ISSN:1984-2295

Revista Brasileira de Geografia Física

Homepage: <https://periodicos.ufpe.br/revistas/rbgf>

Avaliação da qualidade das águas superficiais na circunscrição hidrográfica do rio Piranga utilizando análise estatística multivariada e não-paramétrica

Micael de Souza Fraga¹, Laura Thebit de Almeida², Marcel Carvalho Abreu³, Felipe Bernardes Silva⁴, Guilherme Barbosa Reis², Renan Gon Ferreira²

¹Gerência de Monitoramento Hidrometeorológico e Eventos Críticos, Instituto Mineiro de Gestão das Águas (Igam), Belo Horizonte, Minas Gerais, Brasil (micelfraga@gmail.com - autor correspondente); ²Departamento de Engenharia Agrícola, Universidade Federal de Viçosa (UFV), Viçosa, Minas Gerais, Brasil (l.thebit@gmail.com, guilherme.eaa.reis@gmail.com, gonferreirarenan@gmail.com); ³Departamento de Ciências Ambientais, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro (UFRRJ), Seropédica, Rio de Janeiro, Brasil (marcelc.abreu@gmail.com); ⁴Universidade Vale do Rio Verde (UninCor), Três Corações, Minas Gerais, Brasil (prof.felipe.silva@unincor.edu.br)

Artigo recebido em 10/04/2020 e aceito em 11/02/2021

RESUMO

No estado de Minas Gerais, as campanhas de coleta e análise da qualidade da água nos corpos hídricos contemplam até 51 variáveis, o que dificulta a análise e interpretação desse conjunto de dados e a identificação das variáveis determinantes para a qualidade da água. Diante disso, o objetivo deste trabalho foi identificar as principais fontes de poluição, bem como o comportamento da qualidade da água ao longo do tempo de monitoramento, por meio de diferentes análises estatísticas na circunscrição hidrográfica do rio Piranga. Pelos resultados obtidos, a análise fatorial/análise de componentes principais apontou a alta susceptibilidade que a bacia apresenta à erosão do solo, a contaminação pelo lançamento de efluentes domésticos e a variabilidade da qualidade das águas em virtude dos metais pesados. As variáveis *Escherichia coli*, ferro dissolvido, fósforo total e manganês total apresentaram os valores de violação da classe de enquadramento mais críticos. A análise de tendência mostrou padrões diferentes para o índice de qualidade da água e para as variáveis mais relevantes para a qualidade da água. Dentre as variáveis que compõe o índice, destacam-se as tendências de aumento de nitrato em todas as estações analisadas. De maneira geral, os resultados mostraram que a qualidade da água na área de estudo varia em função da erosão do solo, do alto grau de contaminação por efluentes domésticos, da poluição difusa advinda das áreas agrícolas e dos metais pesados, sendo as variáveis de qualidade da água vinculadas a estes fatores as mais importantes.

Palavras-chave: análise ambiental, Minas Gerais, poluição hídrica; recursos hídricos.

Surface water quality assessment in the hydrographic region of the Piranga River using multivariate and non-parametric statistical analysis

ABSTRACT

In the state of Minas Gerais, campaigns to collect and analyze water quality in water bodies include up to 51 variables, which makes it difficult to analyze and interpret this data set and to identify the determining variables for water quality. Therefore, the objective of this work was to identify the main sources of pollution, as well as the behavior of water quality over the monitoring time, through different statistical analyzes in the hydrographic region of the Piranga River. Based on the results obtained, the factor analysis/principal component analysis out the high susceptibility that the hydrographic region presents to soil erosion, contamination by the release of domestic effluents and the variability of water quality due to heavy metals. The variables *Escherichia coli*, dissolved iron, total phosphorus and total manganese presented the most critical values of violation of the framework class. The trend analysis showed different patterns for the water quality index and for the most relevant variables for water quality. Among the variables that make up the index, the trends of nitrate increase in all analyzed stations stand out. In general, the results showed that the water quality in the unit varies depending on soil erosion, the high degree of contamination by domestic effluents, the diffuse pollution from agricultural areas and heavy metals, with water quality variables being linked to these factors the most important.

Keywords: environmental analysis, Minas Gerais, water pollution, water resources.

Introdução

A qualidade da água pode ser representada através de diversos parâmetros que

traduzem as suas principais características físicas, químicas e biológicas (von Sperling 2005). No Brasil, a definição da qualidade da água está de

acordo com a finalidade do seu uso, sendo os padrões de qualidade estipulados pela Resolução nº 357/2005 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA).

Sabendo que a qualidade da água reflete as condições ambientais e antrópicas da bacia hidrográfica, a realização periódica de campanhas de monitoramento é o primeiro passo para a elaboração de uma base de dados confiável (Shrestha e Kazama 2007; Behmel et al. 2016), pois permite avaliar o comportamento espacial e temporal da qualidade da água, bem como apoiar o planejamento dos recursos hídricos. Bem projetada, uma rede de monitoramento identifica problemas de qualidade da água ao mesmo tempo em que estabelece valores de referência para a análise de tendências de curto e longo prazos (Strobl e Robillard 2008).

No estado de Minas Gerais, o monitoramento das águas superficiais começou a ser realizado no ano de 1997 por meio do Projeto “Águas de Minas”, sob responsabilidade do Instituto Mineiro de Gestão das Águas (IGAM). Atualmente, o programa de monitoramento realiza quatro campanhas anuais com frequência trimestral, sendo duas completas e duas parciais. Nas campanhas completas, realizadas semestralmente, são analisadas 51 variáveis de qualidade de água em comum ao conjunto de estações. Já nas campanhas parciais, realizadas de forma intercalada entre as campanhas completas, são analisadas 19 variáveis em comum ao conjunto de estações e às quatro campanhas de monitoramento.

Como exemplo da importância do monitoramento da qualidade das águas em Minas Gerais, o Projeto “Águas de Minas” teve grande destaque quando a Circunscrição Hidrográfica do Rio Piranga (CH DO1), inserida na bacia do rio Doce, foi alvo de um dos maiores crimes ambientais ocorridos no Brasil. No dia 05 de novembro de 2015 ocorreu o rompimento da barragem de rejeitos de Fundão, pertencente à Samarco Mineração S.A., localizada no distrito de Bento Rodrigues, município de Mariana, estado de Minas Gerais. A barragem, classificada como Classe III, de alto potencial de dano ambiental, era destinada a armazenar o rejeito gerado pela atividade de beneficiamento de minério de ferro (IGAM 2017a). A barragem continha 50 milhões de m³ de rejeito, dos quais 34 milhões de m³ foram liberados no meio ambiente. Como o IGAM já vinha monitorando a qualidade da água na área do acidente desde muito antes do ocorrido, foi possível avaliar o impacto provocado pelo rompimento da barragem de rejeitos com base na

comparação entre as concentrações das variáveis monitoradas. Ainda, é possível acompanhar o processo de recuperação ambiental ao longo do tempo, visando estabelecer padrões semelhantes aos que antecedem o rompimento da barragem.

Apesar do programa de monitoramento vir demonstrando a sua importância no fornecimento de informações básicas para a definição de estratégias de controle ambiental, as campanhas de monitoramento, quando realizada por longos períodos, acabam gerando um banco de dados extenso e complexo, o que pode dificultar a sua análise e interpretação, ocasionando muitas vezes a sua subutilização (Trindade et al. 2017). Para o problema em questão, é possível utilizar métodos estatísticos que permitam reduzir essa grande quantidade de informação. Para Guedes et al. (2012), na maioria das vezes, um pequeno número dessas variáveis contém as informações mais relevantes, o que permite alhear algumas delas sem prejuízos à caracterização da qualidade da água.

Dentre as metodologias disponíveis para interpretar grandes bancos de dados, os métodos multivariados e não-paramétricos vêm sendo amplamente utilizados para apoiar a gestão dos recursos hídricos, extraindo informações significativas a partir dessas bases de dados geradas pelas campanhas de monitoramento (Yenilmez et al. 2011; Ajorlo et al. 2013; Chowdhury e Al-Zahrani 2014; Mohamed et al. 2015; Dou et al. 2016; Ji et al. 2016; Zeinalzadeh e Rezaei 2017; Herojeet et al. 2017; Calazans et al. 2018b, 2018a; Pereira et al. 2018; Pinto et al. 2019; Fraga et al. 2020; Soares et al. 2020).

Diante do exposto, o objetivo do presente trabalho foi analisar a qualidade das águas superficiais da CH DO1 Piranga, a partir de um conjunto de dados contendo características físicas, químicas e biológicas da água por meio de diferentes técnicas estatísticas. Foram identificadas as principais fontes de poluição, bem como o comportamento da qualidade da água ao longo do tempo de monitoramento, cujos resultados poderão ser utilizados na tomada de decisão em ações de planejamento e gestão dos recursos hídricos pelos órgãos competentes.

Material e Métodos

Caracterização da área de estudo

O presente estudo foi desenvolvido na CH DO1, que possui uma área total de aproximadamente 17.571,37 km², sendo a segunda maior Circunscrição Hidrográfica (CH) da

Unidade Estratégica de Gestão (UEG) do rio Doce (ECOPLAN-LUME 2010a), encontrando-se totalmente inserida no Estado de Minas Gerais.

