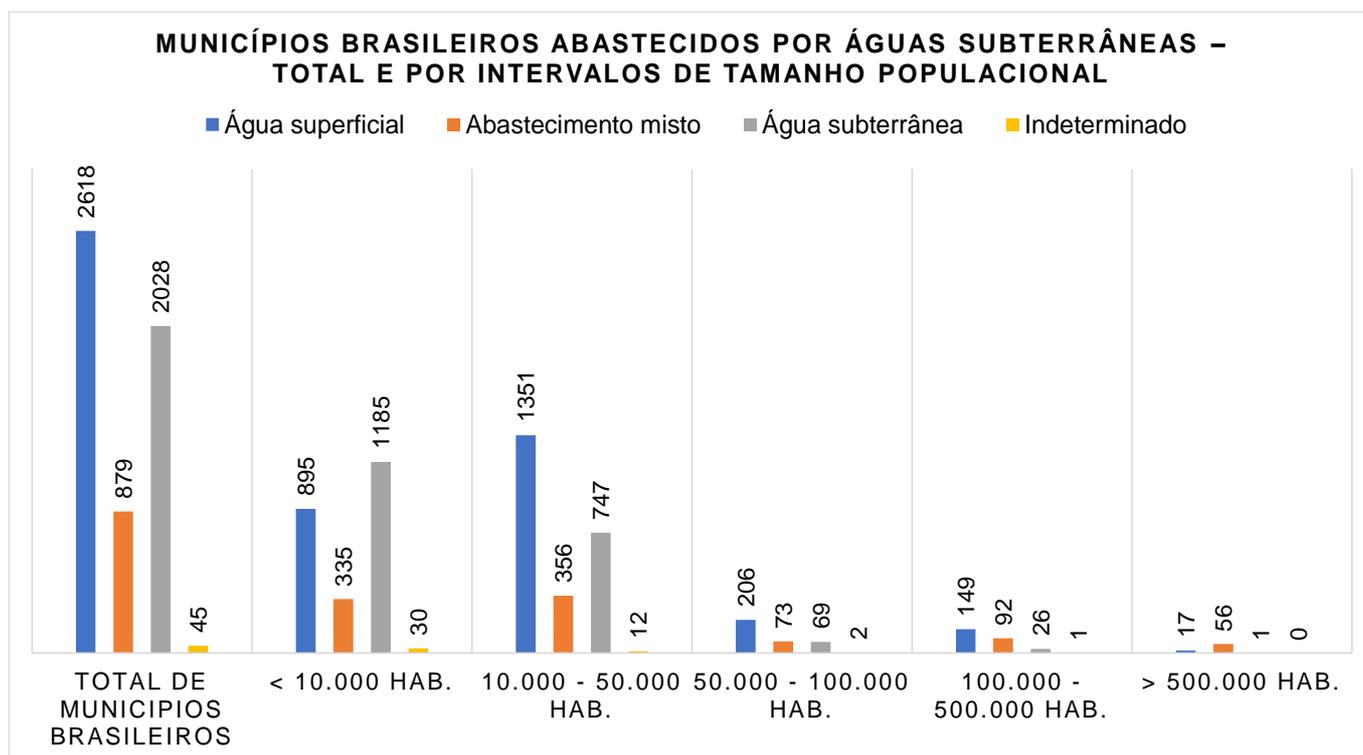


Figura 1. Tipos de abastecimento de água em relação aos intervalos de tamanho populacional.

Fonte: Adaptação da Agência Nacional de Água – ANA (2010).

O monitoramento e avaliação da qualidade das águas superficiais e subterrâneas é um componente essencial da gestão adequada dos recursos hídricos. Essas etapas permitem a identificação de características específicas e análise de tendências de bacias hidrográficas. Isso é importante para atividades como planejamento, licenciamento, faturamento e categorização dos mananciais (ANA, 2011; TRINDADE *et al.*, 2016).

A identificação de causas e a estimativa da magnitude da degradação da qualidade da água, principalmente no contexto das bacias hidrográficas, tem merecido atenção em muitos países. Busca-se estabelecer técnicas para avaliação de impactos ambientais, adotando maneiras que os minimize e aperfeiçoe o uso da água (JUNIOR, 2015).

### 3.2 Poluição em recursos hídricos

A poluição é qualquer tipo de danificação do meio ambiente causada direta ou indiretamente pela atividade humana. Segundo Valle (2002), “a poluição ambiental pode ser definida como qualquer atividade ou omissão humana que causam desequilíbrios prejudiciais a curto e longo prazo, por meio da liberação de substâncias ou energia que afetam a água o solo ou o ar e causam um desequilíbrio sobre o meio ambiente” (CUNHA; DO NASCIMENTO, 2012).

Existem muitos tipos de poluição, como sonora, visual, hídrica, do solo, atmosfera, etc. Assim, a poluição hídrica é causada pela contaminação da água com elementos que podem prejudicar qualquer organismo vivo (CUNHA; DO NASCIMENTO, 2012).

A poluição líquida ocorre em oceanos, lagos, córregos, rios, águas subterrâneas e baías, em pequenas áreas que contêm líquidos, substâncias tóxicas, bactérias patogênicas, substâncias que requerem muito oxigênio para se decompor, substâncias facilmente solúveis, que se deposita sobre o fundo e as suas acumulações influenciam nas condições dos sistemas aquáticos (VERMA; DWIVEDI, 2013).

Segundo Guijarro-Aldaco e colaboradores (2011), os efluentes de diversas atividades industriais são uma importante fonte de contaminação ambiental, devido à alta concentração de metais tóxicos em sua constituição.

A contaminação difusa proveniente da agricultura e das áreas urbanas, juntamente com a poluição pontual das indústrias, contribui significativamente para a carga de poluição. De acordo com a ONU (2015), mais de 30% da biodiversidade global é perdida devido à degradação dos ecossistemas de água doce, causada pela poluição dos recursos hídricos e dos ecossistemas aquáticos.

Diante disso, Bomfim (2017) afirma que as atividades minerárias afetam e danificam a qualidade da água especialmente pela descarga no sistema de drenagem em superfície; os impactos na água são divididos em diversas categorias sendo: químicos; físicos; biológicos e ecológicos.

Água de qualidade ruim, além de prejudicar a saúde humana, é capaz de aumentar a solubilidade de metais pesados transformando-as em águas tóxicas, tornando-se inviável para muitas formas de vida aquática, na Figura 2, estão listados alguns dos impactos da mineração em ambientes aquáticos (BOMFIM, 2017).



Figura 2. Impactos ambientais da mineração na água.

Fonte: Adaptada de Bomfim (2017).

### 3.3 Mineração

Desde o final da década de 1990, com a expansão da globalização e o aumento do consumo de metais, intensificaram-se as disputas territoriais ligadas à megamineração a céu aberto no continente latino-americano. A indústria de mineração tem crescido de forma acelerada, tanto nos volumes extraídos quanto na abertura de novas minas (FERNANDES; ARAUJO, 2016). Na América Latina, houve um forte aumento dos investimentos no setor de mineração por parte das mineradoras transnacionais, principalmente canadenses e norte-americanas (SCOTTO, 2011).

No Brasil, os investimentos da indústria de mineração somarão US\$ 40,44 bilhões no período de 2022 a 2026, segundo o Instituto Brasileiro de Mineração (IBRAM, 2022). Em 2021, a receita de mineração do Brasil cresceu 62 % em relação a 2020 e totalizou 339,1 bilhões de reais. A arrecadação da Compensação Financeira pela Exploração Mineral – CFEM atingiu R\$ 10,3 bilhões, um aumento de 69,2 % (R\$ 6,08 bilhões) em relação a 2020. As exportações minerais do Brasil atingiram US\$ 58 bilhões, um aumento de 58,6 % em relação a 2020. A balança comercial mineral (quase US\$ 49 bilhões)

contribuiu muito para que a balança comercial do Brasil permanecesse positiva em 2021 (IBRAM, 2021).

De acordo com os dados disponibilizados pela Agência Nacional de Mineração (2022), as empresas que realizaram operações envolvendo minério em Mato Grosso do Sul somaram 139 empresas. Tais empresas produziram em CFEM (Compensação Financeira da Exploração de Recursos Naturais) o montante de R\$ 15.420.369,30. Esse número representa, 87,42% do verificado em todo o ano de 2021.

Os investimentos de mineradoras em exploração, ampliação e prospecção em Mato Grosso do Sul deverão superar R\$ 5 bilhões nos próximos dois anos, estimou a Secretaria de Produção, Meio Ambiente, Desenvolvimento Econômico e Agricultura Familiar (2022). O Estado possui grandes reservas minerais nas regiões de Corumbá, Ladário, Miranda, Bodoquena, Bonito e Porto Murtinho (REVISTA MINERAÇÃO & SUSTENTABILIDADE, 2022).

De acordo com o Anuário Mineral Brasileiro de 2019, as substâncias da categoria dos metais representaram cerca de 80 % do valor total da produção mineral do Brasil. Dentre essas substâncias, destacam-se onze que respondem por 99,7 % do valor da produção dessa categoria, a saber: alumínio, cobre, crômio, estanho, ferro, manganês, nióbio, níquel, ouro, vanádio e zinco. O valor da produção desses onze materiais foi de 129 bilhões de reais, destacando-se a expressiva participação do ferro nesse montante, cuja produção está concentrada principalmente nos estados do Pará e Minas Gerais (Figura 3) (BRASIL, 2020).

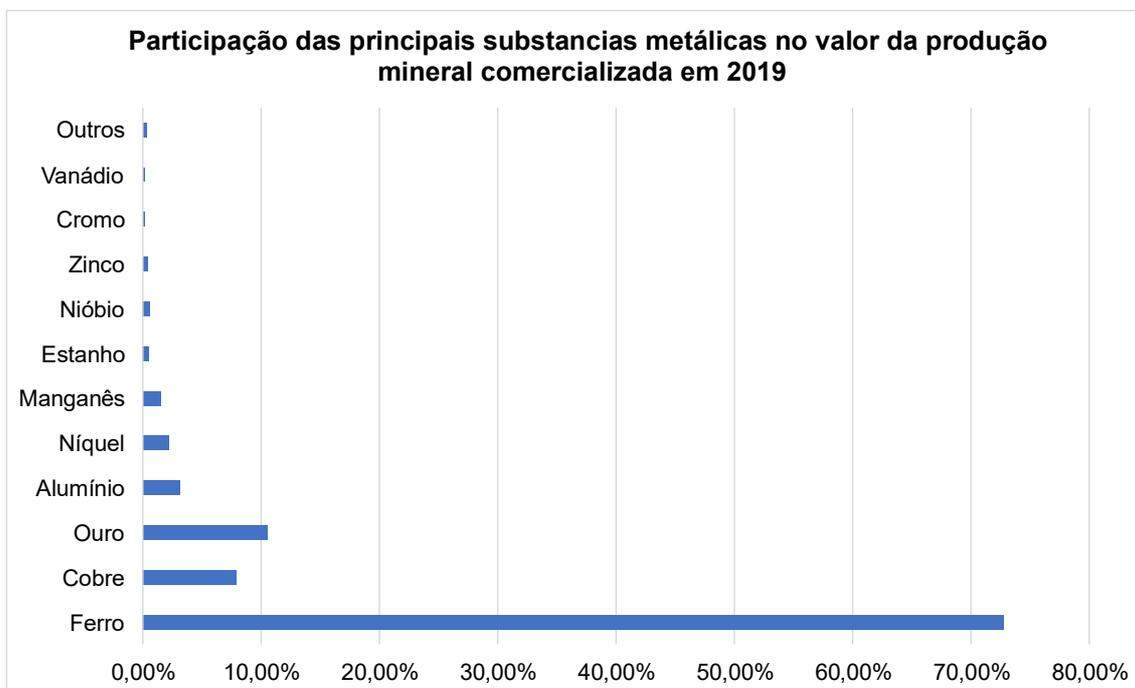


Figura 3. Participação das principais substâncias metálicas no valor da produção mineral comercializada para o ano de 2019.

Fonte: Adaptado da Agência Nacional de Mineração, 2020.

As atividades de mineração estão difundidas em todo o país e utilizam uma grande variedade de minerais. Seus efeitos sobre o meio ambiente são geralmente bem conhecidos e incluem poluição do solo, ar e sedimentos, desmatamento e poluição sonora. A questão da poluição das águas subterrâneas no Brasil ainda é investigada por poucos (CONEJO, 2007).

Segundo o Relatório de Segurança de Barragens da Agência Nacional de Águas (2018), a contenção de rejeitos de mineração é o uso fundamental de barragens no Brasil. A mineração tem grande importância para as contribuições políticas, econômicas e sociais do país (BRITO et al., 2020). No entanto, elas representam um perigo imediato para o meio ambiente, especialmente na poluição da água.

Por exemplo, as práticas de mineração, que geralmente têm impactos significativos no meio ambiente, transformam a água, o ar, solo, subsolo e a paisagem como um todo. Os impactos que acontecem nestas áreas podem levar o ecossistema em condições de estresse, que como mecanismo de defesa modificam seu metabolismo (PAZINATO et al., 2021).

As atividades de mineração, extração e fundição de metais de base são uma das maiores fontes de metais pesados no meio ambiente. Além da fundição e refino de metais,

operações de moagem e tratamento de resíduos (os restos finamente moídos de minérios) são importantes fontes de poluição e contaminação do ambiente aquático (RAZO et al., 2004; AYKOL et al., 2003).

Na ecorregião terrestre, metais pesados e outros elementos no sistema fluvial são levados dos locais de origem para vários quilômetros a jusante. Possuem evidências de que as atividades de mineração e fundição provocaram grande destruição ao ambiente aquático. Os metais pesados são difíceis de remover do ambiente natural ou causam poluição secundária (NING et al., 2011).

### **3.3.1. Minério de Ferro**

Ao longo da nossa história, com o aumento da ocupação do solo e do conhecimento geológico, novas descobertas de jazidas de minérios metálicos foram feitas e substâncias como o manganês e o ferro ganharam importância. Essas descobertas tiveram um impacto significativo na economia nacional e contribuíram fundamentalmente para o processo de industrialização brasileiro (BRASIL, 2017).

A mineração, historicamente, tem um papel importante no desenvolvimento político e econômico do Estado do Mato Grosso do Sul. As grandes jazidas de manganês e ferro na região de Corumbá, cuja exploração remonta à guerra do Paraguai, com concessões de lavra emitidas em 1876. Esses minerais são explorados há várias décadas e são responsáveis por grande parte das exportações do estado (SEMAGRO, 2022a).

Em escala industrial, o ferro (Fe) só pode ser obtido a partir de minerais. O metal é o quarto elemento mais abundante na crosta terrestre, representando 4,5 % em massa, atrás apenas do oxigênio, silício e alumínio (CARVALHO et al., 2014a).

Os minérios de ferro extraídos, economicamente podem ser classificados com base na composição química do minério que provê o elemento metálico. Ou seja, são classificados em: óxidos, carbonatos, sulfetos e silicatos. A utilização do óxido tem implicações apenas econômicas para a produção de aço (CARVALHO et al., 2014b).

As reservas mundiais de minério de ferro são da ordem de 170 bilhões de toneladas. As reservas brasileiras, com um teor médio de 46,2% de ferro, representam 19,8% das reservas mundiais. Os principais estados detentores de reservas de minério de ferro são: Minas Gerais (74,4% das reservas e teor médio de 41,1% de Fe), Pará (19,5% e teor médio de 65,6%) e Mato Grosso do Sul (2,2% e teor médio de 63,7%). A produção mundial de minério de ferro em 2017 foi estimada em 2,4 bilhões de toneladas (+2,4%

em comparação com 2016). Sendo que o Brasil foi o segundo maior produtor mundial em 2017 (18,9%) (JESUS; JOAQUIM, 2018).

A produção brasileira de minério de ferro em 2017 atingiu 453,7 Mt (milhões de toneladas), com um teor médio de 63,7% de ferro. Em relação a 2016 houve um aumento de 7,7%. O valor da produção, R\$ 63,1 bilhões, aumentou 36,9% em comparação com o ano anterior, refletindo o aumento dos preços no mercado internacional (DNPM, 2018a).

Os principais estados produtores foram: Minas Gerais (62,0%), Pará (37,3%) e Mato Grosso do Sul (0,6%). VALE S/A (MG, MS e PA), CSN-MINERAÇÃO (MG), Anglo American Minério de Ferro Brasil S/A (MG), Gerdau Açominas S/A (MG) e Itaminas Comércio de Minérios S/A (MG) (DNPM, 2018b).

Em 2022, foram identificadas 19 operações de materiais no Mato Grosso do Sul, com foco em ferro, calcário dolomítico e basalto, representando 76,72 %, 5,63 % e 3,50 % do total de materiais coletados, respectivamente. Na Figura 4 está a relação da lista completa de substâncias e coleções para 2022 (SEMAGRO, 2022c).

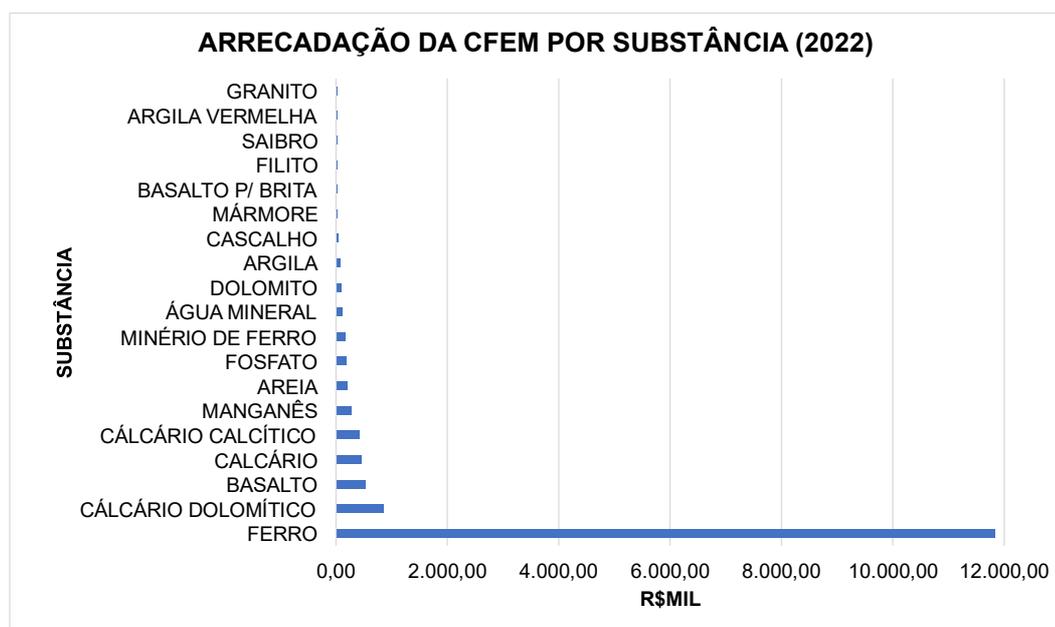


Figura 4. Arrecadação da Compensação Financeira da Exploração de Recursos Naturais (CFEM) por Substância em 2022.

Fonte: Adaptação do Relatório da mineração em Mato Grosso do Sul - Secretaria de Meio Ambiente, Desenvolvimento Econômico, Produção e Agricultura Familiar. SEMAGRO (2022).

De acordo com o relatório da mineração no Mato Grosso do Sul, constata-se que vem ocorrendo a extração de várias substâncias que estão presentes naturalmente no meio ambiente, mesmo que não haja ação antrópica o crescimento da sua concentração pode

ocorrer tanto por processos naturais quanto por atividades humanas. O intemperismo e a lixiviação do solo são exemplos de ações naturais que originam o aparecimento de metais pesados na água e no solo (MUNIZ; OLIVEIRA, 2006). Com o crescimento da mineração, os efeitos físicos e químicos aumentaram nos últimos quarenta anos (ROESER; ROESER, 2010).

Dada a riqueza geológica regional, Corumbá tem sido objeto de inúmeros estudos minero-econômicos, devido ao importante potencial mineral já conhecido (ferro, manganês e calcário) (CPRM, 2010a).

Em contrapartida, as atividades de mineração causam inúmeras consequências ao meio ambiente na região explorada, afetando principalmente a fauna, a flora e os recursos hídricos (SEPE; SALVADOR, 2018). A operação mineradora gera incontáveis malefícios. Segundo Mechi e Sanches (2010), essas atividades impactam significativamente a vegetação, levando à sua supressão e impedindo o crescimento. O solo, por sua vez, fica descoberto e sujeito à erosão. A turbidez provocada por sedimentos finos em suspensão e a poluição por substâncias lixiviadas presentes nos efluentes da área mineradora, como metais pesados, óleos e graxa, podem afetar a qualidade das águas dos rios e reservatórios da mesma bacia. Além disso, essas substâncias podem alcançar os mananciais subterrâneos.

Como visto, Morais et al. (2016) destacam que a água sofre várias alterações devido a essas atividades, causando diversos impactos na sua qualidade, sendo um tema bastante discutido. Esses impactos podem variar em intensidade dependendo das práticas de gestão e controle implementadas pela atividade mineradora, bem como das características específicas da área afetada.

#### **3.4. Parâmetros de qualidade da água**

No Brasil, a classificação das águas em relação à qualidade requerida para seus usos é estabelecida pelo Conselho Nacional do Meio Ambiente por meio da Resolução 357/2005 (BRASIL, 2005), muito utilizada para comparar o nível de qualidade das águas brasileiras para as diversas classes de usos (DE SOUZA; BERTOSI; LASTORIA, 2015).

A água, tanto em termos de quantidade como de qualidade, caracteriza um recurso essencial para os avanços das sociedades e para a constância da vida (RUHOFF et al., 2019). A qualidade dos recursos hídricos institui-se um dos principais fatores

limitativos ao desenvolvimento socioeconômico associado à preservação ambiental (RAMOS; WACHHOLZ; DA SILVA NETO, 2020).

O equilíbrio do ecossistema aquático apresenta forte aporte para a qualidade da água, visto que estabelece às condições ideais para a reprodução dos organismos aquáticos e de toda a teia trófica (BELOTO et al., 2019).

A qualidade da água é decorrente de fenômenos naturais e da atuação do homem no ambiente. Nessa circunstância a identificação adequada dos efeitos das ações antropogênicas sobre os sistemas biológicos é primordial, especialmente para diferenciar as alterações naturais que acontecem durante as estações do ano, das alterações ocasionadas pelo homem (LIMA; MAMEDE; LIMA, 2018).

### **3.5. Bioindicadores de qualidade de água**

Segundo Rapport (1989) e Norris e Thoms (1999), a distinção entre "saúde" e "doença" de um ecossistema depende de três fatores: 1) a identificação de fatores de risco, como resíduos industriais e esgoto; que figuram uma ameaça ao funcionamento do ecossistema; 2) a ausência de "estresse" determinada por indicadores físico-químicos ou biológicos, e 3 a capacidade de um ecossistema de lidar com o "estresse" (HOLLING, 1973).

A saúde de um ecossistema aquático pode ser inferida a partir da caracterização de sua estrutura (elementos biológicos e sua interação com parâmetros físicos e químicos) e de seu funcionamento (processos essenciais para a manutenção da biodiversidade, como produção, consumo e decomposição de matéria orgânica) (BARBOSA; CALLISTO, 2000).

Conforme a legislação vigente no Brasil, regida pela resolução CONAMA nº 357 de 2005, que especifica apenas a utilização de parâmetros físico-químicos e bacteriológicos para avaliação da qualidade ambiental de rios, lagos e outros ambientes aquáticos (SILVEIRA, 2004). Em geral, as avaliações da qualidade da água por meio desses parâmetros respondem aos usos para agricultura, consumo doméstico e industrial, mas não atendem às dimensões estéticas de lazer ou ecológicas (BAPTISTA et al., 2001).

A avaliação da diversidade de habitats é uma ferramenta importante para abordar a saúde dos ecossistemas aquáticos devido à forte relação entre a disponibilidade de habitats e a biodiversidade aquática (GALDEAN et al., 2000).

