

DOI: <https://10.59824/rmrh.v6.353>

QUALIDADE MICROBIOLÓGICA DA ÁGUA E SUA RELAÇÃO COM INDICADORES AMBIENTAIS EM MANANCIAIS URBANO E RURAL NO TRIÂNGULO MINEIRO

Microbiological water quality and its relationship with environmental indicators in urban and rural watersheds of the Triângulo Mineiro, Brazil

Sofia Luiza Brito¹

Cristiane Freitas de Azevedo Barros²

Fernanda Cássia Guidastre³

Andyw-Li Vivian dos Santos Armindo⁴

Núbia de Morais Gomes⁵

Tânia Aparecida Silva Brito⁶

RESUMO

Para uma análise completa da qualidade ambiental, além dos parâmetros físicos e químicos, é recomendado o uso de espécies bioindicadoras, por evidenciarem impactos de longo prazo no

¹ Doutorado e Mestrado em Ecologia, Conservação e Manejo de Vida Silvestre pela Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG). Bacharelado em Ciências Biológicas pela UFMG. Professora Efetiva de Ensino Superior pela UEMG/ Unidade Ibirité – e-mail: sofialuizabrito@gmail.com *Autora correspondente.

² Doutorado e Mestrado em Ecologia, Conservação e Manejo de Vida Silvestre pela Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG). Professora do Departamento de Ciências Biológicas da Universidade do Estado de Minas Gerais. Bacharelado em Ciências Biológicas pela UFMG – e-mail: cristiane.barros@uemg.br.

³ Mestranda do Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais da Universidade do Estado de Minas Gerais (UEMG). Graduada em Licenciatura Plena em Química e Bacharelado em Química Tecnológica pelo Centro Universitário da Fundação Educacional de Barretos (UNIFEB). Especialista em Direito e Gestão Ambiental pela Universidade do Estado de Minas Gerais (UEMG). Coordenadora dos Laboratórios Didáticos e de Pesquisas pela UEMG – e-mail: ferguidastre@gmail.com

⁴ Bacharelado em Ciência e Tecnologia de Laticínios pela Universidade do Estado de Minas Gerais(UEMG – unidade Frutal). Graduanda em Psicologia na Universidade Federal do Triângulo Mineiro (UFTM) – e-mail: andywli@hotmail.com

⁵ Graduação em Licenciatura Específica em Biologia pela Universidade Estadual Vale do Acaraú (UVA). Bacharel em Ciência e Tecnologia de Laticínios pela Universidade do Estado de Minas Gerais (UEMG – unidade Frutal). Professora efetiva da Prefeitura Municipal de Frutal, MG – e-mail: nubiagomes_26@hotmail.com

⁶ Doutorado em Oceanografia Biológica pela University of Southampton, Southampton, Inglaterra. Graduação em Ciências Biológicas pela Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho (UNESP). Diretora da Hórus Sustentabilidade – e-mail: tasbrito@gmail.com

ambiente aquático. Por esta razão, este trabalho teve por objetivo avaliar o nível de impacto das diversas atividades humanas em duas microbacias localizadas em áreas urbana e rural através das densidades de coliformes e de indicadores ambientais. Foram realizadas duas coletas de seca e duas coletas de chuva, em 28 pontos, onde foram medidos: temperatura, pH, oxigênio dissolvido, condutividade elétrica, sólidos totais dissolvidos e turbidez, além de coletadas amostras de água para determinação em laboratório de coliformes totais, termotolerantes e *Enterococcus* spp., clorofila a, nitrogênio e fósforo totais. Foram calculados: Índice de Qualidade de Água (IQA), de Estado Trófico (IET) bem como aplicado o Protocolo da Avaliação Rápida da Diversidade de Habitats de Trechos de Bacias Hidrográficas (PAR). As densidades de microrganismos foram relacionadas a estes indicadores em correlação de Spearman, e analisadas com os parâmetros físicos e químicos da água por meio de Análise de Componentes Principais. A maior parte dos pontos de coleta foi considerada natural ou alterada pelo Protocolo de Avaliação Rápida (22 pontos), classificada com IQA de bom a médio (20), e considerada ultraoligotrófico a oligotrófico pelo IET (23), evidenciando o grande potencial de recuperação destas duas microbacias. Contudo, a elevada densidade de coliformes, mesmo na estação seca, destacou também a necessidade de maior atenção para a regularização do esgotamento sanitário no município.

Palavras-chave: Índice de qualidade de água; Eutrofização; Degradação de rios; Coliformes.

ABSTRACT

A comprehensive assessment of environmental quality requires not only the analysis of physical and chemical parameters but also the use of bioindicator species, which reveal long-term impacts on aquatic ecosystems. This study aimed to evaluate the influence of various human activities on two micro-watersheds – one urban and one rural – through coliform densities and environmental indicators. Two sampling campaigns were conducted during the dry season and two during the rainy season, across 28 sampling sites. The following parameters were measured: temperature, pH, dissolved oxygen, electrical conductivity, total dissolved solids, and turbidity. Additionally, water samples were collected for laboratory analysis of total coliforms, thermotolerant coliforms, *Enterococcus* spp., chlorophyll-a, total nitrogen, and total phosphorus. The Water Quality Index (WQI), Trophic State Index (TSI), and the Rapid Assessment Protocol (RAP) for habitat diversity in watershed stretches were applied. Coliform densities were analyzed in relation to these indicators using Spearman's correlation, and the physical and chemical parameters were assessed using Principal Component Analysis (PCA). Most sampling points were classified as either natural or moderately altered according to the RAP (22 sites), with WQI ranging from good to moderate (20 sites), and TSI indicating ultraoligotrophic to oligotrophic conditions (23 sites), suggesting a high potential for ecological recovery in both micro-watersheds. Nevertheless, elevated coliform levels, even during the dry season, underscored the need for improved sanitation infrastructure and sewage management in the municipality.

Keywords: Water Quality Index; Eutrophication; River Degradation; Coliform Bacteria.

Data de submissão: 08/05/2025



Data de aprovação: 03/07/2025

1 INTRODUÇÃO

A avaliação de qualidade de água leva em consideração parâmetros físicos, químicos e microbiológicos, cujos limites são determinados por diversas resoluções e portarias, como as Resoluções Conama nº 274/2000 e nº 357/2005 e a Portaria de Consolidação do Ministério da Saúde – MS nº 888/2021 (Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA, 2000, 2005; Brasil, 2021). Como não existe um único parâmetro que seja suficiente para compreender o ecossistema aquático, são geralmente empregados vários deles em avaliação de qualidade de água, fornecendo respostas mais assertivas e melhor entendimento da dinâmica, dos serviços prestados e do estado de conservação dos ambientes dulcícolas (Cardoso *et al.*, 2014).

Contudo, devido à variedade dos parâmetros físicos e químicos, à complexidade de alguns e até às diferentes unidades de medida existentes, os mesmos podem se tornar pouco comprehensíveis para estudantes, tomadores de decisão e população em geral. Por esta razão, o uso de indicadores tem grande empregabilidade por condensar em uma única escala, geralmente associada a um gradiente de cores, os padrões de qualidade de água, facilitando seu entendimento ao público leigo (Lumb *et al.*, 2011).

Outros pesquisadores acreditam que apenas os parâmetros físicos e químicos não são suficientes para verificar qualidade ambiental, uma vez que apresentam as condições momentâneas do ecossistema (Karr, 2006; Goulart, Callisto, 2003). Desta forma, um crescente número de trabalhos, como o de Oliveira *et al.* (2015) e Vadas *et al.* (2022), tem apontado espécies bioindicadoras para uma completa avaliação de qualidade de água. Relacionar as densidades de coliformes (totais e/ou termotolerantes) e de outras bactérias colonizadoras dos intestinos animal e humano com parâmetros físicos e químicos, bem como seus indicadores calculados, tem sido uma tendência nos estudos na área ambiental, a fim de entender melhor os impactos de microrganismos no ambiente, nas atividades humanas, em sua saúde e seu bem-estar (Nicolau, 2014).