A CH DO1 é composta pelas bacias do rio Piranga propriamente dita, que ocupa uma área de 6.606 km², pela bacia hidrográfica do rio do Carmo, com área de 2.278 km², pela bacia do rio Casca, com área de 2.510 km² e pela bacia hidrográfica do rio Matipó, com área de 2.550 km². A área destas bacias hidrográficas é ainda

acrescida das áreas de drenagem de outros córregos de contribuição hídrica menos representativas, que drenam diretamente para o rio Doce por ambas as margens, com uma área de 3.626 km² (ECOPLAN-LUME 2010a). Na CH DO1, a rede de monitoramento de qualidade da água do IGAM conta atualmente com 16 estações em operação, conforme distribuição espacial pode ser observado na Figura 1.

Figura 1. Localização da CH DO1 e distribuição espacial das estações de monitoramento de qualidade da água do IGAM.

Base de dados e métodos de análise utilizados

Os dados de qualidade de água utilizados nesse estudo foram provenientes das campanhas de monitoramento de qualidade de água do “Projeto Águas de Minas”, onde as análises de qualidade da água são realizadas por um laboratório acreditado pelo Instituto Nacional de Metrologia, Qualidade e Tecnologia (INMETRO), que participa regularmente de avaliações de controle de qualidade analítica e segue padrões dos métodos para a análise de água e esgoto estipulados em APHA et al. (2012).

A identificação das principais fontes de poluição e o comportamento da qualidade da água ao longo do tempo de monitoramento foram fundamentados na aplicação de três análises,

sendo elas: a) análise fatorial/análise de componentes principais; b) análise de violação dos limites estabelecidos pela classe atual de enquadramento; e c) análise de tendência temporal dos dados de qualidade da água. Devido às metodologias utilizadas, optou-se por analisar os dados de 15 das 16 estações de monitoramento de qualidade da água existentes, uma vez que a estação de código RD011 foi implantada recentemente no ano de 2016, dispondo assim de uma pequena base de dados que inviabilizou a sua utilização nas análises.

Visando obter uma caracterização mais recente da qualidade da água, a análise fatorial/análise de componentes principais e a análise de violação dos limites estabelecidos pela classe atual de enquadramento foram realizadas

considerando o conjunto de dados das 15 estações de monitoramento entre 2010 e 2017. Entretanto, para a análise de tendência temporal, optou-se por analisar o conjunto de dados das estações com, no mínimo, 10 anos de operação, conforme também realizado em outros estudos (Dou et al. 2016; Trindade et al. 2017; Diamantini et al. 2018). Tal fato resultou na adoção de um período base entre 2000 e 2017 e na seleção de 9 das 15 estações inicialmente propostas. As estações selecionadas

estão descritas na Tabela 1, sendo as destacadas em negrito aquelas que apresentam no mínimo 10 anos de operação na rede de monitoramento.

Vale ressaltar que, devido ao período da base de dados utilizado no estudo, os resultados encontrados foram afetados pelo rompimento da barragem de rejeitos do município de Mariana, já que as séries históricas do IGAM incluem variáveis sensíveis aos impactos decorrentes do acidente.

Tabela 1. Estações de monitoramento do IGAM utilizadas no estudo

Estação	Descrição	Coordenadas UTM	
		Longitude	Latitude
RD001	Rio Piranga na cidade de Piranga	677016	7711181
RD004	Rio Xopotó próximo a sua foz no rio Piranga	695640	7699902
RD007	Rio Piranga na cidade de Porto Firme	698920	7713152
RD009	Rio do Carmo em Monsenhor Horta	675318	7748841
RD013	Rio Piranga a jusante da cidade de Ponte Nova	71913	7745016
RD018	Rio Casca no distrito de Águas Férreas	747765	7775639
RD019	Rio Doce a montante da foz do rio Casca	735332	7784671
RD021	Rio Matipó a jusante da cidade de Raul Soares	764537	7777608
RD023	Rio Doce a montante do distrito de Cachoeira dos Óculos	764022	7813061
RD068	Rio Piranga próximo à sua nascente	639173	7670576
RD069	Rio Piranga no distrito de Piranguita	646681	7697080
RD070	Rio Turvo próximo à sua foz no rio Piranga	709463	7722990
RD071	Rio do Carmo próximo à confluência com o rio Piranga	705690	7756255
RD072	Rio Doce após a confluência dos rios Piranga e do Carmo	717196	7757222
RD073	Ribeirão do Sacramento próximo à sua foz no rio Doce	767250	7818551

Estações destacadas em negrito se referem àquelas com, no mínimo, 10 anos de operação.

Análise Fatorial/Análise das Componentes Principais

A Análise Fatorial/Análise das Componentes Principais (AF/ACP) foi utilizada para identificar as variáveis determinantes na variabilidade da qualidade das águas da CH DO1. Para confirmar a adequação da técnica estatística utilizada aos dados de qualidade da água, foram utilizados os testes de Kaiser-Meyer-Olkin (KMO) e o de esfericidade de Bartlett a 5% de significância. O teste de KMO verifica a medida de correlação entre as variáveis independentes. O valor do teste varia de 0 a 1, considerando que valores abaixo de 0,5 indicam que a aplicação da AF/ACP é inapropriada. Para o teste de esfericidade de Bartlett, a hipótese nula (H_0) diz que a matriz de correlação é uma matriz identidade, o que indicaria que não há correlação entre os dados e que o modelo fatorial é inapropriado (Muangthong and Shrestha 2015; Jung et al. 2016), dessa forma espera-se rejeitar H_0 .

Optou-se por realizar a AF/ACP em duas etapas. A primeira etapa utilizou apenas as variáveis de qualidade da água monitoradas nas campanhas parciais, pois possuem frequência trimestral e, consequentemente, uma melhor representatividade dos dados. Já a segunda etapa foi realizada utilizando as variáveis de qualidade da água monitoradas nas campanhas completas, que, apesar de serem semestrais, incluem um número maior de variáveis. Para a análise, optou-se por remover a variável temperatura do ar, totalizando 50 variáveis analisadas para as campanhas completas e 18 variáveis para as campanhas parciais (Tabela 2).

Como a mesma variável de qualidade da água pode apresentar alta carga fatorial em mais de um dos fatores, foi adotado o procedimento de rotação ortogonal da matriz de cargas fatoriais através do método *varimax*, sendo esse frequentemente utilizado em diversos estudos de qualidade da água (Mohamed et al. 2015; Barakat et al. 2016; Corrêa et al. 2019; Fraga et al. 2020).

O número de fatores extraídos pela AF/ACP seguiu os preceitos apresentados por Hair Jr. et al. (2009), que considera somente as componentes com autovalor superior a 1, sendo assim, qualquer fator individual explica uma variância superior àquela apresentada por uma simples variável. Para a seleção das variáveis mais representativas em cada fator, Liu et al. (2000) classificam os valores das cargas fatoriais como: relevante ($>0,75$), médio ($>0,50$ e $<0,75$) e irrelevante ($<0,50$). Para esse estudo, as variáveis selecionadas para a caracterização dos fatores foram aquelas que apresentaram carga fatorial $\geq 0,7$, apresentando média restrição, conforme também utilizado em outros estudos (Bertossi et al. 2013; Rocha and Pereira 2016).

Análise de violação dos limites estabelecidos pela classe atual de enquadramento

O percentual de violação da classe de enquadramento para as variáveis de qualidade da

água foi calculado conforme os limites estabelecidos pela Deliberação Normativa COPAM/CERH-MG nº 01/2008, sendo considerado o enquadramento do corpo d'água na localização das estações de monitoramento. Como os corpos hídricos da CH DO1 não possuem enquadramento aprovado no âmbito do Conselho Estadual dos Recursos Hídricos (CERH-MG), foi adotada a Classe 2 de enquadramento, conforme previsto na Resolução CNRH nº 91/2008.

Para identificar as principais fontes de poluição, foi utilizado um percentual de violação da classe de enquadramento igual ou superior a 20%. Conforme consta no Plano Integrado de Recursos Hídricos da bacia hidrográfica do rio Doce (PIRH-Doce), as variáveis que estão acima desse percentual são indicativas de deterioração da qualidade da água, sendo essencial a manutenção delas no programa de monitoramento (ECOPLAN-LUME 2010b). Na Tabela 3 podem ser observadas as variáveis utilizadas nessa etapa da análise.

