

Universidade Federal do Triângulo Mineiro
Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental

Geisla Giovana Silva e Oliveira

**USO DE MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS COMO
BIOINDICADORES DE QUALIDADE DA ÁGUA DO CÓRREGO
ALEGRIA, UBERABA-MG**

Uberaba

2019

Geisla Giovana Silva e Oliveira

USO DE MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS COMO BIOINDICADORES DE
QUALIDADE DA ÁGUA DO CÓRREGO ALEGRIA, UBERABA-MG

Dissertação de mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental, da Universidade Federal do Triângulo Mineiro, como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Ciência e Tecnologia Ambiental.

Orientadora: Profa. Dra. Ana Carolina Borella Marfil Anhê

Uberaba

2019

**Catálogo na fonte: Biblioteca da Universidade Federal do
Triângulo Mineiro**

O47u Oliveira, Geisla Giovana Silva e
 Uso de macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores de qualidade
da água do córrego Alegria, Uberaba-MG / Geisla Giovana Silva e
Oliveira. -- 2019.
 48 f. : il., tab.

Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental) --
Universidade Federal do Triângulo Mineiro, Uberaba, MG, 2019
Orientadora: Profa. Dra. Ana Carolina Borella Marfil Anê

1. Água - Qualidade. 2. Água – Análise. 3. Indicadores biológicos. 4. Rios.
5. Impacto ambiental. I. Anê, Ana Carolina Borella Marfil. II. Universidade
Federal do Triângulo Mineiro. III. Título.

CDU 628.161.1:543.3

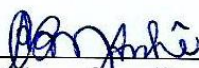
GEISLA GIOVANA SILVA E OLIVEIRA

USO DE MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS COMO BIOINDICADORES DE
QUALIDADE DA ÁGUA DO CÓRREGO ALEGRIA, UBERABA-MG

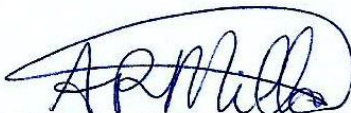
Dissertação apresentada à Universidade Federal do Triângulo Mineiro, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental, para obtenção do título de mestre.

Aprovada em 13 de setembro de 2019

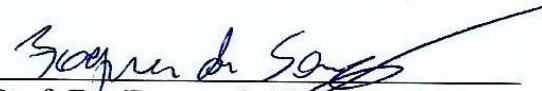
Banca Examinadora:



Prof. Dra. Ana Carolina Borella Marfil Anhô
Orientadora – UFTM



Prof. Dra. Ana Paula Milla dos Santos Senhuk
Membro Titular – UFTM



Prof. Dr. Fagner de Souza
Membro Titular

Dedico esta dissertação aos meus pais, Gilma, Gilberto e ao meu companheiro Carlos. Dedico, também, a minha orientadora Profa. Dra. Ana Carolina e a minha amiga de mestrado Paloma, pois sem o apoio e empatia esse trabalho não seria possível.

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente à luz da ciência e ao conhecimento que nos liberta de qualquer instituição religiosa projetada apenas para a alienação do homem.

Agradeço à minha família Gilma, Gilberto, Glenda e Gelli por sempre me apoiarem na minha jornada acadêmica.

Ao meu noivo Carlos por compartilhar suas experiências e ajuda.

A minha amiga Paloma Cristina Pimenta por sempre disponibilizar tempo ao me acompanhar nas coletas e triagens.

À técnica do laboratório Vanessa pelo profissionalismo e sempre estar à disposição para me auxiliar em técnicas para o enriquecimento desse trabalho.

Aos técnicos do laboratório de mecânica de solos Cássia e Adler pela disponibilidade para me auxiliar nos ensaios de sedimentação e matéria orgânica.

Ao professor Afonso Pelli por disponibilizar seu laboratório e contribuir com esse trabalho ao participar da banca de qualificação. A professora Michele Cristina Rufino Barbosa pelo auxílio na análise de sedimentos.

A Profa. Dra. Ana Carolina Borella Marfil Anhô pelos ensinamentos e paciência. Obrigada por me oferecer a oportunidade de trabalhar com você e contribuir com minha vida profissional.

Aos membros da banca Profa. Dra. Ana Paula Milla e Prof. Dr. Fagner de Souza pela disponibilidade, compreensão e contribuições.

À Capes pelo apoio financeiro à pesquisa.

Enfim, agradeço a todos que direta e indiretamente contribuíram para a conclusão deste trabalho.

“Quando uma mulher de luta morre, todas nós
morremos um pouco com ela.”

Marielle Franco, presente!

RESUMO

Os recursos hídricos são fontes essenciais para o desenvolvimento da civilização. Apesar da sua importância, eles vêm sendo contaminados por efluentes e descartes acidentais de compostos químicos. Em 2003, houve o derramamento de 700m³ de álcoois e cloreto de potássio no Córrego Alegria devido a um acidente ferroviário que causou um incêndio na área. Devido à contaminação do corpo hídrico e a alteração do entorno, criou-se a hipótese de que mesmo após 16 anos do acidente essa área continuará impactada. Desta forma, o presente trabalho tem como objetivo o uso de macroinvertebrados bentônicos e análises físico-químicas para o monitoramento da qualidade da água do córrego Alegria, além da aplicação de um Protocolo de Avaliação Rápida (PAR). Foram amostrados quatro pontos em relação ao local do acidente: P1 e P2 (a montante), P3 (no local) e P4 (a jusante). Foi calculada a abundância de indivíduos, riqueza de táxons, riqueza de EPT, % de EPT, EPT/Chironomidae, dominância, diversidade de Simpson, equitabilidade e BMWP. Os pontos P1 e P2 apresentaram, *in loco*, processos de assoreamento e baixa densidade de mata ciliar, conseqüentemente, foram classificados pelo PAR como impactados. Os metais de Fe, Cd e Zn e Al no P1 ocorreram em elevada concentração de acordo com a CONAMA 357/05. Tais pontos, apresentaram maior valor de condutividade elétrica, turbidez e menor OD. Assim, foi amostrado baixa abundância e riqueza de táxons (11 e 9), baixo índices de EPT e qualidade satisfatória pelo BMWP. Em contrapartida, os pontos P3 e P4 apresentaram *in loco* mata ciliar mais densa, poucos pontos com assoreamento e água cristalina sendo classificados como natural pelo PAR. Os metais com elevada concentração de acordo com a CONAMA 357/05 foram Fe, Cd e Zn e Al no P3 e Zn e Al no P4. Mesmo assim, esses pontos apresentaram maior abundância e riqueza de táxons (25 e 26), EPT, %EPT e com qualidade excelente de acordo com o BMWP. Dessa forma, inferimos que esses pontos apresentaram maior qualidade ambiental devido ao seu isolamento por 10 anos.

Palavras-chave: avaliação ambiental; cerrado; riachos; biomonitoramento; mata ripária; resiliência.

ABSTRACT

Water resources are essential sources for the development of civilization. Despite its importance, it has been contaminated by effluents and accidental discharges of chemical compounds. In 2003, 700 m³ of alcohol and potassium chloride were spilled into the Alegria Stream due to a rail accident that caused a fire in the area. Due to the contamination of the water body and the alteration of the surroundings, a hypothesis is raised that even after 16 years of the accident this area will still be impacted. Thus, the present work aims to use benthic macroinvertebrates and physico-chemical analyzes to monitor the water quality of Alegria stream, in addition will be applied a Rapid Assessment Protocol. Four points were sampled in relation to the crash site: P1 and P2 (upstream), P3 (on-site) and P4 (downstream). The abundance of individuals, richness of taxa, richness of EPT, %, EPT/Chironomidae, dominance, Simpson diversity, equitability and BMWP were calculated. The points P1 and P2 presented, in loco, sedimentation process and low density of riparian vegetation, consequently were classified as impacted by Rapid Assessment Protocol. The metals Fe, Cd and Zn and Al in P1 occurred in high concentration according to CONAMA 357/05. Those points presented higher values of electrical conductivity, turbidity and lower DO. Thus, were sampled low abundance and richness of taxa (11 and 9), low EPT indices and satisfactory quality the BMWP. On the other hand, points P3 and P4 presented in loco denser riparian vegetation, few points with sedimentation process and crystalline water being classified as natural by Rapid Assessment Protocol. The metals with high concentration according to CONAMA 357/05 were Fe, Cd, Zn, Al in P3 and Zn, Al in P4. Even so, these points presented higher abundance and richness of taxa (25 and 26), EPT, %EPT and with excellent quality according to the BMWP. Thus, we infer that these points presented higher environmental quality due its isolation for 10 years.

Keywords: environmental assessment, cerrado, streams, biomonitoring, riparian vegetation, resilience.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

- Figura 1. Localização da Microbacia do córrego Alegria no Município de Uberaba-MG, destacando-se a região dos pontos amostrado, local de derramamento de produtos químicos no solo e água devido ao acidente ferroviário.25
- Figura 2. Pontos amostrados no córrego Alegria. a, b - observa-se a água com coloração turva
c, d – observa-se a água mais cristalina.31

LISTA DE TABELAS

- Tabela 1. Localização georreferenciada dos pontos amostrados.25
- Tabela 2. Classificação da qualidade da água segundo o BMWP.29
- Tabela 3. Resultados da aplicação do Protocolo de Avaliação Rápida no córrego Alegria indicando o grau de preservação ecológica dos pontos amostrados no córrego Alegria.32
- Tabela 4. Resultados da análise granulométrica e matéria orgânica do sedimento dos pontos amostrados.33
- Tabela 5. Análise de metais presentes na água superficial dos pontos estudados. Concentrações encontradas acima do preconizado na Resolução CONAMA 357/05 para cada metal analisado apresentam-se com um asterisco (*).34
- Tabela 6. Concentração de metais nos sedimentos, expressa em PPM (mg.Kg^{-1} de sedimento seco).36
- Tabela 7. Resultados das análises físico-químicas nos pontos amostrados.37
- Tabela 8. Comunidade de macroinvertebrados bentônicos amostrados em outubro de 2018 no córrego Alegria.39
- Tabela 9. Métricas aplicadas para a comunidade de macroinvertebrados bentônicos do Córrego Alegria.40

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ANA – Agência Nacional das Águas

APP – Área de Proteção Permanente

BMWP - Biological Monitoring Working Party

CONAMA – Conselho Nacional de Meio Ambiente

EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária

CETESB – Companhia Ambiental do Estado de São Paulo

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

ICTE – Instituto de Ciências Tecnológicas e Exatas

MG – Minas Gerais

MO – Matéria Orgânica

NBR – Norma Brasileira Regulamentadora

OD – Oxigênio Dissolvido

PAR – Protocolo de Avaliação Rápida

pH – Potencial Hidrogeniônico

UFTM – Universidade Federal do Triângulo Mineiro

PPGCTA - Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental.

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	12
2	OBJETIVOS	14
2.1	OBJETIVO GERAL	14
2.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS	14
3	FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	15
3.1	RECURSOS HÍDRICOS E CONSERVAÇÃO	15
3.2	MONITORAMENTO DA QUALIDADE DA ÁGUA	16
3.3	PROTOCOLO DE AVALIAÇÃO RÁPIDA	16
3.4	ANÁLISE DE SEDIMENTO	17
3.5	ANÁLISES FÍSICO-QUÍMICAS	17
3.5.1	Oxigênio dissolvido	18
3.5.2	Temperatura	18
3.5.3	Potencial Hidrogeniônico	19
3.5.4	Condutividade elétrica	19
3.5.5	Turbidez	20
3.6	METAIS	20
3.7	BIOMONITORAMENTO AQUÁTICO	21
3.6.1	Macroinvertebrados bentônicos	22
4	METODOLOGIA	24
4.1	ÁREA DE ESTUDO	24
4.2	PONTOS DE AMOSTRAGEM	25
4.3	APLICAÇÃO DO PROTOCOLO DE AVALIAÇÃO RÁPIDA	26
4.4	ANÁLISE DO SEDIMENTO	26
4.5	ANÁLISE DE METAIS	26
4.6	ANÁLISE FÍSICO-QUÍMICA	27
4.7	MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS	27
4.7.1	Cálculos e Métricas para os Macroinvertebrados Bentônicos	28

5 RESULTADO E DISCUSSÃO31

5.1 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO31

5.2PROTOCOLO DE AVALIAÇÃO RÁPIDA31

5.3ANÁLISE DO SEDIMENTO33

5.4ANÁLISE DE METAIS33

5.5ANÁLISE FÍSICO-QUÍMICA37

5.6ANÁLISE DOS MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS38

5.7CÁLCULOS E MÉTRICAS PARA OS MACROINVERTEBRADOS
BENTÔNICOS40

6 CONCLUSÃO44

7 REFERÊNCIAS45

1 INTRODUÇÃO

As Unidades de Conservação (UC) são regiões do território que devido a seus atributos biológicos, morfológicos e sociais devem ser conservadas. Assim, ressalta-se a importância da implantação de planos de manejo adequados para cada região em busca da proteção e conservação da biodiversidade (ARTAZA-BARRIOS; SCHIAVETTI, 2007). As áreas de proteção ambiental (APAs) são intrigantes pois seu plano de manejo deve ser condizente com sua ocupação do solo.