Microbacias geralmente apresentam suas nascentes localizadas na zona rural, o que pode comprometer a qualidade de suas águas devido à contaminação por microrganismos oriundos das atividades agropecuárias, trazidos aos corpos d'água pelo escoamento superficial, emissão de efluentes ou acesso direto dos animais. Ao chegar às zonas urbanas, a

qualidade das águas apresenta grande piora devido ao lançamento de efluentes domésticos e industriais, sendo este cenário comum no país, considerando o reduzido número de municípios com Estações de Tratamento de Esgotos (ETE) (Brasil, 2021). Neste contexto, este trabalho tem por objetivo avaliar o nível de impacto das diversas atividades humanas em duas microbacias responsáveis pelo abastecimento hídrico de Frutal/MG, considerando indicadores ambientais físicos, químicos e microbiológicos, bem como indicar possíveis soluções para a melhoria da qualidade de água.

2 REVISÃO DE LITERATURA

O monitoramento ambiental se apresenta como uma importante ferramenta para diagnosticar as alterações no uso e ocupação do solo, permitindo a avaliação das atividades humanas realizadas nas bacias hidrográficas (Melo *et al.*, 2021).

Índices bióticos vêm sendo empregados desde o final do século XIX, quando foram estabelecidas as primeiras relações entre os níveis de poluição por matéria orgânica e organismos como protozoários, rotíferos e algas. Contudo, o uso destes índices sofreu duras críticas devido ao tamanho diminuto das espécies, causando empecilhos taxonômicos e a dependência de profissionais com conhecimento aprofundado na ecologia destes organismos (Trivinho-Strixino; Nascimento, 2001).

Na mesma época, coliformes também começaram a ser utilizados como indicadores de qualidade de água, contudo, ao longo das décadas, este grupo de organismos passou a ser mais empregado devido ao desenvolvimento de protocolos rápidos e simples, e *kits* padronizados que não demandavam conhecimento taxonômico específico para sua análise (Companhia Ambiental do Estado de São Paulo - CETESB, 2023a). De acordo com a Resolução Conama nº 357/2005, coliformes termotolerantes são bacilos gram-negativos, que utilizam a enzima β -galactosidase, fermentando a “lactose nas temperaturas de 44-45°C, com produção de ácido, gás e aldeído” (CONAMA, 2005). São representados principalmente pelos gêneros *Escherichia*, *Klebsiella*, *Enterobacter* e *Citrobacter*, sendo os coliformes termotolerantes utilizados para avaliação microbiológica de águas para abastecimento, irrigação, piscicultura e lazer.



Paralelamente, *Enterococcus* spp. também são importantes indicadores de contaminação fecal, trazendo uma assertividade de até 95% para esgotos domésticos. As principais espécies deste grupo são: *E. faecium* e *E. faecalis*, sendo valiosas para avaliação de águas com fins recreativos, sejam praias marinhas ou de água doce (CETESB, 2023a).

Já os parâmetros físicos e químicos passaram a ser empregados na década 1960, quando foram propostos diversos índices de qualidade de água (IQA). Nas décadas seguintes, outros índices surgiram como variações da fórmula original, acrescentando alguns dos parâmetros (pesticidas, compostos orgânicos e metais tóxicos) de acordo com a importância que representavam para determinada bacia hidrográfica ou país (Lumb *et al.*, 2011). No Brasil, o IQA empregado pelo National Sanitation Foundation (NSF, EUA) é utilizado por órgãos públicos como a CETESB (2023b) e o Instituto Mineiro de Gestão das Águas (IGAM, 2012) na avaliação da qualidade dos corpos d'água. O cálculo desse índice considera os parâmetros: Oxigênio Dissolvido, Coliformes termotolerantes, pH, Demanda Bioquímica de Oxigênio, Temperatura da água, Nitrogênio total, Fósforo total e Turbidez, todos eles ligados à contaminação por esgotos domésticos (Agência Nacional de Águas - ANA, 2025).

No final da década de 1970, o Índice de Estado Trófico (IET) também começa a ser empregado em lagos temperados e consequentemente em reservatórios. Baseado em transparência da água, concentrações de fósforo e clorofila, considera a particularidade dos ambientes lênticos em relação aos rios. Nos anos seguintes, adaptações deste índice para ambientes tropicais e lóticos surgiram na tentativa de ajustar o IQA (Toledo *et al.*, 1983; Cardoso *et al.*, 2014). Este índice considera que a turbidez de um lago em ambiente temperado é devida, principalmente, ao fitoplâncton. Contudo nos ambientes tropicais o material orgânico e inorgânico em suspensão é muitas vezes responsável pela turbidez; afetando este índice duplamente: diminuindo os valores de profundidade do disco de Secchi e inibindo o desenvolvimento da comunidade fitoplanctônica.

Segundo Campos, Nucci (2021), o Protocolo de Avaliação Rápida (PAR) tem sido considerada uma importante ferramenta para o monitoramento ambiental e gestão de recursos hídricos. Castello Branco Jr. *et al.* (2020) afirmam o mesmo para bacias hidrográficas, através da avaliação dos “níveis de preservação das condições ambientais em trechos de rios” (Bentos *et al.*, 2021). Tal protocolo se originou dos Protocolos de Bioavaliação Rápida – Rapid Bioassessment Protocols (RBPs), desenvolvidos pela Agência Ambiental Norte Americana

para atender a necessidade de reestruturação de seus programas de monitoramento (Campos, Nucci, 2021).

Uma tendência atual é o emprego de análises estatísticas multivariadas para discernir os parâmetros significativos na elaboração dos índices de qualidade de água; esta metodologia elimina a subjetividade dos questionários (método de Delphi) aplicados na época da criação do IQA (Karr, 2006; Lumb *et al.*, 2011). Atualmente, os principais programas de monitoramento dos ambientes aquáticos em diversos países têm demandado o emprego dos bioindicadores paralelamente à análise física e química da água (Martins *et al.*, 2022).

3 MATERIAIS E MÉTODOS

3.1 Área de Estudos

Localizados no município de Frutal, em Minas Gerais, o ribeirão Frutal ($S\ 19^{\circ}55.941'$ $W\ 48^{\circ}55.427'$) e o córrego Bebedouro ($S\ 19^{\circ}57.064'$ $W\ 48^{\circ}57.775'$) desaguam no reservatório de Marimbondo, no Rio Grande, que pertence à bacia do Rio Paraná. O município faz parte da mesorregião do Triângulo Mineiro, com base econômica essencialmente voltada para setor rural, predominando a produção de cana-de-açúcar (46.776 hectares), além da atividade pecuária, com presença de um rebanho bovino de aproximadamente 121 mil cabeças (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE, 2022).