Tabela 2. **Variáveis de qualidade da água utilizadas na AF/ACP**

Variáveis	
Alcalinidade total (mg L^{-1})	Ferro dissolvido (mg L^{-1})
Alumínio dissolvido (mg L^{-1})	Fósforo total (mg L^{-1})*
Arsênio total (mg L^{-1})	Magnésio total (mg L^{-1})
Bário total (mg L^{-1})	Manganês total (mg L^{-1})
Boro total (mg L^{-1})	Mercurio total ($\mu\text{g L}^{-1}$)
Cádmio total (mg L^{-1})	Níquel total (mg L^{-1})
Cálcio total (mg L^{-1})	Nitrato (mg L^{-1})*
Chumbo total (mg L^{-1})	Nitrito (mg L^{-1})
Cianeto livre (mg L^{-1})	Nitrogênio amoniacal total (mg L^{-1})*
Cloreto total (mg L^{-1})*	Nitrogênio orgânico (mg L^{-1})
Clorofila a ($\mu\text{g L}^{-1}$)*	Óleos e graxas (mg L^{-1})
Cobre dissolvido (mg L^{-1})	Oxigênio dissolvido (mg L^{-1})*
Coliformes totais (NMP 100mL^{-1})*	pH*
Condutividade elétrica ($\mu\text{mho cm}^{-1}$)*	Potássio dissolvido (mg L^{-1})
Cor verdadeira (mg L^{-1})	Selênio total (mg L^{-1})
Cromo total (mg L^{-1})	Sódio dissolvido (mg L^{-1})
Demanda bioquímica de oxigênio (mg L^{-1})*	Sólidos dissolvidos totais (mg L^{-1})*
Demanda química de oxigênio (mg L^{-1})*	Sólidos em suspensão totais (mg L^{-1})*
Dureza de cálcio (mg L^{-1})	Sólidos totais (mg L^{-1})*
Dureza de magnésio (mg L^{-1})	Substâncias tensoativas (mg L^{-1})
Dureza total (mg L^{-1})	Sulfato total (mg L^{-1})
<i>Escherichia coli</i> (NMP 100mL^{-1})*	Sulfeto (mg L^{-1})
Estreptococos fecais (NMP 100mL^{-1})	Temperatura da água ($^{\circ}\text{C}$)*
Fenóis totais (mg L^{-1})	Turbidez (UNT)*
Feofitina a ($\mu\text{g L}^{-1}$)*	Zinco total (mg L^{-1})

*Variáveis monitoradas apenas nas campanhas parciais

Análise de tendência temporal dos dados de qualidade da água

Para a análise de tendência temporal da qualidade da água foram utilizadas as séries temporais do Índice de Qualidade da Água (IQA), desenvolvido pela *National Sanitation Foundation*

(NSF) nos Estados Unidos, por estação de monitoramento, bem como as variáveis que o compõe: oxigênio dissolvido, coliformes termotolerantes, pH, demanda bioquímica de oxigênio, nitrato, fósforo total, temperatura da água, turbidez e sólidos totais. O valor do IQA varia de 0 a 100, sendo que no estado de Minas Gerais ele é interpretado da seguinte forma: excelente ($90 < IQA \leq 100$), bom ($70 < IQA \leq 90$), médio ($50 < IQA \leq 70$), ruim ($25 < IQA \leq 50$) e muito ruim ($IQA \leq 25$) (IGAM 2017b).

Para avaliar a existência de tendência ou não nas séries históricas foram utilizados os testes não-paramétricos de Mann-Kendall (MK) (Kendall 1975; Mann 1945), Sazonal de Mann-Kendall (SMK) (Hirsch et al. 1982) e Spearman (Gauthier 2001), a 5% de significância. Esses testes também foram utilizados em outros estudos

para avaliar a tendência da qualidade da água (Amorim et al. 2017; Trindade et al. 2017; Eccles et al. 2020).

Como as variáveis avaliadas na análise de tendência temporal possuem frequência trimestral, primeiramente foi verificada a existência de sazonalidade entre os dados por meio do teste não-paramétrico de Kruskal-Wallis (KW) (Kruskal e Wallis 1952) ao nível de significância de 5%. Para as séries que apresentaram diferença significativa entre os trimestres, foi levada em conta a existência de influência da sazonalidade nos dados. Sendo assim, foi aplicado o teste SMK, na qual é considerada a existência de sazonalidade na série de dados. Para as séries nas quais não foi identificada sazonalidade, foi empregado o teste MK para análise de tendência temporal.

Tabela 3. Variáveis de qualidade da água com limites estabelecidos na legislação

Variáveis	
Alumínio dissolvido (mg L^{-1})	Manganês total (mg L^{-1})
Arsênio total (mg L^{-1})	Mercúrio total ($\mu\text{g L}^{-1}$)
Boro total (mg L^{-1})	Níquel total (mg L^{-1})
Cádmio total (mg L^{-1})	Nitrato (mg L^{-1})
Chumbo total (mg L^{-1})	Nitrito (mg L^{-1})
Cianeto livre (mg L^{-1})	Nitrogênio amoniacal total (mg L^{-1})
Cloreto total (mg L^{-1})	Oxigênio dissolvido (mg L^{-1})
Clorofila a ($\mu\text{g L}^{-1}$)	pH
Cobre dissolvido (mg L^{-1})	Selênio total (mg L^{-1})
Cor verdadeira (mg L^{-1})	Sólidos dissolvidos totais (mg L^{-1})
Cromo total (mg L^{-1})	Sólidos em suspensão totais (mg L^{-1})
Demanda bioquímica de oxigênio (mg L^{-1})	Substâncias tensoativas (mg L^{-1})
<i>Escherichia coli</i> (NMP 100mL ⁻¹)	Sulfato total (mg L^{-1})
Fenóis totais (mg L^{-1})	Sulfeto (mg L^{-1})
Ferro dissolvido (mg L^{-1})	Turbidez (UNT)
Fósforo total (mg L^{-1})	Zinco total (mg L^{-1})

Para corroborar com os resultados encontrados nos testes de MK e SMK, também foi verificada a autocorrelação da série temporal utilizando o teste não-paramétrico de Spearman. Esse teste é baseado no coeficiente de correlação (R de Spearman), sendo avaliado a tendência de elevação ou redução dos dados ao longo do tempo. Para as estações de monitoramento cujos resultados foram não significativos para o teste MK ou SMK, mas significativos para o teste de correlação de Spearman, ou vice-versa, os resultados foram considerados como inconclusivos com a possibilidade de elevação, quando os valores do coeficiente R foram positivos; ou redução, quando os valores do coeficiente R foram negativos.

Para apoiar a discussão dos resultados obtidos pelas análises de tendência, foram utilizados os mapas de cobertura e uso do solo da CH DO1 para os anos de 2000 e 2017. As classes de uso foram obtidas com base no mapeamento realizado pelo Projeto MapBiomias, referente a coleção 4.1 (MAPBIOMAS 2019). No total, 11 classes de uso foram obtidas em ambos os anos avaliados. Para facilitar a análise, optou-se por mesclar algumas das classes de uso obtidas, totalizando oito classes (Tabela 4). Na Figura 2 podem ser observados os mapas de cobertura e uso do solo referentes aos anos de 2000 e 2017 para a CH DO1.

Tabela 4. Cobertura e uso do solo obtidas no MapBiomas, coleção 4.1, para a CH DO1

Classe/nomenclatura do MapBiomas 4.1	Classe/nomenclatura adotada
Formação florestal	Floresta nativa
Formação savânica	Savana
Floresta plantada	Floresta plantada
Pastagem; Cultura anual perene; Mosaico agricultura e pastagem	Área agrícola
Infraestrutura urbana; Outra área não vegetada	Área urbana
Afloramento rochoso	Afloramento rochoso
Mineração	Mineração
Rio, lago e oceano	Corpos hídricos

Figura 2. Mapas de cobertura e uso do solo referentes aos anos de 2000 e 2017 para a CH DO1

Resultados e discussão

Na avaliação da adequação dos dados à AF/ACP, foi verificada pelo teste de esfericidade de Bartlett a existência de correlações significativas entre as variáveis para ambos os conjuntos de dados (p -valor $< 0,05$). Já em relação ao teste KMO, o valor encontrado foi de 0,707 quando se avaliou os dados das campanhas parciais e 0,793 quando se avaliou os dados das campanhas completas, demonstrando correlação entre as variáveis. Em função dos resultados obtidos em ambos os testes, foi comprovada a adequação da aplicação da AF/ACP ao conjunto de dados.

Ao extrair os fatores das variáveis de qualidade da água das campanhas parciais, foram encontrados cinco fatores com autovalor superior a 1, explicando juntos 63,84% da variabilidade total dos dados. Na Tabela 5 é apresentada a matriz de pesos fatoriais para as variáveis de qualidade da água das campanhas parciais. Os valores em módulo das cargas fatoriais $\geq 0,7$ sugerem quais são as variáveis mais significativas.

Como pode ser observado na Tabela 5, o primeiro fator (F1) foi responsável por explicar aproximadamente 19,02% da variância total dos

dados. Quando se analisa as cargas fatoriais das variáveis, pode-se interpretar que os altos valores para os sólidos em suspensão totais, sólidos totais e turbidez representam a variabilidade da qualidade da água em relação à susceptibilidade que a bacia apresenta à erosão. De acordo com o estudo realizado por Camargo (2012), 74,4% da área da bacia hidrográfica do rio Piranga apresenta susceptibilidade à erosão classificada como alta. Tal fato pode ser ainda mais agravado pelo uso indevido do solo, uma vez que a maior porção do seu território, aproximadamente 69%, é utilizado para fins agrícolas (MAPBIOMAS 2019).

O segundo fator (F2), com 16,86% da variância explicada, é representado pelas variáveis cloreto total, condutividade elétrica e nitrato, inferindo sobre o material inorgânico dissolvido na água. Moura et al. (2015) apontam que correlações significativas entre cloreto total e nitrato são indicativos de que a presença de poluentes nas águas tem origem nas atividades antrópicas, tais como a falta de tratamento dos efluentes domésticos ou a utilização de fertilizantes orgânicos em áreas rurais. De acordo com Andrade et al. (2009), tais variáveis são frequentemente utilizadas para avaliar o impacto da agricultura irrigada nas águas subterrâneas,

pois, dentre os íons lixiviados, o cloreto e o nitrato são os que ocorrem com maior frequência.