Segundo Costa e colaboradores (2021) um bioindicador é um indicador biológico, que pode ser uma espécie um grupo de espécies ou uma comunidade cuja morfologia, presença, distribuição e abundância são indicativos de um impacto causado em um ecossistema.

Bioindicadores aquáticos são importantes indicadores ecológicos que apontam mudanças nas condições de corpos d'água, sendo aplicados como uma ferramenta para gestão hídrica e conservação do ecossistema (HERRERA-PAZ; NUEZ; VALERORODRÍGUEZ, 2015; KUMARI et al., 2008; SILVA et al., 2010).

Em ambientes aquáticos, muitas espécies são sensíveis as modificações ambientais, o que possibilita maiores informações sobre essas espécies em seus habitats naturais que possam ser utilizados para a elaboração de diagnóstico sobre as condições de determinados ambientes, ou o nível de impacto que este pode ter sofrido (LOPES, CARVALHO, SANTOS, AZEVEDO, 2016).

O uso de organismos vivos como indicadores da qualidade ambiental, muitos como forma de indicar o estado trófico da água, como (IANNACONE et al., 2013) macrófitas, (DELA VECHIA et al., 2016) as comunidades zooplanctônicas (EJSMONT-SANT'ANNA et al., 2007; REIS et al., 2015), comunidade fitoplanctônica (MARTIGNAGO, 2019) e invertebrados bentônicos (BARBOSA et al., 2016; MEDEIROS et al., 2016).

Consequentemente, vários estudos têm sido desenvolvidos sobre a comunidade zoobentônica, uma vez que pode ser utilizada em avaliações de monitoramento ambiental, provendo dados relevantes que podem contribuir para um diagnóstico da qualidade sanitária dos ambientes aquáticos (EATON, 2003; SILVEIRA; QUEIROZ, 2006).

### **3.6. Macroinvertebrados bentônicos**

O biomonitoramento, trazendo a fauna de macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores, tem se apresentado como uma ferramenta bastante eficaz para mensurar a qualidade da água de rios e lagos (SANCHES, 2021). Esses organismos são comumente usados no biomonitoramento de águas superficiais pois são de acessível a coleta, reconhecimento e possuem uma vida útil relativamente longa, permitindo que graus de suscetibilidade ao estresse sejam medidos ao longo do tempo.

Os macroinvertebrados bentônicos são vistos como bons bioindicadores da qualidade de água por serem usualmente mais permanentes no ambiente e viverem de

semanas a alguns meses no sedimento, o que possibilita medir graus de sensibilidade a estresse ao longo do tempo. Além de que, este método de medição tem o custo relativamente baixo e alto conteúdo de informações, ideal para países em desenvolvimento (RESH, 1995).

Se trata de uma comunidade animal visível a olho nu, geralmente medindo mais de 0,5 mm, presente em todos os tipos de ambientes aquáticos e composta por larvas de insetos, crustáceos, moluscos, anelídeos, entre outros, que se alimentam de matéria orgânica produzida na coluna d'água ou proveniente da vegetação marginal e fazem parte da dieta de peixes, anfíbios e aves aquáticas (DOS SANTOS, 2021; CALLISTO et al., 2019).

Eles estão presentes em praticamente todo o mundo, desde poças temporárias até rios perenes, em ecossistemas aquáticos conservados ou sob impacto antrópico e poluição (HAUER; RESH, 2017). Embora algumas espécies de invertebrados aquáticos utilizem apenas um tipo de alimento, a maioria deles é onívora (MONAKOV, 1972; CUMMINS; KLUG, 1979; PALMER et al., 1993).

Eles utilizam como itens alimentares tecido foliar e a microbiota associada, diatomáceas e outras algas presentes na superfície do tecido foliar, além de pequenos macroinvertebrados (PLAGUE; WALLACE, 1998; MERRITT et al., 2017).

Os macroinvertebrados aquáticos podem ser classificados em grupos funcionais com base em suas adaptações morfológicas e comportamentais para obtenção de alimento. Com base nesses critérios, eles são categorizados como detritívoros trituradores, herbívoros trituradores, coletores, filtradores coletores, coletores catadores, raspadores, herbívoros sugadores e predadores (MERRITT et al., 2017).

Os grupos funcionais de alimentação desempenham uma função ecológica específica conforme o recurso alimentar que utilizam (CUMMINS; KLUG, 1979; MERRITT et al., 2008). Através da abordagem por grupos funcionais de alimentação, é possível estimar a importância de um determinado item alimentar para uma comunidade de macroinvertebrados (MERRITT et al., 2017).

Além disso, essa abordagem permite relacionar a disponibilidade de recursos com as proporções dos grupos funcionais de alimentação, possibilitando a observação de alterações nos padrões devido a modificações de origem antrópica (CUMMINS, 1992, 1993).

Dentre os diversos táxons que contribuem para a biodiversidade dos ecossistemas lóticos, os macroinvertebrados desempenham um papel central na ecologia de muitos sistemas e estão entre os mais diversos e ubíquos grupos de organismos (ROSENBERG; RESH, 1993; BUSS et al., 2003). Os macroinvertebrados bentônicos refletem alguns dos principais processos do ecossistema, como a decomposição de resíduos (AKAMATSU, 2011) e liberação e transporte de nutrientes (WALLACE; WEBSTER, 1996).

Eles geralmente são encontrados em uma posição intermediária na cadeia alimentar, se alimentam principalmente de algas e microorganismos, sendo sua principal fonte de alimento; os peixes (e outros vertebrados) são seus principais predadores (SILVEIRA, 2016). Por esta e outras razões, os macroinvertebrados são amplamente aplicados para avaliar a base de presas disponíveis e para a manutenção das populações de peixes e principalmente para avaliar a qualidade da água (KARR, 1991).

Embora a análise de parâmetros físico-químicos da água seja crucial para identificar contaminantes específicos e fornecer dados quantitativos precisos, o monitoramento com macroinvertebrados bentônicos oferece uma avaliação mais integrada e de longo prazo da saúde do ecossistema aquático. Essa abordagem holística e sensível a múltiplos estressores torna o monitoramento biológico uma ferramenta eficiente e indispensável na gestão ambiental (LENAT; BARBOUT, 1994; ALBATERCEDOR, 1996).

Um programa ideal de biomonitoramento ambiental é o que integra medições físicas, químicas e biológicas, possibilitando a caracterização físico-química dos ecossistemas aquáticos e o estudo da ecologia dos organismos bioindicadores de qualidade de água (CALLISTO et al., 2005, CALLISTO; GONÇALVES, 2005, MORENO; CALLISTO, 2010).

Dados sobre sua distribuição em bacias hidrográficas podem ser usados para determinar características do sistema e prever mudanças (VANNOTE et al., 1980; CAIRNS; PRATT, 1993). Conseqüentemente, uma boa compreensão dos papéis relativos do habitat e da química da água na estrutura da comunidade bentônica é essencial (NICOLA et al., 2010).

Os macroinvertebrados bentônicos diferem entre si, em relação à poluição orgânica, desde organismos típicos de ambientes limpos ou de boa qualidade, passando por organismos tolerantes até organismos resistentes. Locais poluídos geralmente

possuem baixa diversidade de espécies e elevada densidade de organismos, restritos a grupos mais tolerantes (CALLISTO et al., 2001).

Comunidades bentônicas precisam de um certo tempo para estabelecer suas populações, que por sua vez demandam de condições ambientais próprias para a sua permanência no meio. Deste modo, exercem um papel de monitores contínuos das condições ecológicas dos rios, revelando tanto as variações recentes quanto as ocorridas no passado, decorrentes do lançamento de efluentes industriais e que tenham afetado a qualidade das águas (p. ex. contaminação por metais pesados) e a diversidade de habitats (CALLISTO et al., 2000).

## **4. METODOLOGIA**

### **4.1 Área de estudo**

Segundo o IBGE (2010), Corumbá abriga uma população de 112.669 habitantes em uma extensão territorial de 64.438,363 km<sup>2</sup>, resultando em uma densidade populacional de 1,60 hab/km<sup>2</sup>. Com um Índice de Desenvolvimento Humano Municipal (IDHM) de 0,700, considerado mediano pelo Atlas do Desenvolvimento Humano no Brasil (2013), o município está localizado nas proximidades dos Pantanais Sul-MatoGrossenses (Microrregião do Baixo Pantanal), próximo à fronteira com a Bolívia, às margens do rio Paraguai e a uma altitude média de 118 metros, com coordenadas geográficas de Latitude: 19°00'33" Sul e Longitude: 57°39'12" Oeste.

A principal atividade industrial de Corumbá é a extração mineral, destacando-se o ferro, manganês, calcário e areia para a produção de cimento. O Maciço do Urucum possui significativas reservas minerais, sobretudo de manganês (a maior do Brasil) e ferro (a terceira maior do Brasil) (PREFEITURA MUNICIPAL DE CORUMBÁ, 2008a).

Hidrograficamente, a região é marcada por três grandes bacias: a do rio Paraguai, do rio Verde e da Lagoa do Jacadigo. O Maciço do Urucum funciona como divisor natural dessas bacias, com destaque para a morraria de Santa Cruz, próxima ao Parque Municipal de Piraputangas, que integra a bacia do rio Verde, com drenagem pelo córrego Piraputangas. Nas proximidades deste divisor, as drenagens são geralmente intermitentes, devido às elevadas altitudes alcançadas (MOTA, 2009).

As águas do córrego Piraputangas são a principal fonte de abastecimento das comunidades locais e também são utilizadas comercialmente em clubes, balneários (Iracema e Lago Azul) e pesqueiros. Com uma vazão média estimada de 700 m<sup>3</sup>/h nas

proximidades das nascentes (sede da Fazenda São Benedito), não são observados pontos de contribuição a jusante da cabeceira, pois grande parte do volume de água gerado pelas nascentes infiltra-se no tálus/colúvio ao longo de todo o seu percurso.

Em vários pontos, o córrego Piraputangas apresenta evidências de intervenções em seu leito de drenagem natural, resultando na formação de novos canais artificiais. É crucial ressaltar a importância da preservação da cabeceira dessas drenagens, pois a dinâmica e disponibilidade hídrica dependem das condições ambientais das porções mais a montante do corpo hídrico.

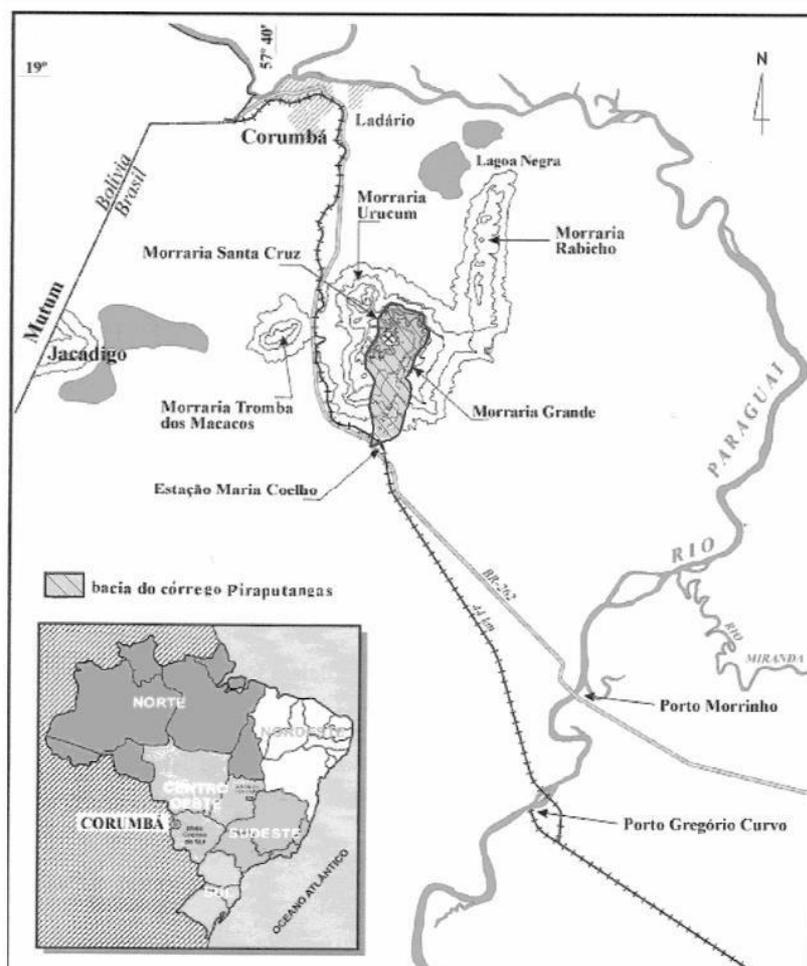


Figura 5. Mapa de localização da bacia hidrográfica do Piraputangas Fonte: Pontara e colaboradores (2009).

## 4.2. Características físicas e químicas dos pontos amostrados

### 4.2.1. Amostragens

As coletas de água, macroinvertebrados e dados físicos foram conduzidas nos meses de setembro e novembro de 2022, e em outubro de 2023. Cinco pontos de amostragem foram estabelecidos de acordo com a acessibilidade ao longo do córrego Piraputangas/MS. Na campanha de amostragem realizada em 2023, as coletas foram feitas em triplicata. Os pontos de amostragem foram distribuídos da seguinte forma: Montante da bica (1), Jusante do vertedouro (2), Seção da Sede do Parque Piraputangas (3), Povoado Maria Coelho (4) e Trecho da ponte BR-262 (5), conforme ilustrado na Figuras 6 e 7; Tabelas 1 e 2.

**Tabela 1. Descrição dos pontos de amostragem de acordo com as características físicas ambientais.**

Ponto	Descrição
P01	Trecho de corredeira, com substrato pedregoso, local com presença de mata ciliar, montante do ponto de coleta: Tubulação que conduz a água do montante da bica córrego por baixo da estrada. Vertedouro a jusante, com largura de 2,40 m e profundidade de 15 cm.
P02	Trecho a montante da bica de abastecimento dos caminhões - Parque Jusante do Piraputangas. Seção bastante antropizada e aparentemente artificial. Com vertedouro largura de 75 cm e profundidade de 6 cm.
P03	Seção da Sede do Seção atrás da sede do Parque Pirapitangas, bastante antropizado, com a Parque mata ciliar de apenas um lado do curso d'água, água com a coloração Piraputangas laranja-ferrugem, com largura de 70cm e profundidade de 10cm.
P04	Montante estrada de acesso ao povoado de Antônio Maria Coelho e jusante Povoado Maria a siderúrgica, área de mata, fluxo lento, material vegetal no fundo. Com Coelho largura de 80 cm e profundidade de 12 cm.
P05	Trecho localizado embaixo da ponte da BR-262, com a presença de Trecho da ponte corredeira, substrato arenoso/rochoso. Local antropizado, pouca BR-262 incidência de luz, muitos resíduos de construção da ponte (concreto).

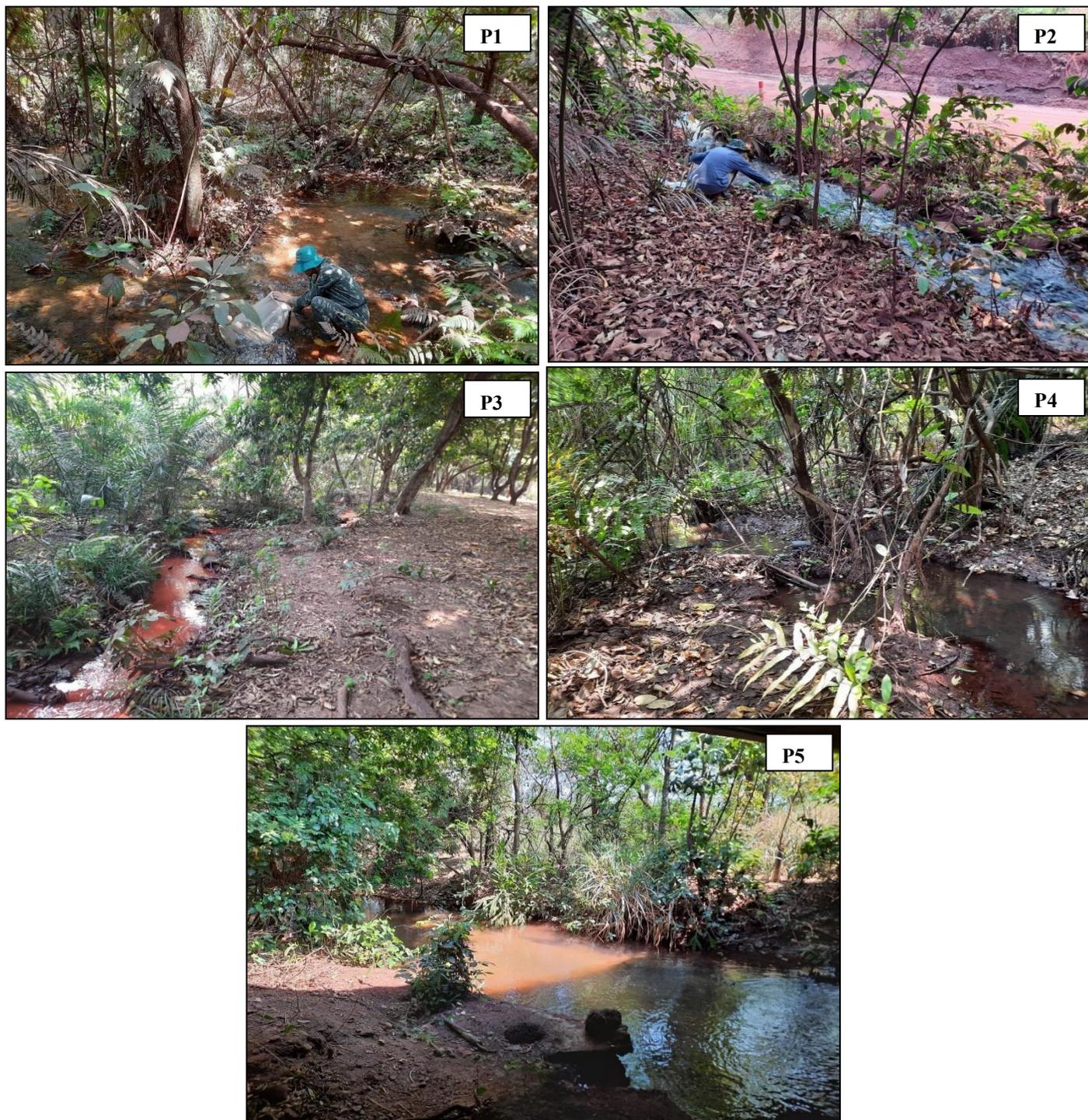


Figura 7. Pontos das coletas, antes do derramamento de rejeito de mineração no corpo d'água.

Fonte: Autores, 2022.

Tabela 2. Relação das estações de coleta, coordenadas geográficas e localização na área de amostragem no córrego Piraputangas.

<b>Estações de coleta</b>	<b>Coordenadas Geográficas</b>	<b>Localização</b>
P01	19° 16' 46" S 57° 34' 21"W	Montante da bica
P02	19°16' 54.4" S 57° 34' 29.9"W	Jusante do vertedouro
P03	19°17'03.0" S 57° 34' 36.2"W	Seção da Sede do Parque Piraputangas
P04	19° 17' 56.1" S 57° 35' 28.2"W	Povoado Maria Coelho
P05	19° 30' 92.8" S 57° 60'06.9"W	Trecho da ponte BR-262

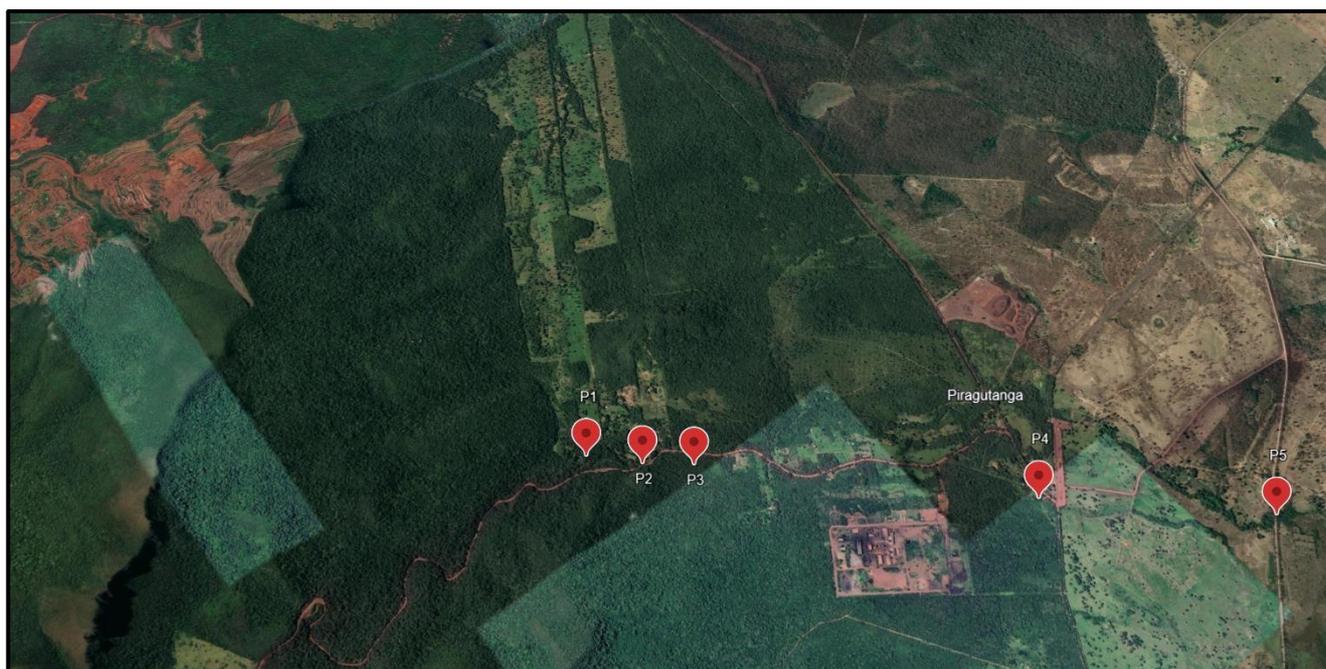


Figura 8. Relação dos pontos de amostragem na área do córrego Piraputangas, MS.

Fonte: Google Earth, 2024.

## 6. PARÂMETROS FÍSICOS E QUÍMICOS

As amostras de água destinadas à análise das concentrações de metais (Fe, Mn, Al e Cd) foram coletadas na subsuperfície da coluna d'água e, em seguida, armazenadas em recipientes plásticos, sendo mantidas refrigeradas até o transporte para o laboratório. No local da amostragem, a temperatura (°C), o pH, a condutividade elétrica ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ), a turbidez (NTU) e os sólidos totais dissolvidos (g/L) foram mensurados utilizando o equipamento multiparâmetro da marca Horiba, modelo U-52.

No laboratório, foram conduzidas as análises de dureza, alcalinidade e oxigênio dissolvido (mg/L) pelo método de Azide-Winkler, seguindo as orientações bibliográficas de Baird e colaboradores (2012).

Para quantificar os metais nos cinco pontos amostrais, empregou-se a técnica analítica de espectrofotometria de absorção atômica (FAAS - *Flame Atomic Absorption Spectrometry*), que produziu os resultados retratados na Tabela 6. Esta metodologia, em conformidade com as diretrizes de RICE et al., (2012), é uma abordagem analítica amplamente empregada para determinar a concentração de metais em amostras líquidas.

Os resultados das análises foram comparados com os padrões estabelecidos pela Resolução CONAMA 357/2005. Esta resolução aborda a classificação dos corpos d'água e fornece diretrizes ambientais para o seu monitoramento, além de estabelecer condições e padrões para o lançamento de efluentes, entre outras disposições (Tabela 5).

