



Uso de macroinvertebrados bentônicos para análise integrada da Sub-Bacia do Ribeirão Conquistinha, afluente do Rio Grande (MG, Brasil)

Use of benthic macroinvertebrates for an integrated analysis of the Ribeirão Conquistinha Sub-Basin, a tributary of the Rio Grande (MG, Brazil)

G. N. Moreira; A. C. Biscalquini; I. A. V. Gonçalves; E. R. da Silva; A. P. M. S. Senhuk; A. C. B. M. Anhe*

Departamento de Engenharia Ambiental / Instituto de Ciências Exatas e Tecnológicas, Universidade Federal do Triângulo Mineiro, 38064-200, Uberaba-MG, Brasil

**ana.anhe@uftm.edu.br*

(Recebido em 13 de março de 2023; aceito em 16 de fevereiro de 2024)

O Ribeirão Conquistinha é um importante afluente do Rio Grande e sua sub-bacia recebe influência da ocupação urbana. Foi realizada avaliação da qualidade ambiental dessa sub-bacia utilizando macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores, além de análises físico-químicas, microbiológicas e aplicação do Protocolo de Avaliação Rápida. Os resultados apontaram melhor qualidade das águas em regiões de mata ciliar, reforçando a sua importância na proteção do ecossistema. A redução significativa na qualidade ambiental foi observada nos locais que recebiam efluente industrial e doméstico, mostrando o seu efeito deletério sobre a comunidade biológica. Os locais com atividades rurais apresentaram qualidade da água intermediária. Assim, os resultados reforçam o uso dos bioindicadores para uma análise integrada da qualidade da água, indicando contaminação da sub-bacia e sugerindo graves impactos ambientais no metabolismo do ecossistema e na vida aquática.

Palavras-chave: biomonitoramento, parâmetros físico-químicos, qualidade da água.

Ribeirão Conquistinha is an important tributary of Rio Grande and its sub-basin is influenced by urban occupation. The environmental quality of this sub-basin was evaluated using benthic macroinvertebrates as bioindicators, as well as physical-chemical, microbiological and Rapid Assessment Protocol. The results showed better water quality in riparian forest regions, reinforcing its importance in protecting the ecosystem. The significant reduction in quality was observed in the sites that received industrial and domestic effluents, showing the deleterious effect of these substances on the biological community. The sites with rural activities presented intermediate water quality. Thus, the results reinforce the use of bioindicators for an integrated analysis of water quality, using a high degree of contamination of the sub-basin and suggesting the occurrence of environmental sequences and metabolism in the ecosystem and aquatic life.

Keywords: biomonitoring, physical chemical parameters, water quality.

1. INTRODUÇÃO

Os recursos hídricos são de importância fundamental para a qualidade da vida humana e para o desenvolvimento econômico e social. Para o meio ambiente, a água é um dos pilares para a manutenção da biodiversidade. Entretanto, muitos são os contaminantes hídricos oriundos de atividades antropogênicas que alteram os ecossistemas aquáticos [1]. Substâncias químicas, biológicas e dejetos que não compõem as características naturais de um sistema, quando lançados nos corpos d'água, podem torná-los impróprios para a manutenção da vida aquática e para o consumo humano. Dessa forma, a água, em especial a água potável, está gradativamente se tornando escassa, consequência do uso desordenado desse importante recurso natural [2].

Nesse contexto, são fundamentais os programas de monitoramento dos corpos d'água, visando o equilíbrio entre o desenvolvimento econômico e a preservação do ecossistema [3]. Dentre as diversas maneiras de se avaliar a qualidade da água nos corpos hídricos se destacam as análises físico-químicas. Tais análises são tradicionalmente utilizadas como parâmetros indicadores da qualidade, sendo a Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005, a normativa utilizada

para comparar os resultados obtidos nas avaliações aos limites propostos na legislação [4]. Assim, para verificar a adequação de determinado corpo d'água em relação aos seus múltiplos usos, como uso para abastecimento público, pesca, irrigação de culturas, recreação ou dessedentação de animais, os parâmetros analisados devem estar em compatibilidade com aqueles estabelecidos em legislação [4]. Contudo essas medidas são imediatas (analisam os parâmetros apenas durante o momento) e podem diferir da situação altamente dinâmica do ecossistema [5]. Nesse sentido, o uso de comunidades biológicas permite uma avaliação agregada e a longo prazo dos efeitos ecológicos causados por variadas fontes de poluição e pelo uso e ocupação do solo [6, 7].

Dentre os diversos tipos de indicadores biológicos aquáticos, destacam-se os macroinvertebrados bentônicos [8]. São maiores que 250µm, habitam o fundo de ecossistemas aquáticos durante pelo menos parte de seu ciclo de vida e são representados pelos insetos, anelídeos, crustáceos, moluscos, dentre outros. Existem várias razões para o uso dos macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores: possuem hábito sedentário, sendo dessa forma, representativos da área na qual foram amostrados; apresentam ciclos de vida relativamente curtos se comparados aos ciclos de outros bioindicadores, como os peixes, e irão refletir mais rapidamente as alterações do ambiente através de mudanças na estrutura das populações e comunidades; vivem e se alimentam dentro, sobre e próximo aos sedimentos, onde as toxinas tendem a acumular; apresentam alta diversidade biológica, o que significa em uma maior variabilidade de respostas frente aos variados tipos de impactos ambientais; são importantes componentes dos ecossistemas aquáticos, formando como um elo entre os produtores primários e servindo de alimento para muitos peixes, além de apresentar papel fundamental no processamento de matéria orgânica e ciclagem de nutrientes [9].