O terceiro fator (F3), com 11,44% da variância explicada, é composto basicamente pelos coliformes totais e pela *Escherichia coli*, indicando que a precariedade do tratamento dos efluentes domésticos na CH DO1 também são fatores responsáveis pela variabilidade da qualidade da água. Conforme estudo realizado a respeito do esgotamento sanitário no Brasil, a maioria dos municípios na CH DO1 não possuem estações de tratamento de efluentes e, quando possuem, o tratamento é insuficiente e incapaz de remover microrganismos, uma vez que não possuem processos de tratamento terciário (ANA 2017).

Em um estudo sobre a qualidade da água na bacia do rio Xopotó, localizada na CH DO2 (Rio Piracicaba), também inserida na bacia do rio Doce, foi constatado que a qualidade microbiológica da água está em deterioração. Além de apresentar elevadas concentrações de *Escherichia coli*, foram encontrados diversificados genótipos da bactéria que representam potencial risco de doenças diarreogênicas, evidenciando o comprometimento da qualidade microbiológica dos corpos hídricos

Tabela 5. Matriz de peso fatorial das variáveis de qualidade da água analisadas nas campanhas parciais

Variáveis	F1	F2	F3	F4	F5
Cloreto total	0,19	0,81	-0,02	0,06	0,14
Clorofila a	0,18	0,03	0,06	-0,38	0,55
Coliformes totais	0,19	-0,04	0,87	0,02	0,05
Condutividade elétrica	-0,01	0,83	-0,19	0,15	-0,12
Demanda bioquímica de oxigênio	-0,03	0,40	0,44	0,06	0,20
Demanda química de oxigênio	0,29	0,19	0,31	0,29	-0,22
<i>Escherichia coli</i>	0,16	-0,10	0,88	-0,01	0,05
Feoftina a	0,29	-0,33	0,12	0,22	-0,21
Fósforo total	0,57	0,42	0,16	0,05	0,05
Nitrato	0,03	0,79	0,03	-0,02	0,00
Nitrogênio amoniacal total	-0,01	0,01	0,11	0,27	0,74
Oxigênio dissolvido	-0,11	-0,04	-0,12	-0,82	-0,15
pH	-0,16	0,38	-0,21	0,32	-0,39
Sólidos dissolvidos totais	0,56	0,56	0,01	0,07	-0,18
Sólidos em suspensão totais	0,86	-0,05	0,17	0,06	0,06
Sólidos totais	0,91	0,26	0,13	0,10	-0,07
Temperatura da água	0,36	0,18	-0,15	0,72	-0,08
Turbidez	0,87	-0,12	0,09	0,12	0,12
Variância explicada (%)	19,02	16,86	11,44	9,52	7,01
Variância acumulada (%)	19,02	35,87	47,31	56,83	63,84

Para a segunda rodada da AF/ACP, onde foram considerados os dados das campanhas completas, foi necessário remover, devido à ausência de dados em algumas campanhas, as variáveis boro total, cobre dissolvido, óleos e

da bacia, decorrente principalmente da ausência de estações de tratamento de esgoto (Drumond et al. 2018). No Brasil, diversos outros estudos também apontam o lançamento de efluentes domésticos como a principal causa de deterioração da qualidade das águas (Costa et al. 2017; Trindade et al. 2017; Calazans et al. 2018a, 2018b; Vargas et al. 2018). Ao desenvolver uma metodologia para dar suporte a alocação de estações de monitoramento de qualidade da água, Fraga et al. (2019) obtiveram como critérios de maior peso no processo de decisão o “total da carga orgânica lançada” e a “proximidade aos pontos e lançamento de efluentes”, critérios estes diretamente relacionados a esse tipo de fonte poluidora.

Ao avaliar as variáveis representativas dos fatores F4 e F5, percebe-se que elas continuam representando a variabilidade da qualidade da água em relação ao lançamento de efluentes domésticos *in natura* ou parcialmente tratados, entretanto com um menor poder explicativo. Para a variável nitrogênio amoniacal total, identificada no F5, vale ressaltar que ela também tem origem no uso de fertilizantes orgânicos utilizados nas áreas agrícolas (Macedo et al. 2012).

graxas e selênio total. Já a variável cádmio total foi removida por apresentar todos os valores iguais ao limite mínimo de detecção do teste utilizado na análise laboratorial (0,0005 mg L⁻¹).

Ao extrair os fatores das variáveis de qualidade da água das campanhas completas, foram encontrados 11 fatores com autovalor superior a 1, explicando juntos 74,09% da variabilidade total dos dados. Na Tabela 6 é

apresentada a matriz de pesos fatoriais para as variáveis de qualidade da água das campanhas completas. A interpretação das cargas fatoriais segue a mesma lógica estipulada para as campanhas parciais.

Tabela 6. Matriz de peso fatorial das variáveis de qualidade da água monitoradas nas campanhas completas

Variáveis	F1	F2	F3	F4	F5	F6	F7	F8	F9	F10	F11
Alcalinidade total	0,50	0,12	0,12	-0,04	-0,12	0,22	0,01	-0,10	0,02	0,58	-0,17
Alumínio dissolvido	-0,05	0,19	0,21	0,48	0,38	0,33	-0,09	0,02	0,20	-0,15	-0,17
Arsênio total	0,22	0,15	0,39	-0,30	0,01	0,22	0,07	-0,09	0,27	0,25	-0,45
Bário total	0,10	0,70	0,12	0,08	0,26	0,06	0,03	0,35	0,11	0,08	0,09
Cálcio total	0,14	0,05	-0,01	0,01	0,02	0,11	0,03	0,02	0,00	0,96	0,02
Chumbo total	-0,14	0,51	0,13	-0,11	-0,34	-0,08	0,39	0,20	0,05	-0,01	0,02
Cianeto Livre	-0,08	0,01	-0,81	-0,09	0,01	-0,10	0,04	-0,04	0,07	0,10	-0,03
Cloreto total	0,23	0,18	0,08	0,04	0,10	0,81	0,06	0,05	0,01	0,17	0,05
Clorofila a	0,02	0,05	-0,21	0,05	0,66	-0,09	0,13	0,10	-0,16	0,05	0,14
Coliformes totais	-0,08	0,20	0,10	-0,08	-0,01	0,00	0,04	0,85	0,05	0,03	0,10
Condutividade elétrica	0,41	0,03	0,14	-0,13	-0,15	0,59	0,04	-0,16	0,05	0,50	-0,14
Cor verdadeira	-0,01	0,37	-0,40	0,61	0,06	0,10	0,13	-0,10	0,25	-0,02	-0,11
Cromo total	0,07	0,06	0,00	0,01	0,03	0,04	0,87	0,07	-0,01	0,03	0,05
DBO	0,12	-0,03	0,07	-0,12	0,26	0,28	0,36	0,35	0,21	0,19	-0,14
DQO	0,01	0,25	0,26	0,12	-0,31	0,18	0,20	0,18	0,35	0,03	0,01
Dureza de Cálcio	0,14	0,05	0,00	0,01	0,02	0,11	0,03	0,02	0,00	0,96	0,01
Dureza de magnésio	0,96	0,06	0,07	0,00	0,03	0,15	0,04	-0,06	0,03	0,11	-0,02
Dureza total	0,74	0,08	0,05	0,04	-0,01	0,17	0,03	-0,06	0,01	0,59	0,00
<i>Escherichia coli</i>	-0,10	0,15	0,14	-0,07	0,02	-0,05	0,03	0,87	0,01	-0,10	0,06
Estreptococos fecais	-0,06	0,29	-0,06	0,14	0,04	0,02	0,06	0,80	-0,05	0,07	-0,08
Fenóis totais	0,05	0,14	0,64	0,04	0,02	0,11	-0,09	0,19	-0,31	-0,07	0,00
Feoftina a	-0,12	0,35	-0,46	-0,23	-0,30	-0,13	-0,22	0,21	-0,07	0,02	-0,02
Ferro dissolvido	0,02	-0,06	0,23	0,83	0,02	-0,03	-0,05	0,00	0,02	0,06	-0,05
Fósforo total	0,06	0,55	0,11	-0,03	0,08	0,41	-0,15	0,16	-0,01	0,19	-0,01
Magnésio total	0,96	0,06	0,07	0,00	0,02	0,15	0,04	-0,05	0,03	0,11	-0,01
Manganês total	0,12	0,76	-0,06	-0,25	0,31	-0,09	0,04	0,17	0,19	0,14	0,08
Mercúrio total	0,07	0,14	-0,01	-0,01	0,01	0,07	0,87	0,02	-0,06	0,07	0,02
Níquel total	-0,02	0,48	0,09	0,13	0,22	-0,11	0,20	0,04	0,26	-0,10	0,19
Nitrato	0,17	-0,23	0,32	-0,20	-0,05	0,72	0,02	-0,12	0,01	0,18	0,00
Nitrito	0,13	0,17	0,14	-0,14	0,10	0,65	-0,01	0,11	0,12	0,20	0,24
Nitrogênio amoniacal total	-0,06	0,10	0,05	-0,19	0,06	0,03	0,09	0,09	0,05	0,01	0,78
Nitrogênio orgânico	0,00	0,38	0,15	0,01	0,09	0,37	0,03	0,01	0,12	-0,03	0,60
Oxigênio dissolvido	-0,05	-0,27	0,11	-0,04	0,01	-0,01	0,06	-0,08	-0,86	-0,03	-0,05
pH	0,00	-0,06	0,24	-0,14	-0,46	0,21	0,06	-0,13	0,27	0,19	-0,24
Potássio dissolvido	0,13	0,20	0,05	0,29	-0,12	0,84	0,08	0,01	0,04	0,03	0,04
Sódio dissolvido	0,38	-0,16	0,07	-0,26	-0,04	0,51	0,04	-0,36	-0,10	0,39	-0,11
Sólidos dissolvidos totais	0,19	0,51	0,00	0,19	-0,11	0,45	0,08	0,06	0,11	0,36	-0,17
Sólidos em suspensão totais	0,02	0,86	0,01	-0,06	-0,09	0,03	0,07	0,17	0,01	-0,02	0,06
Sólidos totais	0,11	0,87	0,03	0,04	-0,09	0,24	0,06	0,14	0,08	0,18	-0,09
Substâncias tensoativas	0,04	0,04	0,89	0,17	-0,11	0,10	0,02	0,09	-0,08	0,03	0,03
Sulfato total	0,19	0,11	0,68	-0,29	0,12	0,18	0,10	0,12	0,06	0,31	-0,03
Sulfeto	-0,05	0,23	-0,65	0,08	0,23	-0,11	-0,01	0,04	-0,36	-0,01	-0,03
Temperatura da água	0,09	0,47	-0,04	0,30	-0,16	0,20	-0,05	-0,09	0,61	-0,09	0,00
Turbidez	0,00	0,84	-0,10	0,23	-0,03	0,03	0,08	0,06	0,14	-0,08	0,16
Zinco total	-0,18	0,39	0,07	0,01	0,18	0,14	0,15	0,10	0,05	-0,08	0,13
Variância explicada (%)	7,59	12,91	8,58	4,89	3,66	9,23	4,66	6,52	4,48	8,03	3,54
Variância acumulada (%)	7,59	20,50	29,08	33,97	37,63	46,86	51,51	58,03	62,51	70,54	74,09