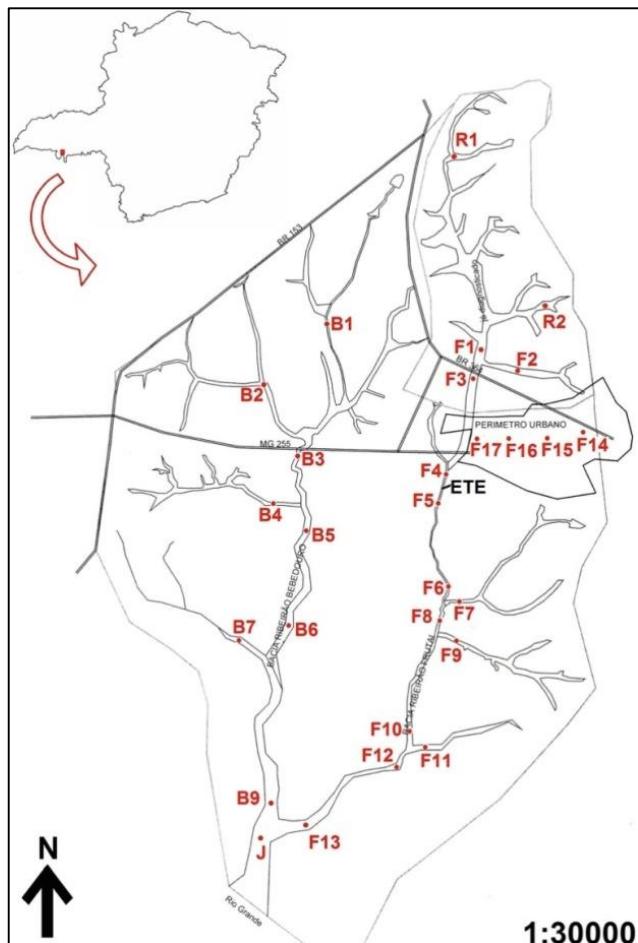
O ribeirão Frutal tem extensão de 29,62 km² no curso principal e uma bacia de drenagem de 124,2 km², possuindo sete afluentes (Empresa de Assistência Técnica e Extensão Rural do Estado de Minas Gerais - EMATER; Centro Nacional de Educação Profissional em Cooperativismo, Gestão Ambiental e Turismo - CENEP, 2004). O córrego Bebedouro, possui 22,89 km² de extensão e sua bacia ocupa uma área de 165,1 km², com três afluentes (Menezes, 2011). Vários estudos já realizados nas bacias do Frutal e Bebedouro apontaram a ação antrópica nestes ambientes, comprovada pela escassez de mata ripária, o alto grau de erosão, o assoreamento e o material orgânico presente no leito dos dois córregos (Souza *et al.*, 2009; Silva, Pinheiro, 2014; Brito *et al.*, 2017).

Segundo Varanda (2007), a água para abastecimento da sede do município, desde 1976, vem do ribeirão Frutal, onde a malha urbana e a rodovia BR-364 já atingem a bacia à montante da atual captação. Segundo Sepúlveda (2009), no cenário estimado com a respectiva projeção populacional e demanda relativa dos usuários, até o ano de 2030 a captação não será suficiente para abastecer a cidade. Dentre as fontes alternativas de abastecimento estão: poços perfurados para obter água subterrânea (Aquífero Guarani) e a captação de água do córrego Bebedouro, outra bacia do município. No entanto, a água obtida dos poços é extraída a uma temperatura relativamente alta – cerca de 65°C, exigindo a construção de estação de resfriamento, de alto custo financeiro, o que evidencia mais ainda a importância da captação de água no córrego Bebedouro (Varanda, 2007).

Para este estudo, foram determinados 28 pontos de amostragem, sendo 19 na microbacia do ribeirão Frutal, e 8 na microbacia do córrego Bebedouro, além do ponto J - junção das duas bacias (MAPA 1). Os pontos R1 (nascente degradada) e R2 (nascente preservada) foram considerados pontos de referência. O córrego Vertente Grande (pontos F14 a F17) merece destaque quanto ao número de amostragens devido à intensa urbanização em toda a margem, por estar inserido na sede do município de Frutal. Na bacia do córrego Bebedouro, o ponto B7 é o mais impactado, não possuindo mata ciliar. Os pontos J, B9 e F13 sofrem influência da área de inundação do reservatório de Marimbondo.



Mapa 1– Localização dos pontos de coleta de água nas microbacias do ribeirão Frutal e do córrego Bebedouro, município de Frutal/MG



Legenda: F: microbacia do ribeirão Frutal;
B: microbacia do córrego Bebedouro;
R1:nascente degradada;
R2: nascente preservada;
ETE: Estação de Tratamento de Esgoto do município de Frutal.

Fonte: Adaptado de MENEZES (2011)

3.2 Procedimentos

Foram realizadas quatro campanhas de amostragem, sendo duas na estação seca (setembro de 2012 e julho de 2013) e duas na estação chuvosa (março de 2013 e fevereiro de 2014). Para avaliar o meio ambiente físico dos pontos coletados, foi aplicado o Protocolo de Avaliação Rápida da Diversidade de Habitats de Trechos de Bacias Hidrográficas (PAR)

(Callisto *et al.*, 2002). Este protocolo é composto de 22 perguntas que somam de 0 a 100 pontos, onde os locais que pontuam até 40 pontos representam trechos impactados; de 41 a 60 pontos trechos alterados e acima de 60 pontos trechos naturais.

Em todas as coletas foram medidos temperatura da água, pH, oxigênio dissolvido, condutividade elétrica, sólidos totais dissolvidos e turbidez por meio de sonda multiparâmetros Hanna HI9828. Amostras de água também foram coletadas para determinação das concentrações de clorofila *a*, nitrogênio e fósforo totais, sendo processadas em laboratório segundo as recomendações do *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (American Public Health Association - APHA; American Water Works Association - AWWA; Water Environment Federation - WEF, 2012).

Para avaliação de qualidade de água, foi calculado o Índice de Estado Trófico (IET) modificado para reservatórios (pontos B9, J e F13) e rios (demais pontos) por Cunha *et al.* (2004), considerando as concentrações de clorofila *a* e fósforo total ($\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$). Também foi calculado o Índice de Qualidade de Água (IQA), e considerada a média do valor obtido para cada ponto no total de coletas realizadas, conforme orientações do Instituto Mineiro de Gestão das Águas (Igam) que mantém a interpretação do índice de acordo com a National Sanitation Foundation (NSF) (IGAM, 2012). Dados da demanda bioquímica de oxigênio foram fornecidos pela Copasa.

Para análise microbiológica, foram coletadas amostras de água em garrafas esterilizadas, refrigeradas e transportadas imediatamente para laboratório. No primeiro ano de amostragem, foram analisados os coliformes totais e termotolerantes (*Escherichia coli*). No segundo ano, além destes, também foram quantificados *Enterococcus* spp. para maior confiabilidade em relação à contaminação por esgoto doméstico. Foram utilizados os *kits* Colilert® e Enterolert® no qual, após a incubação (24 horas a $35 \pm 1^\circ\text{C}$), as células das cartelas que apresentaram cor amarela, o resultado é positivo para coliformes totais; enquanto aquelas que apresentam fluorescência quando submetidas à luz ultravioleta, indicaram positivo para coliformes termotolerantes e *Enterococcus* spp. O número de células positivas foi contabilizado de acordo com a tabela fornecida pelos *kits* que estabelecem os valores do número mais provável (NMP/100 mL) (Idexx Laboratories, 2002).

Para eliminar possíveis dúvidas se os *Enterococcus* spp. estimados são oriundos do esgoto doméstico ou sobre tratarem de espécies livres no meio ambiente, foi utilizada a



Razão Coliformes Termotolerantes/*Escherichia coli* ou *Enterococcus* fecais, determinada por Viegas (2013), onde: > 4 = poluição de origem humana; e $< 0,7$ = poluição de origem animal.