Estudos recentes mostram a importância dos macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores aquáticos, cuja avaliação do ambiente se dá pela aplicação dos índices biológicos (diversidade, dominância e equitabilidade), BMWP (*Biological Monitoring Working Party*), dentre outros [10-14]. Como análise complementar, o Protocolo de Avaliação Rápida (PAR) pode ser utilizado para avaliar as variáveis de qualidade e heterogeneidade de habitats aquáticos [15].

Diante do exposto, nesse estudo foram utilizados macroinvertebrados bentônicos para avaliação da qualidade da água da sub-bacia do Ribeirão Conquistinha, afluente do rio Grande, um importante corpo hídrico do Cerrado no Sudeste Brasileiro.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área de estudo

A área de estudo encontra-se no município de Uberaba (Minas Gerais) e está situada na região do Triângulo Mineiro (Figura 1). O Ribeirão Conquistinha se enquadra como uma sub-bacia do rio Grande possui uma área de drenagem de aproximadamente 512 km² e percorre cerca de 58 km até desaguar no rio Grande [16]. A parte alta da sub-bacia recebe lançamento de cerca de 22% do esgoto *in natura* do município de Uberaba – MG. Os trechos médio e baixo têm influência de usos de natureza rural, como lavouras e pastagens. A mata ciliar nesses trechos é reduzida e degradada por usos antrópicos e invasão de rebanhos bovinos.

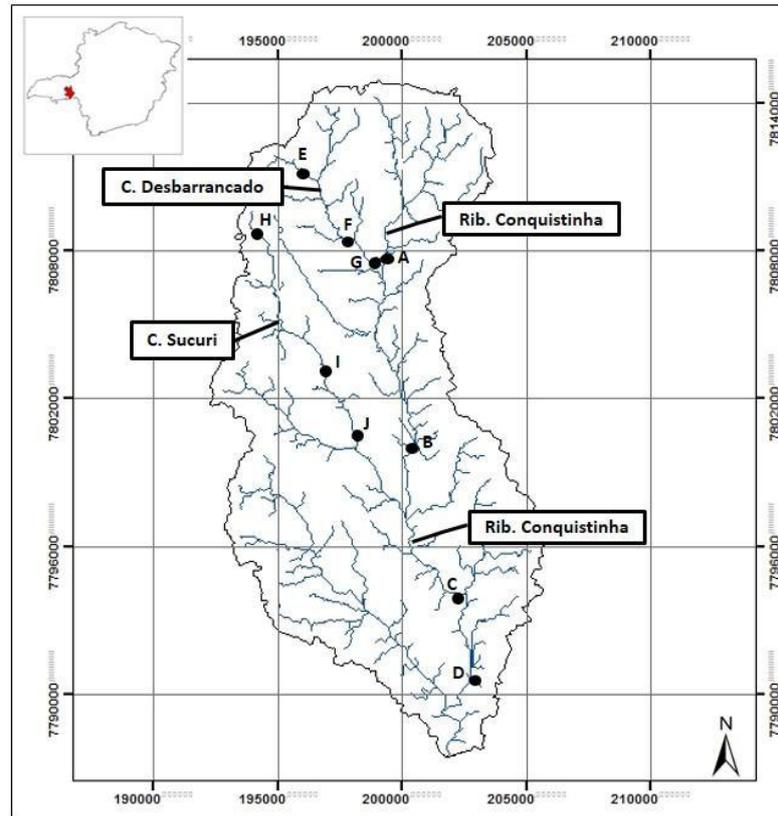


Figura 1: Locais de coleta na sub-bacia do Ribeirão Conquistinha, formado pelo Ribeirão (Rib.) Conquistinha (pontos A a D), Córrego (C.) Desbarracado (pontos E a G) e Córrego Sucuri (ponto H a J). O mapa a esquerda mostra o estado de Minas Gerais e a região destacada em vermelho, a área de coleta.

2.2 Desenho amostral e coleta dos macroinvertebrados bentônicos

As amostragens foram realizadas em dez pontos da sub-bacia, incluindo quatro pontos no Ribeirão Conquistinha (A-D), três no córrego Desbarracado (E-G) e três no córrego Sucuri (H-J) (Figura 1). As coletas dos organismos foram previamente autorizadas pelo Sistema de Autorização e Informação em Biodiversidade (SISBIO – protocolo número 43382-1).

O sedimento foi coletado em triplicatas no período de seca (junho a agosto de 2015) utilizando amostrador do tipo *Surber*, com malha de 250 μ m e área de 900cm². O amostrador foi posicionado contra a correnteza; todo o substrato foi coletado e transferido para sacos plásticos. As amostras foram conservadas em álcool etílico a 70%, devidamente lacradas e identificadas [17].

No laboratório, o material amostrado foi lavado em água corrente utilizando uma rede de malha de 250 μ m. Após, realizou-se a triagem prévia a olho nu, a fim de coletar organismos de maior porte, separando-os dos detritos. O material recolhido foi transferido para uma solução supersaturada de sal, com o objetivo dos macroinvertebrados mais leves flutuarem, por serem menos densos do que a solução supersaturada, facilitando e otimizando a triagem na lupa estereoscópica [17]. Na sequência, os macroinvertebrados foram identificados utilizando chaves específicas [18-20].