Ao longo da história da civilização, os recursos hídricos são fontes essenciais para o desenvolvimento de diversas cidades, favorecendo a criação de indústrias e a comercialização de produtos. Conseqüentemente, o corpo hídrico recebe considerável descarte, intencional ou acidental, de resíduos que podem causar a contaminação de ecossistemas aquáticos, prejudicando a fauna e flora (CARDOSO et al., 2014).

O monitoramento ambiental dos recursos hídricos é importante para a manutenção da qualidade da água para consumo e da biodiversidade (MESCHEDE et al., 2018). De acordo com Bhadrecha, Khatri e Tyagi (2016), os parâmetros físico-químicos são os mais utilizados, tais como demanda bioquímica de oxigênio (DBO), oxigênio dissolvido (OD), turbidez, temperatura, pH, nitrogênio (N), fósforo (P), sedimentos dissolvidos, concentração de metais (BHADRECHA, 2016; MESCHEDE et al., 2018; WANG, 2019). No entanto, a fim de monitorar a qualidade de todo o ecossistema, as análises físico-químicas devem ser complementadas com coletas biológicas (BHADRECHA, 2016).

O levantamento de macroinvertebrados bentônicos tem se mostrado uma ferramenta efetiva para o monitoramento da qualidade ambiental de riachos (CALLISTO; MORETTI; GOULART, 2001), pois são abundantes, diversos e possuem resposta rápida aos estressores ambientais (LI et al., 2010). Esses organismos têm ao menos um período do seu ciclo de vida aquático e pertencem aos grupos taxonômicos de insetos, anelídeos, oligoquetas, crustáceos e moluscos (ROSENBERG; RESH, 1993).

Além disso, o sucesso da utilização de macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores também é devido à ampla distribuição, ao comportamento relativamente sedentário associado ao longo ciclo de vida e à alta diversidade (BUSS; BAPTISTA; NESSIMIAN, 2003). A riqueza e diversidade dos macroinvertebrados sofrem influência direta da morfologia das margens, da distribuição da vegetação, das características do sedimento e dos detritos orgânicos. Assim, é possível inferir sobre o estado de conservação ou degradação

de um local de acordo com a comunidade de macroinvertebrados que o habitam, atuando como eficientes bioindicadores (STERZ et al., 2011).

Em 2003, no município de Uberaba em Minas Gerais, houve o descarrilamento de uma composição ferroviária que transportava, principalmente, isobetanol, metanol, octanol e cloreto de potássio. No qual houve o derramamento de aproximadamente 700m³ desses produtos que gerou um grande incêndio às margens do córrego Alegria (TORRES, 2007). O acidente causou uma grande perturbação no ambiente, contaminando o solo e o curso d'água e alterando a vegetação devido ao incêndio no local.

O cloreto de potássio em concentrações acima de 44 mg/L é tóxico para invertebrados como larvas de insetos, mexilhões de água doce e lagostins elevando a taxa de mortalidade desses organismos (WANG et al., 2018; DENSMORE et al., 2018). O álcool é uma classe de compostos orgânicos que possui um ou mais grupos de hidroxilas (-OH) ligados a carbonos saturados (BARBOSA, 2003). Em contato com o solo, os compostos alcoólicos evaporaram ou migram para o lençol freático e corpo hídrico. O metanol e o isobutanol são solúveis em água enquanto o octanol é flutuante. Tais compostos podem causar toxicidade em peixes, algas, bactérias e mutagenicidade em fungos (CETESB, 2008; HSDB, 2006).

Apesar de se encontrar estudos sobre a caracterização da 84 microbacia (TORRES et al., 2009, Vieira et al, 2012) e análises físico-químicas (GUIMARÃES, 2010) do córrego Alegria após o acidente, até o momento, não foi realizado o levantamento de macroinvertebrados.

Diante disto, o presente trabalho tem como objetivo utilizar macroinvertebrados bentônicos como indicadores da qualidade da água, além de realizar análises físico-químicas e aplicar um Protocolo de Avaliação Rápida para o monitoramento do córrego Alegria.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Avaliar se o acidente influenciou os fatores bióticos e abióticos do córrego Alegria, localizado no município de Uberaba, estado de Minas Gerais.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Caracterizar o ambiente utilizando um Protocolo de Avaliação Rápida;
- Caracterizar o sedimento de acordo com sua granulométrica e teor de matéria orgânica;
- Analisar a presença e concentração dos seguintes metais: Ferro (Fe), Cálcio (Ca), Magnésio (Mg), Chumbo (Pb), Níquel (Ni), Mercúrio (Hg), Cádmiio (Cd), Lítio (Li), Zinco (Zn), Cobre (Cu), Manganês (Mn), Arsênio (As), Crômio (Cr) e Alumínio (Al), na água superficial e no sedimento;
 - Analisar parâmetros físico-químicos como pH, temperatura, oxigênio dissolvido, condutividade elétrica e turbidez dos pontos amostrados;
 - Levantar as comunidades de macroinvertebrados bentônicos presentes no córrego Alegria;
 - Avaliar a qualidade ambiental do córrego por meio das métricas dos macroinvertebrados bentônicos.

3 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

3.1 RECURSOS HÍDRICOS E CONSERVAÇÃO

Os recursos hídricos são essenciais para o desenvolvimento econômico e para a manutenção da vida e da biodiversidade. A superfície terrestre é constituída por 70% de água, dos quais apenas 2,5% são de água doce. Grande parte da água doce encontra-se nas geleiras e águas subterrâneas restando, aproximadamente, 1% da água própria para o consumo humano disponível em rios e lagos (SILVEIRA, 2009). Assim, torna-se essencial a conservação dos recursos hídricos.

Os ecossistemas de água doce são formados por sistemas lênticos e lóticos. Os sistemas lóticos são ambientes em constante movimento longitudinal de suas correntes, enquanto os lênticos se caracterizam por águas paradas (ESTEVES, 1998). Os sistemas lóticos possuem uma forte interação com toda a bacia hidrográfica, contribuindo para a entrada de matéria orgânica e inorgânica (SILVEIRA, 2009).

O ecossistema equilibrado é essencial para o desenvolvimento da sociedade humana, pois fornece água potável, alimentação e diversos outros bens e serviços ambientais. O desenvolvimento econômico e social está intimamente ligado às alterações antropogênicas nesses ecossistemas (CARDOSO et al., 2014). O uso e ocupação do solo podem afetar a qualidade da água devido à descarga de nutrientes, acúmulo de sedimentos no corpo hídrico, variações na temperatura da água e aumento de contaminante. Assim, alterações na vegetação e no solo influenciam na qualidade do corpo d'água (PAULA, 2018; GIESWEIN; HERING; LORENZ, 2019).

Devido à importância dos recursos hídricos para a sociedade, foi estabelecida a Lei Federal no 9.433, 8 de janeiro de 1997, definindo a Política Nacional de Recursos Hídricos que visa a manutenção da qualidade e gestão dos recursos hídricos. A referida lei estabelece que a água é um bem de domínio público; e um recurso natural limitado com valor econômico. Ainda, define que em situações de escassez, o uso prioritário dos recursos hídricos é o consumo humano e a dessedentação de animais. A gestão dos recursos hídricos deve ser descentralizada e contar com a participação do Poder Público, dos usuários e comunidades proporcionando o uso múltiplo das águas. Devido à importância dos recursos hídricos e para cumprimento da lei que visa sua proteção faz-se necessário o monitoramento e acompanhamento da qualidade dos mesmos.

3.2 MONITORAMENTO DA QUALIDADE DA ÁGUA

O monitoramento ambiental abrange a coleta de dados, o estudo e o acompanhamento das variáveis ambientais, visando identificar e avaliar as condições dos recursos naturais em determinado momento. O registro temporal dos dados permite prever tendências ao longo do tempo subsidiando medidas de planejamento, controle, recuperação e conservação do ambiente estudado (EMBRAPA, 2014). Assim, é importante que se monitore os diversos ecossistemas existentes como, por exemplo, o aquático.

Os parâmetros dos recursos hídricos em seu estado natural, antes da ação antropogênica, são considerados no monitoramento (BRANCO, 1999). Além disso, para outros autores a qualidade da água é relacionada com parâmetros físicos, químicos, biológicos e radiológicos que por consequência estão relacionados a fatores naturais e também diretamente associados com a ação antrópica (LIMA; ZAKIA, 1998).

Em busca de normatizar os parâmetros de qualidade da água, o Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA) estabeleceu na resolução nº 357, de 17 março de 2005, os limites de parâmetros físico-químicos da água como temperatura, pH, OD e turbidez para o monitoramento ambiental. Essa normativa visa a proteção dos mesmos da poluição proveniente de ações antrópicas, além da busca da manutenção da saúde humana e o equilíbrio ecológico do ambiente. Assim, o principal instrumento na preservação dos recursos hídricos é a Política Nacional de Recursos Hídricos brasileira, regulamentada pela Lei 9.433 e pela Resolução CONAMA nº 357.

A resolução supracitada classifica o corpo hídrico em classes de qualidade ambiental, que são definidas como conjunto de condições e padrões de qualidade de água necessários de acordo com seu uso prioritário. Neste trabalho, todos os parâmetros analisados serão comparados aos definidos para classe II. A água dessa classe pode ser destinada ao abastecimento para consumo humano após tratamento, à proteção das comunidades aquáticas, à recreação de contato primário, à irrigação, à aquicultura e à atividade de pesca.

O acompanhamento sistemático dos recursos hídricos possibilita a visão holística dos processos ecológicos ocorridos nos locais estudados e fomenta ações voltadas à preservação do ambiente levando à diminuição do impacto da atividade antrópica e o melhor aproveitamento dos recursos (COIMBRA, 1991; LAMPARELLI, 2004).

3.3 PROTOCOLO DE AVALIAÇÃO RÁPIDA

Os ecossistemas aquáticos sofrem influência dos ambientes terrestres (HARDING et al., 1999). Assim, para o monitoramento de riachos é importante a avaliação da integridade da vegetação, do solo e estrutura física do corpo hídrico. Para a caracterização do corpo hídrico, é necessário que se relacionem os aspectos de integridade ambiental desses com as variáveis físicas do ecossistema aquático (CALLISTO et al., 2002). Deste modo, foram criados protocolos de avaliação rápida de rios (PARs) como instrumentos que consideram a análise integrada de ecossistemas com metodologia fácil, simples e viável para a aplicação (BARBOUR et al., 1999).

Callisto et al. (2002) adaptaram protocolos já existentes e propuseram um protocolo de avaliação rápida da diversidade de habitats considerando-se as condições dos ecossistemas lóticos dos estados de Minas Gerais e Rio de Janeiro. Em Minas Gerais, Menezes et al. (2018) observaram que as comunidades de macroinvertebrados bentônicos sofrem influência do ambiente que circunda os pontos amostrados. Locais que receberam maiores pontuações no estudo de Menezes et al. (2018) apresentavam maior concentração de OD e maior abundância de macroinvertebrados.

3.4 ANÁLISE DE SEDIMENTO

Sedimentos finos são definidos como partículas orgânicas e inorgânicas menores que 2 mm de diâmetro. Igualmente a qualquer outro poluente, certa quantidade de sedimento é necessária para o ecossistema aquático. Porém, o excesso de deposição pode causar impactos negativos no sistema (JONES et al., 2011). Assim, a análise da granulométrica do sedimento enriquece o estudo da qualidade dos corpos hídricos.