Pelos resultados apresentados na Tabela 6, o F1 passou a possuir variáveis representativas da dureza das águas, especialmente o magnésio. Já o F2 passou a representar a alta susceptibilidade que a bacia apresenta à erosão, entretanto com a adição de variáveis representativas da poluição por metais pesados, sendo eles o manganês total e o bário total. Conforme Nascimento et al. (2018), os metais normalmente se originam da litografia regional, mas as atividades antropogênicas realizadas na bacia levam a mobilização e a disponibilidade dos metais nos corpos hídricos. Sendo assim, esses metais pesados podem estar sendo carreados pelo escoamento superficial para os rios devido ao manejo inadequado do solo proveniente da atividade da mineração.

Diversos estudos evidenciam a relação entre os metais pesados e os sólidos, demonstrando que apenas uma pequena quantidade deles permanece na massa líquida e a maioria é sedimentada (Thuong et al. 2013; Malvandi 2017; Zhuang et al. 2018). Para Felizzola et al. (2019), entender a composição e o destino dos metais é fundamental, pois eles não se degradam e, em altas concentrações, apresentam sérios danos à saúde pública e ambiental.

Um estudo realizado sobre a qualidade das águas do rio Doce após o rompimento da barragem de rejeitos de minério de ferro no município de Mariana reforça a forte correlação encontrada entre as variáveis no F2. Conforme ANA (2016), ao analisar somente as estações de monitoramento afetadas pelo rompimento da barragem, foi verificada uma forte correlação entre a turbidez e a concentração de sólidos suspensos totais, sólidos totais e manganês total,

uma vez que essas variáveis apresentaram aumento na mesma ordem de grandeza. O mesmo estudo mostrou que variáveis como o cromo total e mercúrio total também apresentaram máximas históricas acima dos limites aceitáveis, conforme a legislação vigente, após a ocorrência do rompimento da barragem. Entretanto, apesar de também estarem ligadas à mineração, o cromo total e o mercúrio total só apresentaram altas cargas fatoriais no F7.

Embora o desastre tenha despejado 34 milhões de m³ de rejeitos de minério de ferro nas águas da CH DO1, a variável ferro dissolvido apresentou alta carga apenas no F4. Em seu estudo, ANA (2016) também constatou que, apesar de apresentar elevação na concentração após o rompimento da barragem, o ferro dissolvido mostrou uma dinâmica diferente das demais variáveis analisadas. Sendo assim, esse fato pode justificar o não aparecimento da variável nos mesmos fatores que os outros metais pesados.

Para os demais fatores, pode-se afirmar que eles representam basicamente a contaminação por fertilizantes orgânicos oriundos de áreas agrícolas e pelo despejo de efluentes domésticos *in natura* ou parcialmente tratados nos corpos hídricos da CH DO1, como já havia sido detectado quando analisado os dados de qualidade da água das campanhas parciais.

Com o resultado da análise de violação da classe de enquadramento foi possível identificar as variáveis mais indicativas da deterioração da qualidade da água (20% ou mais de violações) na CH DO1, conforme resultado apresentado na Figura 3.

Figura 3. Porcentagem de violação da classe de enquadramento para as variáveis que apresentaram algum índice conforme os limites estabelecidos pela Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH nº 01/2008.

Como pode ser observado na Figura 3, apenas as variáveis *Escherichia coli*, ferro dissolvido, fósforo total e manganês total apresentaram valores de violação da classe de enquadramento acima de 20%. A *Escherichia coli*, ferro dissolvido e manganês total também foram apontados na segunda rodada da AF/ACP, significando que, além de apresentar um alto índice de violação da classe de enquadramento, também fazem parte das principais variáveis responsáveis pela variabilidade da qualidade da CH DO1.

Os altos índices de violação das variáveis *Escherichia coli* e do fósforo total caracterizam, assim como detectado na AF/ACP, o lançamento de efluentes doméstico sem tratamento como uma das principais fontes de poluição que atua na qualidade das águas da CH DO1. Para o fósforo total, os resultados não conformes também podem ser relacionados ao manejo inadequado do solo pela atividade agrícola da região.

Apesar da deficiência do sistema de coleta e tratamento de efluentes, as águas superficiais apresentaram baixos níveis de violação para a variável oxigênio dissolvido (OD) e nenhum para a variável demanda bioquímica de oxigênio (DBO), fato esse que pode ser justificado pelo processo de autodepuração dos rios, que restabelece os níveis de OD e DBO, mas não reduz os níveis de coliformes (L. C. de Andrade et al. 2018).

Embora o manganês total e o ferro dissolvido sejam constituintes naturais do solo da

região (ECOPLAN-LUME 2010a), deve-se ressaltar que a alta violação das variáveis também está associada aos picos provocados em suas concentrações após o rompimento da barragem de rejeitos em Mariana no ano de 2015. Para essas variáveis, tais picos superaram de forma significativa os valores máximos das séries históricas de dados anteriores ao evento. Além do manganês total e do ferro dissolvido, as variáveis turbidez e sólidos totais também apresentaram picos que superaram os valores máximos das séries históricas de dados anteriores ao rompimento da barragem (IGAM 2017a).

Estudos anteriores mostram que essas variáveis já apresentavam problemas com relação a violação da classe de enquadramento. Ao avaliar os dados do IGAM entre os anos de 1997 e 2008, também foi constatado que as variáveis *Escherichia coli*, ferro dissolvido, fósforo total e manganês total também possuíam os maiores índices de violação na CH DO1 (ECOPLAN-LUME 2010b).

O resultado das análises de tendência temporal para o IQA é apresentado na Tabela 7 e definido como: (↑) tendência de elevação; (↓) tendência de redução; (?↑) inconclusivo com possibilidade de elevação; (?↓) inconclusivo com possibilidade de redução; e (-) sem tendência. No teste de KW, os resultados estatisticamente significativos (p-valor < 0,05) indicaram a presença da sazonalidade entre os dados.

Tabela 7. Resultados das análises de tendência temporal do IQA

Est. ¹	Teste KW (p-valor)	Teste MK (p-valor)	Tau de Kendall ²	S ²	Teste SMK (p-valor)	Tau de Kendall ³	S ³	R de Spearman	IQA
RD001	0,017				0,289	0,093	57	0,186	-
RD004	0,010				0,272	0,097	59	0,189	-
RD007	0,019				0,225	0,106	65	0,196	?↑
RD009	0,003				0,011	0,221	135	0,314	↑
RD013	0,004				0,622	0,044	27	0,162	-
RD018	0,000				0,035	0,183	112	0,256	↑
RD019	0,000				0,865	-0,016	-10	0,011	-
RD021	0,219	0,001	-0,264	-672				-0,384	↓
RD023	0,000				0,325	-0,087	-53	-0,057	-

¹Estações destacadas em negrito se referem àquelas afetadas pelo rompimento da barragem de rejeitos de Fundão; ²Valores referentes ao teste MK; ³Valores referentes ao teste SMK.

Como pode ser observado na Tabela 7, os testes de correlação de Spearman e MK ou SMK foram coincidentes quanto à indicação da existência ou não de tendência na maioria dos

casos analisados. Apenas para o IQA na estação RD007 que os testes não apontaram o mesmo resultado quanto à significância da tendência temporal. Para tal estação, a tendência do IQA foi

tida como inconclusiva, com possibilidade de elevação. Dentre as estações analisadas, também foi constatado que apenas a estação RD021 não apresenta sazonalidade entre os valores, sendo que esta apresentou tendência de redução. Em outras palavras, a qualidade da água pode estar reduzindo em todos os períodos analisados.