Os táxons amostrados foram pontuados de acordo com o índice BMWP (*Biological Monitoring Working Party*) [21]. A somatória dessas pontuações permitiu a classificação da qualidade da água em cada ponto como: excelente (maior que 86), boa (64 a 85), satisfatória (37 a 63), ruim (17 a 36) ou muito ruim (menor que 16) [22].

A estrutura da comunidade de macroinvertebrados foi avaliada por meio do cálculo dos índices de diversidade de Shannon-Winer (H'), equitabilidade de Pielou (J') [23] e dominância de Berger-Parker (d) [24].

A similaridade entre os pontos foi calculada pelo índice de Jaccard, baseado na riqueza de macroinvertebrados, por meio do software Past 4.03 e os resultados apresentados por um dendrograma. Os dados não passaram por transformação e o sistema de agrupamento utilizado foi UPGMA (*Unweighted Pair-Group Method using Arithmetic Averages*).

2.3 Análises físico-químicas

A sonda multiparâmetros YSI Professional Plus ® foi utilizada para medição do potencial hidrogeniônico (pH), oxigênio dissolvido (OD), condutividade elétrica e temperatura da água. As amostragens aconteceram *in situ*, pela imersão do medidor nos pontos de coleta, nos períodos de seca e chuva (outubro a dezembro de 2015).

Também foram analisados os metais cádmio, cobre, ferro, níquel e zinco nos períodos de seca e chuva. Em cada ponto da sub-bacia, foram coletados cerca de 500mL de água e sedimento utilizando frasco de polietileno contendo ácido nítrico como conservante. Em seguida, os frascos foram acondicionados em caixas térmicas e encaminhados a um laboratório particular, onde as análises foram realizadas segundo APHA (2012) [25].

Os parâmetros físico-químicos foram analisados de acordo com a Resolução CONAMA 357/2005 [4] e para rios de classe 2.

2.4 Análises microbiológicas

O teste cromogênico e fluorogênico Colitag ® foi utilizado para análise da presença de coliformes totais e *Escherichia coli* (T. Escherich, 1885) na sub-bacia. Uma amostra de 100mL água foi coletada em cada ponto nos períodos de seca e chuva, utilizando frascos de vidro estéreis. As amostras foram acondicionadas em caixas térmicas com gelo e encaminhadas ao laboratório. Próximo a chama do bico de Bunsen, 100mL da amostra foi transferida para um *Erlenmeyer* estéril, seguida da adição do substrato Colitag ®, homogeneização e incubação a 44°C em estufa BOD. Após 24h, a leitura foi realizada observando aquisição da coloração amarela (presença de coliformes totais) e/ou apresentação de fluorescência sob luz ultravioleta (confirmativo de *E. coli*, ou seja, contaminação fecal).

2.5 Protocolo de Avaliação Rápida

O Protocolo de Avaliação Rápida (PAR) [15] foi utilizado a partir de observações em campo nos pontos de coleta. Para cada parâmetro do protocolo foi atribuída uma pontuação dentro da faixa pré-estabelecida pelos autores. Em seguida, as pontuações foram somadas e os pontos classificados em natural (acima de 60), alterada (41 a 60) e impactada (0 a 40).

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os macroinvertebrados coletados na sub-bacia do Ribeirão Conquistinha e os respectivos escores do BMWP estão apresentados na Tabela 1. Foram amostrados 5.438 indivíduos de 28 táxons, dos quais 20 pertencem à Classe Insecta, e os demais, à Classe Crustacea (1), Filo Mollusca (6) e Filo Annelida (2). Os táxons inclusos por equivalência ecológica estão destacados com asterisco (*).

Os primeiros pontos amostrados (A-B) no Ribeirão Conquistinha receberam as maiores pontuações no índice BMWP (72 e 73, respectivamente) (Tabela 2). Ambos os pontos apresentaram índice H' relativamente alto (ou seja, mais próximo do H'máx), relacionado à maior diversidade de táxons amostrados (14 e 16, respectivamente). Apesar da presença de animais tolerantes à poluição (como Diptera, Oligochaeta e Hirudinea), ressalta-se a ocorrência de táxons sensíveis (como Trichoptera, Ephemeroptera e várias famílias de Odonata) que contribuíram para a classificação da água desses trechos como a de melhor qualidade na sub-bacia (classificação boa pelo BMWP). Os dois pontos apresentaram valores médios de equitabilidade (67% em A e 56% em B) e de dominância (44% de Elmidae em A e 39% de Chironomidae em B) (Tabela 2), características de águas de qualidade boa. Todos esses índices estão associados a melhor preservação ambiental desses pontos, classificados como “naturais” pelo PAR. Isso porque a qualidade do habitat é um dos fatores mais importantes no sucesso de colonização e estabelecimento das comunidades biológicas em ambientes lênticos ou lóticos [26, 27].

Destaca-se ainda que o ponto B, além de possuir a maior pontuação do BMWP (73) e a maior diversidade de táxons amostrados (16), apresentou os maiores valores de OD do ribeirão Conquistinha (6,26 mg.L⁻¹) e a menor condutividade elétrica de toda a sub-bacia (27,4 µS.cm⁻¹) (Tabela 3). Isso está associado à maior extensão de mata ciliar, grande estabilidade das margens e reduzidas interferências de atividades humanas, características que mantêm este ponto como o mais preservado da sub-bacia e reforçam a importância da vegetação ripária [28]. Além de proteger as margens, a mata contribui com detritos vegetais, como galhos e folhas, que servem de alimento e abrigo para os macroinvertebrados [29, 30]. Outros autores reforçam a importância da mata ciliar para a comunidade macrobentônica [31, 32].