Ao estudar a deposição de sedimentos na bacia hidrográfica do Ribeirão Vermelho - MG, Menezes et al. (2018) observaram elevada heterogeneidade de frações granulométricas ao longo dos corpos hídricos. Um dos fatores que influenciam na deposição de sedimento é o processo erosivo que pode ser acentuado por ações antrópicas. Além disso, as condições locais e o escoamento do fluxo dos rios influenciam a granulométrica dos sedimentos e seu transporte ou deposição (SILVA; SCHULZ; CAMARGO, 2004).

3.5 ANÁLISES FÍSICO-QUÍMICAS

3.5.1 Oxigênio dissolvido

O oxigênio dissolvido (OD) é uma variável importante na dinâmica e na caracterização de ecossistemas aquáticos (ESTEVES, 1998) e um indicador da saúde dos organismos aquáticos (PAULA, 2018). As principais fontes de oxigênio para a água são a atmosfera e a fotossíntese. Por outro lado, as perdas são o consumo pela decomposição de matéria orgânica (oxidação), perdas para a atmosfera, respiração de organismos aquáticos e oxidação de íons metálicos como, por exemplo, o ferro e o manganês (ESTEVES, 1998).

A solubilidade do oxigênio na água depende principalmente da temperatura e da pressão. Assim, com a elevação da temperatura e a diminuição da pressão, ocorrem redução e solubilidade do oxigênio (ESTEVES, 1998). Em riachos, a supressão da mata ciliar contribui para o aumento da temperatura e conseqüentemente redução da concentração de OD (PAULA, 2018).

Em condições naturais, as concentrações de OD podem variar de 8 a 10 mg.L⁻¹ (ALVARADO; AGUILAR, 2009). De acordo com a Resolução CONAMA nº 357 (2005), para rios de Classe II a concentração de OD deve ser maior que 5 mg.L⁻¹. De acordo com Menezes et al. (2018), altas concentrações de OD estão relacionadas ao grau de preservação das áreas próximas aos pontos estudados.

3.5.2 Temperatura

A temperatura da água flutua durante o dia e a noite e durante as estações do ano. A profundidade do corpo hídrico também pode interferir na sua temperatura: corpos hídricos mais rasos tendem a ser mais quentes quando comparados com rios mais profundos (ESTEVES, 1998). O aquecimento do corpo hídrico ocorre principalmente pela incidência de luz solar. Porém, outros fatores podem influenciar como precipitações e movimentação da superfície do corpo hídrico. Além disso, o calor é trocado com o ar em contato e a perda ou ganho de calor são ocasionados pela evaporação e condensação. A ação antrópica também interfere na temperatura da água devido ao despejo de efluentes domésticos, industriais ou da agricultura (ESTEVES, 1998). Quando a natureza do efluente é orgânica, a temperatura tende a aumentar (MENEZES et al., 2018).

A temperatura da água está relacionada com a solubilidade de substâncias químicas e a disponibilidade dos gases (especialmente o oxigênio), que pode favorecer os processos

fisiológicos na produção de enzimas e hormônios que controlam as reações bioquímicas dos organismos aquáticos (ESTEVEES, 1998). A Resolução CONAMA nº 357 (2005) não preconiza parâmetros para a temperatura para rios de Classe II.

3.5.3 Potencial hidrogeniônico

A medida de potencial hidrogeniônico (pH) é uma variável importante no monitoramento aquático pois influencia diversos processos biológicos e químicos no corpo hídrico (WETZEL, 2001). A medida de pH é realizada pela análise da concentração do íon hidrogênio (H^+) na água. O pH 7 representa condições neutras, enquanto valores maiores de 7 indicam alcalinidade e menores de 7 acidez. O pH da maioria dos cursos d'água varia entre 6 e 8,5 (ESTEVEES, 1998). A resolução CONAMA nº 357 define o pH entre 6 e 9 para rios de Classe II.

Os valores de pH causam mudanças químicas e biológicas nos corpos hídricos no geral valores abaixo 4,5 e acima de 9,5 são letais para maior parte dos seres vivos. Valores ainda menores que estes podem causar alterações biológicas como a reprodução dos organismos aquáticos (ESTEVEES, 1998).

O pH da água pode alterar a solubilidade de compostos orgânicos, metais e sais. Em águas mais ácidas, os minérios tendem a ser dissolvidos e, então, uma maior quantidade de metais e outras substâncias químicas são liberadas. Amônia (NH_3) e o íon amônio (NH^+) são compostos tóxicos comuns nas águas e por sua vez o balanço destes dois compostos dependem do valor de pH e temperatura (ESTEVEES, 1998). A resolução CONAMA nº 357 não define a variação de temperatura para rios de Classe II.

3.5.4 Condutividade elétrica

A condutividade elétrica é a habilidade do curso hídrico de conduzir ou ser resistente à corrente elétrica. Maiores concentrações de íons levam a maior grau de condutividade. Assim, a condutividade é influenciada pela quantidade de sólidos dissolvidos em especial de sais minerais, a carga elétrica de cada íon, a mobilidade dos íons e a temperatura (ESTEVEES, 1998).

Menezes et al. (2018) observaram um aumento na condutividade elétrica, acima de $100 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$, em áreas com forte influência de atividades antrópicas. A Resolução CONAMA nº 357 (2005) não preconiza parâmetros para a condutividade elétrica para rios de Classe II.

3.5.5 Turbidez

O parâmetro de turbidez está relacionado com a claridade e transparência e pode ser medido pela dispersão da luz através da água. Índices maiores de dispersão indicam maior turbidez. Muitos materiais podem aumentar a esse parâmetro, entre eles matéria orgânica, algas, plânctons e outros organismos microscópicos.

O aumento da turbidez causa dificuldade da penetração da luz solar em camadas mais profundas de água e a produtividade ecológica. Em rios e corpos d'água com correntes, as partículas que causam a turbidez podem sedimentar e, conseqüentemente, causam o assoreamento. Além disso, certos compostos tendem a ter maior atratividade por poluentes gerando um efeito indireto da turbidez com a degradação dos corpos hídricos.

Para rios de Classe II, a Resolução CONAMA nº 357 preconiza valores de turbidez abaixo de 100 NTU. Ao estudar a influência de uso e ocupação do solo na bacia hidrográfica Ribeirão Vermelho, Menezes et al. (2018) observaram maior turbidez em pontos com influência urbana e menor em área rural, porém todos os pontos encontravam-se abaixo do estabelecido pela resolução supracitada.

3.6 METAIS

A contaminação ambiental por metais está relacionada às atividades antrópicas como indústrias e agricultura. O corpo hídrico é contaminado devido ao escoamento da água da chuva e pelo influxo de águas residuais (WANG et al., 2019). Tal contaminação tem sido amplamente reconhecida como um problema ambiental em todo o mundo, pois os metais não são degradáveis, são bioacumulativos e, dependendo da concentração, amplamente tóxicos (WANG et al., 2019).

Ao serem inseridos no corpo hídrico, os metais são incorporados por ele em quantidade significativa, nos quais reagem com sólidos suspensos e se acumulam no sedimento (ALMEIDA et al., 2002). Pela teia alimentar, os metais podem se acumular nos tecidos dos organismos aquáticos (ALMEIDA et al., 2002), prejudicar o crescimento e a reprodução

alterando, assim, a densidade e diversidade biológica (GRAY; DELANEY, 2008). Conseqüentemente, ocorre o declínio populacional que pode ser analisado pelo biomonitoramento.

Nesse sentido, os macroinvertebrados são a base da cadeia alimentar podendo, assim, serem os agentes vitais de entrada de metais nas cadeias alimentares aquáticas (CALLISTO et al., 2001). Costas et al. (2018) observaram que, na presença de metais pesados, a comunidade de macroinvertebrados sofre redução em relação à abundância, especialmente táxons de insetos sensíveis à poluição. Enquanto isso, Wang et al. (2019) observaram um aumento de táxons tolerantes aos metais tóxicos, como gastrópodes, oligoquetas e quironomídeos. Desta forma, o monitoramento da concentração de metais no corpo hídrico é uma ferramenta complementar importante para a descrição do ambiente e predição de efeitos nocivos à biota.

A resolução CONAMA 357/05 preconiza o limite permitido em água superficial de classe II para diversos metais, com exceção do Ca e Mg. Para o sedimento, as concentrações são preconizadas pela resolução CONAMA 344/04, na qual não cita o Fe, Ca, Mg, Li, Mn e Al.

3.7 BIOMONITORAMENTO AQUÁTICO

O estudo analítico dos recursos hídricos se baseia nas características físicas e químicas da água. Porém, os dados possuem algumas limitações por refletirem apenas as condições ambientais do momento da coleta. A pontualidade dos resultados não retrata o histórico de poluição ou baixas concentrações de contaminantes na água. Dessa forma, o monitoramento dos ecossistemas aquáticos deve incluir, além das análises físico-químicas, o levantamento biológico e a avaliação ambiental, visando obter informação integral sobre o ecossistema (METCALF, 2003).

O levantamento biológico permite o estudo direto da saúde das comunidades aquáticas e validam os dados obtidos pelas análises físico-químicas. Assim, permite o desenvolvimento de planos de manejo (CAIRNS; PRATT, 1993). Define-se monitoramento biológico como o uso sistemático das respostas de organismos vivos para avaliar as mudanças ocorridas no ambiente. Os bioindicadores são espécies tolerantes ou sensíveis aos estressores ambientais que podem ser utilizadas para indicar a qualidade do ecossistema, uma vez que integram as condições ambientais no seu ciclo de vida. Assim, é possível inferir a intensidade dos impactos ambientais por meio da quantidade de indivíduos encontrados e da sua distribuição (WASHINGTON, 1984).

Os grupos de organismos aquáticos mais utilizados para o biomonitoramento são algas, peixes e macroinvertebrados (ROSENBERG RESH, 1993). Dentre esses, os macroinvertebrados são sensíveis às mudanças ambientais e, por isso, eles são amplamente utilizados no biomonitoramento (ROSA, 2018).

3.6.1 Macroinvertebrados bentônicos

O levantamento da comunidade de macroinvertebrados bentônicos é amplamente utilizado no monitoramento aquático. Esse grupo é composto por organismos maiores que 0,5 mm, que tenham ao menos um período do seu ciclo de vida aquático e que habitam nos substratos de fundo (sedimento, pedras, folhço e macrófitas). Os grupos taxonômicos que os compõem são: insetos, anelídeos, oligoquetas, crustáceos e moluscos (ROSENBERG; RESH, 1993).

Esse grupo taxonômico é um excelente indicador biológico das respostas a alterações nos ecossistemas aquáticos devido às seguintes características: possuem baixa mobilidade ao longo do leito do rio, habitam o sedimento aquático ao longo do maior período de seu ciclo de vida, alimentam-se de materiais no sedimento, apresenta ampla distribuição geográfica, sua amostragem é relativamente fácil e de baixo custo (BUSS, BAPTISTA e NESSIMIAN, 2003). De acordo com França (2006), as comunidades bentônicas são diretamente influenciadas pela situação ambiental dos corpos d'água e seu entorno.

Os táxons respondem de maneira específica às alterações do ambiente e o estudo deste pode fornecer indicadores da qualidade da água. Assim, a distribuição dos macroinvertebrados bentônicos nos ecossistemas lóticos relaciona-se a fatores como a qualidade de alimento, tipo de substrato (areia, pedra ou banco de folha), fluxo superficial (corredeira ou remanso), parâmetros físicos e químicos da água e os impactos antrópicos (CALLISTO; MORENO; BARBOSA, 2001). A variação na composição e estrutura da sua comunidade em ambientes lóticos pode indicar possível poluição (MAHMOUD; SAYED; HABIB, 2018).

Os macroinvertebrados aquáticos são componentes importantes nas cadeias alimentares, sendo fundamental para a dinâmica dos ecossistemas aquáticos. Esses organismos participam das trocas de nutrientes entre o sedimento e a água por meio de atividades de escavação ou por ação direta na fragmentação, decomposição e mineralização da matéria orgânica (ESTEVES, 1998).

Atualmente, o uso de índices como riqueza de espécie e presença de grupos específicos (organismos tolerantes e não tolerantes) é uma ferramenta útil para diagnósticos ambientais que avaliam fatores naturais ou antropogênicos (CARTER; RESH; HANNAFORD, 2017). Ainda, de acordo com os autores, a análise dos grupos encontrados permite inferir sobre a qualidade da água. Por exemplo, grupos sensíveis como Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT) não são encontrados quando ocorrem variações na qualidade da água, enquanto grupos tolerantes como Oligochaeta e Molusca têm maior ocorrência e predominância em ambientes contaminados.