**Tabela 5. Parâmetros Físico-Químicos realizados no presente estudo.**

PARÂMETROS FÍSICO – QUÍMICOS	UNIDADE	CONAMA 357/2005
		CLASSE II
Condutividade Elétrica	µS/ cm	---
Alumínio	mg/L Al	0,1
Cádmio	mg/L Cd	0,001
Ferro Dissolvido	mg/L Fe	0,3
Manganês	mg/L Mn	0,1
Fósforo Total	mg/L P	0,1
Nitrogênio Total	mg/L N	---
Oxigênio Dissolvido	mg/L O <sub>2</sub>	≥ 5
pH	---	6,0 a 9,0
Sólidos Totais Dissolvidos	mg/L	500
Sólidos Suspensos Totais	mg/L	---
Turbidez	UNT	≤ 100
Dureza	mg/L	---
Alcalinidade	mg/L CaCO <sub>3</sub>	---

### 4.3 Avaliação da macrofauna bentônica

Para a amostragem da comunidade de macroinvertebrados bentônicos, utilizou-se um amostrador Surber com malha de 0,25 µm e área de 30x30 cm. Dentro dessa área, o substrato foi cuidadosamente remexido, e os organismos foram colocados para dentro da rede. Em cada ponto de amostragem, foi criteriosamente escolhido o local exato de coleta, sempre posicionado no meio do curso d'água, seguindo esse padrão devido à estreiteza do córrego. O material coletado foi acondicionado em sacos plásticos, fixado em álcool 70%

e, posteriormente, submetido à triagem dos organismos, seguindo as normas técnicas da CETESB L5.312.

No laboratório, as amostras foram peneiradas e lavadas em água corrente, utilizando uma peneira de malha de 250  $\mu\text{m}$ . Com o auxílio de uma bandeja transluminada, os macroinvertebrados foram triados, em seguida, acondicionados em potes de plástico com álcool 70% para a conservação dos materiais biológicos. Posteriormente, foram identificados até o menor grupo taxonômico possível, com base em chaves de identificação especializadas (SOUZA, et al., 2007; CALOR, 2007; PINHO, 2008; EPLER, 1996; MELO, et al., 2014; PEREIRA; SALVADORI, 2007; BIS; KOSMALA, 2005; LECCI; FROEHLICH, 2008; SILVA, 2007; STRIXINO; STRIXINO, 1982; BOUCHARD, et al., 2004; PÉREZ, 2003; e WIGGINS, 1996).

## 5. ÍNDICES BIOLÓGICOS

Nos cinco pontos de monitoramento ao longo do córrego Piraputangas, foram avaliados os índices BMWP (Sistema de Pontuação do Grupo de Trabalho de Monitoramento Biológico), BMWP-ASPT, equitabilidade de Pielou (J) (BROWER; ZAR, 1984), e o índice de Shannon-Weaver (H') (MAGURRAN, 1988).

O cálculo do índice BMWP seguiu a metodologia proposta por Junqueira e Campos (1998), onde cada organismo encontrado foi atribuído a uma pontuação (*score*) de acordo com sua família taxonômica. Esta pontuação, variando de 1 a 10, está relacionada com o grau de sensibilidade dos organismos à poluição orgânica, conferindo valores mais altos para aqueles mais sensíveis. A pontuação é somada para cada família presente na tabela 3 de Junqueira e Campos (1998). Famílias encontradas que não constam na tabela de referência foram excluídas da contagem. A classificação da qualidade da água com base neste índice é realizada comparando-se o resultado com uma tabela de referência, que varia de "Muito ruim" a "Excelente" (Tabela 3).

Tabela 3. Sistema de classificação da qualidade da água estabelecido para os macroinvertebrados no Córrego Piraputangas-MS.

Classe	Score	Qualidade da água
1	>86	Excelente
2	64-85	Boa
3	37-63	Satisfatória

4	17-36	Ruim
5	<16	Muito ruim

Fonte: Adaptado de Junqueira e Campos (1998).

Neste estudo, os escores originais do índice BMWP atribuídos às famílias forneceram uma estimativa inicial de sua sensibilidade à poluição para o novo índice ASPT (Média do Escore por Táxon). O valor ASPT de uma localidade fornece uma estatística sobre a classificação real das sensibilidades das famílias e, portanto, testa a validade das pontuações no BMWP.

O índice ASPT representa a pontuação média de tolerância de todos os táxons na comunidade e é calculado dividindo-se o resultado total do escore obtido no cálculo do BMWP pelo número de famílias amostradas (MANDAVILLE, 2002).

O ASPT é originalmente parte do sistema de classificação BMWP, e é empregado para corrigir o fato de que rios mais amplos tendem a possuir uma maior diversidade de famílias taxonômicas, evitando que o BMWP seja excessivamente influenciado pelo tamanho do curso d'água (BAPTISTA, 2008).

Um alto valor de ASPT geralmente indica locais com águas limpas, onde os táxons são predominantemente sensíveis (Tabela 4). Por outro lado, locais com baixo valor de ASPT tendem a ter menos táxons sensíveis, com uma maior predominância de espécies tolerantes (ARMITAGE et al., 1983).

Tabela 4. Valores de referência do índice ASPT e diagnóstico da água analisada do Córrego Piraputangas-MS.

ASPTscore	Categoria
> 6	Água limpa
5 a 6	Qualidade duvidosa
4 a 5	Provável poluição moderada
<4	Provável poluição severa

Fonte: Adaptado de Armitage et al. (1983).

## 5.1. Riqueza, equitatividade e diversidade

O conceito de diversidade abrange dois aspectos principais: riqueza e abundância relativa. A riqueza refere-se ao número de espécies presentes em um determinado local ou amostra, enquanto a abundância relativa é a proporção de indivíduos de cada espécie em relação ao total de indivíduos na comunidade (PIANKA, 1994; MORENO, 2001).

A riqueza de táxons foi determinada contando o número de famílias ou táxons encontrados em cada amostra, enquanto a abundância absoluta foi obtida contando o número total de indivíduos de cada táxon em cada ponto de amostragem. A abundância relativa, expressa em porcentagem, foi calculada dividindo-se o número de indivíduos de cada táxon pelo número total de indivíduos na comunidade.

Os índices de biodiversidade são ferramentas essenciais para avaliar e compreender a diversidade biológica em uma comunidade. Além de considerar a riqueza de espécies, esses índices também incorporam aspectos de diversidade e equitabilidade. Além disso, podem incluir informações sobre diferenças morfológicas, funcionais ou filogenéticas entre as espécies (MELO, 2008).

A diversidade é uma medida que busca avaliar a variedade de espécies presentes em uma comunidade, levando em conta tanto o número total de espécies (riqueza) quanto a distribuição relativa dos indivíduos entre essas espécies.

A equitabilidade é calculada como a proporção entre a diversidade observada e a máxima diversidade possível, refletindo a igualdade ou uniformidade na distribuição de abundância entre as espécies de uma comunidade (GANESHAIAH et al., 1997).

Os valores deste índice variam de 0 a 1, sendo que quanto mais próximo de 1, mais uniformemente distribuída está a abundância entre as espécies presentes na amostra (URAMOTO et al., 2005).

A uniformidade ou equitabilidade (J) se refere à distribuição dos indivíduos entre as espécies, sendo proporcional à diversidade e inversamente proporcional a dominância. Este índice é obtido através da seguinte equação:

$$J = H'/H_{\max}$$

Onde:

$H'$ : índice de Shannon-Wiener

$H_{\max} = \text{Log } s$

$s$  = número de espécies mostradas

O índice de diversidade de Shannon-Wiener quantifica o grau de "incerteza" na previsão de que um indivíduo escolhido aleatoriamente representará uma determinada espécie na amostra. Este índice leva em consideração tanto a riqueza quanto a abundância de espécies na avaliação da diversidade e tende a ser maior em áreas pouco perturbadas, refletindo o número de espécies presentes na comunidade e a distribuição dos indivíduos entre essas espécies.

O cálculo do índice é realizado pela equação a seguir:

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

Na qual:

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

Os índices de Shannon e de equitabilidade foram calculados utilizando o software Biodiversity Pro (MCALEECE et al., 1997), utilizando o logaritmo natural. Para relacionar pontos com composição semelhante da fauna macrobentônica,

Para verificar a similaridade entre a abundância dos grupos macrobentônicos, pontos de coleta, calculou-se as distâncias com índice de Bray-Curtis (Mc Aleece 1997), representada por dendogramas (análise de agrupamento), considerando tanto a abundância quanto a presença/ausência das espécies. Onde a distância de Bray-Curtis é uma medida assimétrica e normalizada. O resultado é compreendido entre 0 e 1, onde 0 quer dizer que os dois conjuntos de dados possuem a mesma composição e 1 que não há nenhum termo semelhante.

## **5.2. Análise de Componentes Principais**

A análise de componentes principais é uma técnica da estatística multivariada que transforma um conjunto de variáveis originais em um novo conjunto de variáveis, chamadas componentes principais, mantendo a mesma dimensão. Esses componentes possuem propriedades importantes: cada um é uma combinação linear de todas as variáveis originais, são independentes entre si e são calculados para reter o máximo de informação possível em termos de variação total dos dados. A análise de componentes principais é utilizada para reduzir a massa de dados com a menor perda possível de

informação, redistribuindo a variação observada nos eixos originais para obter um conjunto de eixos ortogonais e não correlacionados. Esta técnica pode ser empregada para gerar índices e agrupar indivíduos. A análise agrupa os indivíduos conforme sua variação, isto é, segundo suas variâncias, refletindo seu comportamento dentro da população, representado pela variação das características que os definem (VARELLA, 2008).

Segundo Regazzi (2000), embora as técnicas de análise multivariada tenham sido desenvolvidas para resolver problemas específicos, principalmente nas áreas de Biologia e Psicologia, elas também podem ser aplicadas a outros tipos de problemas em diversas áreas do conhecimento. A análise de componentes principais é a técnica mais conhecida, mas é importante ter uma visão abrangente de todas ou quase todas as técnicas da estatística multivariada para resolver a maioria dos problemas práticos.

A aplicação da Análise de Componentes Principais (ACP) resultou na criação de um Gráfico *Biplot* (Figura 10 e 11), o qual ilustra a disposição da matriz de dados multivariados entre os pontos amostrados, levando em consideração os tratamentos e as características biológicas avaliadas. Conforme destacado por Johnson et al., (2002), o *biplot* facilita a visualização das relações entre cada uma das variáveis. Neste estudo, o gráfico permite a análise dos agrupamentos das variáveis e sua contribuição para a posição dentro dessa representação.

## **7. RESULTADOS E DISCUSSÃO**

### **7.1. PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS DA ÁGUA**

#### **7.1.1. Temperatura, pH, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido e turbidez da água**

As medições das variáveis temperatura, pH, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido e turbidez da água foram realizadas na superfície do córrego no dia da coleta da amostra.

Em geral, foram observadas variações nos valores ao longo dos diferentes períodos (seco, intermediário e chuvoso). Os resultados dos valores medidos em cada período estão apresentados na Tabela 6. A temperatura da água nas amostragens está de acordo com a Resolução do CONAMA 357/2005, que determina a temperatura máxima de águas superficiais em 30 °C.

Não há valores de referência para condutividade na Resolução CONAMA 357/2005. Entretanto, Von Sperling (1996) descreveu valores entre 10 e 100 mS/cm para

águas naturais, consideradas, níveis superiores a 100  $\mu\text{S}/\text{cm}$  indicam ambientes impactados. A condutividade elétrica da água nos pontos de amostragem do Córrego Piraputangas apresentou valores médios de 23,9  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , estando dentro dos limites das referências (Tabela 6).

No curso de um corpo hídrico, a modificação do pH resulta de diversos fatores naturais, como clima, geologia e vegetação, podendo assim ser resultado de interferências antropogênicas (TUNDISI, 2008). A ação do pH influencia os ecossistemas aquáticos naturais devido seus efeitos acontecerem sobre a fisiologia das variadas espécies.

Os resultados do pH indicaram que, em geral, foram mais elevados durante a amostragem realizada em outubro de 2023, período intermediário entre a seca e a chuva.

Por outro lado, os valores registrados durante as estações chuvosa e seca obtiveram resultados menores (Tabela 16). Não atingindo o limite da Resolução do CONAMA 357/2005, indicando uma leve acidez em que, quando excessiva pode ter várias consequências negativas, incluindo a redução da biodiversidade aquática, a morte de organismos sensíveis e a degradação do habitat. Além disso, pHs extremamente baixos podem afetar a solubilidade de metais pesados tóxicos, aumentando sua disponibilidade e potencialmente causando danos ainda maiores aos ecossistemas aquáticos (LI *et al.*, 2007).

O parâmetro de turbidez da água indica o nível de redução na intensidade de luz ao atravessá-la, devido aos processos de absorção e espalhamento (Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental – PHA, 2020). A elevada turbidez prejudica a fotossíntese de vegetação e algas, inibindo o crescimento das plantas e potencialmente afetando a produtividade dos peixes em ambientes aquáticos. Além disso, a turbidez pode estar relacionada à presença de substâncias húmicas em níveis elevados, originárias de esgotos domésticos e industriais (PAVANELLI, 2001).

Os índices mais elevados de turbidez foram identificados durante a estação seca (set/22), especialmente no ponto P03 (Seção da Sede do Parque Piraputangas). Durante a coleta, a água exibiu uma tonalidade laranja-ferrugem, resultando na impossibilidade de visualizar o leito do córrego, fator que pode ter contribuído para o aumento da turbidez. Nas demais amostragens realizadas foram observados valores abaixo do limite da Resolução CONAMA 357/2005 (Tabela 6 e Anexo 3).

O oxigênio dissolvido desempenha um papel fundamental como agente oxidante em corpos d'água naturais. É essencial para a respiração dos microrganismos aeróbicos, bem como para outras formas de vida que dependem do oxigênio, como os peixes. Por

exemplo, para garantir as condições ideais para diferentes espécies e características específicas do ecossistema aquático, as concentrações mínimas de oxigênio dissolvido devem variar entre 10% e 60% de saturação, conforme indicado pela CETESB (2011).

As concentrações de oxigênio dissolvido na água, medidas nos pontos de amostragem do Córrego Piraputangas, apresentaram uma média de 3,5 mg/L. Todas as campanhas realizadas apresentaram valores abaixo do mínimo estabelecido pelo Conama (5 mg/L) (Tabela 6 e Anexo 3).

Os resultados das análises do material em suspensão total coletado nos pontos amostrados no Córrego Piraputangas durante três períodos (setembro de 2022, novembro de 2022 e outubro de 2023) estão representados no Anexo 3. O resultado obtido para o parâmetro do material em suspensão revela que em todos os pontos de água amostrados, os valores são inferiores ao valor de referência no período analisado o parâmetro avaliado encontra-se dentro dos padrões da resolução do CONAMA 357/05 que possui como limite até 500 mg/L.

### **7.1.2. Nutrientes na água (Fósforo total e Nitrogênio)**

As concentrações de nitrogênio orgânico total e fósforo total obtidas nos pontos de amostragem no Córrego Piraputangas são exibidas na Tabela 6 juntamente com o limite estabelecido conforme definido pela Resolução CONAMA 357 de 2005 para águas Classe I e II.

Durante a campanha de amostragem do período de chuva (novembro de 2022), foram identificadas altas concentrações de nitrogênio orgânico total em todos os pontos, ficando acima do limite máximo permitido estipulado pelo CONAMA 357/05. No período de seca (setembro de 2022), as maiores concentrações de nitrogênio orgânico total foram observadas em P01 (Montante da bica). Na amostragem de outubro de 2023, o ponto P04 (Povoado Maria Coelho) registrou os valores mais elevados (Tabela 6 e Anexo 3).

O nitrogênio desempenha um papel crucial nos ecossistemas aquáticos, sendo um componente essencial na formação de proteínas, fundamentais para os organismos vivos. No entanto, o nitrogênio pode se tornar um fator limitante, uma vez que é necessário para a produção primária (ESTEVES, 1988).

O ciclo do nitrogênio nos ecossistemas aquáticos engloba uma série de processos, incluindo nitrificação, desnitrificação, amonificação e fixação, nos quais a participação

de microrganismos e fases aeróbias e anaeróbias é fundamental. O aumento da concentração de nitrogênio pode estar relacionado a atividades humanas, como descargas de esgoto doméstico e industrial, bem como resíduos de animais e o uso de fertilizantes químicos (VON SPERLING, 1996).

Foram observadas concentrações elevadas de fósforo total em todas as amostras coletadas durante os três períodos de monitoramento (seca, intermediário e chuvoso), com valores excedendo o limite estabelecido pelo CONAMA 357/05 (Tabela 6 e Anexo 3).

A detecção de altas concentrações de fósforo total na água pode sugerir a presença de uma fonte potencial de poluição, especialmente associada à eutrofização, que é um processo em que há um aumento excessivo de nutrientes na água, incluindo fósforo e nitrogênio, resultando em um crescimento descontrolado de algas e plantas aquáticas. Isso pode resultar na deterioração da qualidade da água, acarretando em efeitos prejudiciais para a vida aquática, como a diminuição do teor de oxigênio dissolvido e a mortalidade de peixes. Além disso, pode causar problemas para o uso humano, como a presença de odores desagradáveis e sabor na água.

### **7.1.3. Determinação de metais**

As concentrações dos metais (Cd, Cr, Al, Fe e Mg) obtidas nos pontos de amostragem no Córrego Piraputangas são exibidas na Tabela 6 a descrição dos limites estabelecidos para os seguintes parâmetros, conforme o definido pela Resolução CONAMA 357 de 2005 para águas Classe II, destinadas ao consumo humano e preservação do equilíbrio natural das comunidades aquáticas.

Na região do Córrego Piraputangas, a atividade predominante é a extração mineral, envolvendo minerais como ferro e manganês. Essa atividade tem o potencial de impactar diretamente a qualidade da água na área. Durante períodos chuvosos, as substâncias provenientes da extração mineral são transportadas para rios e lagos, resultando em um aumento na concentração desses íons na água.

Com o objetivo de reduzir a poluição atmosférica associada às atividades minerais, a indústria emprega a prática de aspersão de água nas estradas, conforme ilustrado na Figura 9, principalmente nos pontos de transferência de minério. Contudo, é relevante notar que os caminhões, ao abastecerem água, utilizam de um desvio do Córrego Piraputangas para irrigação, levando consigo resíduos dessa atividade que são depositados no corpo d'água.



Figura 9. Local onde os caminhões fazem a captação de água para molhar as estradas, onde ocorre o desvio do curso d'água que antecede o ponto 03.

Os teores de cádmio (Cd) encontrados revelam pouca variação entre os pontos amostrados. De acordo com a Resolução CONAMA 357/05, para águas da Classe 2, a concentração limite de cádmio na água é de 0,001 mg/L, sendo que, apenas os pontos P01, P02, P05 (ambos na campanha de nov/22) e P04 (set/22), estão dentro deste limite estabelecido, os demais pontos amostrados registraram concentrações acima do permitido pela legislação. De acordo com a Figura 10, os índices de Cd correlacionou com as concentrações de fósforo total e condutividade elétrica, indicando que de acordo com o aumento de um parâmetro no córrego os demais aumentavam significativamente.

A liberação de resíduos da mineração é uma fonte significativa de metais pesados para os ecossistemas aquáticos, como o Cádmio (Cd). É provável que os níveis de contaminação observados sejam consequência direta das atividades de mineração na região de Corumbá-MS. Durante os processos de extração e beneficiamento de minérios de ferro e manganês, os metais pesados retidos no solo são liberados diretamente na água (CESAR, 2009).

É importante salientar que em todos os locais mencionados na Tabela 6, a presença de metais pesados está relacionada às atividades de mineração. Mesmo em concentrações baixas, esses metais podem ter efeitos severos do ponto de vista toxicológico e fisiológico

(NASCIMENTO; BARBOSA, 2005).

Os níveis de manganês (Mn) encontrados mostram uma consistência notável entre os pontos de amostragem. Apresentaram concentrações dentro dos limites de acordo com a Resolução CONAMA 357/05, para águas da Classe 2 (Tabela 6).

Na Tabela 6, é apresentado o valor máximo de concentração de alumínio para águas de rios de Classe II, à qual o Córrego Piraputangas se enquadra. Entre as 15 amostras analisadas em laboratório, três pontos (P03, P04 e P05) apresentaram alterações nos níveis de alumínio total na água, conforme estipulado pela Resolução CONAMA N° 357/2005.

Observa-se que em todas as amostragens, os primeiros pontos (P01 e P02) registraram resultados baixos em comparação com os demais pontos amostrados, destacando-se a maior presença média de alumínio no corpo hídrico durante o período de seca (set/22). Destaca-se o ponto 03 (Seção da Sede do Parque Piraputangas) da coleta, onde a concentração de alumínio atingiu 2,24 mg/L (Anexo 3).

Sendo que, de acordo com a Figura 10 as concentrações de alumínio são correlacionadas com as concentrações de turbidez e sólidos suspensos totais (SST), o que se pode questionar pelo fato de que os SST se referem à quantidade total de partículas sólidas em suspensão na água, incluindo sedimentos, detritos orgânicos e materiais inorgânicos. Portanto, é esperado que haja uma correlação positiva entre as concentrações de alumínio e os sólidos suspensos totais, já que ambos podem ser transportados juntos na água. Na medida que a quantidade de partículas sólidas em suspensão na água que interferem na passagem da luz, é provável que haja uma correlação positiva para contribuir significativamente para a turbidez da água.

Essa análise sugere que o ponto 03 está suscetível a atividades antrópicas de maior impacto, pois nesta região ocorre a lavagem de caminhões com rejeitos de minério de ferro, os quais acabam sendo escoados para dentro do corpo hídrico deixando a água com uma coloração de laranja ferrugem como pode ser observado na Figura 7.

Conforme descrito por Santos e Brandão (1999), os depósitos de minério de ferro no Brasil têm uma forte ligação genética com materiais terrosos finos, argilosos e/ou aluminosos. Devido às exigências de qualidade no mercado de minério de ferro e às mudanças nas características das reservas disponíveis, as especificações para o teor de alumínio estão se tornando cada vez mais rigorosas.

O que pode ser explicado altos teores de alumínio nas amostras do Córrego Piraputangas-MS, sendo ainda mais visíveis a partir do ponto 02, onde ocorre a “lavagem” dos caminhões com resíduos minerais.

Os resultados desta pesquisa, conforme ilustrado na Tabela 6, revelam que a maioria dos pontos amostrais (P03, P04 e P05) excedeu o limite máximo permitido pela Resolução CONAMA nº 357/2005 para a concentração de ferro dissolvido na água, estabelecido em 0,3 mg/L.

Os resultados das amostragens revelaram uma tendência consistente, com os primeiros pontos (P01 e P02) apresentando consistentemente valores inferiores em comparação com os demais pontos amostrados. Esse padrão sugere uma maior presença média de ferro dissolvido no corpo hídrico durante o período de seca em setembro de 2022. É especialmente notável o ponto 03 (Seção da Sede do Parque Piraputangas), onde a concentração de ferro atingiu um nível significativo de 7 mg/L. Em contraste, os pontos 01 e 02 registraram concentrações consideravelmente menores, com valores de apenas 0,203 mg/L e 0,281 mg/L, respectivamente, na mesma coleta.

É importante ressaltar que somente o ponto 01 (Montante da bica) apresentou concentração inferior nos três períodos amostrados. Localizado no interior do fragmento de mata, este ponto amostral enfrenta menor impacto de atividades humanas devido ao acesso restrito, o que contribui para a preservação da qualidade da água.

Conforme mencionado por Richter e Azevedo Netto (1991), concentrações elevadas de ferro são comumente observadas em águas subterrâneas com pH baixo, contendo altos níveis de dióxido de carbono e sem oxigênio dissolvido, onde o ferro está presente na forma de bicarbonato ferroso dissolvido. Essas águas subterrâneas são geralmente extraídas de terrenos antigos e depósitos aluviais. Nestas condições, o ferro se encontra predominantemente na forma reduzida ( $\text{Fe}^{2+}$ ), sendo solúvel e invisível (MORUZZI, 2012).