Tabela 3: Parâmetros físico-químicos da sub-bacia do Ribeirão Conquistinha nos períodos de seca e chuva.

| Pontos | Temperatura (°C) | | OD (mg.L ⁻¹) | | pH | | Condutividade (µS.cm ⁻¹) | |
|--------|------------------|-------|--------------------------|-------|------|-------|--------------------------------------|-------|
| | Seca | Chuva | Seca | Chuva | Seca | Chuva | Seca | Chuva |
| A | 24,4 | 21,3 | 6,1 | 7,25 | 7,7 | 8,1 | 37,0 | 37,0 |
| B | 24,0 | - | 6,26 | - | 7,6 | - | 27,4 | - |
| C | 24,5 | 21,2 | 5,67 | 6,31 | 6,8 | 7,8 | 73,4 | 91,0 |
| D | 24,5 | 21,2 | 5,7 | 6,52 | 6,8 | 7,8 | 100,8 | 77,9 |
| E | 24,0 | 29,5 | 3,3 | 1,01 | 8,0 | 7,7 | 384,7 | 471,0 |
| F | 23,2 | 26,2 | 4,17 | 5,89 | 7,9 | 7,7 | 157,8 | 424,6 |
| G | 26,2 | 22,5 | 5,56 | 5,48 | 7,5 | 8,1 | 158,3 | 241,8 |
| H | 23,6 | 21,3 | 5,17 | 6,72 | 7,1 | 7,7 | 79,3 | 51,7 |
| I | 23,5 | 21,5 | 6,89 | 6,66 | 7,9 | 8,7 | 34,3 | 34,5 |
| J | 24,1 | 21,1 | 6,54 | 7 | 7,3 | 8,3 | 39,1 | 35,3 |

Os pontos a jusante no Ribeirão Conquistinha (C e D) exibiram uma queda na qualidade da água, sendo classificada como muito ruim pelo BMWP (Tabela 1). Foi amostrada uma baixa diversidade de macroinvertebrados, representados por hirudíneos e quironomídeos, acompanhada por elevada dominância (87% e 97% - Tabela 2). A presença exclusiva de táxons tolerantes/resistentes à poluição indica a degradação ambiental do local. Isto acontece porque a poluição é seletiva e somente aqueles indivíduos bem adaptados às novas condições ambientais sobrevivem e proliferam, ao passo que outros, mais sensíveis, não resistem às novas condições ambientais e são eliminados [33].

O PAR classificou os trechos como impactados, e apesar da presença de uma estreita mata ciliar, o mau cheiro e a oleosidade na água e no sedimento são características de locais que recebem lançamento de efluente. Essa diminuição da qualidade das águas foi confirmada pela análise físico-química, com a redução dos valores de OD e o aumento da condutividade elétrica da água (Tabela 3).

O córrego Desbarrancado (E-G), principal afluente do Ribeirão Conquistinha, recebeu baixa pontuação do índice BMWP (11, 25 e 10) e suas águas foram classificadas como ruins ou muito

ruins. Neste córrego foram amostrados os menores números de táxons (5, 6 e 3, respectivamente), refletindo em baixos valores de diversidade. O córrego exibiu baixos valores de equitabilidade (inferiores a 53%) e elevados valores de dominância (superiores a 72%), o que reforça a baixa qualidade ambiental. Foram coletados apenas macroinvertebrados bentônicos resistentes à poluição, como Hirudinae e alguns Diptera, sendo este o grupo mais representativo, sobressaindo a família Chironomidae (Tabela 1). Vale ressaltar que o ponto G mostrou um valor quase nulo para o índice de equitabilidade, pois os quironomídeos corresponderam a mais de 99% da comunidade amostrada. Isto se deve ao fato dos quironomídeos serem extremamente resistentes à poluição, sobreviverem em concentrações muito baixas de oxigênio [34] e elevados teores de matéria orgânica, além de apresentarem altas taxas de reprodução [35]. Destaca-se que a maioria das espécies dessa família tem a capacidade de sintetizar um pigmento respiratório semelhante à hemoglobina, com alta afinidade pelo oxigênio, fundamental em condições de baixa concentração desse elemento [26].

O córrego Desbarrancado se localiza dentro da área urbana e foi classificado como impactado pelo PAR (Tabela 2). *In situ*, foram observados processos erosivos, oleosidade da água e no sedimento, mau cheiro, acúmulo de lixo e desmatamento. A baixa qualidade da água também foi demonstrada pela análise físico-química com os menores valores de OD ($1,01 \text{ mg.L}^{-1}$) e as maiores condutividades ($471 \text{ }\mu\text{S.cm}^{-1}$), características de locais impactados (Tabela 3).

O córrego Sucuri (H-J), segundo maior afluente da sub-bacia, exibiu águas de qualidade ruim a satisfatória, no sentido montante a jusante (Tabelas 1 e 2). O aumento do BMWP foi acompanhado pelo acréscimo da diversidade, equitabilidade e diminuição da dominância, além do aparecimento de táxons sensíveis, como larvas de Libellulidae, Perlidae e Pyralidae. Essa melhoria nas condições do córrego também foi visualizada pelo PAR (quando foi atingida a classificação natural) e pela análise físico-química (Tabela 3), com o aumento do OD (de $5,17$ a $7,0 \text{ mg.L}^{-1}$) e a diminuição da condutividade ($79,3$ a $34,4 \text{ }\mu\text{S.cm}^{-1}$) (Tabela 3). Apesar do Córrego Sucuri ser rodeado por canalial, suas características físicas e biológicas encontram-se preservadas e melhoram conforme o córrego se afasta da área urbana.