Para avaliar se os indicadores se complementam ou se algum se destaca na identificação de impactos, foi empregada uma correlação de Spearman, considerando NMP/100mL, PAR, IQA e IET. Além disso, para avaliar a relação da densidade de microrganismos e os parâmetros físicos e químicos da água foi empregada uma Análise de Componentes Principais (ACP). Variáveis com baixa amplitude de variação nos dados ou redundância informativa não foram empregadas nas análises.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

A sazonalidade exerceu efeito marcante nas variáveis estudadas e, consequentemente, nos índices de qualidade de água e de diversidade de habitats utilizados neste trabalho.

O Protocolo de Avaliação Rápida classificou, na coleta de seca (set/2012), onze pontos como naturais (R2, F3, F7, F9, F10, F11, F14, B2, B3, B4, B5), onze como alterados (R1, F1, F2, F4, F5, F12, F15, F16, F17, B1, B6) e apenas seis impactados (F6, F8, F13, B7, B9, J). Já no período de chuvas (mar/2013), com o aumento do volume dos corpos d'água e o carreamento de material das enxurradas, a pontuação geral caiu, aumentando o número de trechos considerados impactados para nove (F4, F5, F8, F13, F15, F17, B7, B9, J), e reduzindo os alterados (R1, F1, F2, F6, F9, F12, F16, B1, B6) e naturais (R2, F3, F7, F10, F11, F14, B2, B3, B4, B5) para nove e dez pontos, respectivamente. Comparado com o córrego Bebedouro, o ribeirão Frutal apresentou pior condição ambiental em termos de diversidade de habitats, uma vez que a sede do município se encontra às suas margens, bem como recebe o esgoto tratado da ETE à jusante da cidade.

Considerando os parâmetros físicos e químicos, as temperaturas médias da água variaram de 26,2°C e 27,1°C, entre as estações de seca e chuva, respectivamente. Os valores de pH da água variaram de ligeiramente ácido a ligeiramente básico (entre 6,18 e 7,83). Os valores de condutividade elétrica excederam o limite de qualidade de água ($100 \mu\text{S.cm}^{-1}$), de acordo com CETESB (2023a) nos pontos do ribeirão Frutal que sofrem impactos diretos da atividade agropecuária (R1), da estação de tratamento de esgotos (F5, F6, F8, F10, F12) e da malha urbana (F15, F16, F17). Nestes pontos, as concentrações de oxigênio dissolvido



apresentaram valores muito baixos, não ultrapassando 5,0 mg.L⁻¹. Valores médios de sólidos totais dissolvidos foram maiores no período chuvoso (54,2 mg.L⁻¹) devido ao maior carreamento das enxurradas em relação ao período de seca (48,1 mg.L⁻¹). Os maiores valores de turbidez (30,13 UNT) foram observados nos pontos impactados pela ETE (F5 e F6), contudo não ultrapassaram o limite de 100 UNT (CONAMA, 2005).

Para a clorofila *a*, fósforo e nitrogênio totais, os limites determinados pela Resolução Conama nº 357/2005 para águas de Classe 2 são de 30 µg.L⁻¹; 100 µg.L⁻¹ e 2,18 mg.L⁻¹ respectivamente (CONAMA, 2005). Valores médios de clorofila *a* variaram entre 2,0 e 2,53 µg.L⁻¹ entre os períodos de seca e chuva, respectivamente. Valores acima dos limites ocorreram no ponto F5, chegando a 124,29 (set/2012) e 149,7 µg.L⁻¹ (jul/2013) e no ponto F6 (38,49 µg.L⁻¹ em mar/2013). Para o fósforo total, as concentrações geralmente foram baixas (em torno de 4 µg.L⁻¹) com exceção do ponto F5, cujos valores chegaram a 131,3 µg.L⁻¹ (jul/2013) e 767,3 µg.L⁻¹ (fev/2014). Os limites para nitrogênio total foram excedidos nos pontos F5 (6,46 mg.L⁻¹), F6 (5,68 mg.L⁻¹), F15 (2,63 mg.L⁻¹) e F16 (4,24 mg.L⁻¹) em set/2012; ponto J em jul/2013 (3,50 mg.L⁻¹) e ponto F17 em fev/2014 (4,93 mg.L⁻¹).

Diferenças entre as estações seca e chuvosa também foram observadas para oxigênio dissolvido, demandas química e bioquímica de oxigênio, condutividade elétrica, sólidos totais dissolvidos, turbidez e nitrogênio total por Santi *et al.* (2012) no igarapé São Francisco (AC), cujo trecho médio encontra-se em área urbana, geralmente apresentando valores que excederam os limites da Resolução Conama nº 357/2005 para águas de classe 2 (CONAMA, 2005). Para algumas variáveis, o período de chuvas permite uma melhora em seus valores, devido à diluição causada pela maior vazão nos corpos hídricos. Porém para outras, esse efeito pode ser contrário, especialmente em pontos degradados, pois ocorrerá maior carreamento de esgoto e lixo ou de materiais sólidos oriundo de trechos erodidos e assoreados.

Com relação aos coliformes totais, foi surpreendente o fato de que quase todos os pontos apresentaram densidades sempre acima de 1.000 células.100mL⁻¹ (média de 42.633,7; máximo de 241.906,0), o que já compromete a qualidade de água para usos mais sensíveis à saúde humana. Ainda que não seja considerada para determinação da qualidade de água estabelecidos na Resolução Conama nº 357/2005, esta alta densidade de coliformes totais é um reflexo da contaminação de águas superficiais, de modo que “ações corretivas devem ser



adotadas e novas amostras devem ser coletadas em dias imediatamente sucessivos até que revelem resultados satisfatórios” (CONAMA, 2005; Brasil, 2021).

Já para os coliformes termotolerantes, levando em consideração o limite permitido pela Resolução Conama nº 357/2005, foi possível verificar que 27% das amostras coletadas no período de seca (set/2012-jul/2013) e 35% das amostras coletadas no período de chuva (mar/2013-fev/2014) ultrapassaram o valor de 1.000 coliformes termotolerantes. 100mL^{-1} (CONAMA, 2005). Também foi verificado que esses pontos em que os limites excederam não possuem sequer balneabilidade, uma vez que a Resolução Conama nº 274/2000 determina que os valores das amostras não devem ser superiores a 2.500 coliformes termotolerantes. 100mL^{-1} (CONAMA, 2000). Os pontos F5, F6, F15, F16, F17 obtiveram maior excedência nos 2 anos de coletas, devido à sua localização à jusante da ETE (pontos F5 e F6) ou dentro do perímetro urbano que recebem esgotos clandestinos (pontos F15, F16 e F17). Além disso, são consideradas impróprias para balneabilidade, águas que tenham densidades acima de 400 *Enterococcus* spp. 100 mL^{-1} , situação verificada em 89% das amostras coletadas em julho de 2013 e 71% das coletadas em fevereiro de 2014 (CONAMA, 2000).

Em trabalho semelhante, Franco *et al.* (2007) analisaram dados de coliformes totais e termotolerantes comparados às concentrações de oxigênio dissolvido no córrego Três Barras em município no norte do estado de São Paulo. Os autores também observaram piora na qualidade de água, com altas concentrações dos dois grupos de coliformes e baixas concentrações de oxigênio, especialmente no ponto médio da bacia, devido à alta carga orgânica de esgotos domésticos, comprometendo seriamente o uso deste recurso para a irrigação, assim como ocorre no ribeirão Frutal.