Quando ocorre oxidação do material, seja por meio da aeração ou pela adição de cloro, os minerais tendem a precipitar-se, resultando em uma coloração avermelhada escura na água, se houver presença de ferro (MORUZZI, 2012). Como mostrado na Figura 7 no ponto 03. Sua presença em águas superficiais, na forma de íons dissolvidos, está relacionada à poluição ambiental, pelo descarte inadequado de resíduos industriais (SILVA, 2010).

Tabela 6. Média e desvio padrão dos parâmetros físico-químicos das amostras de água coletadas no Córrego Piraputangas, MS. Os valores acima do limite estabelecido pela legislação do CONAMA 357/2005 estão marcados de vermelho.

Parâmetros	Unidade	Pontos de Amostragem					CONAMA 357/2005
		P01	P02	P03	P04	P05	CLASS E II
Condutividade Elétrica	µS/ cm	1,7 (± 2,4)	1,73 (± 2,4)	12,4 (± 17,56)	16,63 (± 23,4)	4,8 (± 6,7)	---
Alumínio	mg/L Al	0 (± 0,035)	0,05 (± 0,02)	1,18 (± 0,79)	0,245 (± 0,04)	0,18 (± 0,09)	0,1
Cádmio	mg/L Cd	0,002667 (± 0,001)	0,0023 (± 0,002)	0,00233 (± 0)	0,002 (± 0,001)	0,0016 (± 0,001)	0,001
Ferro Dissolvido	mg/L Fe	0 (± 0,073)	0,25 (± 0,09)	5,20 (± 0,98)	0,102 (± 0,043)	0,79 (± 0,25)	0,3
Manganês	mg/L Mn	0	0	0,011 (± 0,01)	0,05 (± 0,04)	0,00067 (± 0,001)	0,1
Fósforo Total	mg/L P	0,15 (± 0,5)	0,17 (± 0,36)	0,163 (± 0,52)	0,14 (± 0,36)	0,17 (± 0,42)	0,1
Nitrogênio Total	mg/L N	0,906 (± 0,5)	0,84 (± 0,84)	0,97 (± 0,73)	0,98 (± 0,91)	1,21 (± 1,2)	---
Oxigênio Dissolvido	mg/L O2	3,85 (± 0,1)	3,86 (± 0,12)	4,2 (± 1,22)	2,1 (± 0,2)	3,32 (± 0,57)	≥ 5
pH	---	6,12 (± 0,8)	6,13 (± 0,71)	6,8 (± 0,14)	5,9 (± 0,66)	6,2 (± 0,72)	6,0 a 9,0
Sólidos Totais Dissolvidos	mg/L	5 (± 0)	4,66 (± 0,47)	27 (± 1,0)	34,5 (± 2,5)	9,5 (± 1,5)	500
Sólidos Suspensos Totais	mg/L	6,1 (± 2,8)	5,93 (± 3,34)	58,3 (± 49,04)	13,22 (± 5,8)	13,6 (± 3,87)	---
Turbidez	UNT	6,83 (± 9,3)	0,53 (± 0,38)	253,9 (± 317)	13,5 (± 6,2)	13,9 (± 3,61)	≤ 100
Dureza	mg/L	1,73 (± 0,7)	1,68 (± 0,92)	2,18 (± 0,53)	2 (± 0,35)	1,16 (± 0,23)	---
Alcalinidade	mg/L CaCO3	0,55 (± 0,2)	0,56 (± 0,04)	2,24 (± 0,4)	2,21 (± 0,14)	0,85 (± 0,20)	---

Observa-se na Tabela 7 que os cinco componentes (Dim.1, 2, 3, 4 e 5), obtidos através da Análise de Componentes Principais (ACP), explicam 84,04% da variabilidade total das variáveis originais. A primeira componente (Dim. 1) é responsável por 28,46% da variância dos dados, associando as variáveis Turbidez, Sólidos Suspensos Totais (SST), Ferro e Alumínio. Os parâmetros SST e Turbidez podem estar vinculados ao descarte de resíduos de mineração no ponto 03 e ao processo de escoamento superficial.

O Córrego Piraputangas apresenta grande área de seu território destinada a atividades de mineração, como evidenciado na caracterização física dos pontos amostrados. Tal fator, alinhado à ausência de planejamento e logística da mineradora que compõem a área de estudo, podem ter influenciado nos resultados das análises de qualidade da água, e, conseqüentemente, na ACP.

Quando às variáveis, Ferro e Alumínio, cabe pontuar que, ambas possuem relações com os pontos amostrados. Segundo Lima et al., (2007) em áreas onde o solo é rico em minerais contendo alumínio e ferro, como argilas e óxidos de ferro, é comum encontrar altas concentrações desses elementos na água. A lixiviação natural desses minerais pode liberar alumínio e ferro na água, aumentando suas concentrações.

Nas amostragens realizadas no córrego Piraputangas, pode-se observar de acordo com a Tabela 6 que as concentrações destes metais aumentaram no ponto 03, onde os caminhões da mineradora realizam a captação de água em um desvio do córrego, sendo assim, os resíduos presentes nos mesmos acabam sendo levados para dentro do corpo hídrico.

Portanto, a correlação entre altas concentrações de alumínio e ferro na água geralmente está associada a uma combinação de processos naturais e atividades humanas que liberam esses metais no ambiente aquático. Essa correlação pode ter impactos significativos na qualidade da água e na saúde dos ecossistemas aquáticos (BRASIL, 2006).

A componente Dim.2 explicou 18,97% da variabilidade total dos dados, tendo como principais variáveis o pH, condutividade elétrica e fósforo total. A Condutividade e pH, podem indicar a presença de íons dissolvidos na água. No que se refere ao fósforo total e o pH, também pode influenciar na disponibilidade e na forma de fósforo na água. Em águas mais ácidas, como é o caso dos pontos amostrados, o fósforo tende a ser mais solúvel e disponível para os organismos aquáticos.

Portanto, pode haver uma correlação entre o pH da água e os níveis de fósforo total, onde níveis mais baixos de pH podem estar associados a níveis mais altos de fósforo total e vice-versa (BARROS, 2008).

O Dim. 3 permitiu explicar 16,58% da variância total dos dados, sendo a principal variável a BMWp' e a equitabilidade (J'). Tal fator pode ser corroborado pois a alcalinidade atua como um tampão, mantendo o pH da água relativamente estável, que é crucial para os organismos aquáticos, muitas espécies têm faixas específicas de pH em que podem sobreviver e se reproduzir. Em ambientes como em áreas afetadas pela

drenagem ácida de minas, a alcalinidade desempenha um papel fundamental em neutralizar os efeitos ácidos e manter a saúde dos ecossistemas aquáticos (PARK et al., 2019).

O Dim. 4 permitiu explicar 11,74% da variância total dos dados, sendo a principal variável os índices de diversidade BMWP' e a Shannon ( $H'$ ), em geral, espera-se que locais com alta diversidade biológica, como indicado pelo Índice de Shannon, também tenham uma melhor qualidade da água, conforme indicado pelo índice BMWP'. Isso ocorre porque locais com uma variedade maior de espécies tendem a ser mais estáveis e saudáveis, proporcionando habitat para uma ampla gama de organismos.

No entanto, a correlação exata entre esses dois índices pode variar dependendo das condições locais e das características do ecossistema aquático em questão. Em alguns casos, pode haver discordâncias entre os dois índices, indicando que a qualidade biológica da água pode ser afetada por fatores além da diversidade de espécies, como poluição específica ou degradação do habitat.

Em resumo, enquanto a correlação entre BMWP' e Índice de Shannon pode ser geralmente positiva, é importante interpretar esses índices juntos e considerar outras informações contextuais para uma avaliação abrangente da saúde do ecossistema aquático. Podemos ver na presente pesquisa a qualidade da água é classificada como “questionável” sendo moderadamente impactada, o que corroboram com os dados do índice de diversidade de Shannon, que teve uma média baixíssima.

O Dim. 5 permitiu explicar 8,26% da variância total dos dados, sendo a principal variável o nitrogênio total, a concentração média de nitrogênio total no córrego Piraputangas foi de 0,98 mg/L, o que é significativa e pode indicar uma possível contaminação por nutrientes na água. Altas concentrações de nitrogênio podem contribuir para problemas como eutrofização, onde o excesso de nutrientes estimula o crescimento excessivo de algas, levando a condições de baixo oxigênio dissolvido e afetando negativamente a vida aquática.

A análise do mapa perceptual (Figura 10) revela uma correlação significativa entre os parâmetros Turbidez, Condutividade Elétrica, Índices de Shannon e Equitabilidade, Sólidos Suspensos Totais, Alumínio, Ferro, Cádmiio, Alcalinidade, Fósforo Total, pH, Oxigênio Dissolvido, Dureza e Magnésio.

Além disso, é perceptível a relação entre essas variáveis e o ponto de maior degradação ambiental, identificado como ponto P3 no córrego. Isso é evidenciado pela

correlação negativa entre os níveis de Nitrogênio Total, Alumínio, Cádmio, Fósforo Total, Ferro, Turbidez aos padrões estabelecidos pela Resolução CONAMA N° 357/2005.

O Gráfico *Biplot* também revela correlações entre as variáveis BMWP e Nitrogênio Total. Essas observações sugerem que áreas que atendem aos padrões regulatórios para os parâmetros de qualidade da água mencionados são ecologicamente mais saudáveis e oferecem condições mais favoráveis para a distribuição de organismos bentônicos, conforme indicado pela proximidade observada na Figura 10.

**Tabela 7. Matriz de peso das variáveis da qualidade de água nos cinco componentes principais selecionados.**

Variáveis	Dim.1	Dim.2	Dim.3	Dim.4	Dim.5
Dureza (ml)	0.42	-0.49	0.08	-0.42	0.12
Alcalinidade (ml)	0.61	0.18	0.58	-0.35	-0.01
pH	0.28	0.80	-0.36	0.21	0.21
Cond. (mS/cm-1)	-0.00	0.78	0.25	-0.38	0.24
Turbidez (NTU)	0.91	-0.08	-0.24	-0.02	0.12
O.D (OD. mgL-1)	0.53	-0.39	-0.65	0.22	0.07
Sólidos Suspensos Totais (g/L)	0.94	-0.00	-0.13	0.10	0.15
Ferro (mg/L)	0.91	0.13	0.13	-0.01	0.11
Alumínio (mg/L)	0.98	-0.10	-0.03	0.08	0.08
Cadmio (mg/L)	-0.01	0.47	-0.50	-0.37	-0.07
Manganês (mg/L)	0.18	0.38	0.46	-0.53	-0.32
Fósforo total (mgL-1)	-0.01	0.72	-0.47	0.10	0.11
Nitrogênio total (mg/L)	-0.20	-0.33	0.46	0.49	0.51
BMWP'	-0.02	0.44	-0.28	0.52	-0.37
J'	0.44	0.12	0.64	0.36	-0.26
H'	0.27	0.33	0.48	0.58	-0.40
<b>% da variação explicada</b>	<b>28.469</b>	<b>18.975</b>	<b>16.584</b>	<b>11.745</b>	<b>8.268</b>
<b>% acumulada</b>	<b>28.469</b>	<b>47.444</b>	<b>64.029</b>	<b>75.774</b>	<b>84.042</b>

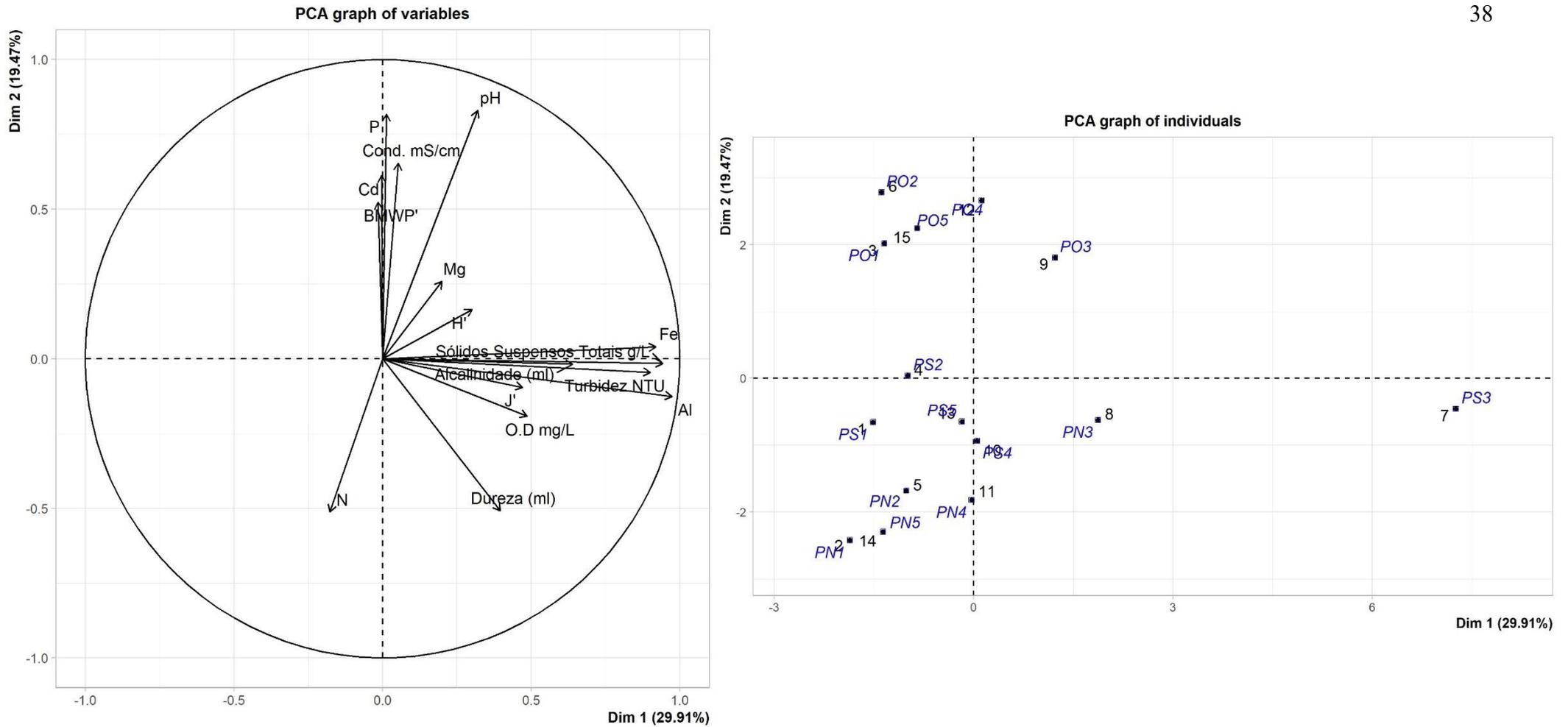


Figura 10. *Biplot* das variáveis submetidas a ACP nas amostragens realizadas no Córrego Piraputangas, MS. Os pontos estão sendo identificados com as letras S (coleta de setembro), N (coleta de novembro) e O (coleta de outubro).

Fonte: Autora, 2024.

## 7.2. Avaliação da riqueza e abundância dos táxons de macroinvertebrados

Foi registrado um total de 967 indivíduos pertencentes à 36 táxons de macroinvertebrados bentônicos nos 5 pontos amostrados dos corpos de água pertencentes ao Córrego Piraputangas nos três períodos considerados (set/22, nov/22 e out/23). A maioria dos indivíduos foi identificada em nível de família. A lista dos táxons registrados nos três períodos é mostrada na Tabela 8 e Anexo 1.

A comunidade de insetos aquáticos sendo a mais representativa nesta área e compreende sete ordens distintas, totalizando vinte e cinco famílias. Destacam-se particularmente no cenário a ordem Trichoptera, que possui a maior diversidade com sete famílias, de acordo com Crisci-Bispo e colaboradores (2007), essa ordem é notável em estudos de biomonitoramento devido à sua sensibilidade à poluição. Elas habitam ambientes aquáticos caracterizados por águas limpas, bem oxigenadas e com baixa concentração de nutrientes, sendo consideradas indicadoras de ambientes oligotróficos (CALLISTO et al., 2001).

Os tricópteros se destacam no monitoramento da qualidade da água por apresentarem elevada riqueza e abundância de organismos sensíveis a alterações físicas e químicas e a poluição dos ecossistemas aquáticos (NOGUEIRA; CABETTE; JUAN, 2011), portanto, retratam os intensos impactos causados pelas ações antrópicas nos ecossistemas aquáticos, principalmente pelas atividades ligadas a agricultura e pecuária (LEMOS, 2021).

A família Hydropsychidae (Trichoptera), assim como Chironomidae (Diptera), estão distribuídas em todos os domínios biogeográficos do mundo, com maior diversidade observada em regiões de clima temperado e tropical (ALMEIDA; MARINONI, 2000).

Pode-se observar que as comunidades apresentaram organismos típicos de ambientes limpos ou de boa qualidade de águas (em exemplo as larvas de Trichoptera), passando por organismos tolerantes (Odonata - Insecta) até organismos resistentes (alguns Chironomidae – Diptera, Insecta e Oligochaeta – Annelida) (CALLISTO et al., 2001).

A família Elmidae se distingue pela sua ampla distribuição entre os pontos amostrados, sendo identificada em todos os períodos sazonais. Sua abundância totalizou 218 indivíduos registrados. Esses resultados destacam a capacidade dessa família de besouros de persistir e prosperar em uma variedade de condições sazonais, enfatizando sua importância ecológica e adaptabilidade nos ecossistemas de água doce.

A elevada abundância de membros da família Elmidae no córrego examinado pode ser atribuída a uma série de adaptações que esses insetos desenvolveram para lidar com as restrições físicas impostas pelo ambiente lótico. Tais adaptações incluem mecanismos fisiológicos, como a respiração através de uma camada de ar retida sob os élitros, características morfológicas como um corpo reduzido e garras tarsais bem desenvolvidas, além de comportamentos como dispersão e seleção de micro-habitats.

A dominância observada pode ser influenciada pelas características ambientais típicas dos córregos, bem como pela disponibilidade de recursos alimentares, sendo que os Elmidae são conhecidos por serem predominantemente raspadores, o que também pode contribuir para sua abundância. Esses conceitos são amplamente apoiados por estudos prévios sobre ecologia de insetos aquáticos (MERRITT; CUMMINS, 1996; RESH; ROSENBERG, 1984).

Além disso, o Filo Mollusca também desempenha um papel significativo, sendo o segundo grupo mais abundante. Três táxons de Gastropoda e uma família de Bivalve e Basommatophora foram identificadas, sendo encontradas predominantemente nos pontos localizados na Seção da Sede do Parque Piraputangas (P03) e Povoado Maria Coelho (P04). Segundo Silva et al. (2006) aponta que a presença em quantidade do filo Mollusca é um indicativo do aumento da quantidade de matéria orgânica na água.

Desta forma, é importante destacar que em praticamente todos os locais de coleta foram identificadas atividades humanas que causam alterações no ambiente. No caso específico do ponto 03 do Córrego Piraputangas, além disso, foram observados sinais de mudança no curso da água e presença de alterações para captação de água, o que pode explicar a alta ocorrência do filo Mollusca (BARBOSA et al., 2016).

O ponto P02, localizado jusante do vertedouro, destacou-se por apresentar uma maior diversidade de táxons. Nos meses de setembro e novembro de 2022, foram identificados 9 e 10 táxons, respectivamente, enquanto no mês de outubro de 2023, o número aumentou para 18. Os táxons predominantes pertenciam principalmente às Ordens Trichoptera e Ephemeroptera, conforme ilustrado na Tabela 3.

Neste ponto em particular, foi registrada uma das maiores concentrações de Hydropsychidae, uma família da ordem Trichoptera, com a presença de 112 indivíduos no Córrego Piraputangas-MS. Esse achado está em consonância com os padrões identificados em diversos estudos realizados no Brasil (Oliveira; Froehlich, 1997; Oliveira; Bispo, 2001; Bispo et al., 2006, Nogueira et al., 2011). A dominância deste

grupo na escala local pode estar relacionada à sua elevada abundância e diversidade em rios da Região Neotropical (FLINT ET al., 1999).

No entanto, as limitações de certos grupos a ambientes lênticos podem estar associadas à tendência de muitas larvas de tricópteros serem reotáxicas (Flint et al., 1999), ou seja, têm preferência por áreas de forte correnteza, como é o caso do local de amostragem em questão (P02), onde predominam os membros da família Hydropsychidae (WIGGINS, 1996; FLINT et al., 1999).

Em setembro de 2022, durante a época seca, observou-se uma diversidade de 21 táxons, abrangendo 4 famílias de Diptera e 3 de Coleoptera, Trichoptera e 2 de Odonata, sendo que, a maior abundância foi registrada na a ordem Coleoptera, com 142 indivíduos, e a classe Clitellata com 46 indivíduos. As ordens Odonata e Coleoptera de acordo com a classificação de Goulart e Callisto (2003) são organismos tolerantes a alguma interferência no ambiente e necessitam concentrações de oxigênio dissolvido menos elevadas se comparado com as sensíveis.

Entretanto, esta campanha registra uma das menores abundâncias de Chironomidae. Esses organismos são capazes de sobreviver em condições de anoxia (redução total de oxigênio) por várias horas, são detritívoros e se alimentam de matéria orgânica depositada no sedimento, o que favorece sua adaptação a uma ampla gama de ambientes (Goulart; Calisto, 2003). Destaca-se a maior representatividade para o ponto da jusante do vertedouro (P02) com um registro de 09 táxons e 172 indivíduos.

No entanto, períodos de seca podem resultar em um aumento nas populações de invertebrados e pode ser atribuído a diversas razões, tais como: 1) um aumento no fornecimento de alimentos, na forma de detritos e materiais vegetais, o que possibilita que o ambiente sustente uma densidade populacional maior do que o normal; 2) a ausência de inundações aumenta a estabilidade do substrato e da sua biota associada; 3) um aumento na temperatura e no fotoperíodo pode contribuir para o aumento das taxas reprodutivas dos indivíduos; 4) a redução na profundidade da coluna de água pode favorecer alguma coisa específica (ABÍLIO et al., 2007, Extence, 1981).

Em novembro de 2022, durante a época chuvosa, também foi observada uma riqueza de 21 táxons, incluindo 4 famílias de Trichoptera e 3 de Ephemeroptera, com as

demais ordens não registrando riquezas acima de duas famílias. A maior abundância foi registrada na classe Clitellata, com 92 indivíduos, e na ordem Diptera, com 76 indivíduos, sendo que essa amostragem apresentou a maior abundância em relação aos Chironomidae registrados, conforme apresentado na Figura 19. Destaca-se a maior representatividade para o ponto da montante da bica (P01) com um registro de 05 táxons e 115 indivíduos.

Segundo Abílio (2002) no período chuvoso, ocorre uma homogeneização e diluição das condições físicas, químicas e biológicas pelo aumento do volume da água e o aumento da turbidez pela entrada de matéria orgânica e nutrientes de origem alóctone.

Consequentemente, acredita-se que possíveis perturbações no substrato em virtude da resposta dos organismos com a ocorrência das chuvas acabem afetando a composição da fauna bentônica nesta estação, sendo que, a presente amostragem de nov/22 foi a que menos registrou abundância de indivíduos (318 ind.) (BISPO et al., 2006). Sendo ainda a amostragem que teve a maior representatividade de Oligochaeta, e considerado um organismo resistente, mostrando-se muito tolerante aos impactos ambientais o que corrobora com os resultados de Barbosa (2019).

Em outubro de 2023, durante o período de transição entre a época seca e chuvosa, foi observada a maior representação de riqueza, totalizando 24 táxons. Isso incluiu 5 famílias de Trichoptera, 4 famílias de Odonata, e 3 de Ephemeroptera e Diptera, com as demais ordens não registrando riquezas acima de duas famílias. A maior abundância foi para a ordem Trichoptera, com 200 indivíduos, seguida pelas ordens Coleoptera e Diptera, com 85 e 84 indivíduos, respectivamente (Tabela 8). Destaca-se a maior representatividade para o ponto da Jusante do vertedouro (P02) com um registro de 18 táxons e 283 indivíduos.