Em suma, os dados mostraram pior qualidade da água nos pontos que recebiam efluentes domésticos (C, E, F, G) ou industriais (D), comparados aos localizados em regiões rurais (H-J), como observado por outros autores [6, 7, 8, 11, 36-38]. Isso porque as substâncias presentes nos efluentes exercem ação deletéria nos ecossistemas aquáticos, uma vez que a matéria orgânica diminui o OD disponível, afetando a comunidade biológica [39], além de escurecer a água e provocar o aparecimento de odores desagradáveis.

De modo geral, a comparação da análise físico-química dos períodos de seca e chuva mostra redução da temperatura em cerca de 3°C (com exceção dos pontos E e F) e um aumento do OD (exceto E e G) e do pH (exceto E e F). Para a condutividade não foi observada nenhuma relação de aumento ou diminuição entre os períodos de seca e chuva (Tabela 3).

As concentrações dos metais na sub-bacia do Ribeirão Conquistinha e o valor máximo permitido (VMP) pela Resolução CONAMA 357/2005 [4] para rios de classe 2 são apresentadas na Tabela 4.

Tabela 4: Concentrações dos metais tóxicos na sub-bacia do Ribeirão Conquistinha, nos períodos de seca e chuva e o Valor Máximo Permitido (VMP) para rios de classe 2.

| Pontos | Cádmio (mg.L ⁻¹) | | Cobre (mg.L ⁻¹) | | Ferro (mg.L ⁻¹) | | Níquel (mg.L ⁻¹) | | Zinco (mg.L ⁻¹) | |
|------------|------------------------------|--------|-----------------------------|-------|-----------------------------|-------|------------------------------|--------|-----------------------------|--------|
| | Seca | Chuva | Seca | Chuva | Seca | Chuva | Seca | Chuva | Seca | Chuva |
| A | <0,004 | <0,004 | 5,2 | 0,12 | 519,0 | 58,6 | 0,8 | 0,04 | <0,002 | 0,01 |
| B | <0,004 | - | 0,4 | - | 11,0 | - | <0,015 | - | <0,002 | - |
| C | <0,004 | <0,004 | 3,0 | 0,27 | 588,0 | 145,4 | 0,8 | 0,09 | <0,002 | <0,002 |
| D | <0,004 | <0,004 | 7,0 | 0,01 | 118,0 | 3,36 | 0,8 | <0,015 | 1,00 | 0,06 |
| E | <0,004 | <0,004 | 2,8 | 0,02 | 253,0 | 2,7 | 2,8 | <0,015 | <0,002 | 0,05 |
| F | <0,004 | <0,004 | 14,8 | 0,01 | 258,0 | 1,45 | 3,6 | <0,015 | <0,002 | <0,002 |
| G | <0,004 | <0,004 | 1,4 | 0,03 | 443,0 | 2,39 | 0,6 | <0,015 | <0,002 | <0,002 |
| H | <0,004 | <0,004 | 1,8 | 0,12 | 323,0 | 23,2 | 1,8 | 0,02 | <0,002 | 0,07 |
| I | <0,004 | <0,004 | 4,6 | 0,02 | 668,6 | 88,0 | 0,4 | <0,015 | 0,2 | <0,002 |
| J | <0,004 | <0,004 | 4,2 | 0,03 | 622,0 | 3,18 | 0,6 | <0,015 | <0,002 | 0,01 |
| VMP | ≤0,001 | | ≤0,009 | | ≤0,300 | | ≤0,025 | | ≤0,180 | |

Nota-se que os metais cádmio e zinco (em ambas as estações) e níquel (chuva) se encontravam abaixo do VMP, enquanto o cobre, ferro (ambas as estações) e níquel (seca) ultrapassam o limite em até 1.644 vezes. Quando as estações são comparadas, maiores valores foram encontrados na seca (Tabela 4). O ponto B apresentou as menores concentrações de metais, reforçando a importância da mata ciliar como um filtro na lixiviação dos contaminantes [40].

O metal de maior concentração foi o ferro. Tal fato se justifica pois a sub-bacia é formada por basaltos que possuem óxidos de ferro em sua composição [41] e, dessa forma, as elevadas concentrações de ferro mostram como a geologia e a pedologia interferem na qualidade da água. Concentrações elevadas de ferro também foram observadas em córregos presentes em áreas de cultivo da cana-de-açúcar devido à composição do solo da região [40].

O segundo metal de maior concentração foi o cobre. Os maiores valores foram encontrados nos pontos D e F, que recebem, respectivamente, efluente de um frigorífico e doméstico (Tabela 4). Os pontos A, I e J possuem pastagens e canavial nos entornos, cuja lixiviação carrega para os córregos produtos agrícolas contendo o metal. De acordo com a Cetesb (2010) [42], o cobre é muito mais nocivo aos peixes do que para o homem. Concentrações de 0,5 mgL⁻¹ já são letais para trutas, carpas, bagres, peixes vermelhos de aquários ornamentais, dentre outros, enquanto os microrganismos morrem em concentrações acima de 1,0 mgL⁻¹ [42].

Níquel apresentou níveis elevados na estação seca, com destaque novamente para o córrego Desbarrancado, que recebe esgoto *in natura* da cidade (Tabela 4). A CETESB (2010) [42] afirma que concentrações de níquel em águas superficiais naturais podem chegar a 0,1 mg.L⁻¹, comumente sob a forma Ni²⁺, em que valores mais elevados, como na sub-bacia, podem ser encontrados em áreas de mineração ou áreas com resíduos contendo ligas de ferro, torneiras, imãs, etc.

