

INFLUÊNCIA DO SANEAMENTO NA QUALIDADE DE ÁGUA EM RIOS: UMA ANÁLISE ATRAVÉS DA MODELAGEM DE QUALIDADE DE ÁGUA

INFLUENCE OF SANITATION ON THE WATER QUALITY OF RIVERS

LUIS CARLOS SOARES DA SILVA JUNIOR, M.Sc | UFRJ

JOSÉ PAULO SOARES DE AZEVEDO, Ph.D | UFRJ

RESUMO

A poluição hídrica é um problema nas bacias hidrográficas brasileiras e, embora o monitoramento seja fundamental, não é suficiente para a gestão de recursos hídricos. Dessa forma, o presente trabalho visou apresentar a modelagem de qualidade de água como ferramenta de apoio à decisão na gestão hídrica na bacia do Piabanha. Devido à urbanização na bacia, essa foi diagnosticada quanto às condições de esgotamento sanitário e qualidade das águas do rio Piabanha, por meio do índice IQA_{FAL} . A qualidade da água no rio foi modelada, através da ferramenta QUAL-UFGM, para os regimes de vazões médias, Q_{MLT} , e de referência, Q_{95} . Comparou-se os cenários a partir das concentrações e classes de enquadramento, por trechos do rio. Diagnosticou-se que a cidade de Petrópolis, apesar de possuir os melhores índices de esgotamento sanitário da bacia, é a principal responsável pela poluição na bacia do rio Piabanha. Através da modelagem, caracterizou-se os trechos iniciais do rio com parâmetros comparáveis as classes 3 e 4. Verificou-se ainda que a bacia do Piabanha apresenta vulnerabilidade a cenários de escassez, principalmente, devido à demanda de vazão na calha do rio para diluir os efluentes lançados. Por fim, a modelagem de qualidade de água permitiu identificar, pontualmente, as regiões que mais impactam no rio, e se apresenta como uma importante ferramenta de apoio à decisão na gestão hídrica.

41

PALAVRAS-CHAVE: Esgoto sanitário; Regime de vazões; Gestão da bacia hidrográfica; QUAL-UFGM.

ABSTRACT

Water pollution is a problem in Brazilian watersheds and, even though monitoring is fundamental, it is not enough for the management of water resources. Therefore, this paper aimed to present water quality modeling as a decision support tool for water management in the Piabanha watershed. Due to the urbanization in the basin, both the wastewater treatment conditions; and Piabanha river's water quality, according to the IQA_{FAL} index, were diagnosed. The river was modeled, through QUAL-UFGM, for the average flow regimes, Q_{MLT} , and reference, Q_{95} . The scenarios were compared from the concentrations and framing classes, by stretches of the river. It was diagnosed that, although the city of Petropolis has the best wastewater infrastructure in the basin, it is the main responsible for the pollution of the Piabanha River. According to the model results, the initial stretches of the river were characterized as classes 3 and 4. It was also verified that the Piabanha basin is vulnerable to scarcity scenarios due to the high population density at its headwaters combined with the to dilute the discharged effluents. Finally, the water quality modeling allowed the identification of the regions that have the greatest impact on the river, and is an important decision support tool in water management.

KEY WORDS: Wastewater; Discharge regime; Watershed management; QUAL-UFGM.



1. INTRODUÇÃO

A qualidade da água de um rio está ligada, não somente às suas condições morfológicas, hidrológicas e hidrodinâmicas, mas também ao uso e da ocupação do solo na bacia hidrográfica (VON SPERLING, 2014b). O crescimento do uso da água, somado à crescente degradação dos rios, por conta do despejo de efluentes, vem aumentando a procura por novas fontes de água (BENEDINI; TSAKIRIS, 2013; BRAGA *et al.*, 2005). Nesse contexto, a bacia hidrográfica do rio Paraíba do Sul possui grande importância econômica, está localizada no Sudeste e se encontra em progressivo processo de industrialização, urbanização e degradação ambiental (MARENGO; ALVES, 2005).