A Razão Coliformes Termotolerantes/*Enterococcus* fecais classificou os pontos F6 e B7 com contaminação de origem fecal humana, no período de seca (jul/2013). No período de chuvas (fev/2014), acrescentaram-se os pontos F3, F5, F7, F12 e B6. Considerando a contaminação por esgotos domésticos, segundo Viegas (2013), *Enterococcus* spp. são indicadores de poluição recente (poucos dias). Somado ao escoamento superficial (que pode carrear o lixo doméstico e esgoto clandestino oriundo de casas tanto na zona urbana quanto rural), a contaminação por fezes humanas foi confirmada num número maior de pontos no período de chuvas com a Razão Coliformes Termotolerantes/*Enterococcus* fecais maior que 0,7.

Dentre os 28 pontos amostrados, 19 apresentaram IQA bom, um apresentou IQA médio (F4) e oito apresentaram IQA ruim (F5, F6, F8, F10, F12, F15, F16, F17). Opostamente, os pontos com IQA ruim (pontos à jusante da ETE: F5, F8, F10, F12) apresentaram aumento no seu valor no período de chuva, sem necessariamente passar para IQA bom, devido à diluição dos nutrientes e sólidos dissolvidos, causado pelo maior volume de água característico deste período. Da mesma forma, nas coletas de chuva, os pontos sob influência do reservatório de Marimbondo (F13, B9, J) apresentaram IQA excelente, devido ao poder de sedimentação de sólidos, característico deste tipo de ambiente e à diluição de nutrientes e coliformes, pelo maior volume da área de inundação.

O Índice de Estado Trófico classificou a maioria dos pontos amostrados (23) como Ultraoligotrófico ($IET \leq 47$), ou Oligotrófico ($47 < IET \leq 52$). Os pontos F8, F12 e F14 foram considerados Mesotróficos ($52 < IET \leq 59$) e os pontos F5 e F6 classificados com Hipereutróficos (> 67).

Na Tabela 1 são apresentadas as correlações entre os indicadores ambientais e as densidades de microrganismos. Foram observadas correlações positivas entre IQA e PAR, e entre IET e densidade de coliformes totais e termotolerantes. As correlações negativas ocorreram entre IQA e o IET e a densidade de todos os microrganismos, bem como o PAR e coliformes totais e termotolerantes. A correlação entre indicadores ambientais deve ser examinada com cautela, pois dependendo da faixa de variação de suas classificações, a pontuação baixa pode indicar boa (IET e densidade de microrganismos) ou má qualidade de água (no caso de IQA e PAR). Tendo este fator em conta, é possível avaliar a relação entre estes indicadores. Além disso, não houve correlações contraditórias que poderiam comprometer a interpretação destes indicadores.

Tabela 1 – Matriz de correlações entre indicadores ambientais e densidade de microrganismos

Spearman/Valor p	IQA	PAR	IET	Coliformes		
				totais	termotolerantes	<i>Enterococcus</i> spp.
IQA		0,0073	0,0000	0,0000	0,0000	0,0050
PAR	0,3037		0,1268	0,0003	0,0256	0,8756
IET	-0,4795	-0,1755		0,0077	0,0001	0,8051
Coliformes totais	-0,6478	-0,4037	0,3054		0,0000	0,1047
Coliformes termotolerantes	-0,7657	-0,2577	0,4370	0,5320		0,0287
<i>Enterococcus</i> spp.	-0,6023	-0,0374	0,0589	0,3736	0,4890	

Fonte: Elaborado pelas autoras (2025)

Nota: O valor obtido para o coeficiente de correlação de Spearman encontra-se na diagonal da esquerda, enquanto o valor p encontra-se na diagonal direita. Valores em negrito indicam correlações significativas ($p < 0,05$).

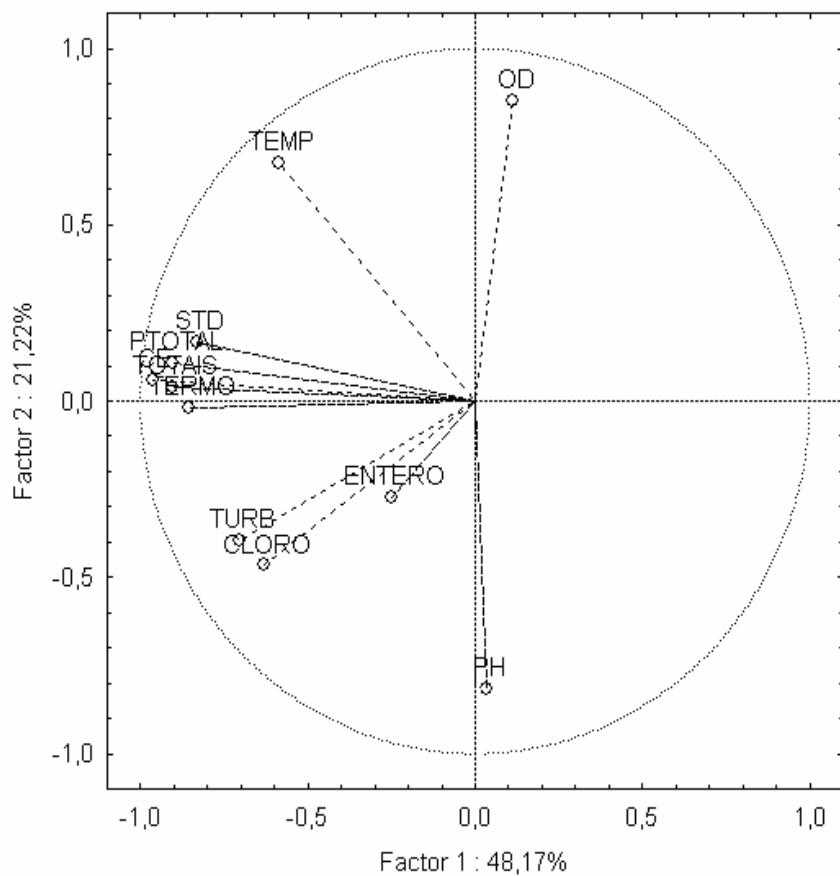
A correlação entre PAR e IQA apresentou coeficiente baixo, refletindo que trechos com mata ciliar e heterogeneidade do habitat aquático relativamente bem preservadas, não necessariamente apresentam boa qualidade de água devido à influência das atividades antrópicas na bacia. Alguns pontos com IQA excelente (F13, B9 e J) foram considerados impactados em relação ao habitat físico, refletindo as diferentes abordagens e aplicabilidades desses indicadores. Padrão semelhante foi observado por Kuhlmann *et al.* (2014) no Rio Paraibuna (SP) comparando pontos à montante e jusante em relação ao Parque Estadual da Serra do Mar.

A relação entre IQA e IET também não se mostrou muito forte, provavelmente em função das diferenças entre os parâmetros considerados nesses índices, que possuem apenas uma variável em comum. Embora ambientes hipereutróficos tendam a ter pior qualidade da água e menores valores do IQA, como observado para os pontos F5 e F6, localizados à jusante da ETE, outros parâmetros como pH, turbidez, concentração de oxigênio, têm um peso relevante no cálculo do IQA, enquanto a clorofila é considerada somente no IET. Cardoso *et al.* (2014) também encontraram relação negativa entre o IET e um indicador biótico, o Biological Monitoring Working Party (BMWP) por meio de regressão linear para a Lagoa Comprida, Aquidauana (MS), sendo que a influência da sazonalidade nos parâmetros físicos e químicos e nas densidades de macroinvertebrados bentônicos também foi observada pelos autores.

Por incorporar coliformes termotolerantes, o IQA apresentou maior correlação negativa com a densidade destes microrganismos, devido ao seu peso inversamente proporcional para este índice (IGAM, 2012). Da mesma forma, *Enterococcus* spp. e coliformes totais também apresentaram correlação negativa com o IQA, porém, como era de se esperar, as correlações destes dois grupos de microrganismos foram positivas com os coliformes termotolerantes.