Pelo resultado da análise de tendência temporal, também foi possível verificar que duas estações apresentaram tendências estatisticamente significativas de elevação do IQA, sendo elas as estações RD009 e RD018. Ambas se encontram a jusante dos distritos de Monsenhor Horta (RD009) e Águas Férreas (RD018). Já para a tendência de redução, apenas a estação RD021 apresentou resultado estatisticamente significativo, cuja

localização é a jusante da cidade de Raul Soares. Com base em tais resultados, é possível afirmar que a tendência de redução da qualidade das águas é típica das grandes cidades da CH DO1, onde os corpos hídricos apresentam alta degradação da qualidade da água oriunda do lançamento de efluentes domésticos e efluentes industriais. Conforme estudo realizado por ANA (2017), o município de Raul Soares não trata a parcela de seus efluentes coletados e lança uma carga total diária de 857,4 kg de DBO nos rios.

Para as nove variáveis de qualidade da água analisadas, a conclusão dos resultados das análises de tendência temporal para cada estação é apresentada na Tabela 8.

Tabela 8. Tendências temporais das variáveis de qualidade da água na bacia do rio Doce

Est. ¹	Variáveis ²								
	DBO	<i>E. coli</i>	P _T	NO ₃ ⁻	OD	pH	ST	Temp.	Turb.
RD001	↓	-	↓	↑	↑	-	-	-	-
RD004	?↓	?↓	-	↑	-	-	-	-	-
RD007	-	-	-	↑	↑	-	-	-	?↓
RD009	-	↓	-	↑	-	-	-	↑	↓
RD013	-	-	-	↑	-	-	-	-	?↓
RD018	↓	-	↓	↑	?↑	-	-	-	↓
RD019	↓	-	-	↑	-	-	-	-	-
RD021	-	↑	-	↑	-	-	↑	-	-
RD023	↓	-	-	↑	-	-	-	-	-

¹Estações destacadas em negrito se referem àquelas afetadas pelo rompimento da barragem de rejeitos.

²DBO: demanda bioquímica de oxigênio; *E. coli*: *Escherichia coli*; P_T: fósforo total; NO₃⁻: nitrato; OD: oxigênio dissolvido; ST: sólidos totais; Temp.: temperatura da água; Turb.: turbidez.

Como pode ser observado na Tabela 8, o nitrato apresentou os piores resultados dentre as variáveis analisadas, apresentando tendência significativa de elevação em todas as estações de monitoramento. Conforme encontrado em uma busca na literatura, o nitrato está relacionado principalmente ao uso de fertilizantes na agricultura (Pott e Fohrer 2017; Chen et al. 2019; Sorando et al. 2019), sendo o seu arraste para os corpos hídricos agravado pelo manejo inadequado do solo, principalmente em terras com relevo acentuado (Bu et al. 2014). Magalhães Júnior et al. (2019) e Shi et al. (2017) encontraram correlação positiva entre a atividade agrícola e o nitrato. Pinto et al. (2017) também encontraram tendência significativa de elevação para o nitrato em todas as estações de qualidade de água avaliadas. Além das áreas agrícolas, Pinto et al. (2017) associaram o resultado ao carreamento de poluentes advindo das áreas urbanas, resultado esse também observado por Menezes et al. (2016).

Ao comparar as classes de uso do solo para os anos de 2000 e 2017 na CH DO1 Piranga

(Tabela 9), observa-se uma expansão de aproximadamente 60% da área urbana. Já a área destinada à atividade agrícola não apresentou grande variação entre os anos avaliados (redução de aproximadamente 5%), entretanto representa o maior percentual de uso do solo na bacia (68,36%). Tais valores, juntamente com os resultados apresentados acima, reafirmam o alto impacto das atividades antrópicas na CH DO1, que são caracterizados pelo despejo de efluentes domésticos sem tratamento e pela poluição difusa oriunda das áreas agrícolas. Em seu trabalho, Nascimento et al. (2019) também constataram que o nitrato contribuiu de forma significativa para a redução do IQA, atribuindo as altas concentrações do nitrato às mesmas apresentadas no presente trabalho.

Embora algumas variáveis tenham apresentado tendências significativas de redução, elas ainda podem ter níveis de concentração que excedem os padrões estabelecidos pela Deliberação Normativa COPAM/CERH-MG nº 01/2008. Tal fato pode ser exemplificado pelas

variáveis *Escherichia coli* e fósforo total, apontadas dentre as variáveis mais críticas da CH DO1. Para essas variáveis, percebe-se que a maior parte das estações não apresentaram tendência significativa, demonstrando que, ao avaliar tais resultados em conjunto com porcentagem de violação da classe de enquadramento, as suas

concentrações estão estabilizadas em um valor alto. Altos índices de violação da *Escherichia coli* também foram observados em outros estudos em Minas Gerais, com alguns deles não apresentando tendência significativa nas concentrações (Pinto et al. 2017; Trindade et al. 2017; Oliveira et al. 2019).

Tabela 9. Comparação das classes de uso do solo para os anos de 2000 e 2017 na CH DO1

Classes de uso do solo	Ano 2000		Ano 2017	
	Área (km ²)	Cobertura (%)	Área (km ²)	Cobertura (%)
Floresta nativa	4.074,39	23,19	4.432,88	25,24
Savana	11,45	0,07	8,09	0,05
Floresta plantada	614,83	3,50	864,61	4,92
Área agrícola	12.671,30	72,14	12.008,60	68,36
Área urbana	60,52	0,34	96,46	0,55
Afloramento rochoso	57,37	0,33	76,65	0,44
Mineração	1,66	0,01	1,17	0,01
Corpos hídricos	74,40	0,42	77,46	0,44

Apesar do indicativo de péssimas condições sanitárias, as tendências encontradas para a DBO e o OD apresentam-se como bons resultados, uma vez que grande parte deles favorecem positivamente a qualidade da água. Conclusão essa também obtida na análise de violação da classe de enquadramento.

Ao associar as variáveis analisadas com o rompimento da barragem de rejeitos em Mariana, ANA (2016) relata que picos de turbidez e ST foram registrados na medida em que a onda de rejeitos se deslocava ao longo do curso do rio Doce, com valores mais altos nos locais a montante e tendência de decréscimo para jusante. Entretanto, apesar da elevação nas concentrações de tais variáveis, o rompimento da barragem não foi suficiente para provocar tendências significativas de elevação nas séries históricas das estações afetadas.

Conclusões

A realização da AF/ACP utilizando as variáveis de qualidade da água monitoradas nas campanhas completas foi de fundamental importância no diagnóstico da variabilidade da qualidade das águas da CH DO1, pois permitiu identificar que, além da alta susceptibilidade que a bacia apresenta à erosão e a contaminação pelo lançamento de efluentes domésticos, a variabilidade da qualidade das águas em virtude dos metais pesados é relevante.

Os elevados valores de violação da classe de enquadramento para a *Escherichia coli* e o fósforo total indicam condições sanitárias impróprias na CH DO1. Também foram expressivos os percentuais de violação do

manganês total e do ferro dissolvido, que são potencializados pela mineração.

A análise de tendência do IQA e de suas respectivas variáveis permitiu reforçar o impacto do lançamento de efluentes domésticos, bem como a poluição difusa oriunda de áreas agrícolas. Dentre as variáveis relevantes para a qualidade da água na bacia do rio Piranga, destacam-se as tendências de decréscimo da demanda bioquímica de oxigênio e de aumento do nitrato em todas as estações analisadas.

Em termos gerais, a contaminação na CH DO1 é decorrente de uma série de fatores naturais e antrópicos, tais como: a alta susceptibilidade que a bacia apresenta à erosão; a contaminação por metais pesados, que são associados às atividades econômicas e aos solos da região; e o lançamento de efluentes domésticos *in natura* ou parcialmente tratados nos corpos hídricos da bacia.

Referências

- Ajorlo, M., Abdullah, R.B., Yusoff, M.K., Halim, R.A., Hanif, A.H.M., Willms, W.D., Ebrahimian, M., 2013. Multivariate statistical techniques for the assessment of seasonal variations in surface water quality of pasture ecosystems. *Environmental Monitoring and Assessment* [online] 185, 8649–8658. Disponível: <https://doi.org/10.1007/s10661-013-3201-8>
- Amorim, D.G., Cavalcante, P.R.S., Soares, L.S., Amorim, P.E.C., 2017. Enquadramento e avaliação do índice de qualidade da água dos igarapés Rabo de Porco e Precuá, localizados na área da Refinaria Premium I, município de Bacabeira (MA). *Engenharia Sanitaria e Ambiental* [online] 22, 251–259.