**Tabela 8. Distribuição da comunidade de macroinvertebrados bentônicos coletadas nos três períodos de amostragem no Córrego Piraputangas, MS.**

Táxons	P01	P02	P03	P04	P05	Total
<b>ARTHROPODA</b>						
<b>Insecta</b>						
Diptera						
Chironomidae	45	14	7	28	33	127

Tipulidae	1	2	2			5
Ceratopogonidae	1				6	7
Simuliidae		22	4			26
Culicidae				1		1
<b>Tichoptera</b>						
Odontoceridae	2		1	2		5
Trichoptera	3	8	21	3	1	36
Hydropsychidae	27	75	7		3	112
Helicopsychidae	1	10	3		1	15
Glossosomatidae		1				1
Polycentropodidae		4				4
Hydroptilidae	1	2				3
<b>Odonata</b>						
Libellulidae		1	1			2
Gomphidae	5		8	7		20
Lestidae			1			1
Coenagrionidae	1	1		1		3
<b>Hemiptera</b>						
Notonectidae		1				1
Naucoridae	1	2				3
Gerridae			2			2
<b>Ephemeroptera</b>						
Leptophlebiidae	3	11	1			15
Ephemeroptera	1	3		2	9	15
Baetidae		44	10	2	29	85
Tricorythidae		1			4	5
<b>Coleoptera</b>						
Dytiscidae				2		2
Dryopidae		18		2		20
Coleoptera					2	2
Elmidae	5	143	31	13	26	218
<b>Lepidoptera</b>						
Pyalidae	2	6	5		2	15
<b>Chelicerata</b>						
Araneae				1		1
<b>ANNELIDA</b>						
Hirudínea	2			2	3	7
Oligochaeta	96	8	25	24	24	177
<b>MOLLUSCA</b>						
<b>Bivalvia</b>						
Sphaeriidae	1			4		5
<b>Gastropoda</b>						
Planorbidae	1		12	7		20
Caenogastropoda				1		1

Gastropoda				2	1	3
Basommatophora						
Ancylidae				2		2
<b>Total de indivíduos</b>	<b>199</b>	<b>377</b>	<b>141</b>	<b>106</b>	<b>144</b>	<b>967</b>

A análise do mapa perceptual (Figura 12) revela uma correlação significativa entre os pontos amostrados. Isso sugere que esses pontos possuem uma maior proximidade, uma maior correlação entre eles. Como por exemplo, os pontos P1, P4 e P5. Que possuem concentrações similares de Simuliidae, Elmidae, Leuctridae, Baetidae, Coenagrionidae, Tricorythidae e Ceratopogonidae.

O ponto 02 destaca-se por sua maior abundância e diversidade em comparação com os demais pontos amostrados, tornando-se o que mais contribuiu para o entendimento da comunidade local. Além disso, ele está mais isolado dos outros pontos, devido a essas características distintivas.

Além disso, há uma clara relação entre os organismos e o ponto de maior degradação ambiental, conhecido como ponto P3 no córrego. Essa correlação entre os indivíduos evidencia a situação. Embora o ponto P3 tenha sido o terceiro em termos de contribuição para a abundância da comunidade, ele se destaca por apresentar maiores representatividades de grupos tolerantes à poluição, como Oligochaeta e Planorbidae.

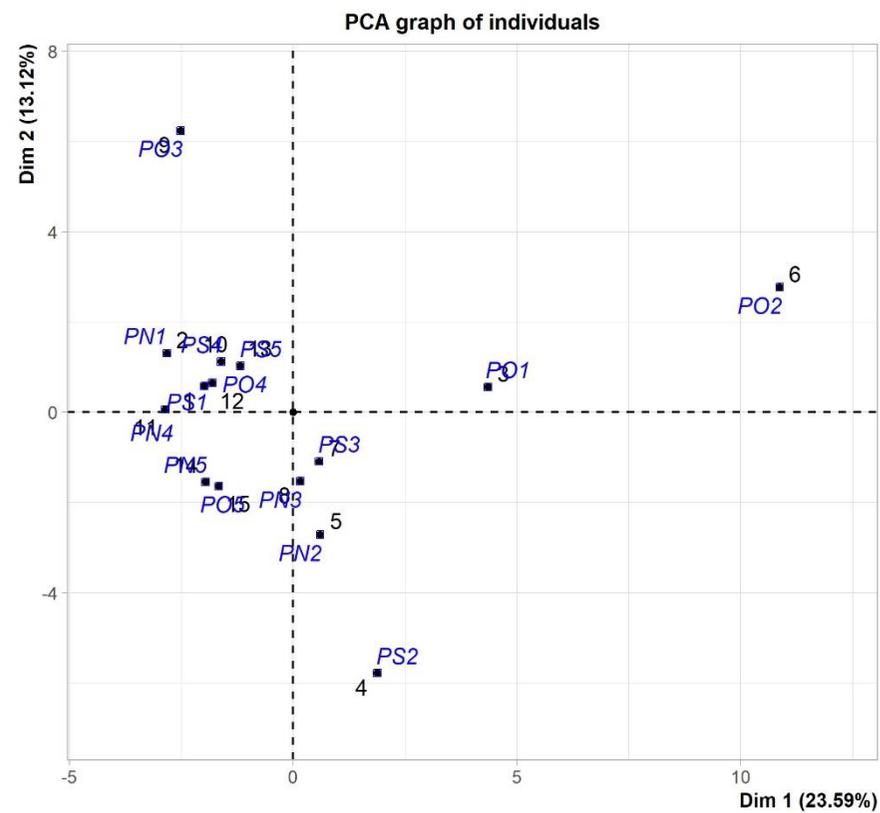
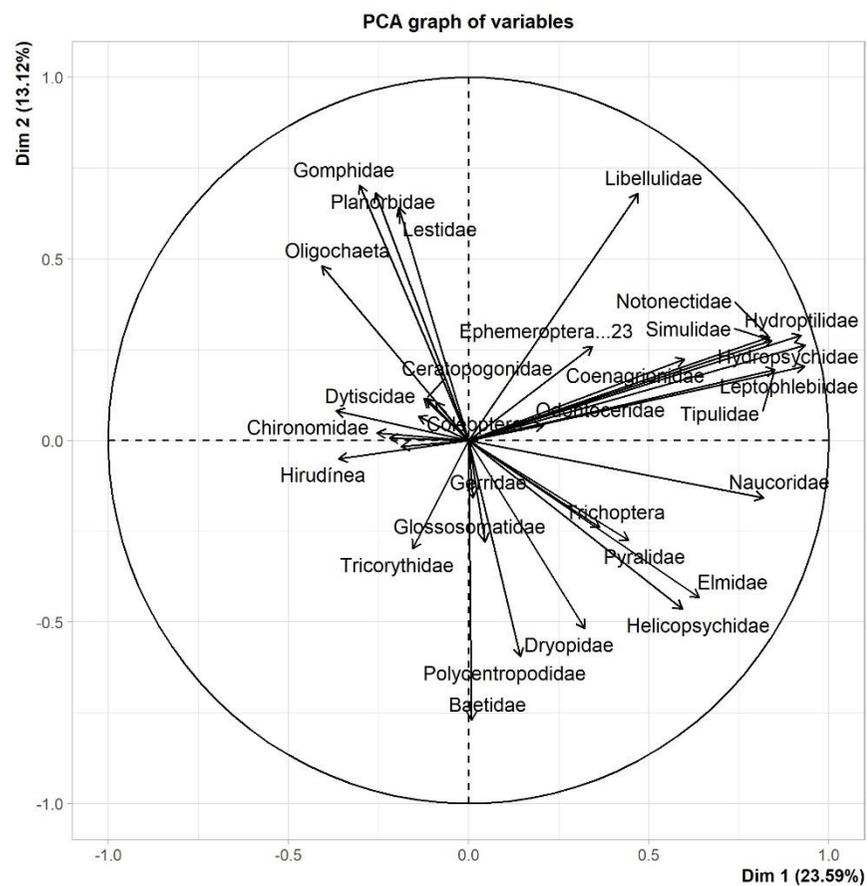


Figura 12. *Biplot* das variáveis submetidas a ACP nas amostragens realizadas no Córrego Piraputangas, MS. Os pontos estão sendo identificados com as letras S (coleta de setembro), N (coleta de novembro) e O (coleta de outubro). Fonte: Autora, 2024.

### 7.2.1 Distribuição dos macroinvertebrados em grupos funcionais

Na Figura 13 e Anexo 2, são apresentados os táxons identificados nos cinco pontos de amostragem no Córrego Piraputangas, juntamente com seus grupos funcionais classificados de acordo com Cummins et al. (2005), Negrão e Cunha (2019), e Andrade et al. (2021). As famílias foram agrupadas em seis categorias distintas: predadores-PR, generalistas-GE, coletores catadores-CC, coletores filtradores-CF, raspadores-RA e filtradores-FI.

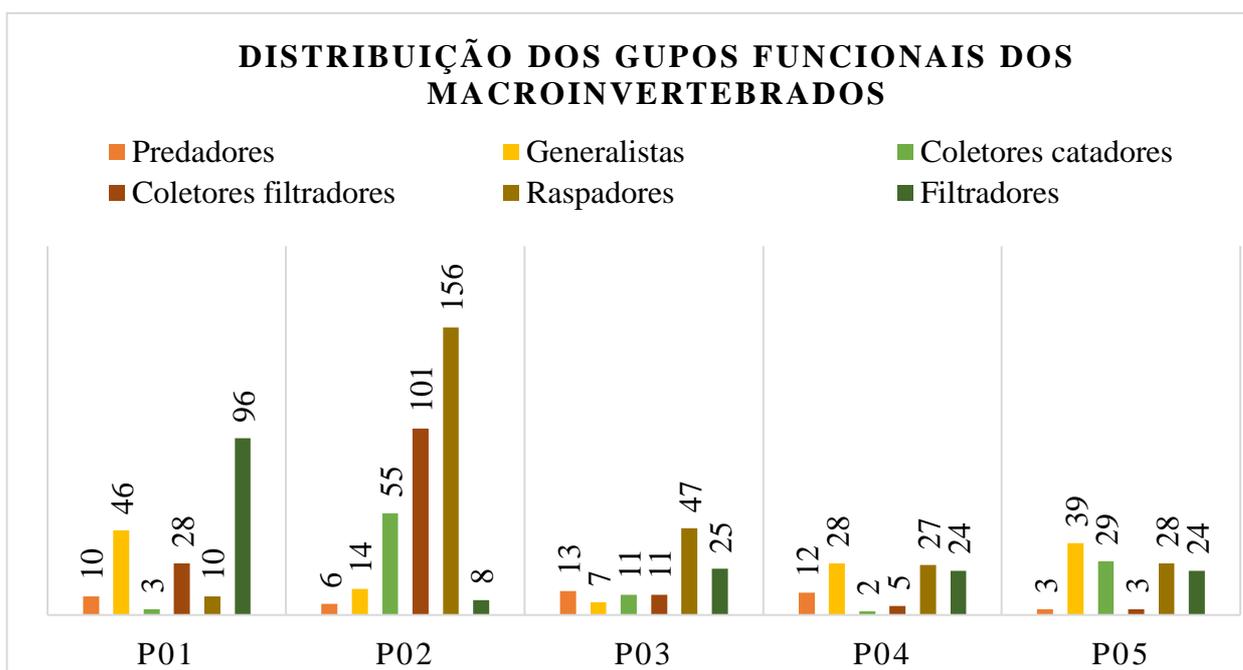


Figura 13. Relação dos grupos funcionais de macroinvertebrados encontrados no Córrego Piraputangas, MS.

Quanto às categorias funcionais de alimentação, no estudo foram encontrados predadores-PR (7 taxa e 44 indivíduos), generalistas-GE (2 taxa e 134 indivíduos), coletores catadores-CC (2 taxa e 100 indivíduos), coletores filtradores-CF (6 taxa e 148 indivíduos), raspadores-RA (9 taxa e 268 indivíduos) e filtrador-FI (1 taxa e 112 indivíduos). Neste cenário são visíveis as diferenças nos tipos de habitats oferecidos e consequentemente pode repercutir na abundância de grupos tróficos funcionais da área.

Na maioria dos locais amostrados no Córrego Piraputangas, as amostras foram predominantemente compostas por raspadores-RA, destacando-se principalmente Elmidae e Planorbidae, além de coletores-filtradores-CF, com destaque para Hydropsychidae e Bivalve. Essa tendência foi observada tanto em termos de riqueza quanto de abundância, com a exceção de P04 (Povoado Maria Coelho) e P05 (Trecho da

ponte BR-262), onde os generalistas-GE, especialmente Chironomidae, foi o principal grupo funcional.

Os raspadores têm uma estrutura bucal especializada para remover e triturar o perifiton que se fixa em pedras, folhas, troncos caídos e macrófitas. Eles se alimentam de algas, bactérias, fungos e matéria orgânica morta que estão aderidos à superfície desses substratos (MERRIT; CUMMINS, 1996).

Em regiões tropicais, a presença de variáveis de menor abrangência, como a diversidade do substrato (banco de folhas), tamanho e forma do corpo d'água, vazão, profundidade, entre outras, podem variar entre as regiões do Brasil. Ardó e Pringle (2008) observaram que em riachos tropicais há predominância de grupos tróficos dos coletores.

Segundo Boyero et al. (2011) com temperaturas mais elevadas o material foliar é atingido mais rapidamente pela atividade microbiana, tornando as folhas mais palatáveis, aos coletores, que se alimentam de material associados às folhas, o que pode ser visto nesta presente pesquisa, sendo que em todas as amostragens a temperatura média da água foi de 25 °C.

Todos os grupos funcionais foram registrados nas três épocas de amostragem, no entanto, as proporções em termos de riqueza e abundância não são uniformes. Observe-se uma representatividade maior no ponto jusante do vertedouro (P02), onde foram identificadas 5 famílias de raspadores (RA), contribuindo para uma abundância total de 191 indivíduos.

Conforme mencionado por ONO (2008), os raspadores são mais comuns em ambientes desprovidos de vegetação, pois a maior incidência de luz solar em riachos sem cobertura vegetal favorece a proliferação de algas aderidas ao substrato, que servem como alimento para este grupo. Essa característica está de acordo com o ambiente físico do local de amostragem no Córrego Piraputangas, onde a ausência de vegetação ciliar em um dos lados do córrego indica um ambiente altamente impactado e até mesmo artificial.

Geralmente um aumento no número de coletores pode indicar um enriquecimento orgânico, já se aumentar os organismos raspadores pode ser um indicativo da saída de nutrientes da água (sistema) (MACKIE, 1998).

Uma maior diversidade de grupos funcionais e maior dominância foi observada nos locais considerados menos preservados (P02 e P03), ao passo que nos locais de menos impactados (P01, P04 e P05) houve predomínio de coletor-filtrador e generalistas. O ponto da Montante da bica (P01), apesar de limpo, com mata ciliar conservada e de difícil

acesso, pouquíssimos organismos foram capturados neste ponto, influenciando negativamente nos resultados.

## 7.2.2 Indicadores utilizados para avaliação da qualidade da água através dos macroinvertebrados bentônicos

Neste tópico, são expostos os resultados das métricas selecionadas para avaliar os ambientes em relação ao grau de impacto causado pela poluição orgânica, utilizando a comunidade de macroinvertebrados bentônicos como indicador. Entre essas métricas, foram aplicados índices bióticos para classificar a qualidade da água e criar mapas comparativos com a qualidade da água obtida a partir dos dados físico-químicos. Foram comparados diversos índices bióticos de qualidade da água para essa análise.

### 7.2.2.1 Aplicação do Índice de diversidade de Shannon-Wiener ( $H'$ ) e equitabilidade ( $J$ ) para o nível de família

Os resultados da análise dos Índices de Diversidade de Shannon-Wiener ( $H'$ ) e Equitabilidade ( $J$ ) são mostrados na Tabela 9.

Tabela 9. Índices de diversidade de Shannon ( $H'$ ) e equitabilidade ( $J$ ) nos pontos de amostragem, no Córrego Piraputangas, MS.

<b>Índices de diversidade</b>	<b>P1</b>	<b>P2</b>	<b>P3</b>	<b>P4</b>	<b>P5</b>
Shannon	1,694	2,077	2,401	2,389	2,102
Equitabilidade	0,5752	0,6822	0,8474	0,8114	0,7965

Nos pontos amostrados no Córrego Piraputangas, na época de seca (set/22), os maiores índices de diversidade foram obtidos nos pontos: próximo ao Povoado Maria Coelho (P04), na Seção da Sede do Parque Piraputangas (P03) e no Trecho da ponte BR262 (P05), provavelmente influenciados pela maior riqueza de táxons observadas nestes locais, principalmente de Odonata e Diptera.

Na época chuvosa (nov/22), as maiores diversidades foram registradas na Sede do Parque Piraputangas (P03), na Jusante do vertedouro (P02) e próximo ao Povoado Maria Coelho (P04). A menor diversidade também foi obtida no ponto da Montante da bica (P01). Já para o período intermediário (out/23), as maiores diversidades foram registradas

no ponto 05, logo depois os pontos 01 e 02, provavelmente influenciados pela abundância e riqueza das ordens Trichoptera e Ephemeroptera.

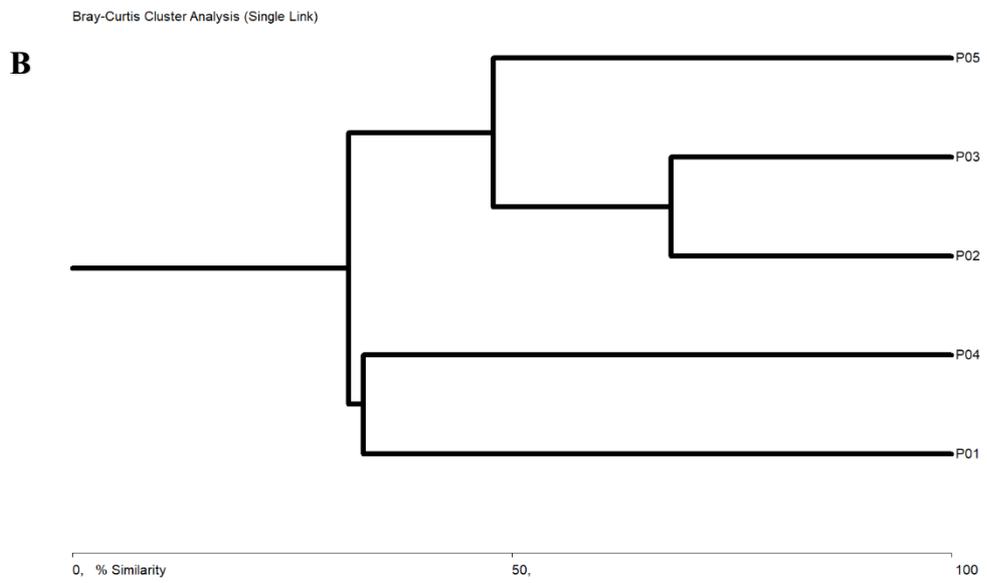
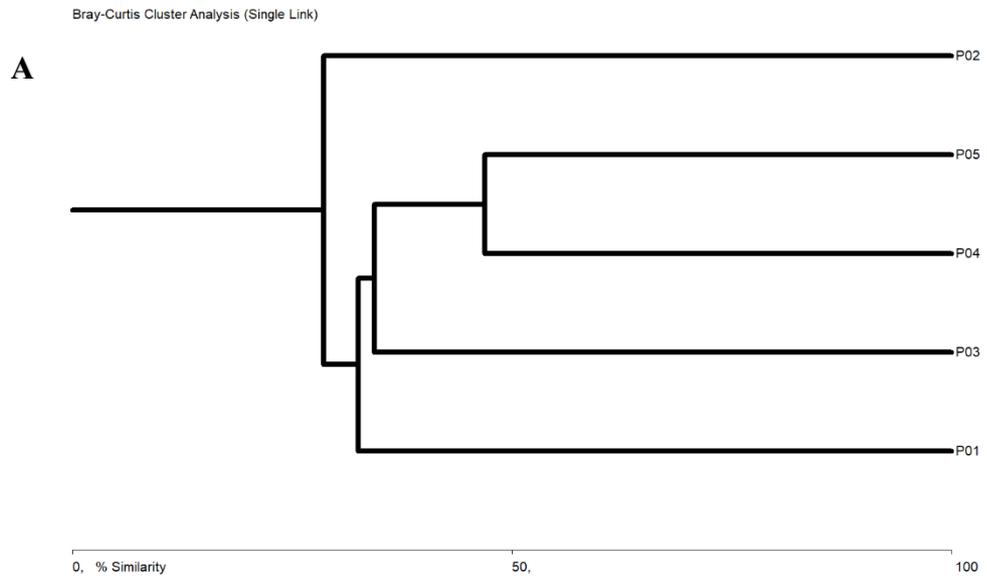
Calculando-se o índice de diversidade, verificou-se que a campanha de outubro de 2023 foi a mais diversa, uma vez que apresentou valores na média de 2,0 H'. Com relação ao índice de equitabilidade, observou-se que a amostragem de novembro de 2022 apresentou valores na média de 0,77 J, indicando maior homogeneidade na ocorrência dos organismos.

Diante disso, os pontos que registraram maiores índices de diversidade foram os P3 e P4, representando a média de 1,90 H' para o índice de Shannon e 0,841 J' para equitabilidade, entretanto, os valores ainda estão abaixo dos ideais para os índices.

#### **7.2.2.2. Similaridade de Bray-Curtis**

Quanto à similaridade apresentada nas amostragens de setembro, novembro de 2022 e outubro de 2023, os resultados variaram de 45% a 68% de similaridade, a maior semelhança foi apresentada pela estação chuvosa de nov/22, que foi representada entre os pontos P02 e P03 (68%), já na amostragem de set/22 a similaridade apresentou 46% entre os pontos P04 e P05, enquanto que em out/23 a similaridade apresentou 45% entre os pontos P01 e P02 (Figura 14). Mostrando que as espécies não estão presentes em todos os pontos, apresentando populações de macroinvertebrados distintas. A baixa densidade e boa diversidade tendem a apresentar variação de espécies entre os pontos, levando a uma baixa similaridade.

Tais diferenças ocorrem devido às diferentes condições, físicas, químicas e biológicas existentes entre as estações de coleta, o que favorece o desenvolvimento de diferentes grupos de macroinvertebrados bentônicos em cada ponto, assim com a baixa densidade que torna difícil a captura dos indivíduos, o que corrobora com os resultados de riqueza, abundância e diversidade.



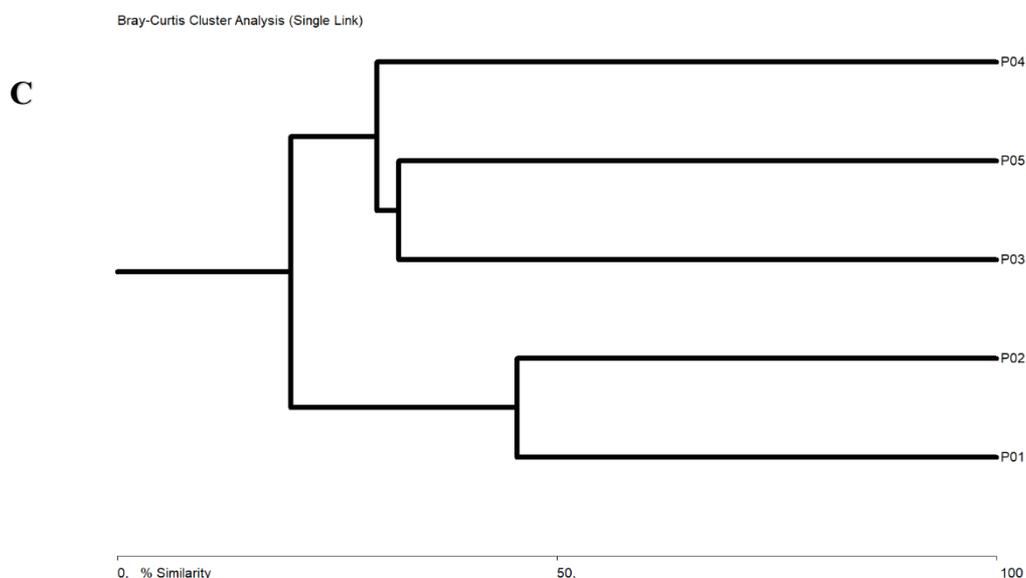


Figura 14. Dendrograma de similaridade considerando-se abundância e composição dos pontos de coleta nas campanhas setembro/22 (A), novembro/22 (B) e outubro/23 (C).