As análises microbiológicas mostraram a presença de coliformes totais e *E. coli* em todas as amostras. A bactéria *E. coli* faz parte da microbiota intestinal do homem e outros animais homeotermos. Quando detectada em uma amostra de água, fornece evidência direta de contaminação fecal recente, e por sua vez pode indicar a presença de patógenos entéricos [43]. Essa contaminação fecal pode ser oriunda de lançamento de esgoto doméstico não tratado, ou mesmo de fezes de outros animais homeotermos que alcançaram os corpos d'água, como bovinos e equinos.

A análise de similaridade dos pontos pode ser observada no dendrograma (Figura 2), construído com base no índice de Jaccard que os comparou pela presença ou ausência dos táxons de macroinvertebrados bentônicos.

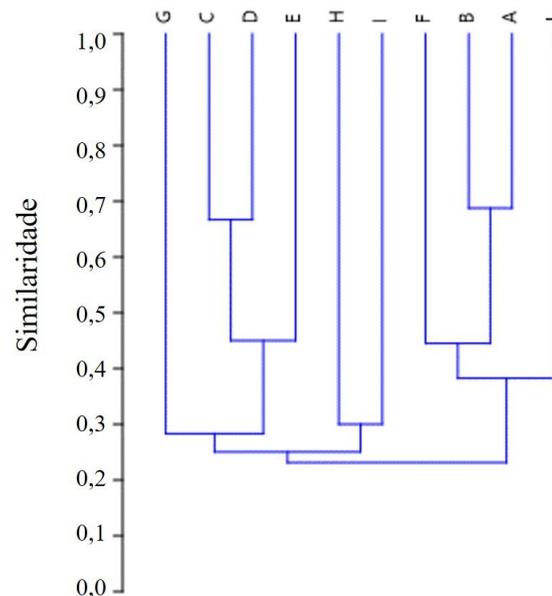


Figura 2: Dendrograma de similaridade entre os pontos da sub-bacia do Ribeirão Conquistinha pelo levantamento de macroinvertebrados bentônicos.

Observa-se que foram formados dois grupos com maiores similaridades: um contendo pontos mais preservados do Ribeirão Conquistinha (A e B), com 69% de similaridade, e outro com pontos mais impactados, à jusante (C e D), com 67% de similaridade, corroborando com os resultados dos índices ecológicos, principalmente o BMWP.

Os pontos do Córrego Desbarrancado, E e G, foram mais semelhantes com os pontos à jusante do Ribeirão Conquistinha (C e D), impactados com por lançamentos de efluente doméstico e industrial. Apesar do ponto F ter apresentado baixa riqueza, assim como os demais pontos do mesmo córrego, todos os poucos táxons nele encontrados (6) também estavam presentes nos pontos A e B, resultando em 45% de similaridade com esse grupo. Esses dados corroboram com o estudo de Favaro et al. (2016) [44], que analisaram a formação de micronúcleos nas células formadoras do grão de pólen *Tradescantia pallida* quando em contato com as águas da sub-bacia do ribeirão Conquistinha. Segundo os autores, mesmo com níveis aceitáveis de parâmetros físico-químicos de acordo com a legislação brasileira, a toxicidade foi até 25% maior que o controle positivo (formaldeído 0,2%), principalmente nos pontos que recebiam efluentes domésticos e industriais, reforçando o impacto negativo no ecossistema.

Quanto ao Córrego Sucuri, os pontos H e I formaram um grupo a parte e com baixa similaridade entre si (30%), devido principalmente à presença de quatro táxons exclusivos em relação aos demais pontos. Todos os táxons encontrados no ponto J estavam presentes nos pontos A e B, com exceção de um táxon exclusivo e que é sensível à poluição, recebendo pontuação alta pelo BMWP: família Pyralidae, classe Lepidoptera. Isso fez com que a similaridade entre o ponto J e o grupo formado por A e B fosse baixa (menor que 40%).

4. CONCLUSÃO

Os resultados apresentaram a comunidade de macroinvertebrados bentônicos da sub-bacia do Ribeirão Conquistinha e sua importância como bioindicadores para avaliação da qualidade da água. Foram apresentados os efeitos deletérios das atividades antrópicas no ecossistema aquático e que a degradação ambiental é maior em locais que recebiam efluentes domésticos/industriais do que aqueles de zona rural. Os dados também reforçam a importância da mata ciliar na preservação da comunidade macrobentônica e na qualidade da água.

Assim, os resultados reforçam o uso dos bioindicadores para uma análise integrada, por serem capazes de refletir alterações físicas, químicas e biológicas do ambiente, como uma alternativa

eficiente e de baixo custo, além de possibilitar o conhecimento da diversidade de macroinvertebrados do local.

5. AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais (FAPEMIG) pelo auxílio financeiro que possibilitou a realização do projeto.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. Gavrilescu M, Demnerová K, Aamand J, Agathos S, Fava F. Emerging pollutants in the environment: present and future challenges in biomonitoring, ecological risks and bioremediation. *New Biotechnol.* 2015;32(1):147-56. doi: 10.1016/j.nbt.2014.01.001
2. Mangadze T, Bere T, Mwedzi T. Choice of biota in streamassessment and monitoring programs in tropical streams: acomparison of diatoms, macroinvertebrates and fish. *Ecol Indic.* 2016;63:128-43. doi: 10.1016/j.ecolind.2015.11.029
3. Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA). Conjuntura dos Recursos Hídricos no Brasil [Internet]; 2021 [citado em 30 nov 2021]. Disponível em: <https://relatorio-conjuntura-ana-2021.webflow.io/capitulos/quantidade-qualidade>
4. Whitfield J. Vital signs. *Nature.* 2001;411(6841):989-90. doi: 10.1038/35082694
5. Barbour MT, Gerritsen J, Snyder BD, Stribling JB. Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers: Periphyton, benthic macroinvertebrates and fish. Washington (US): EPA; 1999.
6. Ghanavati ASL, Bagher Nabavi SM, Mohammadi Rouzbahani M, Sabz Alipour S, Masood Monavari S. Ecological quality status of stressed coastal benthic ecosystems in Nayband Bay from the northern Persian Gulf, Iran using AMBI, M-AMBI, Bentix, and H' indices. *J Wildl Biodivers.* 2022;8(1):279-97. doi: 10.5281/zenodo.7076047
7. Romero KC, Rio JPD, Villareal KC, Anillo JCC, Zarate ZP, Gutierrez LC, et al. Lentic water quality characterization using macroinvertebrates as bioindicators: An adapted BMWP index. *Ecol Indic.* 2017;72:53-66. doi: 10.1016/j.ecolind.2016.07.023
8. Callisto M, Esteves FA. Biomonitoramento da macrofauna bentônica de Chironomidae (Diptera) em dois Igarapés Amazônicos sob influência das atividades de mineração de bauxita. In: Nessimian JL, Carvalho AL, editores. *Ecologia de insetos aquáticos. Oecologia Brasiliensis*, vol. 5. Rio de Janeiro: PPGE-UFRJ; 1998. p. 299-309.
9. Albertoni EF, Prellvitz LJ, Palma-Silva C. Macroinvertebrate fauna associated with *Pistia stratiotes* and *Nymphoides indica* in subtropical lakes (south Brazil). *Braz J Biol.* 2007;67(3):499-507. doi: 10.1590/S1519-69842007000300015
10. Hepp LU, Milesi SV, Biasi C, Restello RM. Effects of agricultural and urban impacts on macroinvertebrates assemblages in streams (Rio Grande do Sul, Brazil). *Zoologia.* 2010;27(1):106-13. doi: 10.1590/S1984-46702010000100016
11. Nascimento AL, Alves-Martins F, Jacobucci GB. Assessment of ecological water quality along a rural to urban land use gradient using benthic macroinvertebrate-based indexes. *Biosci J.* 2018;34(1):194-209. doi: 10.14393/BJ-v34n1a2018-37842
12. Singh N, Choudhary BK, Singh S, Kumar R. Monitoring and assessment of anthropogenic impacts on water quality by estimating the BMWP and ASPT indices for a headwater stream in Doon Valley, India. *Sustain Water Resour Manag.* 2022;8:108. doi: 10.1007/s40899-022-00701-5
13. Callisto M, Ferreira WR, 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 Limnol Bras.* 2002;14(1):91-8.
14. Machado CS, Alves RI, Fregonesi BM, Beda CF, Suzuki MN, Trevilato RB, et al. Integrating three tools for the environmental assessment of the Pardo River, Brazil. *Environm Monit Assess.* 2015;187:569. doi: 10.1007/s10661-015-4788-8
15. Chagas FB, Rutkoski CF, Bieniek GB, Vargas GDLP, Hartmann PA, Hartmann MT. Utilização da estrutura de comunidades de macroinvertebrados bentônicos como indicador de qualidade da água em rios no sul do Brasil. *Rev Ambient Água.* 2017;12(3):416-25. doi: 10.4136/ambi-agua.2015
16. Prefeitura Municipal de Uberaba (PMU). Projeto Água Viva 1 e 2: Relatório de Avaliação Ambiental [Internet]; 2005 [citado em 24 abr 2022]. Disponível em: http://www.uberaba.mg.gov.br/portal/acervo/agua_viva/arquivos/avaliacao_ambiental/Relatorio_Ambiental_2.pdf