- Disponível: <https://doi.org/10.1590/s1413-41522016131212>.
- ANA, 2016. Encarte Especial sobre a Bacia do Rio Doce - Rompimento da Barragem em Mariana/MG. Conjuntura dos Recursos Hídricos no Brasil (Vol. 1). Brasília.
- ANA, 2017. Atlas Esgotos: Despoluição de Bacias Hidrográficas. Brasília.
- Andrade, L.C., Andrade, R.D.R., Camargo, F.A.O., 2018. The historical influence of tributaries on the water and sediment of Jacuí's Delta, Southern Brazil. *Revista Ambiente e Água* [online] 13, e2150. Disponível: <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.2150>
- Andrade, E.M., Aquino, D.N., Crisóstomo, L.D.A., Rodrigues, J.D.O., Lopes, F.B., 2009. Impacto da lixiviação de nitrato e cloreto no lençol freático sob condições de cultivo irrigado. *Ciencia Rural* [online] 39, 88–95. Disponível: <https://doi.org/10.1590/S0103-84782009000100014>
- APHA, AWWA, WEF, 2012. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. (E.W. Rice, R.B. Baird, A.D. Eaton, L.S. Clesceri), 22 ed..
- Barakat, A., El Baghdadi, M., Rais, J., Aghezzaf, B., Slassi, M., 2016. Assessment of spatial and seasonal water quality variation of Oum Er Rbia River (Morocco) using multivariate statistical techniques. *International Soil and Water Conservation Research* [online] 4, 284–292. Disponível: <https://doi.org/10.1016/j.iswcr.2016.11.002>
- Behmel, S., Damour, M., Ludwig, R., Rodriguez, M. J., 2016. Water quality monitoring strategies - A review and future perspectives. *Science of The Total Environment* [online] 571, 1312–1329. Disponível: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.06.235>
- Bertossi, A.P.A., Menezes, J.P.C., Cecílio, R.A., Garcia, G.O., Neves, M.A., 2013. Seleção e agrupamento de indicadores da qualidade de águas utilizando estatística multivariada. *Semina: Ciencias Agrarias* [online] 34, 2025–2036. Disponível: <http://dx.doi.org/10.5433/1679-0359.2013v34n5p2025>
- Bu, H., Meng, W., Zhang, Y., Wan, J., 2014. Relationships between land use patterns and water quality in the Taizi River basin, China. *Ecological Indicators* [online] 41, 187–197. Disponível: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.02.003>
- Calazans, G.M., Pinto, C.C., Costa, E.P., Perini, A.F., Oliveira, S.C., 2018a. The use of multivariate statistical methods for optimization of the surface water quality network monitoring in the Paraopeba river basin, Brazil. *Environmental Monitoring and Assessment* [online] 190, 491. Disponível: <https://doi.org/10.1007/s10661-018-6873-2>
- Calazans, G.M., Pinto, C.C., Costa, E.P., Perini, A.F., Oliveira, S.C., 2018b. Using multivariate techniques as a strategy to guide optimization projects for the surface water quality network monitoring in the Velhas river basin, Brazil. *Environmental Monitoring and Assessment* [online] 190, 726. Disponível: <https://doi.org/10.1007/s10661-018-7099-z>
- Camargo, R.A., 2012. Avaliação da susceptibilidade à erosão e proposição de aoneamento estratégico com vistas à sustentabilidade da bacia hidrográfica do rio Piranga, MG. Dissertação (Mestrado). Viçosa, UFV.
- Chen, N., Valdes, D., Marlin, C., Blanchoud, H., Guerin, R., Rouelle, M., Ribstein, P., 2019. Water, nitrate and atrazine transfer through the unsaturated zone of the Chalk aquifer in northern France. *Science of The Total Environment* [online] 652, 927–938. Disponível: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.286>
- Chowdhury, S., Al-Zahrani, M., 2014. Water quality change in dam reservoir and shallow aquifer: analysis on trend, seasonal variability and data reduction. *Environmental Monitoring and Assessment* [online] 186, 6127–6143. Disponível: <https://doi.org/10.1007/s10661-014-3844-0>
- Corrêa, H.K., Riegel, R.P., Alves, D.D., Osório, D.M.M., Costa, G.M., Hussain, C.M., Quevedo, D.M., 2019. Multivariate statistical analysis and use of geographic information systems in raw water quality assessment. *Revista Brasileira de Ciências Ambientais* [online] 52, 1–15. Disponível: <https://doi.org/10.5327/Z2176-947820190431>
- Costa, E.P., Pinto, C.C., Soares, A.L.C., Melo, L.D.V., Oliveira, S.M.A.C., 2017. Evaluation of violations in water quality standards in the monitoring network of São Francisco River basin, the third largest in Brazil. *Environmental Monitoring and Assessment* [online] 189, 590. Disponível: <https://doi.org/10.1007/s10661-017-6000-0>

- <https://doi.org/10.1007/s10661-017-6266-y>
Diamantini, E., Lutz, S.R., Mallucci, S., Majone, B., Merz, R., Bellin, A., 2018. Driver detection of water quality trends in three large European river basins. *Science of The Total Environment* [online] 612, 49–62. Disponível: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.08.172>
- Dou, M., Zhang, Y., Li, G., 2016. Temporal and spatial characteristics of the water pollutant concentration in Huaihe River Basin from 2003 to 2012, China. *Environmental Monitoring and Assessment* [online] 188, 522. Disponível: <https://doi.org/10.1007/s10661-016-5503-0>
- Drumond, S.N., Santiago, A.F., Moreira, M., Lanna, M.C.S., Roeser, H.M.P., 2018. Identificação molecular de *Escherichia coli* diarreiogênica na Bacia Hidrográfica do Rio Xopotó na região do Alto Rio Doce. *Engenharia Sanitaria e Ambiental* [online] 23, 579–590. Disponível: <http://dx.doi.org/10.1590/s1413-41522018165696>
- Eccles, R.; Zhang, H.; Hamilton, D.; Maxwell, P., 2020. Trends in water quality in a subtropical Australian river-estuary system: Responses to damming, climate variability and wastewater discharges. *Journal of Environmental Management* [online] 269, 110796. Disponível: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110796>
- ECOPLAN-LUME, 2010a. Plano de Ação de Recursos Hídricos da Unidade de Planejamento e Gestão dos Recursos Hídricos - Piranga.
- ECOPLAN-LUME, 2010b. Plano Integrado de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do Rio Doce - Volume I.
- Felizzola, J.F., Cak, A.D., Figueiredo, R.O., Lima, M.O., 2019. Metals and dissolved organic carbon (DOC) of surface waters in two adjacent watersheds in the Eastern Amazon. *Revista Ambiente e Água* [online] 14, e2377. Disponível: <http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.2377>
- Fraga, M.S., Silva, D.D., Elesbon, A.A.A., Guedes, H.A.S., 2019. Methodological proposal for the allocation of water quality monitoring stations using strategic decision analysis. *Environmental Monitoring and Assessment* [online] 191, 776. Disponível: <https://doi.org/10.1007/s10661-019-7974-2>
- Fraga, M.S., Reis, G.B., Silva, D.D., Elesbon, A.A.A., Guedes, H.A.S., 2020. Use of multivariate statistical methods to analyze the monitoring of surface water quality in the Doce River basin, Minas Gerais, Brazil. *Environmental Science and Pollution Research* [online] 27, 35303–35318. Disponível: <https://doi.org/10.1007/s11356-020-09783-0>
- Gauthier, T.D., 2001. Detecting Trends Using Spearman's Rank Correlation Coefficient. *Environmental Forensics* [online] 2, 359–362. Disponível: <https://doi.org/10.1006/enfo.2001.0061>
- Guedes, H.A.S., Silva, D.D., Elesbon, A.A.A., Ribeiro, C.B.M., Matos, A.T., Soares, J.H.P., 2012. Aplicação da análise estatística multivariada no estudo da qualidade da água do Rio Pomba, MG. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental* [online] 16, 558–563. Disponível: <https://doi.org/10.1590/S1415-43662012000500012>
- Hair Jr., J.F., Black, W.C., Babin, B.J., Anderson, R.E., Tatham, R.L., 2009. *Análise Multivariada de Dados*, 6 ed. Bookman, Porto Alegre.
- Herojeet, R., Rishi, M.S., Lata, R., Dolma, K., 2017. Quality characterization and pollution source identification of surface water using multivariate statistical techniques, Nalagarh Valley, Himachal Pradesh, India. *Applied Water Science* [online] 7, 2137–2156. Disponível: <https://doi.org/10.1007/s13201-017-0600-y>
- Hirsch, R.M., Slack, J.R., Smith, R.A., 1982. Techniques of trend analysis for monthly water-quality data. *Water Resources Research* [online] 18, 107–121. Disponível: <https://doi.org/10.1029/WR018i001p00107>
- IGAM, 2017a. Encarte especial sobre a qualidade das águas do rio Doce após 2 anos do rompimento de barragem de Fundão - 2015/2017. Belo Horizonte.
- IGAM, 2017b. Relatório de Monitoramento das Águas Superficiais nas Bacias Hidrográficas de Minas Gerais em 2016: Projeto: Sistema de Monitoramento da Qualidade das Águas Superficiais do Estado de Minas Gerais - Águas de Minas. Belo Horizonte.
- Ji, X., Dahlgren, R.A., Zhang, M., 2016). Comparison of seven water quality assessment methods for the characterization and management of highly impaired river systems. *Environmental Monitoring and Assessment* [online] 188, 1–16. Disponível: <https://doi.org/10.1007/s10661-015-5016-2>