### 7.2.3. Índices bióticos de qualidade de água

Os Índices Bióticos (BMWP e ASPT) analisados foram obtidos a partir dos dados totais das amostragens e os resultados são mostrados nas Tabela 10 e Anexo 2.

Tabela 10. Valores de BMWP e ASPT dos macroinvertebrados bentônicos nos pontos amostrados no Córrego Piraputangas, nos períodos de setembro e novembro de 2022 e outubro de 2023. De acordo com a classificação de Junqueira e Campos (1998).

Pontos amostrados	set/22		nov/22		out/23	
	BMWP'	ASPT	BMWP'	ASPT	BMWP'	ASPT
Ponto 1	14	2,8	11	2,75	59	5,9
Ponto 2	26	4,33	34	4,85	64	4,92
Ponto 3	26	4,33	45	6,42	27	4,5
Ponto 4	30	4,28	21	4,2	34	4,85
Ponto 5	6	1,5	24	4	17	3,4

Legenda

Bom
  Satisfatório
  Ruim

A avaliação da qualidade da água do Córrego Piraputangas, através dos macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores, aplicando o índice biológico

BMWP', apresentou uma boa variação entre os pontos amostrais como pode ser verificado nas Tabela 10.

Na primeira amostragem (set/2022), o ponto 01 e 05 foram enquadrados na classe 5, "muito ruim", os pontos 02 ao 04 como classe 4, "ruim".

Já na segunda coleta (nov/2022), o ponto 03 enquadrou-se na classe 3, "satisfatória", o ponto 02, 04 e 05 foi categorizado na classe 4, "ruim", enquanto que o ponto 01 na classe 5, "muito ruim".

A última campanha realizada no período de outubro de 2023 foi categorizada como uma das melhores dentre as demais campanhas de acordo índice biológico, porém, não registrou classe 1 que se enquadra como "excelente". O ponto 02 chegou a registrar a classe 2, "boa", o ponto 01 apresentou a classe 3, "satisfatória" e por fim os pontos 03, 04 e 05, apresentaram a classe 4 e 5, de "ruim a muito ruim".

A variação da pontuação do BMWP' entre os pontos, deve-se provavelmente ao fato de todos os pontos amostrais apresentam características ambientais diferentes como é descrito na Tabela 3.

Os resultados dos índices biológicos para os pontos avaliados indicam que as águas do Córrego Piraputangas estão em condições questionáveis, ruins e muito ruins, demonstrando uma poluição que varia de moderada a severa. Esses índices biológicos estão significativamente abaixo dos registrados em estudos anteriores realizados em corpos d'água continentais brasileiros.

Ao compará-los com os resultados de estudos conduzidos por Silva e colaboradores (2016) e Robayo (2015), observou-se uma diversidade de invertebrados bentônicos, com valores de BMWP variando de 26 a 58.

A alteração na diversidade da fauna de macroinvertebrados aquáticos no Córrego Piraputangas foi claramente influenciada por diversos fatores, incluindo modificações no curso d'água, alterações na composição do substrato, introdução de material orgânico e atividades industriais relacionadas à mineração.

A melhor pontuação do BMWP' foi constatada no ponto 02 (64), na última coleta, realizada em outubro de 2023, onde a qualidade foi boa (Classe 2). As menores pontuações foram obtidas na primeira coleta de setembro de 2022, nos pontos 1 e 5 (14 e 06), classificando-os como classe 5, o que indica impacto do sistema ou águas poluídas.

No entanto, é essencial considerar as características específicas do córrego nos pontos amostrados, pois ele é classificado como um curso d'água de baixa profundidade e largura. Essas características podem impactar as condições do habitat e a

disponibilidade de alimentos e substratos para as espécies bentônicas, especialmente durante períodos de seca, quando a entrada de folhas transportadas ao longo do córrego pode ser reduzida.

De acordo com Callisto et al. (2007), um aumento no transporte de material alóctone para o leito do córrego durante os períodos chuvosos, juntamente com o aumento do volume de água, profundidade e largura, pode proporcionar mais habitats para macroinvertebrados bentônicos. Em geral, observa-se que, na maioria dos pontos, os valores do índice BMWP foram mais elevados durante os períodos intermediário e chuvoso em comparação com o período seco.

Já para o índice BMWP-ASPT (*Average Score Per Taxon*) o maior valor foi encontrado no ponto 03, categorizado como água limpa, durante o período chuvoso. O menor valor obtido no índice foi registrado em período de seca nos pontos 1 e 5, que juntos registraram a categoria de água provavelmente poluída de forma severa.

A amostragem realizada no período de seca em set/22 apresentou a menor média para o índice, em comparação com as demais campanhas amostradas, sendo categorizada em provável poluição severa, com ênfase para os pontos 1 e 5, entretanto, o ponto 02 apresentou o maior índice registrando um ambiente hídrico de qualidade duvidosa.

A campanha realizada no período chuvoso em nov/22 registrou valores baixos de acordo com o índice, porém melhores do que na amostragem de set/22, sendo observada como uma provável poluição moderada, sendo que, o ponto 3 registrou a melhor pontuação, seguidamente o ponto 2. Os piores resultados foram apresentados pelos pontos 1, 4 e 5.

Por fim na campanha de out/23 foi obtida a melhor média dentre as campanhas com o registro de qualidade duvidosa, com melhores resultados para o ponto 1 e 2, e os valores menores registrados nos pontos 3,4 e 5.

Este índice corresponde ao valor final obtido no índice BMWP, dividido pelo número de famílias presentes e que possuem valores neste índice. Segundo Silveira (2004) e Baptista (2008), o ASPT foi adicionado ao índice BMWP com a finalidade de torná-lo mais eficiente e realista, não muito influenciado pelo tamanho do rio.

## **8. CONSIDERAÇÕES FINAIS**

Neste estudo, realizamos uma avaliação inicial de interações altamente dinâmicas entre as comunidades de macroinvertebrados e as características físicas, químicas da água

do córrego Piraputangas na região de Corumbá, MS. É importante reconhecer que os levantamentos da fauna não são realizados nesta área, enfatizando a necessidade de mais pesquisas em grande escala e bem planejadas, dada a indústria de mineração significativa e constantemente crescente na região. A continuidade dessa pesquisa e outras pesquisas mais detalhadas são essenciais para o contexto desafiador e nos permitirão obter um conhecimento abrangente e eficaz do meio ambiente.

A composição da fauna de macroinvertebrados bentônicos revelou variações notáveis, tanto em termos de riqueza taxonômica quanto de diversidade e abundância. Durante o período de transição entre a estação seca e chuvosa, observou-se um aumento significativo em todos esses aspectos. Notavelmente, a dominância de poucos taxa, especialmente a Família Hydropsychidae, foi mais pronunciada durante o período intermediário.

Os índices BMWP e ASPT corroboraram a tendência observada, indicando uma qualidade de água inferior durante a estação seca. Este resultado alinhou-se com os valores mais elevados de ferro, alumínio, fósforo, turbidez e sólidos em suspensão registrados nesse mesmo período. Essa associação destaca a sensibilidade dos macroinvertebrados bentônicos às condições ambientais, fornecendo insights valiosos sobre a saúde e a qualidade do ecossistema aquático estudado.

As análises físico-químicas destacam a heterogeneidade na distribuição de ferro dissolvido ao longo do corpo hídrico, com implicações importantes para a qualidade da água e a saúde dos ecossistemas aquáticos. A concentração elevada de ferro em certos pontos, como observado no ponto 03, pode indicar potenciais fontes de poluição ou processos geoquímicos locais que merecem investigação adicional. Essas descobertas ressaltam a importância contínua da monitorização da qualidade da água e da implementação de medidas adequadas de gestão para proteger e preservar os recursos hídricos em questão.

A condição do córrego Piraputangas é preocupante, com níveis elevados de alumínio, fósforo, cádmio, ferro e turbidez. Essas descobertas são indicativas de uma possível degradação ambiental, com impactos negativos na qualidade da água e no ecossistema aquático local. A presença desses elementos em concentrações elevadas sugere potenciais fontes de poluição, que podem incluir atividades industriais, agrícolas ou urbanas na bacia hidrográfica.

Medidas urgentes de gestão e conservação são necessárias para reverter ou mitigar os impactos negativos sobre o córrego Piraputangas e seu ecossistema. Isso pode incluir a implementação de práticas de manejo sustentável da terra, regulamentações mais rigorosas para controle de poluentes, além de programas de monitoramento contínuo da qualidade da água. Essas ações são essenciais para garantir a saúde e a sustentabilidade dos recursos hídricos e para proteger a biodiversidade dos ecossistemas aquáticos afetados.

## 9. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABÍLIO, Francisco José Pegado et al. Macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores de qualidade ambiental de corpos aquáticos da caatinga. *Oecologia brasiliensis*, v. 11, n. 3, p. 397-409, 2007.

ABÍLIO, Francisco José Pegado. Gastrópodes e outros invertebrados bentônicos do sedimento litorâneo e associados a macrófitas aquáticas em açudes do semi-árido paraibano, nordeste do Brasil. 2002.

AKAMATSU, Fumikazu et al. Mudanças longitudinais e sazonais na origem e qualidade da matéria orgânica particulada transportada ao longo de um rio de leito de cascalho. *Hidrobiologia*, v. 669, n. 1, pág. 183-197, 2011.

ALBA-TERCEDOR, Javier. MACROINVERTEBRADOS ACUATICOS Y CALIDAD DE LAS ÁGUAS DE LOS RIOS<sup>1</sup>. In: IV Simposio sobre el Agua en Andalucía: Almería, diciembre 1996. IGME, 1996. p. 203.

ANDRADE VILAÇA, Luana Raquel et al. Grupos funcionais de alimentação da entomofauna aquática do lago Acariquara, Manaus/AM/Functional feeding groups of the aquatic entomofauna of Acariquara Lake, Manaus/AM. *Brazilian Journal of Development*, v. 7, n. 1, p. 10902-10917, 2021.

ALMEIDA, Gisele Luziane de; MARINONI, Luciane. Abundância e sazonalidade das espécies de Leptoceridae (Insecta, Trichoptera) capturadas com armadilha luminosa no Estado do Paraná, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, v. 17, p. 347-359, 2000.

ANA- Agência Nacional de águas. Ministério do Meio Ambiente. Relatório de Segurança de Barragens 2017. Brasília: Cedoc, 2018. 84 p.

ANA- Agência Nacional de águas. Ministério do Meio Ambiente. Portal da Qualidade das Águas. 2011.

ARMITAGE, P. D. et al. The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-water sites. *Water research*, v. 17, n. 3, p. 333-347, 1983.

ATO, Armah Frederick et al. Mineração e poluição por metais pesados: avaliação de ambientes aquáticos em Tarkwa (Gana) usando análise estatística multivariada. 2010.

AYKOL, Atilla et al. Poluição por metais pesados e drenagem ácida da mina abandonada de sulfeto de Pb-Zn de Balya, noroeste da Anatólia, Turquia. *Geologia Ambiental*, v. 45, n. 2, pág. 198-208, 2003.

BAIRD, Rodger B. et al. Métodos padrão para o exame de água e esgoto. Washington, DC: Associação Americana de Saúde Pública, 2012.

BAPTISTA, DF et al. Organização espacial e temporal de assembleias de insetos aquáticos no gradiente longitudinal de um rio tropical. *Revista Brasileira de Biologia*, v. 61, p. 295-304, 2001.

BARBOSA, da Silva Antônio Helton et al. Macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores da qualidade da água em um trecho do rio Apodi-Mossoró. *Holos*, v. 7, p. 121-132, 2016.

BARBOSA, Ana Carolina Alves. Monitoramento ambiental na Bacia do Rio Sergipe utilizando macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores. 2019.

BARBOSA, FAR; CALLISTO, M. Avaliação rápida da qualidade da água e diversidade de macroinvertebrados bentônicos no alto e médio rio Paraguai usando a abordagem Aqua-RAP. *Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie: Verhandlungen*, v. 27, n. 5, pág. 2688-2692, 2000.

BARBOSA, Antônio Helton S. et al. Macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores da qualidade da água em um trecho do rio Apodi-Mossoró. *Holos*, v. 7, p. 121-132, 2016.

BARROS, Flávia Mariani. Dinâmica do nitrogênio e do fósforo e estado trófico nas águas do rio Turvo Sujo. 2008.

BEEKMAN, Gertjan B. et al. Gerenciamento integrado dos recursos hídricos. 2020.

BELOTO, Izabelly Capillé et al. Diagnóstico da situação do Rio Paraopeba após lançamento de rejeitos de mineração. 2019.

BIS, Barbara; KOSMALA, Grażyna. Chave para identificação de macroinvertebrados bentônicos de água doce. *Educação e Cultura Sócrates*, 2005.

BOMFIM, Marcela Rebouças. Avaliação de impactos ambientais da atividade minerária. Cruz das Almas, Bahia: UFRB, 46p, 2017.

BOUCHARD, R. William; FERRINGTON, Leonard C.; KARIUS, Mary L. Guide to aquatic invertebrates of the Upper Midwest. 2004.

BOYERO, Luz et al. Global distribution of a key trophic guild contrasts with common latitudinal diversity patterns. *Ecology*, v. 92, n. 9, p. 1839-1848, 2011.

BISPO, Pitágoras da Conceição et al. Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera assemblages from riffles in mountain streams of Central Brazil: environmental factors influencing the distribution and abundance of immatures. *Brazilian Journal of Biology*, v. 66, p. 611-622, 2006.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente Resolução CONAMA nº. 357/2005, 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais. Diário Oficial da República Federativa do Brasil. 2005.

BRASIL. Ministério da Saúde. Secretaria de Vigilância em Saúde. Vigilância e controle da qualidade da água para consumo humano/ Ministério da Saúde, Secretaria de Vigilância em Saúde. – Brasília: Ministério da Saúde, 2006. 212 p. – (Série B. Textos Básicos de Saúde)

BRASIL, Atlas. abastecimento urbano de água: panorama nacional/Agência Nacional de Águas; Engecorps/Cobrape. Brasília: ANA: Engecorps/Cobrape, v. 2, 2010.

BRASIL. Agência Nacional de Mineração. Anuário Mineral Brasileiro: Principais Substâncias Metálicas. 2020.

BRASIL, Atlas. Atlas do desenvolvimento humano no Brasil 2013. Acesso em: 23/11/2022.

BRASIL. DEPARTAMENTO NACIONAL DE PRODUÇÃO MINERAL. Anuário Mineral Brasileiro: Principais Substâncias Metálicas. 2017.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução no 357, de 17 de março de 2005. Diário Oficial da União, Brasília, DF, n. 53, 17 mar 2005. Seção 1, p. 58-63. Disponível em Acesso em: 03 mar. 2014.

BRASIL. Ministério da Saúde. Portaria nº 2914, de 12 de dezembro de 2011. Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Poder Executivo, Brasília, DF, 14 dez. 2011. Seção 1, p.39-46.

BRASIL Ministério da Saúde. Fundação Nacional de Saúde. Manual Prático de Análise de Água. 4. ed. Brasília, 150 p. 2013.

BRASIL. Ministério da Saúde. Agência Nacional de Vigilância Sanitária. Portaria de Consolidação nº 5 de 28 de setembro de 2017. Consolidação das normas sobre as ações e os serviços de saúde do Sistema Único de Saúde. Anexo XX Do Controle e da Vigilância da Qualidade da Água Para Consumo Humano e Seu Padrão De Potabilidade. 2017.

BRITO, Fábio Giusti Azevedo de et al. Revisão do Banco de Dados de Recursos Minerais e Territórios: contribuições de uma nova abordagem teórico-metodológica para análise das dinâmicas territoriais na mineração. 2020.

BROWER, James E.; ZAR, Jerrold H.; VON ENDE, C. A. Field and laboratory methods for general ecology. Dubuque: Wm. C. C. Brown, 1984.

BUSS, Daniel Forsin; BAPTISTA, Darcílio Fernandes; NESSIMIAN, Jorge Luiz. Bases conceituais para a aplicação de biomonitoramento em programas de avaliação da qualidade da água de rios. Cadernos de Saúde Pública, v. 19, p. 465-473, 2003.

CAIRNS, John; PRATT, James R. Uma história de monitoramento biológico usando macroinvertebrados bentônicos. *Biomonitoramento de água doce e macroinvertebrados bentônicos*: In: Rosenberg, D. M., Resh, V. H. (Eds), p. 195-233. Chapman and Hall, New York. 1993.

CALOR, Adolfo Ricardo. *Ordem Trichoptera Kirby 1813 (Arthropoda: Insecta)*. Guia on-line de identificação de larvas de insetos aquáticos do Estado de São Paulo. Available at: [http://sites.ffclrp.usp.br/aguadoce/index\\_trico](http://sites.ffclrp.usp.br/aguadoce/index_trico)(accessed in March 2009), 2007.

CALLISTO, M. et al. Multi-status and multi-spatial scale assessment of landscape effects on benthic macroinvertebrates in the Neotropical Savanna. *Advances in Understanding Landscape Influences on Freshwater Habitats and Biological Assemblages*; Hughes, RM, Infante, DM, Wang, L., Chen, K., Terra, BF, Eds, p. 275-302, 2019.

CALLISTO, Marcos et al. Macroinvertebrados bentônicos como ferramenta para avaliar a saúde de riachos. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v. 6, n. 1, p. 71-82, 2001.

CALLISTO, M.; GONÇALVES, J.F. & MORENO, P. 2005. Invertebrados Aquáticos como Bioindicadores. In: Goulart, E.M.A. (Eds). *Navegando o Rio das Velhas das Minas Gerais*, 555-567.

CALLISTO, M.; MARQUES, MM; BARBOSA, FAR Deformidades em larvas de *Chironomus* (Diptera, Chironomidae) do rio Piracicaba, sudeste do Brasil. *Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie: Verhandlungen*, v. 27, n. 5, pág. 2699-2702, 2000.

CÂNDIDO, Márcio de Oliveira et al. Projeto Águas do Norte de Minas, PANM: estudo da disponibilidade hídrica subterrânea do norte de Minas Gerais: relatório de integração. CPRM, 2019.

CARVALHO, Andreza Tacyana Felix. Bacia hidrográfica como unidade de planejamento: discussão sobre os impactos da produção social na gestão de recursos hídricos no Brasil. *Caderno Prudentino de Geografia*, v. 1, n. 42, p. 140-161, 2020.

CARVALHO, Aurean et al. Determinação espacial e temporal do IQA do açude Soledade em Soledade-Paraíba. *Engenharia Ambiental: Pesquisa e Tecnologia*, v. 8, n. 2, 2011.

CESAR, R. G. et al. Metais pesados em solos e sedimentos fluviais em antiga área de garimpo de ouro em Descoberto, Minas Gerais. Rio de Janeiro: CETEM, 2009.

CETESB-(COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO). Apêndice D: significado ambiental e sanitário das variáveis de qualidade. 2011.

CETESB. Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. Variáveis de Qualidade das Águas. São Paulo: Governo do Estado de São Paulo, Secretaria do Meio Ambiente, 2011.

CETESB L5.312. Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. Triagem de organismos bentônicos Marinhos e de Água doce. Normas Técnicas – CETESB, CETESB Editora. 2004.

CPRM, SERVIÇO GEOLÓGICO DO BRASIL, Companhia de Pesquisa. CPRM. Programa Levantamentos Geológicos Básicos do Brasil: Folha Três Mais. Brasília: Governo Federal CPRM-Serviço Geológico do Brasil, 2010.

CONEJO, João Gilberto Lotufo; COSTA, MP da; ZOBY, JLG. Panorama do Enquadramento dos corpos d'água do Brasil e Panorama da Qualidade das águas Subterrâneas no Brasil. Caderno de Recursos Hídricos, v. 5, p. 124, 2007.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE-CONAMA. Resolução nº 357, 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] União, n. 53, p. 58-63, 2005.

COSTA, Nataly Gabrielly Mercado et al. Ordem odonata como bioindicadores em biomonitoramento no Brasil: uma revisão sistemática. South American Journal of Basic Education, Technical and Technological, v. 8, n. 1, p. 917-925, 2021.

CUMMINS, Kenneth W.; MERRITT, Richard W.; ANDRADE, Priscila CN. The use of invertebrate functional groups to characterize ecosystem attributes in selected streams and rivers in south Brazil. Studies on Neotropical Fauna and Environment, v. 40, n. 1, p. 6989, 2005.

CUMMINS, K. W.; KLUG, M.J. Feeding ecology of stream invertebrates. Annual Review of Ecology and Systematics 10, p. 147-172, 1979.

CUNHA, Mariana Freitas De Souza; DO NASCIMENTO, Nadine Anne Cruz; MIGUEL, João Rodrigues. Livros didáticos e poluição ambiental: mais do que uma escolha, uma decisão. Revista de Educação, Ciências e Matemática, v. 2, n. 3, 2012.

CRISCI-BISPO, Vera L.; BISPO, Pitágoras C.; FROEHLICH, Claudio G. Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera assemblages in two Atlantic rainforest streams, Southeastern Brazil. Revista Brasileira de Zoologia, v. 24, p. 312-318, 2007.

DA COSTA, Marcelo Pires; PERSECHINI, Maria Inês Muanis (Ed.). Panorama da qualidade das águas superficiais no Brasil 2012. Banco Interamericano de Desenvolvimento, 2012.

DE SOUZA, Amaury; BERTOSI, Ana Paula Almeida; LASTORIA, Giancarlo. Diagnóstico temporal e espacial da qualidade das águas superficiais do Córrego Bandeira, Campo Grande, MS. Revista Agro@mbiente On-line, v. 9, n. 3, p. 227-234, 2015.

DEPARTAMENTO NACIONAL DE PRODUÇÃO MINERAL. Anuário Mineral

Estadual, 2018. Coordenação de Carlos Antônio Gonçalves de Jesus e Leandro Galinari Joaquim Brasília: DNPM, 2018. Disponível em: [https://www.gov.br/anm/ptbr/centrais-de-conteudo/publicacoes/serie-estatisticas-e-economia-mineral/sumariomineral/pasta-sumario-brasileiro-mineral-2018/ferro\\_sm\\_2018](https://www.gov.br/anm/ptbr/centrais-de-conteudo/publicacoes/serie-estatisticas-e-economia-mineral/sumariomineral/pasta-sumario-brasileiro-mineral-2018/ferro_sm_2018). Acesso em: 2 set. 2023.

DOS SANTOS, Lorena Cristina. Avaliação da qualidade da água da bacia do Rio Formiga, utilizando macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores. Mestrado Profissional em Sustentabilidade em Tecnologia Ambiental, p. 151-151, 2021.

EATON, D. P. Macroinvertebrados aquáticos como indicadores ambientais da qualidade da água. CULLEN-JR, L.; RUDRAN, R.; VALLADARES-PADUA, C. Métodos de estudos em biologia em biologia da conservação e manejo da vida silvestre. Curitiba, Editora UFPR, p. 43-67, 2003.7

ENRÍQUEZ, Maria Amélia Rodrigues da Silva. Maldição ou dádiva? Os dilemas do desenvolvimento sustentável a partir de uma base mineira. 2007.

EPLER, J. H. Identification manual for the water beetles of Florida. Department of Environmental Protection, Division of Water Facilities. Tallahassee, Florida. 259p, 1996.

ESTEVES, F. de A. et al. Fundamentos de limnologia. Ed. Interciência: Finep, Rio De Janeiro, 2ª Ed, 575p, 1998.

ESTEVES, F. de A. Fundamentos de limnologia. Rio de Janeiro: FINEP. Interciência, p. 575, 1988.