17. Silveira MP, Queiroz JF, Boeira RC. Protocolo de coleta e preparação de amostras de macroinvertebrados bentônicos em riachos. Jaguariúna (SP): Embrapa; 2004. (Comunicado Técnico, 19).
18. Mugnai R, Nessimian JL, Baptista DF. Manual de identificação de macroinvertebrados aquáticos do Estado do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro: Technical Books; 2010.
19. Segura MO, Valente-Neto F, Fonseca-Gessner AA. Family level key to aquatic Coleoptera (Insecta) of Sao Paulo State, Brazil. *Biota Neotrop.* 2011;11(1):393-412. doi: 10.1590/S1676-06032011000100037
20. Hamada N, Nessimian JL, Querino RB. Insetos aquáticos na Amazônia Brasileira: Taxonomia, biologia e ecologia. Manaus (AM): INPA; 2014.
21. Junqueira VM, Alves KC, Paprocki H, Campos MS, Carvalho MD, Mota HR, et al. Índices bióticos para avaliação de qualidade de água de rios tropicais – síntese do conhecimento e estudo de caso: bacia do alto rio doce. *Rev Bras Ciênc Ambient.* 2018;49:15-33.
22. Junqueira VM, Campos SCM. Adaptation of the “BMWP” method for water quality evaluation to Rio das Velhas watershed (Minas Gerais, Brazil). *Acta Limnol Bras.* 1998;10(2):125-35.
23. Krebs C J. *Ecological Methodology.* New York (US): Harper-Collins; 1989.
24. Domínguez EG, Sansón GG. Diversidad de macroinvertebrados de fondos blandos de la plataforma continental de Jalisco y Colima, México. *Cienc Mar.* 1999;25(4):609-27.
25. Rice EW, Baird RB, Eaton AD, editors. Standard methods for the examination of water and wastewater. 23rd ed. Washington (US): American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environmental Federation; 2017.
26. Brasil. Resolução CONAMA n° 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. Brasília (DF): Diário Oficial da União; 2005. Disponível em: https://www.icmbio.gov.br/cepsul/images/stories/legislacao/Resolucao/2005/res_conama_357_2005_classificacao_corpos_agua_rtfcd_a_altrd_res_393_2007_397_2008_410_2009_430_2011.pdf
27. Marques MGSM, Ferreira RL, Barbosa FAR. A comunidade de macroinvertebrados aquáticos e características limnológicas das lagoas carioca e da barra, Parque Estadual do Rio Doce, MG. *Rev Bras Biol.* 1999;59(2):203-10. doi: 10.1590/S0034-71081999000200004
28. Araújo LS, Castro SC, Santos CED, Senhuk APMS, Anê ACBM. Diagnóstico ambiental da Microbacia do Mutum, na APA do Rio Uberaba, Minas Gerais. *Rev Ciênc Ambient.* 2021;15(3):1-15. doi: 10.18316/rca.v15i3.8445
29. Chará-Serna AM, Chará J, Giraldo LP, Zúñiga MDC, Allan JD. Understanding the impacts of agriculture on Andean stream ecosystems of Colombia: a causal analysis using aquatic macroinvertebrates as indicators of biological integrity. *Freshw Sci.* 2015;34(2):727-40.
30. Vaikre M, Remm L, Rannap R, Voode M. Functional assemblages of macroinvertebrates in pools and ditches in drained forest landscape. *Wetlands.* 2018;38:957-64. doi: 10.1007/s13157-018-1045-2
31. Sponseller RA, Benfield EF, Valett HM. Relationships between land use, spatial scale and stream macroinvertebrate communities. *Freshw Biol.* 2001;46:1409-24. doi: 10.1046/j.1365-2427.2001.00758.x
32. Ferreira-Peruquetti PS, Fonseca-Gessner AA. Comunidade de Odonata (Insecta) em áreas naturais de Cerrado e monocultura no nordeste do Estado de São Paulo, Brasil: Relação entre o uso do solo e a riqueza faunística. *Rev Bras Zool.* 2003;20(2):219-24. doi: 10.1590/S0101-81752003000200008
33. Von Sperling M. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. Belo Horizonte (MG): Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Minas Gerais; 2005.
34. Nicacio G, Juen L. Chironomids as indicators in freshwater ecosystems: an assessment of the literature. *Insect Conserv Divers.* 2015;8:393-403. doi: 10.1111/icad.12123
35. Jacobsen D, Encalada AC. The macroinvertebrate fauna of Ecuadorian highland streams in the wet and dry season. *Fundam Appl Limnol.* 1998;142(1):53-70.
36. Simião-Ferreira J, Carvalho AR. Biomonitoramento do efluente da ETE do distrito agroindustrial de Anápolis, Goiás (DAIA). *Health Environ J.* 2008;9(1):47-56.
37. Ruaro R, Agustini MAB, Orssatto F. Avaliação da qualidade da água do rio Clarito no município de Cascavel (PR), através do índice BMWP. *SaBios: Rev Saúde Biol.* 2010;5(1):5-12.
38. Domingues ALL, Biscalquini AC, Senhuk APMS Anê ACBM. Impact of urbanization on the water quality of the Uberaba River and tributaries. *Ciência e Natura.* 2021;43:e68.
39. Moreno P, Callisto M. Bioindicadores de qualidade de água ao longo da bacia do Rio das Velhas (MG). In: Ferracini VL, Queiroz SCN, Silveira MP, editores. *Bioindicadores de qualidade da água.* Jaguariúna (SP): Embrapa; 2004. p. 95-116.

40. Corbi JJ, Strixino ST, Santos A, Del Grande M. Diagnóstico ambiental de metais e organoclorados em córregos adjacentes a áreas de cultivo de cana-de-açúcar (Estado de São Paulo, Brasil). *Quím Nova*. 2006;29(1):61-5. doi: 10.1590/S0100-40422006000100013
41. Ferreira Jr PD, Gomes NS. Petrografia e diagênese da formação Uberaba, cretáceo superior da bacia do Paraná no Triângulo Mineiro. *Rev Bras Geociênc*. 1999;29(2):163-72.
42. Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (CETESB). Águas superficiais: Variáveis de qualidade de água [Internet]; 2010 [citado em 16 nov 2016]; Disponível em: <http://www.cetesb.sp.gov.br/agua/%C3%81guas-Superficiais/34-Vari%C3%A1veis-de-Qualidade-das-%C3%81guas>
43. Pope ML, Bussen M, Feige MA, Shadix L, Gonder S, Rodgers C, et al. (2003). Assessment of the effects of holding time and temperature on escherichia coli densities in surface water samples. *Appl Environ Microbiol*. 2003;69(10):6201-7. doi: 10.1128/AEM.69.10.6201-6207.2003
44. Favaro A, Granados DT, Utsumi AG, Anhô ACBM, Senhuk APMS. Biomonitoring of surface water toxicity related to urban and industrial wastewater release. *Rev Bras Ciênc Ambient*. 2016;42:104-12. doi: 10.5327/Z2176-947820160130