Devido à sua intolerância à poluição foram criados diversos índices com os táxons EPT como sua riqueza de taxa, abundância e porcentagem. Além disso, calcula-se a abundância de EPT sobre a abundância total e de quironomídeos. Assim, a qualidade da água é maior quanto maior for a abundância relativa dos desses táxons (CAMPELLO et al., 2005).

O índice *Biological Monitoring Working Party* (BMWP) é amplamente utilizado em estudos de macroinvertebrados no Brasil (JUNQUEIRA; CAMPOS, 1998) e no mundo (BAWA; MUHAMMAD, IBRAHIM, 2018; RUIZ-PICOS; KOHLMAN; SEDEÑO-DÍAZ; LÓPEZ-LÓPEZ, 2017). Este índice pontua as famílias de macroinvertebrados de 1 a 9, seguindo gradiente de menos para mais tolerantes à poluição. No final é somado as pontuações de cada ponto e quanto maior o resultado maior o grau de conservação do ambiente (JUNQUEIRA; CAMPOS, 1998). Ao estudar a qualidade da água da bacia Rio das Velhas, Callisto, Moreno e Macedo (2019) observaram que em áreas urbanizadas os índices riqueza taxonômica, diversidade de Shannon-Winner e BMWP eram menores.

A abundância e os diferentes grupos taxonômicos amostrados no biomonitoramento também podem ser usados para o diagnóstico da qualidade ambiental. Em um estudo sobre os impactos antrópicos no Rio Uberaba – MG, observou-se redução da diversidade de Simpson e equitabilidade e aumento da dominância devido a trechos com ausência de mata ciliar e ocorrência de lixiviação (CAMARGO; SOUZA; BURANELLO, 2019).

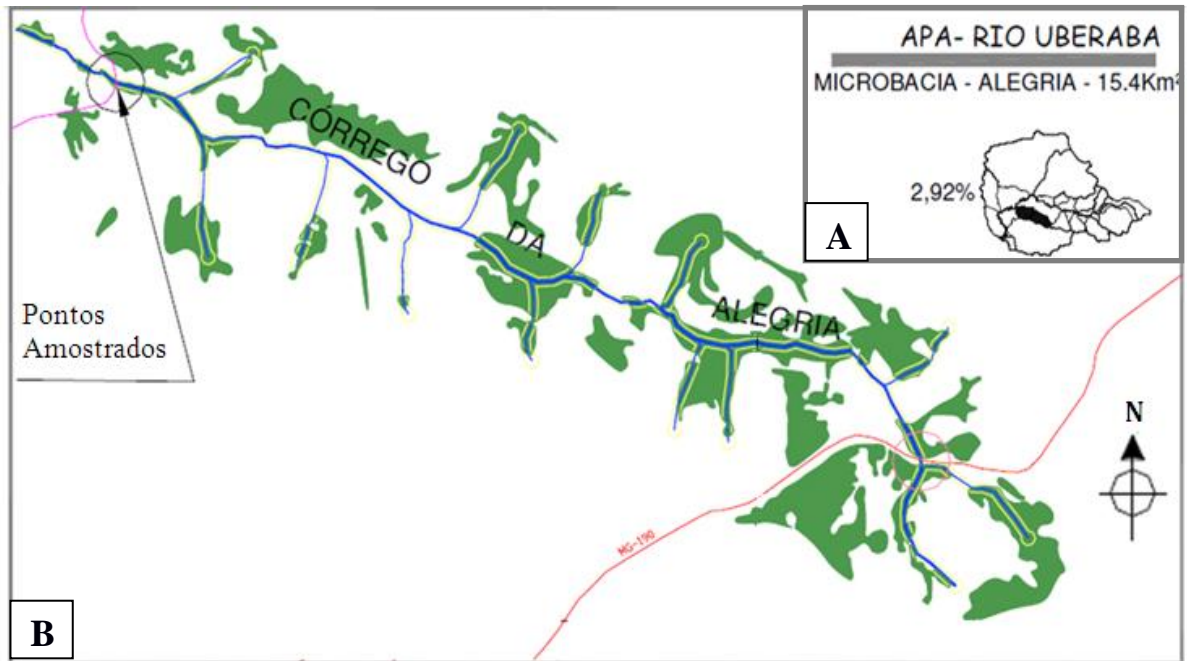
4 METODOLOGIA

4.1 ÁREA DE ESTUDO

A área de estudo pertence ao município de Uberaba, estado Minas Gerais, localizado na microrregião do Triângulo Mineiro, com população estimada de 330.361 habitantes e área de 4523,957 km² (IBGE, 2018). O município apresenta coordenadas geográficas ao sul de 19°45'27'' e a oeste de 47°55'36'' e configura importante rota rodoviária às principais capitais do sudeste do Brasil (TORRES, 2007).

O clima da região é caracterizado por verão quente e chuvoso de outubro a abril e um inverno seco de maio a setembro (ABDALA et al., 2011). A microbacia do Córrego da Alegria está localizada na Área de Proteção Ambiental (APA) do rio Uberaba (Figura 1). Possui área total de 1.539,42ha, 13 nascentes perenes e é um dos principais afluentes do rio Uberaba antes da captação de água para o abastecimento da cidade (SEMEA, 2004). O agronegócio é a principal atividade econômica e 80% de sua área que é ocupada por pastagem e culturas enquanto os 20% restante são cobertos por vegetação nativa. O uso inadequado do solo na microbacia tem gerado sua deterioração visto que ocorre aumento de áreas sem cobertura vegetal nativa e diminuição de áreas de preservação permanente (APP) (TORRES, 2007).

Figura 1. a) Localização da Microbacia do córrego Alegria no Município de Uberaba-MG, b) destaca-se a região dos pontos amostrado, local de derramamento de produtos químicos no solo e água devido ao acidente ferroviário.



Fonte: Modificado de SEMEA, 2004.

4.2 PONTOS DE AMOSTRAGEM

A coleta foi realizada no período de seca (novembro de 2018) de quatro pontos no Córrego Alegria: P1 e P2 (a montante do acidente), P3 (no local do acidente) e P4 (a jusante do acidente) A Tabela 1 mostra a localização georreferenciada dos pontos de estudo. Destaca-se que o entorno dos pontos P3 e P4 foi isolado por uma década para monitoramento da empresa de transporte ferroviário responsável pela carga que contaminou a área.

Tabela 1. Localização georreferenciada dos pontos amostrados.

Pontos	Latitude	Longitude
P1	19° 39' 46,7" S	47° 53' 48.3" O
P2	19° 39' 46,8" S	47° 53' 47,8" O
P3	19° 39' 46,5" S	47° 53' 48.7" O
P4	19° 39' 46,4" S	47° 53' 46,0" O

4.3 APLICAÇÃO DO PROTOCOLO DE AVALIAÇÃO RÁPIDA

Para avaliar a condição de conservação e o nível de impacto ambiental decorrente da atividade antrópica, foi utilizado o Protocolo de Avaliação Rápida (PAR) proposto por CALLISTO et al. (2002) a partir da observação visual das condições do habitat. Para cada parâmetro do protocolo foi atribuída uma pontuação dentro da faixa pré-estabelecida de acordo com o gradiente de estresse ambiental. O resultado final do protocolo foi dado com o somatório de todas pontuações obtidas em cada parâmetro, classificando os pontos em “natural” (acima de 60 pontos), “alterado” (41 a 60 pontos) e “impactado” (0 a 40 pontos).

4.4 ANÁLISE DO SEDIMENTO

Em cada ponto, coletou-se aproximadamente 1kg de sedimento que foram armazenados em garrafas de 5 litros e transportados ao laboratório de mecânica do solo da UFTM. O sedimento coletado foi seco em estufa a 100°C e o preparo das amostras ocorreu de acordo com a normativa NBR 6457/1986. A análise granulométrica foi realizada de acordo com a metodologia descrita na normativa NBR 7181/1984 por meio do peneiramento grosso e fino e pela sedimentação para a determinação da porcentagem de argila e silte.

A determinação do teor de matéria orgânica, a análise foi por meio da perda de massa por ignição (NBR 13600/1996). Foi separado 70 g de sedimento de cada ponto e seco em estufa a 110°C até a constância de massa se estabilizar. Em seguida, esse material foi incinerado em mufla a 550°C por um período de 4 h. A diferença do peso do material seco e após a mufla foram convertidos em percentuais.

4.5 ANÁLISE DE METAIS

A coleta para a análise de metais foi realizada em julho de 2019. A água superficial e sedimentos foram coletados em frascos de vidro contendo ácido nítrico (HNO_3) como conservante. Em laboratório, utilizou-se a espectrometria de emissão atômica com plasma induzido por micro-ondas (MIP-OES) para quantificar a concentração dos seguintes metais: Ferro (Fe), Cálcio (Ca), Magnésio (Mg), Chumbo (Pb), Níquel (Ni), Mercúrio (Hg), Cádmio (Cd), Lítio (Li), Zinco (Zn), Cobre (Cu), Manganês (Mn), Arsênio (As), Crômio (Cr) e Alumínio (Al). Realizou-se a análise em triplicata.

Para a análise da água superficial, transferiu-se 10 ml de cada amostra para um tubo de ensaio de 100 mL adicionando, em seguida, 10 mL da mistura dos ácidos nítrico e clorídrico (1:1). Após o aquecimento a 150°C, por 30 minutos, em bloco digestor SCR, a mistura foi avolumada para 50 mL com água destilada. O branco analítico foi preparado pela adição de 0,1 mL dos ácidos nítrica e clorídrica (1:1) e avolumada para 50 mL (MATUSIEWICZ; ŚLACHCIŃSKI, 2014). As concentrações encontradas foram comparadas ao limite preconizado pela resolução CONAMA 357/05 (BRASIL, 2005).

Para a análise dos sedimentos, determinou-se 1g de cada amostra e transferiu quantitativamente para um tubo de ensaio de 100 mL. Posteriormente, adicionou-se 7 mL da mistura dos ácidos nítrico e perclórico (3:1). Após aquecimento a 180°C, por 45 minutos, em bloco digestor SCR, a mistura foi avolumada para 25 mL com água destilada (SANTOS et al., 2014). O branco analítico foi preparado pela adição de 0,01 mL dos ácidos nítrico e perclórico (3:1) e avolumado para 25 mL. As concentrações obtidas foram comparadas ao que determina a resolução CONAMA 344/04 (BRASIL, 2004).

4.6 ANÁLISE FÍSICO-QUÍMICA

Para a análise físico-química em laboratório foi coletado no período da manhã, em cada ponto, cinco litros de água em galões que foram armazenados em caixa de isopor. A análise foi feita em laboratório quatro horas após a coleta. Os parâmetros concentração de oxigênio dissolvido (OD), condutividade elétrica, potencial hidrogeniônico (pH) e temperatura da água foram mensurados com o auxílio da sonda multiparâmetros Ysi Professional Plus. O parâmetro turbidez foi aferido pelo equipamento de bancada MsTecnopon Instrumentação Científica modelo TB1000. Os parâmetros analisados foram comparados com os preconizados pela Resolução CONAMA nº 357 (BRASIL, 2005).

4.7 MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS

A comunidade bentônica foi amostrada pela coleta do substrato presente no leito, em triplicata, nos quatro pontos (P1 a P4). Foi utilizado um amostrador do tipo *Surber*, de aço inox, com área de 900 cm² e tela de nylon 250 µm. O amostrador foi posicionado contra a correnteza e todo o substrato contido em sua área foi transferido para sacos plásticos devidamente lacrados e identificados (ANA, 2011). O material foi transportado ao laboratório, transferido para tamises com malha de 2 mm, 1 mm e 0,25 mm e lavado em água corrente. Para facilitar a

captura dos organismos, a triagem inicial foi realizada a olho nu com os organismos vivos em bandeja branca durante um período de dois dias. Posteriormente, as amostras foram fixadas em álcool etílico a 70%.

Para a segunda triagem, o material amostrado foi lavado em água corrente e transferido para uma solução supersaturada de sal para que os macroinvertebrados mais leves flutuassem. Por último, os sedimentos foram triados com o auxílio de uma lupa estereoscópica (BRANDIMARTE; ANAYA, 1998).

Os macroinvertebrados coletados foram armazenados em álcool 70% e identificados sempre que possível até o nível de família utilizando-se as chaves taxonômicas (COSTA et al., 2006; HAMADA, NESSIMIAN; QUERINO, 2014; MUGNAI et al., 2010).