A poluição advinda do lançamento de esgotos sanitários e efluentes industriais não propriamente tratados impacta gravemente a qualidade da água de rios (DAS *et al.*, 2014). O impacto do despejo de matéria orgânica causa a diminuição da concentração de oxigênio dissolvido (OD) e influencia as condições bióticas do ecossistema, uma vez que a redução da concentração de oxigênio dissolvido impacta gravemente a biota local (ROBINSON; WARD, 2017). Além disso, o déficit de oferta de serviços de saneamento está diretamente ligado ao aumento dos riscos à saúde através de doenças de veiculação hídrica e do desequilíbrio ambiental (PEREIRA; LIMA; REZENDE, 2018). Essa situação reflete na insalubridade de regiões que não são atendidas por serviços de saneamento básico (ALBUQUERQUE; DALTRO FILHO, 2015; MARCHI, 2015).

Dessa forma, ressalta-se a importância do monitoramento da qualidade de água para o controle e gestão dos recursos hídricos (AMÉRICO-PINHEIRO; BENINI, 2019). Contudo, os autores ressaltam que o monitoramento fornece apenas informações passadas, e condições em pontos isolados. Nesse sentido, Dalcin e Marques (2019) afirmam que o modelo de qualidade de água (MQA) é uma boa ferramenta de gestão dos recursos hídricos. MQA permite: diagnosticar a dinâmica dos fenômenos físico-químico-biológicos em corpos hídricos; desenvolver diagnósticos e prognósticos de qualidade de água; interpolar e extrapolar espaço temporalmente as séries de monitoramento qualitativo; além de apontar a deficiência desses dados para planejar redes de monitoramento (CHAPRA, 2008; ROSMAN, 2021).

Portanto, conforme observado em Silva Junior (2020), a plataforma QUAL-UFMG (VON SPERLING, 2014a) se apresenta como uma ferramenta adequada para simular prognósticos de qualidade de água em rios. Dessa forma, esse trabalho objetivou apresentar a modelagem de qualidade de água como uma importante ferramenta de apoio à

gestão de bacias hidrográficas, através da ferramenta modelagem de qualidade de água QUAL-UFMG. Diagnosticou-se, na bacia do rio Piabanha, sub-bacia do rio Paraíba do Sul, os serviços de esgotamento sanitário na bacia do rio Piabanha e condições de qualidade de água. Dessa forma, foi possível analisar as fontes de poluição, assim como seus impactos neste rio, amparados nos limites estabelecidos para classes de enquadramento.

2. ÁREA DE ESTUDO

Dentre as sub-bacias drenantes ao rio Paraíba do Sul, destaca-se a bacia do rio Piabanha que, apesar de ser uma das menores, com 2.058 km² de área de drenagem, abriga 625 mil habitantes (EIBEX, 2010; PAULA, 2011). Além disso, a sub-bacia possui o maior número de indústrias cadastradas, 117, das quais, 26 usuários possuem outorgas para lançar 1,9 toneladas de demanda bioquímica de oxigênio (DBO) por dia na bacia do rio Piabanha (AGEVAP, 2006; INEA, 2019b). A bacia do rio Piabanha é delimitada na Figura 1 com divisão territorial por municípios, além de ter destacada a hidrografia da bacia do rio Piabanha.

3. METODOLOGIA

O presente trabalho foi dividido em duas seções: o diagnóstico do saneamento e monitoramento do rio Piabanha, e a modelagem de qualidade de água.

3.1 Diagnóstico do saneamento e monitoramento do rio Piabanha

Tendo em vista que a bacia hidrográfica do rio Piabanha possui aglomerados urbanos, logo, grande geração de esgotos sanitários, foi realizado um diagnóstico do saneamento na região. Para diagnosticar o saneamento, em especial o esgotamento sanitário nos municípios contidos na bacia hidrográfica, consultou-se a base de dados do Atlas Esgotos: Despolição das bacias hidrográficas (ANA, 2017).