A Análise de Componentes Principais conforme Gráfico 1 e Tabela 2, apresentou no primeiro fator (48,17%) o efeito da entrada de efluentes da ETE e fontes clandestinas de esgoto, locais em que foram observadas as maiores densidades de microrganismos, altos valores de turbidez, de condutividade elétrica e maiores concentrações de sólidos e fósforo totais. No segundo fator (21,22%) estão representadas as variáveis que refletem melhor qualidade de água, com maiores concentrações de oxigênio dissolvido e pH ligeiramente ácido. A porcentagem total de explicação foi de 69,39%.

Gráfico 1 – Fatores 1 e 2 da Análise de componentes principais considerando os parâmetros microbiológicos, físicos e químicos da água do ribeirão Frutal e córrego Bebedouro (Frutal, MG)



Fonte: Elaborado pelas autoras (2025)

Tabela 2 – Análise de Componentes Principais entre as densidades de microrganismos e os parâmetros físicos e químicos da água do ribeirão Frutal e córrego Bebedouro (Frutal/MG)

	Factor 1	Factor 2
Coliformes Totais	-0,9038	0,0405
Coliformes Termotolerantes	-0,8553	-0,0183
<i>Enterococcus</i> spp.	-0,2493	-0,2723
Oxigênio Dissolvido	0,1136	0,8507
pH	0,0359	-0,8157
Condutividade Elétrica	-0,9651	0,0584
Sólidos Totais Dissolvidos	-0,8288	0,1660
Temperatura	-0,5881	0,6737
Turbidez	-0,7018	-0,3942
Clorofila <i>a</i>	-0,6322	-0,4663
Fósforo Total	-0,9039	0,1058

Fonte: Elaborado pelas autoras (2025)

Nota: Valores em negrito representam correlações significativas com os fatores ($p < 0,05$).

Alguns trechos se destacaram em razão da consistência dos indicadores ambientais no apontamento das condições ambientais ruins. Ficou evidente a interferência negativa da ETE (pontos F5 e F6) na redução da qualidade tanto física quanto química e microbiológica, bem como os efeitos da urbanização (F15, F16 e F17) na piora da qualidade da água da microbacia do ribeirão Frutal. Considerando o estudo realizado por Brito *et al.* (2017), analisando os sedimentos dos mesmos pontos amostrados no ribeirão Frutal e córrego Bebedouro, além da pior qualidade de água apontada pelos parâmetros físicos e químicos, os pontos destacados do ribeirão Frutal também apresentaram a maior porcentagem de silte/argila e matéria orgânica em suas amostras após análise granulométrica. De acordo com os autores, a agricultura e a pecuária são as principais atividades que causam erosão acelerada e assoreamento, contudo, o córrego Bebedouro é mais bem preservado, uma vez que se encontra totalmente inserido na área rural, com mata ciliar mais bem preservada do que o trecho médio do ribeirão Frutal, localizado na área urbana.

A partir da análise dos indicadores aplicados, foi possível constatar que o comprometimento da qualidade da água do ribeirão Frutal se deve principalmente à atividade

agropecuária e à existência da área urbana em sua bacia. Recomenda-se a orientação aos produtores rurais sobre construção de bebedouros para o gado e cercamento do curso d'água, evitando assim o pisoteio que agrava os processos erosivos e de assoreamento bem como asaltas densidades de coliformes na água. Com relação ao perímetro urbano, foi constatado o lançamento de esgoto clandestino, bem como grande quantidade de lixo no leito do córrego Vertente Grande (afluente do ribeirão Frutal), sendo necessária a inclusão das residências e estabelecimentos comerciais na rede coletora de esgoto da Copasa, para encaminhamento ao tratamento na ETE. Para este afluente, Teixeira e Millan (2023) observam influência da urbanização nos sólidos totais dissolvidos e na condutividade elétrica, porém os valores de oxigênio dissolvido e turbidez registrados não excederam os limites da legislação. Recomenda-se trabalho de conscientização da população sobre o lançamento de lixo na via urbana e nas margens e leito do córrego, bem como investimento em mais lixeiras e outros depositórios para minimização do problema.

Com relação ao córrego Bebedouro, foi constatada melhor qualidade em suas águas em relação ao ribeirão Frutal, contudo suas nascentes necessitam de intervenções para conservação do solo, a fim de melhorar o estado de conservação. Pereira *et al.* (2017) avaliaram o uso da terra da bacia hidrográfica do córrego Bebedouro entre os anos de 2002 e 2011, verificando que houve um aumento de 28,8% das áreas de vegetação ribeirinha (de 400 para 515 hectares), contudo, segundo os autores, ainda são necessários mais 185 hectares para atendimento à norma ambiental. Além disso, o córrego Carvão (afluente do córrego Bebedouro, ponto B7) merece especial atenção pela ausência de mata ciliar e alto grau de assoreamento de seu leito.

Por fim, os pontos localizados na área de inundação do reservatório de Marimbondo apresentaram excelente qualidade de água, em decorrência da sedimentação que ocorre neste tipo de ambiente, bem como a diluição de substâncias, devido ao maior volume hídrico em relação aos córregos. Porém, a ausência de mata ciliar, responsável pela redução dos valores do PAR, aponta comprometimento das margens, o que agrava o problema de assoreamento do reservatório.

5 CONCLUSÃO

No geral, os pontos mais bem classificados pelos indicadores apresentaram baixas densidades de coliformes, águas bem oxigenadas, pH neutro, baixos valores de condutividade e de sólidos totais dissolvidos (R2, F3, F7, F9, F10, F11, F14, B2, B3, B4, B5). Os pontos impactados apresentaram altas densidades de coliformes (comprometendo até mesmo sua balneabilidade), altos valores de condutividade, sólidos totais dissolvidos, turbidez, clorofila *a* (F4, F5, F6, F8, F13, F15, F17, B7, B9, J) e baixas concentrações de oxigênio dissolvido.

Os pontos classificados como IQA bom (localizados principalmente nas cabeceiras do ribeirão Frutal e córrego Bebedouro), tiveram seu valor reduzido no período de chuvas, devido perda da qualidade de água, causada pela entrada de sólidos particulados e dissolvidos; resultante dos processos erosivos instalados nas duas bacias, causando o assoreamento dos leitos (avaliado por meio da turbidez, sólidos dissolvidos e nutrientes). O carreamento também aumenta as densidades de coliformes termotolerantes, devido à atividade pecuária no entorno e entrada de gado no leito do rio para dessedentação.

A maior parte dos pontos de coleta foi considerada natural ou alterada pelo Protocolo de Avaliação Rápida (22 pontos), classificado com IQA de bom a médio (20 pontos), ou considerado ultraoligotrófico a oligotrófico pelo IET (23 pontos), evidenciando o grande potencial de recuperação destas duas microbacias, que podem reduzir os processos de assoreamento do leito e o erosivo das margens. A elevada densidade de coliformes, mesmo na estação seca, destacou também a necessidade de maior atenção para a regularização do esgotamento sanitário no município. Essas ações poderão garantir o fornecimento de água de boa qualidade e em quantidade suficiente para abastecimento da população da sede do município em longo prazo.

REFERÊNCIAS

AGÊNCIA NACIONAL DAS ÁGUAS (Brasil). **Indicadores de qualidade:** Índice de Qualidade das Águas (IQA). Disponível em: <https://www.ana.gov.br/portalpnqa/indicadores-indice-aguas.aspx#>. Acesso em: 28 abr. 2025.



AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA); AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION (AWWA); WATER ENVIRONMENT FEDERATION (WEF). **Standard Methods for Examination of Water and Wastewater**. 22nd. Washington D.C.: APHA; AWWA; WEF, 2012.

BENTOS. A. B. *et al.* Avaliação rápida de impactos ambientais em rios: aplicação na microbacia do Ribeirão das Araras. In: SALES, R.E.S.; SALES, R.S. (org.) **Educação Ambiental e Cidadania: pesquisa e práticas contemporâneas**. São Paulo: Editora Científica, 2021. p. 142-157. DOI: <https://10.37885/210102840>. Disponível em: <https://downloads.editoracientifica.com.br/articles/210102840.pdf>. Acesso em: 29 abr. 2025

BRASIL. Ministério da Saúde. Portaria GM/MS n. 888, de 4 de maio de 2021. Altera o Anexo XX da Portaria de Consolidação nº 5/GM/MS, de 28 de setembro de 2017, para dispor sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. **Diário oficial [da] República Federativa do Brasil**, Poder Executivo, Brasília, DF, n. 85, 7 maio 2021. p. 127.

BRASIL. Ministério do Desenvolvimento Regional. **Panorama do saneamento básico no Brasil**. Brasília: Secretaria Nacional de Saneamento do Ministério do Desenvolvimento Regional, 2021. Disponível em: <https://www.capacidades.gov.br/downloads?b=NDI%3D>. Acesso em: 24 mar. 2025

BRITO, S. L.; PEREIRA, T. T. C.; MARTINS, I. C. Sediments of watersheds from Frutal and Bebedouro Streams (Frutal, MG, Brazil) as indicator of human activities. **Ambiente & Água**, São Paulo, v. 12, n. 1, p. 17-32, jan. 2017. DOI: <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.1978>. Disponível em: <https://www.ambi-agua.net/seer/index.php/ambi-agua/article/view/1904>. Acesso em: 24 mar. 2025.

CALLISTO, M. *et al.* Aplicação de um Protocolo de Avaliação Rápida da diversidade de habitats em atividades de ensino e pesquisa (MG-RJ). **Acta Limnologica Brasiliensis**, Rio Claro, n. 14, v. 1, p. 91-98, jan. 2002. Disponível em: <https://www.actalb.org/article/627b10d8782aad05cb235d75>. Acesso em: 24 mar. 2025.

CAMPOS, J.C.; NUCCI, J.C. Protocolo de Avaliação Rápida de Rios Urbanos (PARU) como ferramenta de monitoramento ambiental. **Revista de Geografia e Ordenamento do Território**, Porto, n. 21, v. 1, p. 121-138, jun., 2021. DOI: dx.doi.org/10.17127/got/2021.21.005. Disponível em: <https://scielo.pt/pdf/got/n21/2182-1267-got-21-121.pdf>. Acesso em: 28 abr. 2025.

CARDOSO, I.L. *et al.* Índice de Estado Trófico (IET) e Biological Monitoring Working Party (BMWP): uma análise comparativa para avaliação da qualidade da água. **Revista Eletrônica de Biologia**, Sorocaba, v. 7 n. 3, p. 342-356, jul. 2014. Disponível em: https://scholar.google.com.br/citations?view_op=view_citation&hl=pt-BR&user=YJ3ZJMYAAAAJ&citation_for_view=YJ3ZJMYAAAAJ:zYLM7Y9cAGgC. Acesso em: 14 jan. 2025.



CASTELLO BRANCO JR.A., et al. Protocolo de Avaliação Rápida como ferramenta de gestão de recursos hídricos urbanos. **Revista Mineira de Recursos Hídricos**, Belo Horizonte, v. 1, n. 2, jul./dez., 2020. DOI: 10.59824/rmrh.v1i2.197. Disponível em: <https://periodicos.meioambiente.mg.gov.br/NM/article/view/197>. Acesso em: 28 abr. 2025.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). **Índices de Qualidade das Águas e critérios de avaliação da qualidade dos sedimentos 2023**. São Paulo: CETESB. 2023a. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/wp-content/uploads/sites/12/2024/09/Apendice-D-Metodologia-de-Calcudo-dos-Indices-de-Qualidade-das-Aguas-2023.pdf>. Acesso em: 29 abr. 2025.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). **Significado ambiental e sanitário das variáveis de qualidade das águas e dos sedimentos e metodologias analíticas e de amostragem**. São Paulo: CETESB. 2023b. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/wp-content/uploads/sites/12/2024/09/Apendice-C-Significado-Ambiental-e-Sanitario-das-Variaveis-de-Qualidade-das-Aguas-e-dos-Sedimentos-e-Metodologias-Analiticas-e-de-Amostragem.pdf>. Acesso em: 24 mar. 2025.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (Brasil). Resolução n. 274 de 29 de novembro de 2000. Estabelece sistemáticas de avaliação da qualidade ambiental das águas. **Diário oficial [da] República Federativa do Brasil**, Poder Executivo, Brasília, DF, n. 5, 8 jan. 2001. p. 23.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (Brasil). Resolução 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. **Diário oficial [da] República Federativa do Brasil**, Poder Executivo, Brasília, DF, n. 23, 18 mar. 2005. p. 58.

CUNHA, D. G. F.; CALIJURI, M. C.; LAMPARELLI, M. C. A trophicstate index for tropical/subtropical reservoirs (TSIts). **Ecological Engineering**, Amsterdam, v. 60, p. 126-134, nov. 2013. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.07.058>. Disponível em: https://journals.scholarsportal.info/details/09258574/v60iccomplete/126_atsiftr.xml&sub=all. Acesso em: 24 mar. 2025.

EMPRESA DE ASSISTÊNCIA TÉCNICA E EXTENSÃO RURAL DO ESTADO DE MINAS GERAIS(EMATER); CENTRO NACIONAL DE EDUCAÇÃO PROFISSIONAL EM COOPERATIVISMO, GESTÃO AMBIENTAL E TURISMO (CENEP). **Projeto de manejo integrado dos recursos naturais da sub-bacia do Ribeirão Frutal**. Frutal: EMATER-MG; CENEP, 2004.

FRANCO, R. M. A.; HERNANDEZ, F. B. T.; VANZELA, L. S. Utilização dos parâmetros Coliformes Totais e Fecais e Oxigênio Dissolvido na avaliação da qualidade de água para irrigação na microbacia do Córrego Três Barras, Marinópolis, SP. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA AGRÍCOLA, 26., 2007. **Anais** [...]. Ilha Solteira: UNESP, 2007. p. 1-4. 2007.



GOULART, M. D.; CALLISTO, M. Bioindicadores de qualidade de água como ferramenta em estudos de impacto ambiental. **Revista da FAPAM**, Pará de Minas, v. 2, n. 1, p. 153-164, jan. 2003. Disponível em:

https://labs.icb.ufmg.br/benthos/index_arquivos/pdfs_pagina/Goulart%20&%20Callisto-Fapam.pdf. Acesso em: 24 mar. 2025.

IDEXX LABORATORIES. **Colilert**: user guide. Westbrook: Idexx Laboratories, 2002. Disponível em: <https://www.idexx.com/files/qt97mpntable.pdf>. Acesso em: 24 mar. 2025.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Cidades@ Frutal**. Brasília: MPO, 2022. Disponível em <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/mg/frutal/panorama>. Acesso em: 24 mar. 2025.

INSTITUTO MINEIRO DE GESTÃO DAS ÁGUAS (IGAM). **Índice de Qualidade das Águas - IQA**. Belo Horizonte: IGAM. 2012. Disponível em: <https://igam.mg.gov.br/w/indice-de-qualidade-das-aguas-iqa>. Acesso em: 24 mar. 2025.