4.7.1 Cálculos e Métricas para os Macroinvertebrados Bentônicos

Os macroinvertebrados foram identificados e quantificados para a aplicação de métricas de avaliação da fauna. Foram calculados: abundância de indivíduos, riqueza de táxons, riqueza de EPT (nº de famílias de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera), % de EPT ($\text{n}^\circ \text{ de indivíduos de EPT} \times 100 / \text{n}^\circ \text{ total de indivíduos}$) e EPT/Chironomidae (RESH; JACKSON, 1993).

Foi calculado o índice BMWP (*Biological Monitoring Working Party*). Este índice pontua os táxons de macroinvertebrados entre 1 a 10, e quanto maior a pontuação, maior a sensibilidade do organismo à contaminação. Assim, para cada táxon presente na amostra é atribuído um score e o somatório dos scores conduz o enquadramento do ecossistema aquático em diversas classes de qualidade (Tabela 2). Utilizou-se a pontuação BMWP proposta por Junqueira e Campos (1998), adaptando-o pela inclusão de algumas famílias como equivalentes ecológicos e semelhança quanto ao nível de tolerância à poluição. Esses táxons estão identificados nas tabelas com asterisco (*).

Tabela 2. Classificação da qualidade da água segundo o BMWP.

Classe	Escore	Qualidade da água
I	≥ 86	Excelente
II	64 – 85	Boa
III	7 – 63	Satisfatória
IV	17 – 36	Ruim
V	≤ 16	Muito Ruim

Fonte: Junqueira e Campos (1998).

A dominância da comunidade foi analisada com a utilização do índice de Berger-Parker (d), que expressa a relação entre o número de indivíduos de uma determinada espécie e o número de indivíduos de todas as espécies encontradas (GOMES, 2004). Esse parâmetro foi calculado pela Equação 1:

$$D = \frac{N_{Máx}}{N} \quad (1)$$

Sendo, $N_{máx}$ o número de indivíduos da espécie mais abundante e N número total de indivíduos da comunidade.

O Índice de Diversidade de Simpson (D) foi calculado utilizando a Equação 2:

$$D = \Sigma \left[\frac{(-1)}{Nt(Nt - 1)} \right] \quad (2)$$

Outro índice calculado foi o de equitabilidade de Pielou (J'), que permite representar a uniformidade da distribuição dos indivíduos entre as diferentes espécies presentes na amostra (MAGURRAN, 1988). É expresso pela Equação 3:

$$J' = \frac{H'}{H'_{Máx}} \quad (3)$$

Em que H' é o valor obtido para o índice de Shannon-Wiener e $H'_{\text{máx}}$ é o valor máximo teórico do mesmo, que é dado por \ln do número de famílias. A equitabilidade varia entre 0 e 1, atingindo o valor máximo quando todas as espécies estão representadas pelo mesmo número de indivíduos (BRUNEL; CANCELA DA FONSECA, 1979).

5 RESULTADO E DISCUSSÃO

5.1 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

De modo geral, a área de estudo é circundada por pastagem com mata ciliar descontínua nas proximidades e entre os pontos amostrados. Nos pontos P1 e P2 observou-se *in loco* processos de erosão, solo compactado, bancos de sedimento no leito e margem do córrego, água turva e mata ciliar escassa (Figuras 2A, B). O surgimento da erosão pode se relacionar com ações antrópicas observadas *in loco* como pisoteamento por gado e ausência da mata ciliar que antecede os pontos amostrados.

Figura 2. Pontos amostrados no córrego Alegria. a, b - observa-se a água com coloração turva c, d – observa-se a água mais cristalina.7uj



Fonte: Dos autores (2019).

Em contrapartida, observou-se nos pontos P3 e P4 a presença de vegetação nativa, mais densa e diversificada e água cristalina, possibilitando a visualização do fundo rochoso e poucas áreas com processos de assoreamento (Figura 2 C, D). Sugere-se que essa preservação dos locais seja devido ao isolamento da área por um período de dez anos, além da presença de uma mata ciliar escassa antecedendo esses locais.

5.2 PROTOCOLO DE AVALIAÇÃO RÁPIDA

A Tabela 3 apresenta os resultados do Protocolo de Avaliação Rápida (PAR) que classificou os pontos como naturais e alterados.

Tabela 3. Resultados da aplicação do Protocolo de Avaliação Rápida no córrego Alegria indicando o grau de preservação ecológica dos pontos amostrados no córrego Alegria.

Pontos	Pontuação	Classificação
P1	45	Alterado
P2	51	Alterado
P3	68	Natural
P4	75	Natural

Os pontos P1 e P2 foram classificados como alterados (Tabela 3), apresentando condições indicativas de processos de degradação ambiental avançados como baixa densidade de mata ciliar, erosão próxima às margens, presença de resíduos sólidos nas margens e leito, escassa vegetação aquática e água turva. Tais características do riacho contribuíram para a pontuação mediana pelo PAR. Resultados similares foram encontrados por MENEZES et al. (2018) no rio Ribeirão Vermelho – Minas Gerais. Os autores observaram que pontos classificados como alterados pelo PAR apresentavam tendência de homogeneização de habitat.

Além disso, foram observados processos de assoreamento do leito que alteraram o curso d'água, surgimento de bancos de areia no leito, fundo modificado com significativa deposição de sedimentos e com poucos habitats diversificados (como pedaços de troncos cascalhos). De acordo com Hepp et al. (2016), processos de assoreamento contribuem para a mudança do curso da água. As características geomorfológicas da microbacia Alegria a torna susceptível aos processos erosivos (VIEIRA, 2012). Esse processo pode ser intensificado por pastagens e atividades pecuárias que fragilizam o solo contribuindo para o processo de assoreamento (ANACHE, 2018).

A supressão da mata ciliar pode acelerar os processos erosivos e induzir o assoreamento, causando modificações no habitat, perturbação de recursos alimentares, alterações na composição e na estrutura da fauna, elevação de turbidez e a obstrução de canais de cursos d'água (ROSA et al., 2018).

Os pontos P3 e P4 foram classificados como naturais pelo PAR (Tabela 3) e apresentavam o canal do rio com padrão normal, mata ciliar mais íntegra, sem alteração antrópica de origem doméstica como esgoto e lixo, água transparente, ausência de odor, presença de algas filamentosas e macrófitas. O leito do riacho com substrato formado por seixos e com habitats diversificados, sem oleosidade ou deposição de lama foram características que receberam maiores pontuações no PAR.

5.3 ANÁLISE DO SEDIMENTO

Os resultados da análise granulométrica e a concentração de matéria orgânica dos sedimentos dos pontos estudados estão dispostos na Tabela 4.

Tabela 4. Resultados da análise granulométrica e matéria orgânica do sedimento dos pontos amostrados.

Pontos	Pedregulho (%)	Areia (%)			Silte (%)	Argila (%)	Matéria Orgânica (%)
		Grossa	Média	Fina			
P1	67,74	10,81	5,78	8,16	1,63	1,62	4,26
P2	56,98	13,00	5,00	15,35	2,83	2,82	4,02
P3	68,00	3,00	17,43	3,05	1,48	1,47	5,57
P4	2,60	9,40	65,13	9,45	4,28	4,27	4,87

Todos os pontos amostrados foram classificados como arenosos por apresentarem teores de silte e argila extremamente baixos, menores que 5% (Tabela 4). Os pontos P1, P2 e P3 apresentaram maior quantidade de pedregulho, acima de 40%, seguido de areia 24,75%, 33,35% e 23,48%, respectivamente. O ponto P4 teve baixa concentração de pedregulho 2,6% e elevada concentração de areia 83,98%. De acordo com Jones et. al. (2011), as partículas finas (< 2 mm) podem causar danos às estruturas dos organismos bentônicos pela abrasão alterando a estrutura da comunidade.

Os teores de MO foram elevados em todos os pontos, com o menor valor no P2 (4,02) e maior no P3 (5,57) (Tabela 4). Menezes et al. (2016) observar maiores concentrações de MO em regiões de pastagem ao relacionarem o uso e ocupação do solo da bacia do Ribeirão Vermelho, Minas Gerais. De acordo com os autores, elevadas concentrações de MO podem estar relacionadas à entrada de materiais alóctones. Nos pontos P1 e P2 supõe-se que o material alóctone se origina do processo de lixiviação do solo uma vez que foi observado processos acentuados de assoreamento. Contrariamente, os pontos P3 e P4 apresentaram maior cobertura vegetal e reduzido processo de erosão. Assim, a presença da mata ciliar pode ter contribuído positivamente com o aumento de matéria orgânica (HEPP et al., 2016).

5.4 ANÁLISE DE METAIS

As concentrações dos metais dissolvidos na água e o limite das concentrações preconizada na Resolução CONAMA 357/05 para águas classe II são apresentadas na Tabela 5. Os metais Cálcio (Ca) e Magnésio (Mg) não são citados na resolução.

Tabela 5. Análise de metais presentes na água superficial dos pontos estudados. Concentrações encontradas acima do preconizado na Resolução CONAMA 357/05 para cada metal analisado apresentam-se com um asterisco (*).

Metais mg/L⁻¹	Ponto 1	Ponto 2	Ponto 3	Ponto 4	CONAMA 357/05
Fe	0,41 ± 0,01*	0,88 ± 0,02*	1,21 ± 0,11*	0,21 ± 0,01	0,3
Ca	11,98 ± 0,02	7,35 ± 0,03	8,21 ± 0,09	7,31 ± 0,21	NR ²
Mg	10,02 ± 0,03	3,25 ± 0,03	10,06 ± 0,05	4,11 ± 0,14	NR ²
Pb	< LQ ¹	< LQ ¹	< LQ ¹	< LQ ¹	0,01
Ni	< LQ ¹	< LQ ¹	< LQ ¹	< LQ ¹	0,025
Hg	< LQ ¹	< LQ ¹	< LQ ¹	< LQ ¹	0,0002
Cd	0,017 ± 0,001*	0,017 ± 0,001*	0,010 ± 0,001*	< LQ ¹	<0,001
Li	0,35 ± 0,02	0,09 ± 0,01	0,09 ± 0,01	0,17 ± 0,01	2,5
Zn	0,77 ± 0,02*	1,33 ± 0,02*	0,65 ± 0,03*	0,64 ± 0,03*	0,18
Cu	0,003 ± 0,001	< LQ ¹	< LQ ¹	< LQ ¹	0,009
Mn	< LQ ¹	< LQ ¹	0,10 ± 0,02	0,10 ± 0,02	0,1
As	< LQ ¹	< LQ ¹	< LQ ¹	< LQ ¹	0,01
Cr	0,022 ± 0,001	0,0028 ± 0,01	0,041 ± 0,02	< LQ ¹	0,05
Al	1,21 ± 0,10*	0,04 ± 0,01	1,77 ± 0,21*	1,21 ± 0,01*	0,1

¹ LQ = limite de quantificação;

²NR: Metais não referenciados pela resolução CONAMA 357/05.

Os metais encontrados com concentração acima do preconizado pelo CONAMA 357/05 nas águas superficiais nos pontos P1 e P2 foram o Fe, Cd e Zn e Al no P1 (Tabela 5). O ponto

P3 apresentou níveis elevados de Fe, Cd, Zn e Al, enquanto o P4 apresentou apenas Zn e Al elevados. De acordo com Bere, Dalu e Mwedzi (2016), a contaminação por metais na água superficial causa influência na estruturada comunidade de bentônica. Clements et al. (2002) mostraram que o acúmulo de metais pesados influenciou na riqueza e abundância de macroinvertebrados do Rio Arkansas no Colorado, EUA. Esses autores também mostraram que, após o processo de remediação do corpo hídrico, houve a melhora na qualidade da água e na comunidade bentônica. Sendo assim, sugere-se que as concentrações dos metais nos pontos P1 e P2 tenham influenciado negativamente na riqueza e abundância dos macroinvertebrados.