- Jung, K.Y., Lee, K.-L., Im, T.H., Lee, I.J., Kim, S., Han, K.-Y., Ahn, J.M., 2016. Evaluation of water quality for the Nakdong River watershed using multivariate analysis. *Environmental Technology & Innovation* [online] 5, 67–82. Disponível: <https://doi.org/10.1016/j.eti.2015.12.001>
- Kendall, M.G., 1975. Rank Correlation Methods, 4 ed Charles Griffin, Londres.
- Kruskal, W.H., Wallis, W.A., 1952. Use of ranks in one-criterion variance analysis. *Journal of the American Statistical Association* [online] 47, 583–621. Disponível: <https://doi.org/10.2307/2280779>
- Liu, S., Manson, J.E., Stampfer, M.J., Hu, F.B., Giovannucci, E., Colditz, G.A., Hennekens, C.H., Willett, W.C., 2000. A prospective study of whole-grain intake and risk of type 2 diabetes mellitus in US women. *American journal of Public Health* [online] 90, 1409–1415. Disponível: <https://doi.org/10.2105/AJPH.90.9.1409>
- Macedo, F.G., Melo, W.J., Merlino, L.C.S., Torres, L.S., Guedes, A.C.T.P., Melo, G.M.P., Camacho, M.A., 2012. Lodo de esgoto como fonte de nitrogênio: Concentração no perfil do solo e em plantas de milho. *Engenharia Sanitaria e Ambiental* [online] 17, 263–268. Disponível: <http://dx.doi.org/10.1590/S1413-41522012000300002>
- Magalhães Júnior, H., Lopes, F. A., Macedo, D. R., 2019. Diagnóstico multitemporal do uso e cobertura da terra e qualidade das águas na bacia do rio Jequitinhonha em Minas Gerais como subsídio à gestão dos recursos hídricos superficiais. *Revista Espinhaço* [online] 8, 47–57. Disponível: <https://doi.org/10.5281/zenodo.3583328>
- Malvandi, H. (2017). Preliminary evaluation of heavy metal contamination in the Zarrin-Gol River sediments, Iran. *Marine Pollution Bulletin* [online] 117, 547–553. Disponível: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.02.035>
- Mann, H. B., 1945. Nonparametric tests against trend. *Econometrica* [online] 13, 245–259. Disponível: <https://doi.org/10.2307/1907187>
- MAPBIOMAS, 2019. Coleção 4.1 da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso de Solo do Brasil. Disponível: <https://mapbiomas.org/>
- Menezes, J.P.C., Bittencourt, R.P., Farias, M.S., Bello, I.P., Fia, R., Oliveira, L.F.C, 2016. Relação entre padrões de uso e ocupação do solo e qualidade da água em uma bacia hidrográfica urbana. *Engenharia Sanitaria e Ambiental* [online] 21, 519–534. Disponível: <http://dx.doi.org/10.1590/S1413-41522016145405>
- Mohamed, I., Othman, F., Ibrahim, A.I.N., Alaa-Eldin, M.E., Yunus, R.M., 2015. Assessment of water quality parameters using multivariate analysis for Klang River basin, Malaysia. *Environmental Monitoring and Assessment* [online] 187, 4182. Disponível: <https://doi.org/10.1007/s10661-014-4182-y>
- Moura, C.C., Gastmans, D., Kiang, C.H., Modesto, R.P., Rodrigues, P.F., Ruby, E.C., Borges, A.V., 2015. Concentrações de nitrato nas águas subterrâneas em áreas rurais do município de São José do Rio Preto (SP). *Águas Subterrâneas* [Online] 29, 268–284. Disponível: <https://doi.org/10.14295/ras.v29i2.27980>
- Muangthong, S., Shrestha, S., 2015. Assessment of surface water quality using multivariate statistical techniques: case study of the Nampong River and Songkhram River, Thailand. *Environmental Monitoring and Assessment* [online] 187, 548. Disponível: <https://doi.org/10.1007/s10661-015-4774-1>
- Nascimento, L.P., Reis, D.A., Roeser, H.M.P., Santiago, A.D.F., 2019. Relationship between land use and water quality in a watershed impacted by iron ore tailings and domestic sewage. *Revista Ambiente e Água* [online] 14, e2383. Disponível: <http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.2383>
- Nascimento, L.P., Reis, D.A., Roeser, H.M.P., Santiago, A.F., 2018. Geochemical assessment of metals in fluvial systems affected by anthropogenic activities in the iron quadrangl. *Engenharia Sanitaria e Ambiental* [online] 23, 767–778. Disponível: <http://dx.doi.org/10.1590/s1413-41522018165852>
- Oliveira, J.C., Maia, K.P., Castro, N.L.B., Oliveira, S.M.A.C., 2019. Spatial-temporal analysis of the surface water quality of the Pará River Basin through statistical techniques. *Revista Ambiente e Água* [online] 14, e2322. Disponível: <http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.2322>
- Pereira, C.A.F., Maia, L.F.O., Faria, M.C.S., Fidêncio, P.H., Bomfeti, C.A., Barbosa Junior, F., Rodrigues, J.L., 2018. Seasonal variations, metal distribution and water quality in the Todos os Santos River, Southeastern Brazil: a multivariate analysis. *Anais da Academia Brasileira de Ciências* [online] 90, 2701–2710. Disponível: <http://dx.doi.org/10.1590/0001->

3765201820170420

- Pinto, C.C., Andrade, S.B., Pinto, É.A., Oliveira, S.M.A.C., 2017. Análise de tendência de concentrações e cargas de parâmetros físicos, químicos e biológicos da bacia do rio Verde. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos* [online] 22, e40. Disponível: <http://dx.doi.org/10.1590/2318-0331.0117160030>
- Pinto, C.C., Calazans, G.M., Oliveira, S.C., 2019. Assessment of spatial variations in the surface water quality of the Velhas River Basin, Brazil, using multivariate statistical analysis and nonparametric statistics. *Environmental Monitoring and Assessment* [online] 191, 164. Disponível: <https://doi.org/10.1007/s10661-019-7281-y>
- Pott, C.A., Fohrer, N., 2017. Best management practices to reduce nitrate pollution in a rural watershed in Germany. *Revista Ambiente e Água* [online] 12, 888-901. Disponível: <http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.2099>
- Rocha, C.H.B., Pereira, A.M., 2016. Análise multivariada para seleção de parâmetros de monitoramento em manancial de Juiz de Fora, Minas Gerais. *Revista Ambiente e Água* [online] 11, 176-187. Disponível: <http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.1590>
- Shi, P., Zhang, Y., Li, Z., Li, P., Xu, G., 2017. Influence of land use and land cover patterns on seasonal water quality at multi-spatial scales. *Catena* [online] 151, 182-190. Disponível: <https://doi.org/10.1016/j.catena.2016.12.017>
- Shrestha, S., Kazama, F., 2007. Assessment of surface water quality using multivariate statistical techniques: A case study of the Fuji river basin, Japan. *Environmental Modelling and Software* [online] 22, 464-475. Disponível: <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2006.02.001>
- Soares, A.L.C., Pinto, C.C., Oliveira, S.C., 2020. Impacts of anthropogenic activities and calculation of the relative risk of violating surface water quality standards established by environmental legislation: a case study from the Piracicaba and Paraopeba river basins, Brazil. *Environmental Science and Pollution Research* [online] 27, 14085-14099. Disponível: <https://doi.org/10.1007/s11356-020-07647-1>
- Sorando, R., Comín, F.A., Jiménez, J.J., Sánchez-Pérez, J.M., Sauvage, S., 2019. Water resources and nitrate discharges in relation to agricultural land uses in an intensively irrigated watershed. *Science of The Total Environment* [online] 659, 1293-1306. Disponível: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.12.023>
- Strobl, R.O., Robillard, P.D., 2008. Network design for water quality monitoring of surface freshwaters: A review. *Journal of Environmental Management* [online] 87, 639-648. Disponível: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2007.03.001>
- Thuong, N.T., Yoneda, M., Ikegami, M., Takakura, M., 2013. Source discrimination of heavy metals in sediment and water of To Lich River in Hanoi City using multivariate statistical approaches. *Environmental Monitoring and Assessment* [online] 185, 8065-8075. Disponível: <https://doi.org/10.1007/s10661-013-3155-x>
- Trindade, A.L.C., Almeida, K.C.B., Barbosa, P.E., Oliveira, S.M.A.C., 2017. Tendências temporais e espaciais da qualidade das águas superficiais da sub-bacia do Rio das Velhas, estado de Minas Gerais. *Engenharia Sanitaria e Ambiental* [online] 22, 13-24. Disponível: <https://doi.org/10.1590/s1413-41522016131457>
- Vargas, R.R., Barros, M.D.S., Saad, A.R., Arruda, R.D.O.M., Azevedo, F.D., 2018. Assessment of the water quality and trophic state of the Ribeirão Guaraçau Watershed, Guarulhos (SP): a comparative analysis between rural and urban areas. *Revista Ambiente e Água*, 13, e2170. Disponível: <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.2170>
- von Sperling, M., 2005. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos, 3 ed. DESA/UFGM, Belo Horizonte.
- Yenilmez, F., Keskin, F., Aksoy, A., 2011. Water quality trend analysis in Eymir Lake, Ankara. *Physics and Chemistry of the Earth* [online] 36, 135-140. Disponível: <https://doi.org/10.1016/j.pce.2010.05.005>
- Zeinalzadeh, K., Rezaei, E., 2017. Determining spatial and temporal changes of surface water quality using principal component analysis. *Journal of Hydrology: Regional Studies* [online] 13, 1-10. Disponível: <https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2017.07.002>
- Zhuang, Q., Li, G., Liu, Z., 2018. Distribution, source and pollution level of heavy metals in river sediments from South China. *Catena* [online] 170, 386-396. Disponível: <https://doi.org/10.1016/j.catena.2018.06.037>