EXTENCE, C. A. The effect of drought on benthic invertebrate communities in a lowland river. *Hydrobiologia*, v. 83, p. 217-224, 1981.

FERNANDES, Francisco Rego Chaves; ARAUJO, Eliane Rocha. Mineração no Brasil: crescimento econômico e conflitos ambientais. 2016.

FIALKOWSKI, Wojciech et al. Levantamento de biomonitoramento da poluição por metais residuais em córregos de uma bacia hidrográfica que drena uma área de mineração de zinco e chumbo na Alta Silésia, Polônia, usando o anfípode *Gammarus fossarum*. *International Review of Hydrobiology: A Journal Covering all Aspects of Limnology and Marine Biology*, v. 88, n. 2, pág. 187-200, 2003.

FIORILLO, Celso Antônio Pacheco; COSTA, Beatriz Souza. Tutela jurídica dos recursos ambientais minerais vinculada ao conceito democrático de segurança nacional. *Veredas do Direito*, v. 9, n. 18, p. 9-9, 2012.

FLINT, Oliver S.; HOLZENTHAL, Ralph W.; HARRIS, Steven C. Mudanças nomenclaturais e sistemáticas nas moscas caddis neotropicais (Insecta: Trichoptera). 1999.

FOLETO, Eliane Maria. O contexto dos instrumentos de gerenciamento dos recursos hídricos no Brasil. *Geoambiente On-line*, n. 30, 2018.

FRANCISCO, Adriana Xavier. O impacto na economia brasileira e mundial do fim do desmatamento no Brasil: uma abordagem econômica por meio de modelo de equilíbrio geral. 2018. Tese de Doutorado.

GALDEAN, N.; CALLISTO, M.; BARBOSA, FAR Ecosistemas lóticos da Serra do Cipó, sudeste do Brasil: qualidade da água e uma tentativa de classificação baseada na comunidade de macroinvertebrados bentônicos. Saúde e Gestão de Ecosistemas Aquáticos, v. 3, n. 4, pág. 545-552, 2000.

GANESHAIAH, K. N.; CHANDRASHEKARA, K.; KUMAR, A. R. V. Avalanche index: a new measure of biodiversity based on biological heterogeneity of the communities. Current Science, p. 128-133, 1997.

GEISSEN, Violette et al. Poluentes emergentes no meio ambiente: um desafio para a gestão dos recursos hídricos. Pesquisa internacional sobre conservação do solo e da água, v. 3, n. 1, pág. 57-65, 2015.

GIAMPÁ, Carlos Eduardo Quaglia; GONÇALVES, V. G. Orientações para a utilização de águas subterrâneas no estado de São Paulo. São Paulo, 2005.

GIRARDI, Rubia. Parâmetros de qualidade de água de rios e efluentes presentes em monitoramentos não sistemáticos. Revista de Gestão de Água da América Latina, v. 16, n. 2019, 2019.

GOMES, Raissa Caroline. Revegetação de áreas degradadas por mineração na Floresta Nacional do Jamari e sua relação com a qualidade das águas superficiais. 2021.

GOULART, M. D.; CALLISTO, Marcos. Bioindicadores de qualidade de água como ferramenta em estudos de impacto ambiental. Revista da FAPAM, v. 2, n. 1, p. 156-164, 2003.

GUIJARRO-ALDACO, Alejandro et al. Melhorando a adsorção de metais pesados da água usando carbonos comerciais modificados com resíduos de casca de ovo. Pesquisa em química industrial e de engenharia, v. 50, n. 15, pág. 9354-9362, 2011.

HOPKINS, Brian. The concept of minimal area. The Journal of Ecology, p. 441-449, 1957.

HAUER, F. R.; RESH, V. H. Macroinvertebrates. In: Methods in Stream Ecology, Volume 1 (p. 297-319). Academic Press, 2017.

JOHNSON, Richard Arnold et al. Applied multivariate statistical analysis. 2002.

JUNIOR, José Max Barbosa Oliveira; CALVÃO, Lenize Batista. Ecologia e conservação da biodiversidade 2. Atena, 2022.

KUMARI, Pramila et al. Biomonitoramento do plâncton para avaliar a qualidade da água nos lagos da cidade de Nagpur. Em: Proc. de Taal. A 12<sup>a</sup> Conferência Mundial dos Lagos. 2008. pág. 160-164.

MAGURRAN, Anne E. Diversity indices and species abundance models. Ecological diversity and its measurement, p. 7-45, 1988.

HERRERA-PAZ, David L.; DE LA NUEZ, Daril; VALERO-RODRÍGUEZ, Juan M. Algae communities as bioindicators of environmental quality on a rocky shore of Mediterranean (SE Iberian Peninsula). Rev. Cienc, v. 19, p. 25-40, 2015.

HIRATA, Ricardo et al. A revolução silenciosa das águas subterrâneas no Brasil: uma análise da importância do recurso e os riscos pela falta de saneamento. 2019.

HOLLING, Crawford S. Resiliência e estabilidade de sistemas ecológicos. Revisão anual de ecologia e sistemática, p. 1-23, 1973.

IANNACONE, José et al. Diversidad del plancton y macrozoobentos como indicador alternativo de calidad de agua del río Lurín en el distrito de Cieneguilla, Lima-Perú. The biologist, v. 11, n. 1, p. 79-95, 2013.

IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Censo Demográfico 2011. Acesso em, 2010, 15.

IBRAM, Instituto Brasileiro de Mineração. Mineração em números. Site: <<http://www.ibram.org.br/>>,2022. Disponível em: [https://ibram.org.br/noticia/desempenho-da-mineracao-tem-queda-em-2022-mas-setor-cria-mais-empregos-e-aumentara-investimentos-para-us-50-bi-ate-2027/#:~:text=Mesmo%20com%20quedas%20em%20produ%C3%A7%C3%A3o,bilh%C3%B5es%20\(2023%20a%202027\)](https://ibram.org.br/noticia/desempenho-da-mineracao-tem-queda-em-2022-mas-setor-cria-mais-empregos-e-aumentara-investimentos-para-us-50-bi-ate-2027/#:~:text=Mesmo%20com%20quedas%20em%20produ%C3%A7%C3%A3o,bilh%C3%B5es%20(2023%20a%202027).). Acesso em: 02/19/2023.

IBRAM, Instituto Brasileiro de Mineração. Mineração em números. Site: <<http://www.ibram.org.br/>>,2021. Disponível em: <https://ibram.org.br/publicacoes/page/2/#publication>. Acesso em: 22/11/2022.

JESUS G.A.C & JOAQUIM G.L (coords.). 2018. Sumário Mineral 2018. Brasília, Departamento Nacional de Produção Mineral (DNPM). Disponível em: [https://www.gov.br/anm/pt-br/centrais-de-conteudo/publicacoes/serie-estatisticas-eeconomia-mineral/sumario-mineral/pasta-sumario-brasileiro-mineral2018/ferro\\_sm\\_2018](https://www.gov.br/anm/pt-br/centrais-de-conteudo/publicacoes/serie-estatisticas-eeconomia-mineral/sumario-mineral/pasta-sumario-brasileiro-mineral2018/ferro_sm_2018). Acesso em: 02/09/2023.

JOHNSON, Richard Arnold et al. Applied multivariate statistical analysis. 2002.

JUNIOR, Benvindo Sirtoli Gardiman. Caracterização do processo de poluição das águas superficiais da Bacia Hidrográfica do Rio Jucu, estado do Espírito Santo, Brasil. Revista Agro@mbiente on-line-line, v. 9, n. 3, p. 235-242, 2015.

KARR, James R. Biological integrity: a long-neglected aspect of water resource management. *Ecological applications*, v. 1, n. 1, p. 66-84, 1991.

LENAT, David R.; BARBOUR, Michael T. Using benthic macroinvertebrate community structure for rapid, cost-effective, water quality monitoring: rapid bioassessment. In: *Int. Soc. of Limnology, Biological Working Group Symp, Lafayette, IN(USA), 29 Nov-1 Dec 1990*. 1993. p. 187-215.

LEMONS, KAMILA CRISTINA PEREIRA DE. MACROINVERTEBRADOS AQUÁTICOS NA DECOMPOSIÇÃO DA FOLHAGEM DE RIOS. 2021.

LECCI, L. S.; FROEHLICH, C. G. Ordem Plecoptera Burmeister 1839 (Arthropoda: Insecta). In: *Guia on-line: Identificação de larvas de insetos aquáticos do Estado de São Paulo*. FROEHLICH, C.G. (org.). 2008.

LECCI, Lucas Silveira; FROEHLICH, Claudio Gilberto. Ordem Plecoptera Burmeister 1839 (Arthropoda: Insecta). *Identificação de larvas de Insetos Aquáticos do Estado de São Paulo*. <http://sites.ffclrp.usp.br/aguadoce/guiaonline>. Accessed, v. 29, 2011.

LI, M. S.; LUO, Y. P.; SU, Z. Y. Heavy metal concentrations in soils and plant accumulation in a restored manganese mineland in Guangxi, South China. *Environmental pollution*, v. 147, n. 1, p. 168-175, 2007.

LIMA, Berthyer Peixoto; MAMEDE, George Leite; LIMA, Iran Eduardo. Monitoramento e modelagem da qualidade de água em uma bacia hidrográfica semiárida. *Engenharia Sanitaria e Ambiental*, v. 23, p. 125-135, 2018.

LIMA, Silva Leonardo et al. Uma avaliação sistemática sobre os efeitos de metais e metaloides, presentes em sedimentos, sobre comunidades de macroinvertebrados bentônicos em estuário subtropical no Brasil—sistema estuarino de Paranaguá. *Brazilian Journal of Development*, v. 9, n. 2, p. 6667-6698, 2023.

LOPES, P.G.; VARVALHO, Y.L.L.; SANTOS, C.A.S.A. Os insetos aquáticos na divulgação e conservação do meio ambiente em escolas do ensino fundamental. *Revista educação ambiental em ação*. Caxias-MA, p.1-1, 2016.

LOPES, Sônia Godoy Bueno Carvalho et al. *Diversidade e evolução de fungos e animais*. 2014.

MACKIE, Roderick I.; STROOT, Peter G.; VAREL, Vincent H. Biochemical identification and biological origin of key odor components in livestock waste. *Journal of Animal Science*, v. 76, n. 5, p. 1331-1342, 1998.

MANDAVILLE, S. M. *Benthic macroinvertebrates in freshwaters: Taxa tolerance values, metrics, and protocols*. Nova Scotia: Soil & Water Conservation Society of Metro Halifax, 2002.

MARTIGNAGO, Daniel Castro. Uso do fitoplâncton como bioindicador de qualidade da água da Lagoa Mangueira, Rio Grande do Sul, Brasil. 2019.

MARTINS, Fernando Roberto; SANTOS, FAM dos. Técnicas usuais de estimativa da biodiversidade. *Revista Holos*, v. 1, n. 1, p. 236-267, 1999.

MECHI, Andréa; SANCHES, Djalma Luiz. Impactos ambientais da mineração no Estado de São Paulo. *Estudos avançados*, v. 24, p. 209-220, 2010.

MEDEIROS, Carlinda Raily Ferreira et al. Environmental drivers of the benthic macroinvertebrates community in a hypersaline estuary (Northeastern Brazil). *Acta Limnologica Brasiliensia*, v. 28, 2016.

MELO, Adriano Sanches. O que ganhamos' confundindo'riqueza de espécies e equabilidade em um índice de diversidade? *Biota Neotropica*, v. 8, p. 21-27, 2008.

MELO, ADRIANO SANCHES et al. Insetos aquáticos na Amazônia brasileira: taxonomia, biologia e ecologia. 2014.

MERRITT, Richard W.; CUMMINS, Kenneth W. (Ed.). An introduction to the aquatic insects of North America. Kendall Hunt, 1996.

MERRITT, R. W.; CUMMINS, K. W.; BERG, M. B. Trophic relationships of macroinvertebrates. In: *Methods in Stream Ecology*, vol. 1 (p. 413-433). Academic Press, 2017.

MONAKOV, A. V. Review of studies on feeding of aquatic invertebrates conducted at the Institute of Biology of Inland Waters, Academy of Science, USSR. *Journal of the Fisheries Board of Canada*, 29(4), p. 363-383, 1972.

MORAIS, José Luciano Mendonça; FADUL, Élvia; CERQUEIRA, Lucas Santos. Limites e desafios na gestão de recursos hídricos por comitês de bacias hidrográficas: um estudo nos estados do nordeste do Brasil. *REAd. Revista Eletrônica de Administração (Porto Alegre)*, v. 24, p. 238-264, 2018.

MORAIS, Wilker Alves et al. Qualidade sanitária da água distribuída para abastecimento público em Rio Verde, Goiás, Brasil. *Cadernos Saúde Coletiva*, v. 24, p. 361-367, 2016.

MORENO, C.E. Métodos para medir la biodiversidad. *M&T – Manuales y Tesis SEA*, vol. 1. Zaragoza. p. 84, 2001.

MOTA, Ana Ceci Franco Vidal. Pólos Minero-siderúrgicos no Brasil: a contribuição da avaliação ambiental estratégica no caso de Corumbá. Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, Brasil, 2009.

MORENO, P.; CALLISTO, M. Insetos Aquáticos indicam saúde de cursos d'água. *Scientific American Brasil*, v. 99, p. 72-75, 2010.

MORUZZI, Rodrigo Braga; REALI, Marco Antonio Penalva. Oxidação e remoção de ferro e manganês em águas para fins de abastecimento público ou industrial: uma abordagem geral. *Revista de Engenharia e Tecnologia*, p. 29-43, 2012.

MUNIZ, Daphne Heloisa de Freitas; OLIVEIRA, Eduardo Cyrino Oliveira. Metais pesados provenientes de rejeitos de mineração e seus efeitos sobre a saúde e o meio ambiente. *Universitas: Ciências da saúde*, v. 4, n. 1, p. 83-100, 2006.

MCALLEECE, Neil et al. *Biodiversity professional. Beta-Version*. London, The Natural History Museum and the Scottish Association for Marine Sciences, 1997.

NAÇÕES UNIDAS, ONU Água. *Wastewater Management-A UN-Water Analytical Brief 1-52* (Organização Meteorológica Mundial, Genebra, Suíça, 2015). [www.unwater.org/publications/wastewater-management-un-water-analytical-brief/](http://www.unwater.org/publications/wastewater-management-un-water-analytical-brief/).

NEGRÃO, Glauco Nonose; CUNHA, Márcia Cristina. Diversidade de macroinvertebrados bentônicos na avaliação do uso do solo e qualidade ambiental da bacia do Guabiroba, Guarapuava, PR, Brasil. *Revista Geografar*, v. 14, n. 1, p. 7-26, 2019.

NICOLA, Graciela G.; ALMODÓVAR, Ana; ELVIRA, Benigno. Efeitos de fatores ambientais e predação sobre comunidades bentônicas em riachos de cabeceira. *Ciências Aquáticas*, v. 72, n. 4, pág. 419-429, 2010.

NING, Liang e cols. Poluição por metais pesados nas águas superficiais da área de mineração de ouro de Linglong, China. *Procedia Ciências Ambientais*, v. 10, p. 914-917, 2011.

NOGUEIRA, Denis Silva; CABETTE, Helena Soares Ramos; JUEN, Leandro. Estrutura e composição da comunidade de Trichoptera (Insecta) de rios e áreas alagadas da bacia do rio Suiá-Miçú, Mato Grosso, Brasil. *Iheringia. Série Zoologia*, v. 101, p. 173-180, 2011.

NORRIS, Richard H.; THOMS, Martin C. O que é saúde fluvial. *Biologia de água doce*, v. 41, n. 2, pág. 197-209, 1999.

OLIVEIRA, Leandro Gonçalves; BISPO, Pitágoras da Conceição. Ecologia de comunidades das larvas de Trichoptera Kirby (Insecta) em dois córregos de primeira ordem da Serra dos Pireneus, Pirenópolis, Goiás, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, v. 18, p. 1245-1252, 2001.

OLIVEIRA, Leandro Gonçalves; FROEHLICH, Cláudio Gilberto. Diversidade e estrutura comunitária de insetos aquáticos (Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera) em um riacho de montanha no sudeste do Brasil. 1997.

PALMER, C.; O'KEEFFE, J.; PALMER, A.; DUNNE, T.; RADLOFF, S.; Macroinvertebrate functional feeding groups in the middle and lower reaches of the Buffalo River, Eastern Cape, South Africa. I. Dietary variability. *Freshwater Biology* 29, 441e453, 1993.

PARK, Ilhwan et al. A review of recent strategies for acid mine drainage prevention and mine tailings recycling. *Chemosphere*, v. 219, p. 588-606, 2019.

PASQUALETTO, Thales Luan Lucas; PASQUALETTO, Antônio; PASQUALETTO, Alan Gabriel Natã. Análise da Disponibilidade e Demanda de Recursos Hídricos no Brasil. Trabalho Inscrito na Categoria de Artigo Completo ISBN-978-65-86753-02-8. XVI Fórum Ambiental, p. 2088-2113, 2020.

PAVANELLI, Gerson. Eficiência de diferentes tipos de coagulantes na coagulação, floculação e sedimentação de água com cor ou turbidez elevada. 2001. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo.

PAZINATO, Daiane Maria Melo et al. Influência da mineração de calcário na capacidade antioxidante de *Eugenia uniflora* L. (PITANGUEIRA). *Revista de Ciências Ambientais*, v. 15, n. 2, p. 01-13, 2021.

PINHO, L. C. Diptera. In: Guia on-line: Identificação de larvas de insetos aquáticos do Estado de São Paulo. FROEHLICH, C.G. (org.). 2008.

PIANKA, E.R. *Evolutionary Ecology*. 5. ed. New York: HarperCollins, 1994.

PLAGUE, G. R.; WALLACE, J. B. Linkages between trophic variability and distribution of *Pteronarcys* spp. (Plecoptera: Pteronarcyidae) along a stream continuum. *American Midland Naturalist* 139, p. 224-234, 1998.

PONTARA, Rosângela C. P. KOIDE, Sérgio. CAMPANA, Nestor A. Resposta Hidrológica do Escoamento de Base em Aquíferos Fraturados: O caso do aquífero Band'Alta em Corumbá-MS. 2009.

PEREIRA, PRV da S.; SALVADORI, J. R. Guia para identificação de larvas de Lepidoptera (Pyralidae e Gelechiidae) comumente encontradas em grãos armazenados. 2007.

PENNA, Carlos Gabaglia. Efeitos da mineração no meio ambiente. *Associação O Eco*, v. 26, n. 01, 2009.

PÉREZ, Gabriel Roldán. Bioindicación de la calidad del agua en colombia: Propuesta para el uso del método BMWP Col. Universidad de Antioquia, 2003.

RAMOS, Marcos Fabrício Leal; WACHHOLZ, Flávio; DA SILVA NETO, João Cândido André. Qualidade dos recursos hídricos na comunidade flutuante lago do catalão, Iranduba-AM, 2020.

RAPPORT, David J. O que constitui a saúde do ecossistema. *Perspectivas em biologia e medicina*, v. 33, n. 1, pág. 120-132, 1989.

RAZO, Israel et al. Arsenic and heavy metal pollution of soil, water and sediments in a semi-arid climate mining area in Mexico. *Water, Air, and Soil Pollution*, v. 152, n. 1, p. 129-152, 2004.

REIS, de Paula Karin; DE ARAUJO PAINA, Karime; DOS SANTOS WISNIEWSKI, Maria José. COMPARAÇÃO DA COMUNIDADE ZOOPLANCTÔNICA DE DOIS CORPOS D'ÁGUA DA SERRA DA MANTIQUEIRA-MG. *Periódico Eletrônico Fórum Ambiental da Alta Paulista*, v. 11, n. 01, 2015.

RESH, Vincent H.; ROSENBERG, David M. *The ecology of aquatic insects*. (No Title), 1984.

REVISTA MINERAÇÃO & SUSTENTABILIDADE. Mato Grosso do Sul prevê investimentos de R\$ 5 bilhões na mineração até 2024. *Belo Horizonte*, 5 ago. 2022b. Disponível em: <https://revistamineracao.com.br/2022/08/05/mato-grosso-do-sul-preveinvestimentos-de-r-5-bilhoesna-mineracao-ate-2024/>. Acesso em: 2 set. 2023.

RICE, Elroy L.; KELTING, Ralph W. The Species--Area Curve. *Ecology*, v. 36, n. 1, p. 7-11, 1955.

RICE, Eugene W. et al. (Ed.). *Standard methods for the examination of water and wastewater*. Washington, DC: American public health association, 2012.

RICHTER, C. A. & AZEVEDO NETTO, J. M. de, (1991). *Tratamento de Água*. Ed. Edgard Blucher Ltda., 332 p., São Paulo.

ROBAYO, Heidi Marcela Suarez et al. AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DA AGUA USANDO O METODO BMWP EM TRÊS CÓRREGOS COM DIFERENTES ESTÁGIOS DE CONSERVAÇÃO. 2015.

ROESER, Hubert Matthias Peter; ROESER, Patricia Angelika. O QUADRILÁTERO FERRÍFERO-MG, BRASIL: ASPECTOS SOBRE SUA HISTÓRIA, SEUS RECURSOS MINERAIS E PROBLEMAS AMBIENTAIS RELACIONADOS. *Geonomos*, 2010.

ROMERO-FEREIRA, Patricia; ACOSTA, Vanessa; JIMÉNEZ-RAMOS, Erickxander. Fauna bentónica y valoración ambiental de la ensenada de Carenero, Venezuela. *Brazilian Journal of Animal and Environmental Research*, v. 5, n. 1, p. 758-781, 2022.

RUHOFF, Anderson Luis et al. Impacto da expansão da atividade de mineração na qualidade da água em uma sub-bacia com disponibilidade hídrica crítica. *Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos (23.: Foz do Iguaçu, 2019)*. Anais [recurso eletrônico]. Porto Alegre: ABRH, 2019, 2019.

SANCHES, ELDRITCH. *Macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores de qualidade da água no Rio Bauru*. 2021.

SANTOS, L. D.; BRANDÃO, PRG. Aspectos microestruturais finos de minérios de ferro: estudo visando detectar fases portadoras de alumínio. II Simpósio Brasileiro de Minério de Ferro: Caracterização, Beneficiamento e Aglomeração, v. 17, p. 427-442, 1999.

SEPE, Josiê; SALVADOR, Nemésio Neves Batista. Impactos da Mineração e conflitos pelo uso da água com as Atividades Agrícolas de pequeno porte. VIII Simpósio Reforma agrária e Questões Rurais, 2018.

SILVA, Petronildo Bezerra da et al. Aspectos físico-químicos e biológicos relacionados à ocorrência de *Biomphalaria glabrata* em focos litorâneos da esquistossomose em Pernambuco. Química Nova, v. 29, p. 901-906, 2006.

SILVA, Roberta Pereira da. Remoção de metais pesados em efluentes sintéticos utilizando vermiculita como adsorvente. 2010.

SILVA, Kelves Willames dos Santos; EVERTON, Nafitalino dos Santos; MELO, Mauro André Damasceno de. Aplicação dos índices biológicos Biological Monitoring Working Party e Average Score per Taxon para avaliar a qualidade de água do rio Ouricuri no Município de Capanema, Estado do Pará, Brasil. Revista Pan-Amazônica de Saúde, v. 7, n. 3, p. 13-22, 2016.

SEMAGRO. Secretaria de Meio Ambiente, Desenvolvimento Econômico, Produção e Agricultura Familiar. Cadeia Produtiva Minerária. RELATÓRIO DA MINERAÇÃO EM MATO GROSSO DO SUL - CFEM. 2022.

SILVA, Jonas Guedes Borges da. Aplicação da Análise de componentes Principais (PCA) no diagnóstico de defeitos de rolamentos através da assinatura elétrica de motores de indução. 2008.

SILVA, Rodolfo Mariano Lopes. Ordem Ephemeroptera (Arthropoda: Insecta). 2007.