No presente estudo os níveis de Cd e Zn foram superiores ao citado anteriormente. Assim, infere-se que a presença desses metais podem ter influenciado na abundância e riqueza de Ephemeroptera nesses pontos. Ao realizar testes em laboratório, Mebane, Schimidt e Balistrieri (2017) observaram que abundância e riqueza de táxons de larvas de insetos aquáticos tendem a cair com o aumento da concentração de Cd (máximo $0,001\text{mgL}^{-1}$) ou Zn (máximo $0,87\text{mgL}^{-1}$). A concentração de $0,001\text{mg}$ de Cd foi suficiente para causar a mortalidade e reduzir a abundância de Ephemeroptera. O mesmo estudo também analisou a EC50, concentração em que causa 50% da redução dos táxons em relação ao grupo controle. De acordo com Mebane, Schimidt e Balistrieri (2017), a EC50 do táxon Ephemeroptera do Cd foi de $0,007\text{mgL}^{-1}$ e para Zn $0,16\text{mgL}^{-1}$.

As concentrações de metais nos sedimentos e o limite das concentrações preconizadas na Resolução CONAMA 344/04 para águas classe II são apresentadas na Tabela 6.

Tabela 6. Concentração de metais nos sedimentos, expressa em PPM (mg.Kg⁻¹ de sedimento seco).

Metal Mg.Kg⁻¹	Ponto 1	Ponto 2	Ponto 3	Ponto 4	CONAMA 344/04 N1¹	CONAMA 344/04 N2²
Fe	29,5	22,75	38,75	7,25	NR	NR
Ca	286,75	226,75	227,75	219,25	NR	NR
Mg	274,5	154,25	272,75	154,25	NR	NR
Pb	1,275	< LQ	< LQ	0,1	350	913
Ni	< LQ	1	1	0,075	180	359
Hg	< LQ	< LQ	0,25	< LQ	1,7	4,86
Cd	0,55	0,5	0,055	< LQ	6	35
Li	< LQ	1	6,25	4,75	NR	NR
Zn	26,5	33,25	25	29	1230	3150
Cu	1,3	< LQ	< LQ	< LQ	357	1970
Mn	0,475	< LQ	3,5	2,75	NR	NR
As	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	59	170
Cr	1,125	1,125	1,475	0,475	373	900
Al	41,25	26,75	40,25	43,5	NR	NR

* LQ = limite de quantificação;

¹: Nível 1: limiar abaixo do qual prevê-se baixa probabilidade de efeitos adversos a biota;

² Nível 2: limiar ácido do qual prevê-se um provável efeito adverso a biota;

NR: Metais não referenciados pela resolução CONAMA 344/04.

Todos os metais analisados ficaram abaixo das concentrações estabelecidas na Resolução CONAMA 344/04 para sedimentos de água doce, apresentando, assim, baixa probabilidade de causar efeitos adversos aos organismos aquáticos.

Quando as concentrações de metais nas águas superficiais (Tabela 5) e no sedimento (Tabela 6) são comparadas, observam-se níveis mais elevados neste último. Isso acontece porque os sedimentos podem reduzir as concentrações de poluentes nas águas superficiais devido à sua capacidade de concentrar elementos químicos, tornando-se fonte ou sumidouro de contaminantes (MOZETO, 2006). Ainda, os metais tendem a se ligar a partículas sujeitas à sedimentação e terem menor ocorrência na forma dissolvida (TANG et al., 2010), como observado em P1 e P2.

No Zimbábue, um estudo realizado mostrou que o aumento de metais pesados no sedimento, principalmente Mg, Ca e Fe, possuem forte correlação com a alteração da composição da comunidade de macroinvertebrados bentônicos. Os autores apontam que mesmo baixas concentrações de metais podem causar efeitos negativos à fauna de riachos tropicais devido ao seu efeito a longo prazo no ecossistema (BERE; DALU; MWEDZI, 2016).

5.5 ANÁLISE FÍSICO-QUÍMICA

A Tabela 7 apresenta os valores da análise físico-química para temperatura, oxigênio dissolvido, pH, condutividade e turbidez, além do limite estabelecido pela Resolução CONAMA 357/05 para rios de classe II.

Tabela 7. Resultados das análises físico-químicas nos pontos amostrados.

Ponto	Temperatura (°C)	OD (mg.L ⁻¹)	pH	Condutividade (µS.cm ⁻¹)	Turbidez (NTU)
P1	19,9	5,35	8,10	82,9	4,85
P2	20,2	5,64	7,62	55,6	11,10
P3	19,5	7,40	7,44	49,5	2,32
P4	19,6	7,36	7,45	48,6	2,15
¹ CONAMA 357/05	0 - 30	>5	6 – 9	-	<100

¹Valores preconizados pela Resolução CONAMA 357/05 para água doce Classe II.

Todas as variáveis analisadas encontram-se dentro do limite estabelecido pela resolução CONAMA nº 357/05 para águas de classe II. A temperatura da água teve variação de 0,3°C entre os pontos e o pH encontrado foi básico P1 (7,44) e P2 (8,10).

Diversos fatores físico-químicos do corpo hídrico tais como, pH, temperatura e alcalinidade influenciam a biodisponibilidade e toxicidade dos metais na fauna

aquática(OSMAN; KLOAS, 2010). O pH é uma variável importante no monitoramento pois influencia diversos processos biológicos e químicos no corpo hídrico (WETZEL, 2001).

Os pontos P1 e P2 apresentaram os maiores valores para condutividade elétrica, 82,9 $\mu\text{S}/\text{cm}^{-1}$ e 55,6 $\mu\text{S}/\text{cm}^{-1}$ e turbidez, 4,85 NTU e 11,10 NTU. De acordo com Gieswein, Hering e Lorenz (2019) o excesso de sedimentos suspensos e depositados, encontrados *in loco*, está relacionado à alteração da turbidez e ao aumento da condutividade elétrica, contribuindo para a redução da integridade ecológica do corpo hídrico. Tais pontos apresentaram o menor valor de oxigênio dissolvido, 5,35 mg.L^{-1} e 5,64 mg.L^{-1} . Isso pode estar associado à presença de bancos de sedimento, que contribuíram para a redução do fluxo da água. De acordo com Calapez (2018), a velocidade reduzida do fluxo da água e redução da concentração de OD podem induzir a perda de diversidade e composição da comunidade de macroinvertebrados. Rosa et al. (2018) cita a velocidade do fluxo da água como a principal variável que influencia a composição de grande parte dos táxons seguido do OD, temperatura da água e densidade do dossel.

Os pontos P3 e P4 apresentaram os maiores valores de OD (7,40 mg.L^{-1} e 7,36 mg.L^{-1}), a menor turbidez (2,32 NTU e 2,15 NTU) e baixa condutividade elétrica (0,49 $\mu\text{S.cm}^{-1}$ e 0,48 $\mu\text{S.cm}^{-1}$). Esses parâmetros podem ser explicados pela ausência de pontos de assoreamento na margem e a presença de mata ciliar (PAULA, 2018; GIESWEIN; HERING; LORENZ, 2019). De acordo com Menezes (2018), a preservação da mata ripária contribui para a manutenção da qualidade da água devido ao efeito de filtro da vegetação. Assim, tais parâmetros podem contribuir para a elevada abundância e riqueza de macroinvertebrados encontrados nesses pontos.

5.6 ANÁLISE DOS MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS

A Tabela 8 apresenta a riqueza e a abundância de macroinvertebrados coletados no presente estudo.

Tabela 8. Comunidade de macroinvertebrados bentônicos amostrados em outubro de 2018 no córrego Alegria.

Classe	Táxons	BMWP	P1	P2	P3	P4
Rhabditophora	Dugesiiidae	3		3		
Gastropoda	Planorbidae	3	1			1
Oligochaeta	-	1	20	3	4	2
Hirudinea*	-	3	8		17	1
Arachnida	Hydracarina*	4	1		1	
Crustacea	Ostracoda*	3			6	12
Insecta	EPHEMEROPTERA					
	Caenidae*	4			27	9
	Leptohyphidae	7				3
	Baetidae	4	1		21	30
	ODONATA					
	Coenagrionidae	6			5	15
	Corduliidae*	8	1			
	Gomphidae*	5	1		3	3
	Calopterygidae	8			7	9
	COLEOPTERA					
	Elmidae	4	15	17	74	63
	Dytiscidae	5			2	
	Gyrinidae	6				1
	TRICHOPTERA					
	Limnephelidae*	7	1		2	
	Polycentropodidae	7		1	1	38
	Leptoceridae	7			1	1
	Xiphocentronidae*	7			21	1
	Hydrobiosidae	5			2	
	Hydropsychidae	5		4	10	11
	DIPTERA					
	Culicidae	3				2
	Chironomidae	2	73	132	713	1200
	Ceratopogonidae	3		8	8	5
	Empididae	4		7	2	4
	Stratiomyidae	2			1	1
	Chaoboridae*	3				1
	Tipulidae	3				1
	HEMIPTERA					
	Veliidae	7		1	1	1
	Pleidae*	7			1	2
	Hebridae	8			1	
	Mesovelidae*	7			1	
	MEGALOPTERA					
	Corydalidae	5				1
TOTAL			122	176	932	1404

* - taxa quantificado no índice BMWP por equivalência ecológica.

Nos quatro pontos, foram coletados 2634 macroinvertebrados, correspondendo a 4 filos (Plathelminthes, Mollusca, Annelida e Arthropoda) e 7 classes (Rhabditophora, Gastropoda, Oligochaeta, Hirudinea, Arachnida, Crustacea e Insecta) (Tabela 9). O filo com maior riqueza foi Arthropoda com 30 táxons. Os pontos P3 e P4 foram os mais abundantes representando 88% de todos os organismos coletados.

A ordem Diptera foi a mais abundante com 2157 indivíduos, representando 81,46% do total de organismos amostrados neste estudo, com destaque para a família *Chironomidae* com 2118 indivíduos. Os outros táxons mais abundantes não ultrapassaram 7% dos indivíduos amostrados: Coleoptera (6,46%), Ephemeroptera (5,14%), Trichoptera (3,55%) e Annelida (2,08%).

5.7 CÁLCULOS E MÉTRICAS PARA OS MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS

A Tabela 9 apresenta as métricas e índices calculados pelo levantamento dos macroinvertebrados.

Tabela 9. Métricas aplicadas para a comunidade de macroinvertebrados bentônicos do Córrego Alegria.

Métricas	Ponto 1	Ponto 2	Ponto 3	Ponto 4
Abundância	122	176	932	1418
Riqueza de Táxons	10	9	25	26
Riqueza de EPT (nº famílias)	2	2	8	7
EPT (%)	1,6	2,8	9,1	6,6
EPT/Chironomidae	0,03	0,04	0,12	0,08
Índice Diversidade de Simpson (D)	0,6	0,4	0,4	0,3
Índice BMWP	41	38	128	119
Qualidade (BMWP)	Satisfatório	Satisfatório	Excelente	Excelente
Dominância (d)	0,6	0,75	0,76	0,84
Equitabilidade (J')	0,53	0,45	0,34	0,24

Os pontos P1 e P2 apresentaram 10 e 9 táxons, com abundância de 122 e 176 indivíduos, 2 táxons de EPT em ambos. Tais valores corroboram com a classificação de alterado pelo PAR

e qualidade da água satisfatória pelo BMWP. Menezes et al. (2018) encontraram em pontos classificados como alterados ou impactados menores valores para todas essas métricas em comparação aos locais classificados como natural. Desta forma, tais métricas associadas com outras análises físico-químicas permitem o diagnóstico da qualidade ambiental.

A comunidade de macroinvertebrados bentônicos pode sofrer mudanças na composição, abundância e riqueza caso haja alterações na qualidade ambiental como a perda da mata ripária (GALDEAN; CALLISTO; BARBOSA, 2000), pois afeta a disponibilidade de habitats para esses organismos e a estabilidade do canal (ZEQUI et al., 2019). A escassez de mata ciliar observada *in loco* nos pontos P1 e P2, resultando na alteração do canal e da composição do fundo, podem ter contribuído para as métricas reduzidas.

Em seus estudos, Campello et al. (2005) observou que o ponto considerado com águas de pior qualidade devido aos seguintes parâmetros bioquímicos: pH alcalino (7,2), menor concentração de oxigênio dissolvido ($8,8 \text{ mgL}^{-1}$), maior condutividade elétrica ($40,6 \text{ mScm}^{-1}$), maior concentração de sólidos totais dissolvidos (21 mgL^{-1}) e maior turbidez ($24,3 \text{ UNT}$) apresentou menor valor dos índices de porcentagem de EPT e EPT/Chironomidae. Assim, os autores observaram que os índices de EPT corroboravam com as análises bioquímicas utilizadas no monitoramento da qualidade ambiental. No entanto, em nossos dados apenas a porcentagem de EPT corroborou com as análises bioquímicas. Apesar do índice EPT/Chironomidae apresentar menores valores nos pontos P1 e P2, em todos os pontos os valores foram baixos e, assim, característicos de ambientes alterados.