Essa base de dados detalha, ao nível municipal, informações como: população; carga total de DBO gerada, com base na contribuição per capita; a divisão por subsistemas de esgotamento sanitário; e a carga efetivamente lançada em cada corpo hídrico, levando em consideração o abatimento de carga devido aos graus de tratamento.

Esse relatório detalha ainda, ao nível de subsistema de esgotamento sanitário, os índices de atendimento à população segregados em: com coleta e com tratamento, situação onde o efluente doméstico é coletado e encaminhado a uma Estação de Tratamento de Esgotos (ETE); com coleta e sem tratamento, situação na qual o esgoto

é coletado, pois existe cobertura de rede, porém não é encaminhado para tratamento em uma ETE; sem coleta e sem tratamento, condição onde os residentes do subsistema de esgotamento não possuem acesso nem à rede, portanto, não têm

seus esgotos coletados; e por fim, a solução individual, na qual o cidadão opera seu próprio sistema de tratamento de esgoto individual, em geral, um sistema de fossas sépticas.

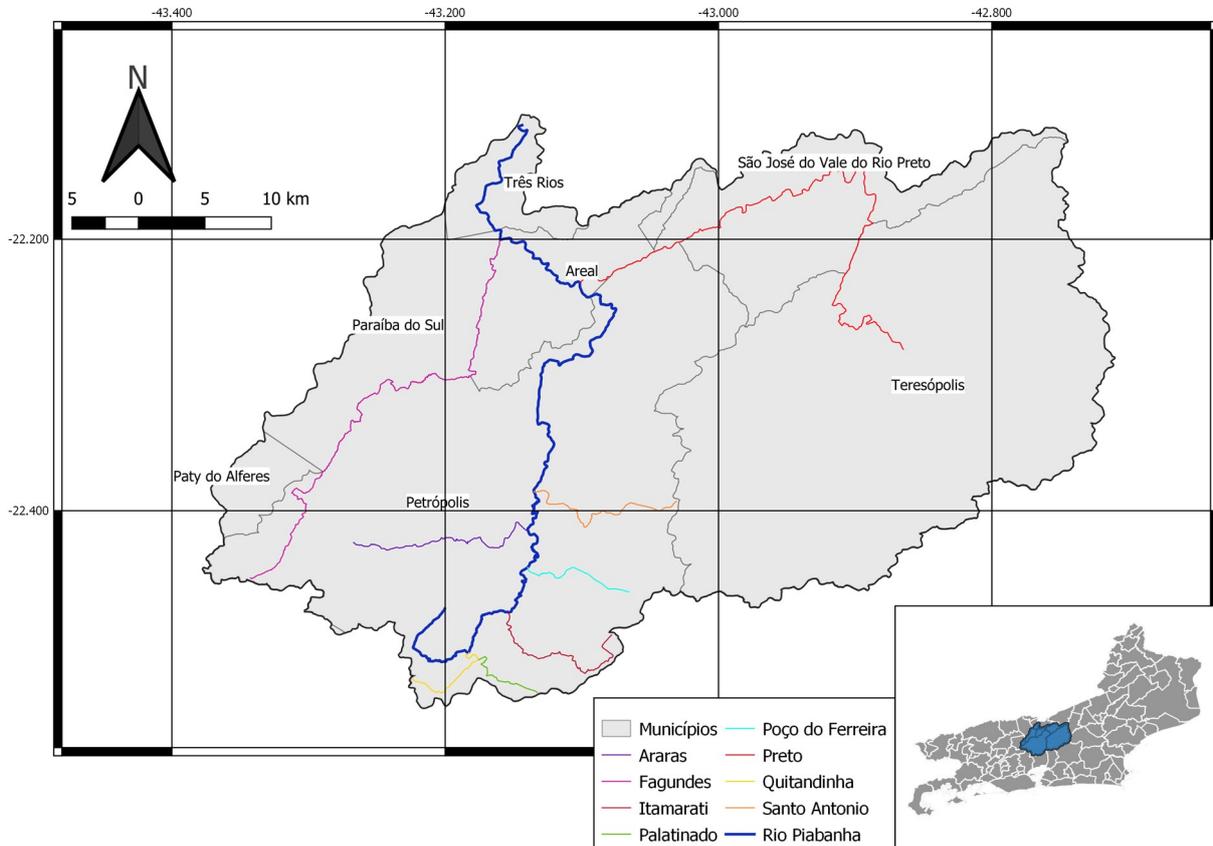


Figura 1. Delimitação da bacia hidrográfica com destaque para os municípios inseridos na área de drenagem e hidrografia principal da bacia do rio Piabanha