SILVA, Angela Maria da et al. Diatomáceas perifíticas em um sistema eutrófico brasileiro (Reservatório do Iraí, estado do Paraná). Acta Botanica Brasilica, v. 24, p. 997-1016, 2010.

SILVA, R. M. L. Ordem Ephemeroptera (Arthropoda: Insecta). In: Guia on-line: Identificação de larvas de insetos aquáticos do Estado de São Paulo. FROEHLICH, C.G. (org.). 2008

SILVEIRA, M. P.; DE QUEIROZ, J. F. Uso de coletores com substrato artificial para monitoramento biológico de qualidade de água. Embrapa Meio Ambiente-Comunicado Técnico (INFOTECA-E), 2006.

SILVEIRA, M. P. Aplicação do biomonitoramento para avaliação da qualidade da água em rios. Embrapa Meio Ambiente. 2016.

SILVEIRA, M. P.; QUEIROZ, J. F.; BOEIRA, R.C. Protocolo de Coleta e Preparação de Amostras de Macroinvertebrados Bentônicos em Riachos. Comunicado Técnico. n. 19. Embrapa Meio Ambiente, 2004.

SILVEIRA, Mariana Pinheiro. Aplicação do biomonitoramento para avaliação da qualidade da água em rios. 2004.

SCOTTO, G. Estados nacionais, conflitos ambientais e mineração na América Latina. 4o Seminário de Pesquisa do Instituto de Ciências da Sociedade e Desenvolvimento Regional, da Universidade Federal Fluminense. UFF, Rio de Janeiro, 2011.

SOUZA, Luiz Onofre Irineu; COSTA, Janira Martins; OLDRINI, Bárbara Botelho. Ordem Odonata Fabricius, 1793 (Arthropoda: Insecta). 2007.

STRIXINO, G.; STRIXINO, S. T. Insetos aquáticos: guia de identificação. São Carlos: Universidade Federal de São Carlos. 21p, 1982.

SUN, Zehang et al. Poluição por metais pesados causada por atividades de mineração de minério de metal em pequena escala: um estudo de caso de uma mina polimetálica no sul da China. *Ciência do Meio Ambiente Total*, v. 639, p. 217-227, 2018.

THAKUR, N., Mehrotra, D., Bansal, A., and Bala, M. (2019). Analysis and Implementation of the Bray–Curtis Distance-Based Similarity Measure for Retrieving Information from the Medical Repository: Proceedings of ICICC 2018, Volume 2, pages 117–125.

TEMPLETON, Douglas M. et al. Guidelines for terms related to chemical speciation and fractionation of elements. Definitions, structural aspects, and methodological approaches (IUPAC Recommendations 2000). *Pure and applied chemistry*, v. 72, n. 8, p. 1453-1470, 2000.

TRINDADE, Ana Laura Cerqueira et al. Tendências temporais e espaciais da qualidade das águas superficiais da sub-bacia do Rio das Velhas, estado de Minas Gerais. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 22, p. 13-24, 2016.

TUNDISI, José Galizia. Novas perspectivas para a gestão de recursos hídricos. *Revista USP*, n. 70, p. 24-35, 2006.

TUNDISI, José Galizia. Recursos hídricos no futuro: problemas e soluções. *Estudos avançados*, v. 22, p. 7-16, 2008.

URAMOTO, K.; WALDER, J. M. M.; ZUCCHI, R. A. Análise quantitativa e distribuição de populações de espécies de *Anastrepha* (Diptera: Tephritidae) no campus Luiz de Queiroz, Piracicaba, São Paulo. *Neotropical Entomology*, v. 34, n.1, p. 033-039, 2005.

VALLE, Cyro Eyer. Qualidade Ambiental-ISO 14.000. Senac, 2002.

VANNOTE, Robin L. et al. The river continuum concept. *Canadian journal of fisheries and aquatic sciences*, v. 37, n. 1, p. 130-137, 1980.

VAREDA, João P.; VALENTE, Artur JM; DURÃES, Luísa. Avaliação da poluição por metais pesados de atividades antropogênicas e estratégias de remediação: uma revisão. *Jornal de gestão ambiental*, v. 246, p. 101-118, 2019.

VECHIA, JF DELLA et al. Macrophyte bioassay applications for monitoring pesticides in the aquatic environment. *Planta Daninha*, v. 34, p. 597-603, 2016.

VERMA, Rashmi; DWIVEDI, Pratima. Poluição da água por metais pesados - Um estudo de caso. *Pesquisas Recentes em Ciência e Tecnologia*, v. 5, n. 5 de 2013.

VON SPERLING, Marcos. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. Editora UFMG, 1996.

WALLACE, J. Bruce; WEBSTER, Jackson R. O papel dos macroinvertebrados na função do ecossistema de riachos. *Revisão anual de entomologia*, v. 41, n. 1, pág. 115-139, 1996.

WIGGINS, Glenn B. Larvae of the North American caddisfly genera (Trichoptera). University of Toronto Press, 1996.

WRIGHT, Ian A.; RYAN, Michelle M. Impacto da mineração e poluição industrial em macroinvertebrados de riachos: importância da resolução taxonômica, geoquímica da água e índices EPT para detecção de impactos. *Hidrobiologia* v. 772, n. 1, pág. 103-115, 2016.

## ANEXO I

Tabela 11. Composição das comunidades de macroinvertebrados associados ao Córrego Piraputangas-MS nos períodos de setembro/22 (C1), novembro/22 (C2) e outubro/23 (C3), nos cinco pontos de amostragem.

<i>Táxons</i>	Ponto 01			Total P01	Ponto 02			Total P02	Ponto 03			Total P03	Ponto 04			Total P04	Ponto 05			Total P05
	C1	C2	C3		C1	C2	C3		C1	C2	C3		C1	C2	C3		C1	C2	C3	
<b>ARTHROPODA</b>																				
<b>Insecta</b>																				
<b>Diptera</b>																				
Chironomidae	1	41	3	<b>45</b>	11	1	2	<b>14</b>	2	5	<b>7</b>	16	8	4	<b>28</b>	4	26	3	<b>33</b>	
Tipulidae			1	<b>1</b>			2	<b>2</b>	2		<b>2</b>									
Ceratopogonidae	1			<b>1</b>												6			<b>6</b>	
Simuliidae							22	<b>22</b>	4		<b>4</b>									
Culicidae													1		<b>1</b>					
<b>Tichoptera</b>																				
Odontoceridae			2	<b>2</b>					1		<b>1</b>			2	<b>2</b>					
Trichoptera			3	<b>3</b>	6		2	<b>8</b>	18	3	<b>21</b>	2	1		<b>3</b>			1	<b>1</b>	
Hydropsychidae			27	<b>27</b>		9	66	<b>75</b>		7	<b>7</b>						1	2	<b>3</b>	
Helicopsychidae			1	<b>1</b>	3	4	3	<b>10</b>		3	<b>3</b>							1	<b>1</b>	
Glossosomatidae						1		<b>1</b>												
Polycentropodidae					4			<b>4</b>												
Hydroptilidae			1	<b>1</b>			2	<b>2</b>												
<b>Odonata</b>																				

Libellulidae						1	<b>1</b>			1	<b>1</b>												
Gomphidae	3	2					<b>5</b>			8	<b>8</b>	5	1	1				<b>7</b>					
Lestidae										1	<b>1</b>												
Coenagrionidae						1	<b>1</b>						1					<b>1</b>					
<b>Hemiptera</b>																							
Notonectidae						1	<b>1</b>																
Naucoridae						1	<b>1</b>	1	1		<b>2</b>												
Gerridae										2	<b>2</b>												
<b>Ephemeroptera</b>																							
Leptophlebiidae						3	<b>3</b>	4	7	<b>11</b>	1							<b>1</b>					
Ephemeroptera						1	<b>1</b>			3	<b>3</b>				2		<b>2</b>	9	<b>9</b>				
Baetidae								30	13	1	<b>44</b>	8	2		<b>10</b>	1	1	<b>2</b>	20	9	<b>29</b>		
Tricorythidae								1			<b>1</b>								1	3	<b>4</b>		
<b>Coleoptera</b>																							
Dytiscidae															2			<b>2</b>					
Dryopidae								16		2	<b>18</b>				2			<b>2</b>					
Coleoptera																					2	<b>2</b>	
Elmidae						5	<b>5</b>	98	15	30	<b>143</b>	16	14	1	<b>31</b>	13		<b>13</b>	15	9	2	<b>26</b>	
<b>Lepidoptera</b>																							
Pyralidae						2	<b>2</b>			4	2	<b>6</b>	2	3				<b>5</b>			2	<b>2</b>	
<b>Chelicerata</b>																							
<b>Araneae</b>																					1	<b>1</b>	
<b>ANNELIDA</b>																							
<b>Hirudínea</b>	1	1					<b>2</b>								1	1		<b>2</b>		3		<b>3</b>	
<b>Oligochaeta</b>	26	70					<b>96</b>	3	2	3	<b>8</b>		4	21	<b>25</b>	6	15	3	<b>24</b>	15	1	8	<b>24</b>

**MOLLUSCA**

<b>Bivalvia</b>																				
Sphaeriidae	1			<b>1</b>											4		<b>4</b>			
<b>Gastropoda</b>																				
Planorbidae		1		<b>1</b>						12	<b>12</b>	5		2			<b>7</b>			
Caenogastropoda														1			<b>1</b>			
Gastropoda														2			<b>2</b>		1	<b>1</b>
<b>Basommatophora</b>																				
Ancylidae															2		<b>2</b>			
<b>Total de individuos</b>	33	115	51	<b>199</b>	172	54	151	<b>377</b>	52	40	49	<b>141</b>	51	36	19	<b>106</b>	51	63	30	<b>144</b>

## ANEXO II

Tabela 12. Famílias, valores de BMWP e grupos funcionais de Macroinvertebrados bentônicos no ponto 01 no Córrego Piraputangas, nos períodos de setembro e novembro de 2022 e outubro de 2023.

Grupos taxonômicos	BMWP	set/22	nov/22	out/23	%	Grupo Funcional
		P01				
<b>ARTHROPODA</b>						
<b>Insecta</b>						
<b>Diptera</b>						
Chironomidae	2	+	+	+	100%	Generalista
Tipulidae	3	-	-	+	33%	Predador
Ceratopogonidae	3	+	-	-	33%	Generalista
Simuliidae	5	-	-	-	-	Coletor Filtrador
Culicidae	3	-	-	-	-	Coletor-filtrador
<b>Tichoptera</b>						
Odontoceridae	10	-	-	+	33%	Raspador
Hydropsychidae	5	-	-	+	33%	Coletor-filtrador
Polycentropodidae	7	-	-	-	-	Coletor Filtrador
Hydroptilidae	6	-	-	+	33%	Raspador
<b>Odonata</b>						
Libellulidae	5	-	-	-	-	Predador-engolidor
Gomphidae	5	+	+	-	66,66%	Predador
Coenagrionidae	6	-	-	+	33%	Predador
<b>Hemíptera</b>						
Naucoridae	5	-	-	+	33%	Predador
<b>Ephemeroptera</b>						
Leptophlebiidae	8	-	-	+	33%	Coletor Catador
Baetidae	4	-	-	-	-	Coletor Catador
<b>Coleoptera</b>						
Dytiscidae	5	-	-	-	-	Predador
Elmidae	4	-	-	+	33%	Raspador
<b>Lepidoptera</b>						
Pyralidae	10	-	-	+	33%	Fragmentador
<b>ANNELIDA</b>						
Oligochaeta	1	+	+	-	66,66%	Filtrador
<b>MOLLUSCA</b>						
<b>Bivalvia</b>						
Sphaeriidae	3	+	-	-	33%	Coletor Filtrador
<b>Gastropoda</b>						
Planorbidae	3	-	+	-	33%	Raspador
<b>Basommatophora</b>						
Ancylidae	6	-	-	-	-	Raspador
<b>TOTAL BMWP'</b>	<b>109</b>	<b>14</b>	<b>11</b>	<b>59</b>		
ASPT		2,8	2,75	5,9		

Tabela 13. Famílias, valores de BMWP e grupos funcionais de Macroinvertebrados entônicos no ponto 02 no Córrego Piraputangas, nos períodos de setembro e novembro de 2022 e outubro de 2023.

Grupos taxonômicos	BMWP	set/22	nov/22	out/23	%	Grupo Funcional
		P02				
<b>ARTHROPODA</b>						
<b>Insecta</b>						
<b>Diptera</b>						
Chironomidae	2	+	+	+	100%	Generalista
Tipulidae	3	-	-	+	33%	Predador
Ceratopogonidae	3	-	-	-	-	Generalista
Simuliidae	5	-	-	+	33%	Coletor Filtrador
Culicidae	3	-	-	-	-	Coletor-filtrador
<b>Tichoptera</b>						
Odontoceridae	10	-	-	-	-	Raspador
Hydropsychidae	5	-	+	+	66,66%	Coletor-filtrador
Polycentropodidae	7	+	-	-	33%	Coletor Filtrador
Hydroptilidae	6	-	-	+	33%	Raspador
<b>Odonata</b>						
Libellulidae	5	-	-	+	33%	Predador-engolidor
Gomphidae	5	-	-	-	-	Predador
Coenagrionidae	6	-	-	+	33%	Predador
<b>Hemiptera</b>						
Naucoridae	5	+	-	+	66,66%	Predador
<b>Ephemeroptera</b>						
Leptophlebiidae	8	-	+	+	66,66%	Coletor Catador
Baetidae	4	+	+	+	100%	Coletor Catador
<b>Coleoptera</b>						
Dytiscidae	5	-	-	-	-	Predador
Elmidae	4	+	+	+	100%	Raspador
<b>Lepidoptera</b>						
Pyralidae	10	-	+	+	66,66%	Fragmentador
<b>ANNELIDA</b>						
Oligochaeta	1	+	+	+	100%	Filtrador
<b>MOLLUSCA</b>						
<b>Bivalvia</b>						
Sphaeriidae	3	-	-	-	-	Coletor Filtrador
<b>Gastropoda</b>						
Planorbidae	3	-	-	-	-	Raspador
<b>Basommatophora</b>						
Ancylidae	6	-	-	-	-	Raspador
<b>TOTAL BMWP'</b>	109	26	34	64		
ASPT		4,333333333	4,8571429	4,923077		

Tabela 14. Famílias, valores de BMWP e grupos funcionais de Macroinvertebrados bentônicos no ponto 03 no Córrego Piraputangas, nos períodos de setembro e novembro de 2022 e outubro de 2023.

Grupos taxonômicos	BMWP	set/22	nov/22	out/23	%	Grupo Funcional
		P03				
<b>ARTHROPODA</b>						
<b>Insecta</b>						
<b>Diptera</b>						
Chironomidae	2	+	-	+	66,66%	Generalista
Tipulidae	3	+	-	-	33%	Predador
Ceratopogonidae	3	-	-	-	-	Generalista
Simuliidae	5	+	-	-	33%	Coletor Filtrador
Culicidae	3	-	-	-	-	Coletor-filtrador
<b>Tichoptera</b>						
Odontoceridae	10	-	+	-	33%	Raspador
Hydropsychidae	5	-	+	-	33%	Coletor-filtrador
Polycentropodidae	7	-	-	-	-	Coletor Filtrador
Hydroptilidae	6	-	-	-	-	Raspador
<b>Odonata</b>						
Libellulidae	8	-	-	+	33%	Predador-engolidor
Gomphidae	8	-	-	+	33%	Predador
Coenagrionidae	6	-	-	-	-	Predador
<b>Hemiptera</b>						
Naucoridae	5	-	-	-	-	Predador
<b>Ephemeroptera</b>						
Leptophlebiidae	10	-	+	-	33%	Coletor Catador
Baetidae	4	+	+	-	66,66%	Coletor Catador
<b>Coleoptera</b>						
Dytiscidae	5	-	-	-	-	Predador
Elmidae	5	+	+	+	100%	Raspador
<b>Lepidoptera</b>						
Pyralidae	7	+	+	-	66,66%	Fragmentador
<b>ANNELIDA</b>						
<b>Oligochaeta</b>	1	-	+	+	66,66%	Filtrador
<b>MOLLUSCA</b>						
<b>Bivalvia</b>						
Sphaeriidae	3	-	-	-	-	Coletor Filtrador
<b>Gastropoda</b>						
Planorbidae	3	-	-	+	33%	Raspador
<b>Basommatophora</b>						
Ancylidae	6	-	-	-	-	Raspador
<b>TOTAL BMWP'</b>		26	45	27		
ASPT		4,333333	6,428571	4,5		

Tabela 15. Famílias, valores de BMWP e grupos funcionais de Macroinvertebrados bentônicos no ponto 04 no Córrego Piraputangas, nos períodos de setembro e novembro de 2022 e outubro de 2023.

Grupos taxonômicos	BMWP	set/22	nov/22	out/23	%	Grupo Funcional
		P04				
<b>ARTHROPODA</b>						
<b>Insecta</b>						
<b>Diptera</b>						
Chironomidae	2	+	+	+	100,00%	Generalista
Tipulidae	3	-	-	-	-	Predador
Ceratopogonidae	3	-	-	-	-	Generalista
Simuliidae	5	-	-	-	-	Coletor Filtrador
Culicidae	3	-	+	-	33%	Coletor-filtrador
<b>Tichoptera</b>						
Odontoceridae	10	-	-	+	33%	Raspador
Hydropsychidae	5	-	-	-	-	Coletor-filtrador
Polycentropodidae	7	-	-	-	-	Coletor Filtrador
Hydroptilidae	6	-	-	-	-	Raspador
<b>Odonata</b>						
Libellulidae	8	-	-	-	-	Predador-engolidor
Gomphidae	8	+	+	+	100%	Predador
Coenagrionidae	6	+	-	-	33%	Predador
<b>Hemíptera</b>						
Naucoridae	5	-	-	-	-	Predador
<b>Ephemeroptera</b>						
Leptophlebiidae	10	-	-	-	-	Coletor Catador
Baetidae	4	-	+	+	66,66%	Coletor Catador
<b>Coleoptera</b>						
Dytiscidae	5	+	-	-	33%	Predador
Elmidae	5	+	-	-	33%	Raspador
<b>Lepidoptera</b>						
Pyralidae	7	-	-	-	-	Fragmentador
<b>ANNELIDA</b>						
<b>Oligochaeta</b>	1	+	+	+	100,00%	Filtrador
<b>MOLLUSCA</b>						
<b>Bivalvia</b>						
Sphaeriidae	3	-	+	-	33%	Coletor Filtrador
<b>Gastropoda</b>						
Planorbidae	3	+	-	+	66,66%	Raspador
<b>Basommatophora</b>						
Ancylidae	6	-	-	+	33%	Raspador
<b>TOTAL BMWP'</b>		30	21	34		
ASPT		4,285714	4,2	4,857143		

Tabela 16. Famílias, valores de BMWP e grupos funcionais de Macroinvertebrados bentônicos no ponto 05 no Córrego Piraputangas, nos períodos de setembro e novembro de 2022 e outubro de 2023.

Grupos taxonômicos	BMWP	set/22	nov/22	out/23	%	Grupo Funcional
		P05				
<b>ARTHROPODA</b>						
<b>Insecta</b>						
<b>Diptera</b>						
Chironomidae	2	+	+	+	100,00%	Generalista
Tipulidae	3	-	-	-	-	Predador
Ceratopogonidae	3	+	-	-	33%	Generalista
Simuliidae	5	-	-	-	-	Coletor Filtrador
Culicidae	3	-	-	-	-	Coletor-filtrador
<b>Tichoptera</b>						
Odontoceridae	10	-	-	-	-	Raspador
Hydropsychidae	5	-	+	+	66,66%	Coletor-filtrador
Polycentropodidae	7	-	-	-	-	Coletor Filtrador
Hydroptilidae	6	-	-	-	-	Raspador
<b>Odonata</b>						
Libellulidae	8	-	-	-	-	Predador-engolidor
Gomphidae	8	-	-	-	-	Predador
Coenagrionidae	6	-	-	-	-	Predador
<b>Hemiptera</b>						
Naucoridae	5	-	-	-	-	Predador
<b>Ephemeroptera</b>						
Leptophlebiidae	10	-	-	-	-	Coletor Catador
Baetidae	4	-	+	+	66,66%	Coletor Catador
<b>Coleoptera</b>						
Dytiscidae	5	-	-	-	-	Predador
Elmidae	5	+	+	+	100%	Raspador
<b>Lepidoptera</b>						
Pyralidae	7	-	+	-	33%	Fragmentador
<b>ANNELIDA</b>						
<b>Oligochaeta</b>	1	+	+	+	100,00%	Filtrador
<b>MOLLUSCA</b>						
<b>Bivalvia</b>						
Sphaeriidae	3	-	-	-	-	Coletor Filtrador
<b>Gastropoda</b>						
Planorbidae	3	-	-	-	-	Raspador
<b>Basommatophora</b>						
Ancylidae	6	-	-	-	-	Raspador
<b>TOTAL BMWP'</b>		6	24	17		
ASPT		1,5	4	3,4		



### ANEXO III

Tabela 17. Resultados dos parâmetros físico-químicos nas amostragens realizadas no Córrego Piraputangas, MS, as concentrações e valores fora do limite estabelecido da Resolução do CONAMA 357/2005 para rios classe 2 estão marcados em vermelho.

PARÂMETROS FÍSICO – QUÍMICOS	UNIDADE	Resultados															CONAMA 357/2005
		P01			P02			P03			P04			P05			CLASSE II
		set/22	nov/22	out/23	set/22	nov/22	out/23	set/22	nov/22	out/23	set/22	nov/22	out/23	set/22	nov/22	out/23	
Condutividade Elétrica	µS/ cm	0,007	0,007	5,2	0,006	0,007	5,2	0,044	0,04	37,3	0,05	0,057	49,8	0,013	0,016	14,4	---
Alumínio	mg/L Al	0,1	0,042	0,0	0,086	0,051	0,017	2,24	0,944	0,348	0,264	0,287	0,184	0,317	0,165	0,083	0,1
Cádmio	mg/L Cd	0,003	0,001	0,004	0,005	0	0,002	0,002	0,002	0,003	0,001	0,002	0,003	0,002	0	0,003	0,001
Ferro Dissolvido	mg/L Fe	0	0,039	0	0,281	0,13	0,351	6,556	4,247	4,808	1,278	1,152	1,183	1,154	0,582	0,636	0,3
Manganês	mg/L Mn	0	0	0	0	0	0	0,024	0	0,009	0,077	0	0,102	0	0	0,002	0,1
Fósforo Total	mg/L P	0,18	0,13	0,16	0,14	0,15	0,23	0,17	0,14	0,18	0,13	0,12	0,18	0,15	0,14	0,22	0,1
Nitrogênio Total	mg/L N	0,4	1,6	0,72	0	2	0,54	0,3	2	0,61	0	2,2	0,75	0	3	0,65	---
Oxigênio Dissolvido	mg/L O <sub>2</sub>	3,7	4	3,85	4	3,9	3,7	6	3,3	3,5	2,2	2,4	1,75	3,9	3,4	2,75	≥ 5
pH	---	5,8	5,3	7,26	6,06	5,3	7,05	6,95	6,6	6,85	5,18	6	6,81	5,82	5,7	7,3	6,0 a 9,0
Sólidos Totais Dissolvidos	mg/L	5	5	-	5	5	4	28	26	-	32	37	-	8	11	-	500
Sólidos Suspensos Totais	mg/L	2,0	8,0	8,3	1,8	6	10	126,3	36,5	12,3	5,6	14,4	19,66	11,7	10,1	19	---
Turbidez	UNT	20	0	0,5	0,7	0	0,9	702	2,72	57	4,7	17,5	18,3	15,1	9	17,6	≤ 100
Dureza	mg/L	2,55	2	0,65	2,9	1,5	0,65	2,7	2,4	1,45	1,8	2,5	1,7	1,05	1,5	0,95	---
Alcalinidade	mg/L CaCO <sub>3</sub>	0,8	0,6	0,25	0,6	0,6	0,5	2,3	1,7	2,72	2,4	2,2	2,05	1,1	0,85	0,6	---