Ao estudar a influência do uso e ocupação do solo na comunidade de macroinvertebrados, Menezes et al. (2018) observaram que as métricas mais apropriadas para pontuar os diferentes graus de integridade ambiental são: riqueza de espécie; riqueza de EPT e diversidade de Simpson. No presente estudo, com exceção do índice de diversidade de Simpson, os pontos P1 e P2 apresentaram menores valores em todas as métricas citadas anteriormente.

De acordo com os índices analisados, foi observado que os Pontos 3 e 4 apresentaram maior abundância e riqueza de táxons. A riqueza de EPT desses pontos foi aproximadamente 4 vezes maior do que nos pontos P1 e P2. Além disso, a porcentagem de EPT nos pontos P3 e P4 (9,1% e 6,6%) e valor de EPT por quironomídeos (11,92 e 7,75) apresentaram valores duas vezes maiores que os demais pontos. O índice de Diversidade de Simpson foi igual nos pontos P2 e P3 e menor no ponto P4. A qualidade da água foi classificada como excelente nos pontos P3 e P4 e de qualidade satisfatória nos pontos P1 e P2 de acordo com o índice BMWP. A dominância em todos os pontos foi de quironomídeos sendo maior no ponto P4 (84%),

semelhantes nos pontos P2 e P3 (75% e 76%) e menor no ponto P1 (60%). A equitabilidade foi maior no ponto P1 e menor no ponto P4.

Nos pontos P3 e P4 foram amostrados maior riqueza de táxon (25 e 26) com abundância de 932 e 1404 indivíduos respectivamente. Tais valores contribuíram para a pontuação do índice BMWP (128 e 119) sendo identificados como classe I qualidade excelente. O BMWP apresentou qualidade da água excelente. Valores similares foram encontrados por Zequi et al. (2019), nos quais classificou a água de boa qualidade com água limpa, não poluída ou inalterada.

No ponto P3 foram amostrados 10 táxonssensíveis a poluição e que apresentam escores elevados no BMWP (Calopterygidae, Limnephelidae, Polycentropodidae, Leptoceridae, Xiphocentronidae, Hydrobiosidae, Veliidae, Pleidae, Hebridae e Mesovelidae) e no P4 7 (Leptohiphidae, Calopterygidae, Polycentropodidae, Leptoceridae, Xiphocentronidae, Veliidae, Pleida). Destaca-se a família Leptohiphidae (Ephemeroptera) extremamente intolerante à poluição amostrada no P4 (SHIMANO et al., 2012).

De acordo com Cumins et al. (1984), a mata ciliar é um dos fatores principais que age diretamente na ecologia do ambiente aquático pois eleva a quantidade de abrigo e MO no corpo hídrico. Algumas famílias sensíveis como as ordens Odonata e Trichoptera se desenvolvem melhor quando a mata ciliar possui dossel mais denso e são mais sensíveis à poluição (PEREIRA; CABETTE; JUEN, 2012). No presente estudo, foi encontrado em média 6 vezes mais indivíduos dessas ordens nos pontos P3 e P4.

A qualidade da água é maior quanto maior for a abundância relativa dos táxons Ephemeroptera, Plecoptera e Tricoptera (CAMPEILO et al., 2005). Em ambos os casos observa-se que o ponto P3 apresentou maior valor mesmo que tenha uma elevada riqueza de quironomídeos (76,5%). Assim, de acordo com o EPT o ponto com maior qualidade da água é o P3 seguido do P4.

Em relação ao índice EPT/Chironomidae, todos os pontos apresentaram baixos valores, indicando que o ambiente encontra-se alterado e com presença de agentes estressores que influenciam na composição de macroinvertebrados. Zequi et al (2019) consideraram pontos com valores até 0,42 como área de baixa qualidade.

Com relação a Odonata, nos pontos mais preservados P3 e P4 foi observado 36 indivíduos de Zygoptera (Coenagrionidae e Calopterygidae) e 6 de Anisoptera (Gomphidae). A riqueza de Zygoptera está relacionada positivamente com a integridade da mata ciliar, enquanto a de Anisoptera ocorre em ambientes com mais impactados (MONTEIRO-JUNIOR;

Juen; Hamada, 2014). Enquanto isso, nas áreas mais alteradas, foram encontrados apenas 2 indivíduos de Anisoptera (Gomphidae e Corduliidae) no P1 e nenhuma Odonata no P2.

Apesar de esses pontos apresentarem melhor qualidade nos parâmetros físico-químicos e de riqueza de táxons, ainda tiveram índices que os classificam como alterados e impactados. Isso pode ser atribuído à grande quantidade de quironomídeos encontrados em P3 (n=713) e P4 (n=1200) em comparação aos outros pontos P1 (n=73) e P2 (n=132). A elevada quantidade de Chironomidae nos pontos P3 e P4 causaram a redução da equitabilidade (J') e aumentado índice de dominância (d), indicativo característico de áreas impactadas.

Zequi et al (2019) encontrou elevada abundancia de quironomídeos em pontos classificados com qualidade excelente no BMWP. Chironomidae é frequentemente associado a condições de distúrbios, estabelecendo alta abundância em locais com estressores ambientais de origem antropogênica como o uso do solo adjacente para pastos e plantações (SERRA et al 2017), caso em que ocorre em todos os pontos amostrados.

Amorim e Callisto (2009) apontaram que elevados teores de MO estão relacionados ao aumento de Chironomídeos. A elevada abundância de quironomídeo ocorre devido à sua capacidade de resistência e resiliência frente às diversas alterações ambientais. A família apresenta diversas estratégias como a mudança do ciclo de vida em alguns gêneros, permitindo adaptação a diferentes tipos de padrões do corpo hídrico, o que reflete na sua alta abundância mesmo em locais antropizados (SERRA et al., 2017).

6 CONCLUSÃO

O levantamento de macroinvertebrados bentônicos associado às análises físico-químicas possibilitou a avaliação da qualidade da água do córrego Alegria nas mediações do acidente. A metodologia utilizada nesse estudo foi vantajosa devido ao baixo custo, exigência de poucos materiais e fácil análise.

O isolamento dos pontos P3 e P4 após o acidente contribuiu para o aumento da mata ciliar, redução do assoreamento e, conseqüentemente, o aumento da qualidade da água. Das métricas para análise da comunidade de macroinvertebrados, as que corroboraram com as análises bioquímicas foram abundância e riqueza de táxon, riqueza de EPT e sua porcentagem e o índice BMWP. Assim, para um resultado mais assertivo é importante a aplicação de múltiplos índices.

7 REFERÊNCIAS

- ALMEIDA, J. A.; DINIZ, Y. S.; MARQUES, S. F. G.; FAINE, L. A.; RIBAS, B. O.; BURNEIKO, R. C.; NOVELLI, E. L. B. The use of the oxidative stress responses as biomarkers in Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) exposed to in vivo cadmium contamination. **Environment International**, v. 27, n. 8, p. 673-679, 2002.
- ALVARADO, J. J.; AGUILAR, J. F. Batimetría, salinidad, temperatura y oxígeno disuelto en aguas del Parque Nacional Marino Ballena, Pacífico, Costa Rica. **Revista de Biología Tropical**, v. 57, p. 19-29, 2009.
- AMORIM, A. C. F.; CASTILLO, A. R. Macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores da qualidade da água do baixo rio Perequê, Cubatão, São Paulo, Brasil. **Biodiversidade Pampeana**, v. 7, n. 1, 2009.
- ARTAZA-BARRIOS, O. H.; SCHIAVETTI, A. Análise da efetividade do manejo de duas áreas de proteção ambiental do Litoral Sul da Bahia. *Revista de Gestão Costeira Integrada-Journal of Integrated Coastal Zone Management*, v. 7, n. 2, p. 117-128, 2007.
- BARBOSA, L. C. A. Química Orgânica: Uma Introdução para as Ciências Agrárias e Biológicas, UFV, p.176-183, 2003.
- BARBOUR, M.T.; GERRITSEN, J.; SNYDER, B.D.; STRIBLING, J.B. **Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish**. Environmental Protection Agency, Office of Water; Washington, D.C. 1999.
- BAWA, U.; MUHAMMAD, I. A.; IBRAHIM, H. Assessment of water quality using biological monitoring working party (BMWP) and average score per taxon (ASPT) score at Kanye and Magaga dams, Kano. **Bayero Journal of Pure and Applied Sciences**, v. 11, n. 2, p. 210-218, 2018.
- BERE, T.; DALU, T.; MWEDZI, T. Detecting the impact of heavy metal contaminated sediment on benthic macroinvertebrate communities in tropical streams. **Science of The Total Environment**, v. 572, p. 147-156, 2016.
- BHADRECHA, M. H.; KHATRI, N.; TYAGI, S. Rapid integrated water quality evaluation of Mahisagar river using benthic macroinvertebrates. **Environmental monitoring and assessment**, v. 188, n. 4, p. 254, 2016.
- BRANCO, S. M. Ecosistêmica: uma abordagem integrada dos problemas do meio ambiente. Sao Paulo, 2ª ed. Editora Edgard Blücher Ltda., p. 202, 1999.
- BRASIL. Lei Federal nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997. **Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal, e altera o art. 1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989**. Disponível em: < http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/LEIS/L9433.htm>. Acesso em 08 jul. 2019.

BUSS, D. F.; BAPTISTA, D. F.; NESSIMIAN, J. L. 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 Jr., J.; PRATT, J. R. A history of biological monitoring using benthic macroinvertebrates. In: *Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates* (D. M. Rosenberg & V. H. Resh, ed.), New York: Chapman & Hall, p. 10-27, 1993.

CALAPEZ, A. R. *et al.* The effect of hypoxia and flow decrease in macroinvertebrate functional responses: A trait-based approach to multiple-stressors in mesocosms. **Science of the Total Environment**, v. 637, p. 647-656, 2018.

CALLISTO, M.; MORENO, P.; BARBOSA, F. A. R. Habitat diversity and benthic functional trophic groups at Serra do Cipó, Southeast Brazil. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 61, n. 2, p. 259-266, 2001.

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

CALLISTO, M.; FERREIRA, W. R.; MORENO, P.; GOULART, M.; PETRUCIO, M. Aplicação de um protocolo de avaliação rápida da diversidade de habitats em atividades de ensino e pesquisa (MG-RJ). **Acta Limnológica Brasiliensia**, v. 14, n. 1, p. 91-98, 2002.

CALLISTO, M.; MORENO, P.; MACEDO, D. R. Biomonitoramento e pressões da urbanização: Uma abordagem integrada entre Ecologia e Geografia na bacia do rio das Velhas. **Revista Espinhaço| UFVJM**, p. 2-12, 2019.

CAMARGO, P. R. S.; de SOUZA, F.; BURANELLO, P. A. A. Influência de impactos antrópicos na comunidade de macroinvertebrados na bacia do baixo rio grande. **Revista em Agronegócio e Meio Ambiente**, v. 12, n. 2, p. 643-662, 2019.

CAMPELLO, F. D. *et al.* Avaliação preliminar da qualidade das águas da Floresta Nacional de São Francisco de Paula, RS, Brasil. **Revista Brasileira de Biociências**. Porto Alegre. Vol. 3, n. 1/4, p. 47-64, 2005.

CARDOSO, I. L.; SILVA, M. H. A.; SOUSA, J. C.; BARROS, A.. Índice de Estado Trófico (IET) e Biological Monitoring Working Party (BMWP): uma análise comparativa para avaliação da qualidade da água. **Revista Eletrônica de Biologia (REB)**. ISSN 1983-7682, v. 7, n. 3, p. 342-356, 2014.

CARTER, J. L.; V. H. RESH; M. J. HANNAFORD. **Macroinvertebrates as biotic indicators of environmental quality**, p. 293–318. In F. R. Hauer and G. A. Lamberti [eds.], *Methods in stream ecology: Volume 2: Ecosystem function*, Third ed. Academic Press: London (UK). 2017.

CETESB. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo 2008, Disponível em: <https://sistemasinter.cetesb.sp.gov.br/produtos/ficha_completa1.asp?consulta=OCTANOL>. Acesso em agosto de 2019.