KARR, J.R. Seven foundations of biological monitoring and assessment. **Biologia Ambientale**, San Maurizio, v. 20, n. 2, p. 7-18., dez. 2006. Disponível em: https://wgbis.ces.iisc.ac.in/energy/water/paper/cistup_TR1/Seven%20Foundations%20of%20Biological%20Monitoring%20and%20Assessment.pdf. Acesso em: 24 mar. 2024.

KUHLMANN, M.L. *et al.* Effects of human activities on rivers located inprotected areas of the Atlantic Forest. **Acta Limnologica Brasiliensis**, Rio Claro, v. 26, n. 1, p. 60-72, jan. 2014. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/S2179-975X2014000100008>. Disponível em: <https://www.actalb.org/article/10.1590/S2179-975X2014000100008/pdf/alb-26-1-60.pdf>. Acesso em: 24 mar. 2024.

LUMB, A.; SHARMA, T. C. Y.; BIBEAUT, J. F. A Review of genesis and evolution of Water Quality Index (WQI) and some future directions. **Water Quality, Exposue and Health**, London, v. 3, p. 11-24, mar. 2011. DOI: <https://doi.org/10.1007/s12403-011-0040-0>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s12403-011-0040-0>. Acesso em: 24 mar. 2025.

MARTINS, T .F. G. *et al.* Bioindicadores para Avaliação do Impacto Ambiental em ecossistemas aquáticos e os efeitos dos contaminantes sobre os organismos aquáticos. In: POMPÊO, M., MOSCHINI-CARLOS, V, LÓPEZ-DOVAL, J. C. (org.) **Aspectos da ecotoxicidade em ambientes aquáticos**. São Paulo: Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, 2022. p.24-42.

MELO, M. R.; OLIVEIRA, M. C.; ABREU, M. Avaliação da conservação da microbacia do ribeirão Mantiqueira em Goiás via protocolo de avaliação rápida. **Revista Ibero Americana de Ciências Ambientais**, v.12, n.10, p.582-598, 2021. DOI: <http://doi.org/10.6008/CBPC2179-6858.2021.010.0046>. Disponível em: <https://sustenere.inf.br/index.php/rica/article/view/6519/3372>. Acesso em: 28 abr. 2025.



MENEZES, E. (org.) **Mapa da área aproximada das bacias do Ribeirão Frutal e Córrego Bebedouro**. Frutal: Topogeo Topografia e Georreferenciamento, 2011.

NICOLAU, P. B. **Microbiologia ambiental**: perspectiva histórica. Brasília: Universidade Aberta do Brasil – UAB. 2014. Disponível em:
<https://repositorioaberto.uab.pt/bitstreams/0636769b-cf3f-4b00-a7b2-6283dedf1310/download>. Acesso em: 24 mar. 2025.

OLIVEIRA, A. J. *et al.* Coliformes Termotolerantes: bioindicadores da qualidade da água destinada ao consumo humano. **Atas de Saúde Ambiental**, São Paulo, v. 3, n. 2, p. 24-29, jan. 2015. Disponível em:
<https://revistaseletronicas.fmu.br/index.php/ASA/article/view/949/880>. Acesso em: 24 mar. 2025.

PEREIRA, G. S. P. *et al.*, Área de Preservação Permanente e Reserva Legal: estudo de caso na Bacia do Córrego Bebedouro. **Ambiente & Sociedade**, v. 20, n. 1, p. 105-126, jan.-mar. 2017. Disponível em:
<https://www.scielo.br/j/asoc/a/RXkwNGK76Hf9vykmWvvMf7R/?format=pdf&lang=pt>. Acesso em: 22 abr. 2025.

SANTI, G.M. *et al.* Variabilidade espacial de parâmetros e indicadores de qualidade da água na sub-Bacia Hidrográfica do Igarapé São Francisco, Rio Branco, Acre, Brasil. **Ecología Aplicada**, Lima, v. 11, n. 1, p. 23-31, ago. 2012. Disponível em:
<http://www.scielo.org.pe/pdf/ecol/v11n1/a03v11n1.pdf>. Acesso em: 24 mar. 2025.

SEPÚLVEDA, W. O. (org.) **Relatório de definição de fonte de produção**. Frutal: DMA, SPAM, DVHD; COPASA, 2009.

SILVA, V. C.; PINHEIRO, L. S. Estudo Geomorfológico para o Planejamento Ambiental: o Caso das Erosões Lineares na Cidade de Frutal/MG. **Revista Geonorte**, Manaus, ed. esp. 4, v. 10, n. 1, p. 359-363, jan. 2014. Disponível em:
<https://periodicos.ufam.edu.br/index.php/revista-geonorte/article/view/1724/1611>. Acesso em: 24 mar. 2025.

SOUZA, R. G. C.; PINHEIRO, L. S.; MARTINEZ, A. V. G. A deposição irregular de resíduos sólidos urbanos: caso da cidade de Frutal-MG. In: SEMINÁRIO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM GEOGRAFIA DA UNESP RIO CLARO, 9, 2009, Rio Claro. **Anais** [...]. Rio Claro: UNESP, 2009. p. 1382-1397.

TEXEIRA, H. S.; MILLAN, R. N. Influência da urbanização sobre as variáveis físico-químicas na água do córrego Vertente Grande, Frutal – MG. In: MARQUES, R.F.P.V. *et al.* (org.) **Alterações antrópicas e meio ambiente**. Campina Grande: EPTEC, 2023. p. 96-104. Disponível em: https://www.meioambientepocos.com.br/wp-content/uploads/2025/02/Alteracoes-Antropicas-Meio-Ambiente_1.pdf#page=97. Acesso em: 22 abr. 2025.

TOLEDO, A. *et al.* A aplicação de modelos simplificados para a avaliação do processo de eutrofização em lagos e reservatórios tropicais. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE



ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 12., 1983, Camboriú. **Anais** [...]. Camboriú: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 1983. p. 1-34.

TRIVINHO-STRIXINO, S.; NASCIMENTO, V.M. Indicadores básicos de qualidade ambiental para bacias hidrográficas: macroinvertebrados bentônicos como indicadores biológicos. In: CURSO TEÓRICO-PRÁTICO SOBRE BIOINDICADORES DE QUALIDADE DA ÁGUA, 2001, Jaguariúna. **Anais** [...]. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2001. p. 1-13.

VADAS JR, R. L. *et al.* Assemblage-based biomonitoring of freshwater ecosystem health via multimetric indices: a critical review and suggestions for improving their applicability. **Water Biology and Security**, Wuhan, v. 1, n. 3, p. 1-15, ago. 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.watbs.2022.100054>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2772735122000737?via%3Dihub>. Acesso em: 24 mar. 2025.

VARANDA, L. (org.) **Avaliação do Projeto CENEP – COPASA 2004 a 2006**. Frutal: DMA, SPAM, DVHD/COPASA, 2007.

VIEGAS, C.A. **Análise da qualidade bacteriológica de água**. Lisboa: Instituto Superior Técnico de Lisboa. 2013. Disponível em: <https://fenix.tecnico.ulisboa.pt/disciplinas/Mic364/2012-2013/2-semestre/ver-post/analise-da-qualidade-bacteriologica-de-uma-agua-0be>. Acesso em: 14 jan. 2025.

AGRADECIMENTOS

Ao Projeto TCT 17049/2011–SECTES/FAPEMIG/HIDROEX/FAUF – Diagnóstico de Microbacias para a Sustentabilidade que financiou esta pesquisa e ao PIBIC/UEMG/FAPEMIG pelas bolsas de iniciação científica (Editais 07/2011 e 06/2012).