Posteriormente, foram analisadas as séries históricas de monitoramento da qualidade de água no rio Piabanha da rede HIDROECO (2018). Esse projeto, assim como o seu antecessor, projeto EIBEX (EIBEX, 2010), foi realizado como parceria entre a COPPE/UFRJ e a CPRM. Os dados de monitoramento de qualidade de água do rio Piabanha, realizados no âmbito do projeto HIDROECO, foram obtidos no referido relatório sob o formato do Índice Fuzzy de Qualidade de Água para Ambientes Lóticos (IQA_{FAL}), cuja metodologia foi descrita por Pessoa *et al.* (2020), e foram utilizados para avaliação preliminar do rio Piabanha eliminando a ocorrência do efeito eclipse.

A partir desses dados, pôde-se relacionar as informações de esgotamento sanitário, carga orgânica despejada na bacia com os resultados do monitoramento, como realizado por Zschornack e Oliveira (2018). Isso permitiu produzir um mapa comparando a IQA_{FAL} nas estações de monitoramento do rio Piabanha com a carga

orgânica lançada por município. Dessa forma, foi possível identificar, preliminarmente, quais regiões impactam mais a qualidade de água na bacia. Dessa forma, observou-se a necessidade da modelagem da qualidade de água no rio e extrapolação das condições do rio entre os pontos de monitoramento existentes.

3.1 Modelagem da qualidade de água

Tendo em vista a reduzida disponibilidade de dados, e o objetivo de obter um prognóstico para fins para gestão da bacia, a plataforma QUAL-UFMG se apresenta como uma ferramenta adequada para implementação da modelagem computacional de qualidade de água em rios (BITTENCOURT *et al.*, 1997; FLECK; TAVARES; EYNG, 2013; KANNEL *et al.*, 2011; OPPA, 2007). Considerando que o corpo hídrico em questão, o Rio Piabanha, possui dimensões longitudinais mais preponderantes que as demais, os efeitos da dispersão horizontal e

vertical foram desprezados. Dessa forma, essa ferramenta aplica um modelo de qualidade de água a partir da simplificação que considera um escoamento unidimensional em regime permanente (VON SPERLING, 2014a).

A análise das concentrações de DBO é de grande importância para a qualidade de água (JOUANNEAU *et al.*, 2014; VIGIAK *et al.*, 2019), uma vez que influencia diretamente na disponibilidade de oxigênio dissolvido, fator determinante para a vida aquática. Tendo em vista a proeminência de lançamento de esgotos nos rios, os enquadramentos de rios brasileiros têm usado a DBO, em conjunto com o OD, como o principal parâmetro de análise (MACHADO; KNAPIK; BITENCOURT, 2019), assim observado em outros estudos de enquadramento no Brasil (SILVA; FARIA; MOURA, 2017; TEODORO *et al.*, 2013).

Para as condições iniciais do modelo, utilizou-se, além dos dados anteriormente descritos, informações de monitoramento quali-quantitativo de água no rio Piabanha, tal como a base de lançamento de efluentes. Utilizou-se a equação de regionalização para a bacia hidrográfica (CPRM, 2003) para caracterização da hidrologia e esses dados foram calibrados com as médias dos valores históricos observados. A modelagem hidrodinâmica utilizou equações de regressão (PAULA, 2011) correlacionando a vazão na calha com a velocidade e com a altura da lâmina d'água, em diversas estações ao longo do rio. Já as informações relativas ao lançamento de efluentes tiveram duas bases de dados diferentes: os esgotos sanitários, levantados na seção anterior, a partir da base do Atlas Esgotos (ANA, 2017); e, devido à relevância do setor industrial da bacia, foram requisitados os despejos industriais, obtidos através do Cadastro Nacional de Usuários de Recursos Hídricos (INEA, 2019b).