CLEMENTS, W. H.; CARLISLE; D. M., COURTNEY; L. A.; HARRAHY, E. A. Integrating observational and experimental approaches to demonstrate causation in stream biomonitoring studies. **Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal**, v. 21, n. 6, p. 1138-1146, 2002.

COIMBRA, R. M. Monitoramento da qualidade da Água. In: BRANCO, S. M., PORTO, R. L. L, *et al.* **Hidrologia Ambiental**. São Paulo: USP/ABRH (Coleção ABRH de recursos hídricos) v. 3, p. 392-411, 1991.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). Resolução nº 344, de 25 de março de 2004. Estabelece as diretrizes gerais e os procedimentos mínimos para a avaliação do material a ser dragado em águas jurisdicionais brasileiras, e dá outras providências. Diário oficial da União, Brasília, DF, 7 mai. 2004. Disponível em: <http://www.icmbio.gov.br/cepsul/images/stories/legislacao/Resolucao/2012/res_conama_454_2012_materialserdragadoemaguasjurisdicionaisbrasileiras.pdf>. Acesso em: 10 jul. 2019.

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, Brasília, DF, 18 mar. 2005. Disponível em: <<http://www.siam.mg.gov.br/sla/download.pdf?idNorma=2747>>. Acesso em: 10 jul. 2019.

COSTAS, N.; PARDO, I.; MÉNDEZ-FERNÁNDEZ, L.; MARTÍNEZ-MADRID, M.; RODRÍGUEZ, P. Sensitivity of macroinvertebrate indicator taxa to metal gradients in mining areas in Northern Spain. **Ecological indicators**, v. 93, p. 207-218, 2018.

CUMMINS, K. W.; MINSHALL, G. W.; SEDELL, J. R.; CUSHING, C. E.; PETERSEN, R. C. Stream ecosystem theory: With 1 figure and 6 tables in the text. **Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie: Verhandlungen**, v. 22, n. 3, p. 1818-1827, 1984.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. Aplicação do Biomonitoramento para Avaliação da Qualidade da Água em Rios. Disponível em: <https://www.agencia.cnptia.embrapa.br/recursos/documentos_36ID-mDU8bGÉbm3.pdf>. Acesso em: 13 de jun. de 2019.

ESTEVES, F. de A. *Fundamentos de Limnologia*. 3ª ed. Rio de Janeiro, RJ: Interciência, 1998. 826 p.

FRANÇA, J. S.; MORENO, P.; C., M.. Importância da composição granulométrica para a comunidade bentônica e sua relação com o uso e ocupação do solo na bacia hidrográfica do Rio das Velhas (MG). **ENCONTRO NACIONAL DE ENGENHARIA DE SEDIMENTOS**, v. 7, p. 12-14, 2006.

GIESWEIN, A.; HERING, D.; LORENZ, A. W. Development and validation of a macroinvertebrate-based biomonitoring tool to assess fine sediment impact in small mountain streams. **Science of The Total Environment**, v. 652, p. 1290-1301, 2019.

GALDEAN, N.; CALLISTO, M.; BARBOSA, F. A. R. Lotic ecosystems of Serra do Cipó, southeast Brazil: water quality and a tentative classification based on the benthic macroinvertebrate community. **Aquatic Ecosystem Health & Management**, v. 3, n. 4, p. 545-552, 2000.

GUIMARÃES, M. F. Avaliação da qualidade das águas do Córrego Alegria e Rio Uberaba após acidente ferroviário no município de Uberaba/MG. 2010.

GRAY, N. F.; DELANEY, E. Comparison of benthic macroinvertebrate indices for the assessment of the impact of acid mine drainage on an Irish river below an abandoned Cu-S mine. **Environmental Pollution**, v. 155, n. 1, p. 31-40, 2008.

HSDB – HAZARD SUBSTANCES DATA BASE – Methanol. Disponível em <<https://toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/search/a?dbs+hsdb:@term+@DOCNO+93>>. Acesso em agosto de 2019.

JONES, J. I. *et al.* The impact of fine sediment on macro-invertebrates. **River Research and Applications**, v. 28, n. 8, p. 1055-1071, 2012.

JUNQUEIRA, V. M.; CAMPOS, S. C. M. Adaptation of the “BMWP” method for water quality evaluation to Rio das Velhas watershed (Minas Gerais, Brazil). *Acta Limnologica Brasiliensia*, v. 10, n. 2, p. 125-35, 1998

LAMPARELLI, M. C. **Grau de trofia em corpos d’água do Estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento.** 2004. Tese (doutorado) - Universidade de São Paulo, São Paulo, 2004.

LI, L.; ZHENG, B.; LIU, L. Biomonitoring and bioindicators used for river ecosystems: definitions, approaches and trends. **Procedia environmental sciences**, v. 2, p. 1510-1524, 2010.

LIMA, W. P.; ZAKIA, M. J. B. Indicadores hidrológicos em áreas Florestais. *Série Técnica IPEF*, Piracicaba, v. 12, n. 31, p. 53-64, 1998.

BRASIL. Resolução nº 344, de 24 de março de 2004. 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, Brasília, DF, 18 mar. 2005.* Disponível em: <<http://www.siam.mg.gov.br/sla/download.pdf?idNorma=2747>>. Acesso em: 08 jul. 2019.

MAHMOUD, K. MA; SAYED, S. SM; HABIB, M. R. Ecological assessment of the River Nile around Gizert El-Warrak by Phytoplankton and macroinvertebrates assemblages. **bioRxiv**, p. 297432, 2018.

MEBANE, C. A.; SCHMIDT, T. S.; BALISTRIERI, L. S. Larval aquatic insect responses to cadmium and zinc in experimental streams. **Environmental toxicology and chemistry**, v. 36, n. 3, p. 749-762, 2017.

MENEZES, J. P. C.; BITTENCOURT, R. P.; FARIAS, M. D. S.; BELLO, I. P.; FIA, R.; OLIVEIRA, L. F. C. D. Relação entre padrões de uso e ocupação do solo e qualidade da água

em uma bacia hidrográfica urbana. **Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 21, n. 3, p. 519-534, 2016.

MESCHEDE, M. S. C.; FIGUEIREDO, B. R.; SEGURA-MUÑOZ, S. I. Drinking water quality in schools of the Santarém region, Amazon, Brazil, and health implications for school children. **Revista Ambiente & Água**, v. 13, n. 6, 2018.

METCALF; EDDY. Inc. Wastewater Engineering treatment Disposal Reuse. 4. ed. New York, McGraw - Hill Book, p. 1815, 2003.

MONTEIRO-JÚNIOR, C. S.; JUEN, L.; HAMADA, N.. Effects of urbanization on stream habitats and associated adult dragonfly and damselfly communities in central Brazilian Amazonia. **Landscape and Urban Planning**, v. 127, p. 28-40, 2014.

MOZETO, A. A. Coleta de sedimentos de ambientes aquáticos continentais, extração de águas intersticiais e determinação granulométrica. In: MOZETO, A. A., UMBUZEIRO, G. A., JARDIM, W. F. Métodos de coleta, análises físico-químicas e ensaios biológicos e ecotoxicológicos de sedimentos de água doce. **São Carlos: Cubo Multimídia**, 2006, p. 26 – 35.

OSMAN, A. G.; KLOAS, W. Water quality and heavy metal monitoring in water, sediments, and tissues of the African Catfish *Clarias gariepinus* (Burchell, 1822) from the River Nile, Egypt. **Journal of Environmental Protection**, v. 1, n. 4, p. 389-400, 2010.

PAULA, F. R.; GERHARD, P.; BARROS F., S. F.; & WENGER, S. J. Multi-scale assessment of forest cover in an agricultural landscape of Southeastern Brazil: Implications for management and conservation of stream habitat and water quality. **Ecological indicators**, v. 85, p. 1181-1191, 2018.

PEREIRA, L.I.R.; CABETTE, H. S.R; JUEN, L. Trichoptera as bioindicators of habitat integrity in the Pindaíba river basin, Mato Grosso (Central Brazil). In: **Annales de Limnologie-International Journal of Limnology**. EDP Sciences, p. 295-302. 2012.

RESH, V. H.; ROSENBERG, D. M. (Ed.). **Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates**. New York, NY, USA:: Chapman & Hall, 1993.

COSTA, C.; IDE, S.; SIMONKA, C. E.. Insetos imaturos. **Metamorfose e identificação. Ribeirão Preto: Holos Editora**, 2006.

ROSA, Beatriz Figueiraujo Jabour Vescovi et al. Potential effectiveness of reducing taxonomic and numerical resolution when using macroinvertebrates to characterize impacted streams in southeastern Brazil. **Fundamental and Applied Limnology/Archiv für Hydrobiologie**, v. 191, n. 2, p. 87-97, 2018.

ROSENBERG, D.M. AND RESH, V.H. Introduction to Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates. In: Rosenberg, D.M. and Resh, V.H., Eds., **Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates**, Chapman/Hall, New York, 1-9. 1993.

RUIZ-PICOS, R. A.; KOHLMANN, B.; SEDEÑO-DÍAZ, J. E.; LÓPEZ-LÓPEZ, E. Assessing ecological impairments in Neotropical rivers of Mexico: calibration and validation of the

Biomonitoring Working Party Index. **International Journal of Environmental Science and Technology**, v. 14, n. 9, p. 1835-1852, 2017.

SERRA, S. R.; GRAÇA, M. A.; DOLÉDEC, S.; FEIO, M. J. Chironomidae traits and life history strategies as indicators of anthropogenic disturbance. **Environmental monitoring and assessment**, v. 189, n. 7, p. 326, 2017.

SHIMANO; Y. et al . Distribuição espacial das guildas tróficas e estruturação da comunidade de Ephemeroptera (Insecta) em córregos do Cerrado de Mato Grosso, Brasil. **Iheringia, Sér. Zool.**, Porto Alegre, v. 102, n. 2, p. 187-196, 2012.

SILVA, AM da; SCHULZ, H. E.; CAMARGO, PB de. Bacia hidrográfica como objeto de investigação técnico-científica e como unidade de gestão ambiental. **Erosão e Hidrosedimentologia em bacias hidrográficas. São Carlos, Rima**, p. 43-102, 2004.

SILVEIRA, M.P.; QUEIROZ, J.F.; BOEIRA, R.C. Protocolo de Coleta e Preparação de Amostras de Macroinvertebrados Bentônicos em Riachos. Embrapa Meio Ambiente, Jaguariúna, p. 7, 2004.

SILVEIRA, A. L. L. Ciclo hidrológico e bacia hidrográfica. In: TUCCI, C. E. M.; SILVEIRA A. L. L. et al. Hidrologia: ciência e aplicação. 4° ed. Porto Alegre: **Editora da UFRGS/ ABRH**. p. 35- 51, 2009.

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

TANG, W.; SHAN, B.; ZHANG, H.; MAO, Z. Heavy metal sources and associated risk in response to agricultural intensification in the estuarine sediments of Chaohu Lake Valley, East China. **Journal of Hazardous Materials**, 176, p. 945–951, 2010

TORRES, J. L. R.; PASSAGLIA, E. M.; SALERNO, M. C.; NOMELINE, V. M. Avaliação da deterioração socioeconômica e ambiental da microbacia do córrego Saudade, afluente do rio Uberaba. **Revista Brasileira de Agroecologia**, v. 4, n. 3, 2009.

VIEIRA, D. M. D. S.; TORRES, J. L. R.; BARRETO, A. C.; CUNHA, E. M. A. Avaliação quantitativa das características geomorfológicas das microbacias hidrográficas que compõem a área de proteção ambiental do rio Uberaba. **Irriga**, v. 17, n. 3, p. 313-326, 2012.

WANG, X.; SU, P.; LIN, Q.; SONG, J.; SUN, H.; CHENG, D.; FU, J. Distribution, assessment and coupling relationship of heavy metals and macroinvertebrates in sediments of the Weihe River Basin. **Sustainable Cities and Society**, p. 101-665, 2019.

WASHINGTON, H. G. Diversity, biotic and similarity indices: a review with special relevance to aquatic ecosystems. **Water research**, v. 18, n. 6, p. 653-694, 1984.

WETZEL, R. G. **Limnology: lake and river ecosystems**. gulf professional publishing. San Diego (California). 2001.

ZEQUI, J. A. C.; ESPINOZA, A. A.; ALMEIDA P. J.; LOPES, J. Aquatic insect communities in small stream in the south of Brazil. **Environmental monitoring and assessment**, v. 191, n. 7, p. 408, 2019.