A calibração utilizou as concentrações médias de OD e DBO das estações de monitoramento visando obter um cenário base, no qual foi utilizado o regime de vazões médias de longo tempo (Q_{MLT}). Dessa forma, foi possível calibrar e validar o modelo de qualidade de água a partir das séries históricas das estações (CPRM, 2019; INEA, 2019a), compreendendo o período de 2015 a 2019, dos parâmetros mencionados, conforme sugerido por Silva Junior (2020). A bacia foi esquematizada como um diagrama unifilar, apresentado na Figura 2, para identificar: a topologia do modelo; a estrutura hidrográfica; assim como o posicionamento esquemático das estações de monitoramento quali-quantitativo utilizados na modelagem de qualidade de água.



Figura 2. Topologia do modelo com representação esquemática da localização dos principais rios afluentes e das estações de monitoramento de qualidade de água.

A calibração consistiu na alteração dos coeficientes cinéticos K_1 e K_d , de desoxigenação; K_s , sedimentação; e K_2 , reaeração, para calibrar os resultados calculados pelo MQA aos valores médios do monitoramento. Utilizou-se, inicialmente, os valores propostos por (Von Sperling 2014a) para os coeficientes cinéticos, de acordo com as características físicas de cada trecho. Os intervalos inicialmente adotados para os valores dos coeficientes foram: K_1 , [0,08 : 0,45]; K_d , [0,08 : 1,00]; K_s , [0,0 : 0,5]; e K_2 , [0,12 : 5,0].

O processo numérico de calibração dos coeficientes utilizou o mecanismo GRG não linear do pacote Solver, do Microsoft Excel. Esse algoritmo visou a otimização dos coeficientes de correlação (R^2) entre valores calculados pelo modelo e das médias das concentrações observadas nas estações de monitoramento. Os valores dos coeficientes foram alterados, restritos aos intervalos de valores dos coeficientes recomendados.

Com base no cenário base calibrado para o regime de vazões médias, obteve-se o prognóstico para o regime de vazões de referência, Q_{95} , regulamentada como referência para gestão de bacias hidrográficas no estado do Rio de Janeiro (INEA, 2018). A Q_{95} representa uma vazão que superada, estatisticamente, em 95% do tempo, representando um período seco. Para fins comparativos, os resultados foram parametrizados em função das concentrações limite para cada

classe de enquadramento (BRASIL, 2005). Dessa forma, foi possível caracterizar a qualidade de água no rio Piabanha segundo os parâmetros utilizados para gestão de recursos hídricos.

4. RESULTADOS

4.1 Diagnóstico do saneamento e monitoramento do rio Piabanha

As informações obtidas nas fontes de dados sobre os aspectos envolvidos na prestação de serviço de cada um dos municípios presentes na bacia estão reunidas na Tabela 1. Enquanto as informações de esgotamento sanitário consolidadas por município estão reunidas na Figura 3, contendo o destino do esgoto gerado em relação à população do município.

Embora Petrópolis seja a cidade que possui maior cobertura de atendimento de esgotamento sanitário é, paradoxalmente, a cidade responsável pela maior carga orgânica lançada, devido ao esgoto. Isso é explicado pelo fato de, apesar de coletar e tratar 74,4% do esgoto gerado em 17 ETES

(ANA, 2017), Petrópolis possui o maior número de habitantes na bacia, 283.160 habitantes (IBGE, 2019) localizados na cabeceira, onde a vazão naturalmente disponível é pequena. Contudo, é importante ressaltar que o prestador de serviços de saneamento da cidade de Petrópolis reduz a carga orgânica gerada em 67,4%, principalmente, através do tratamento dos esgotos em ETES.

Por outro lado, as demais cidades, à exceção de Três Rios, com 20% de coleta com tratamento, apresentam índice de 0% de coleta com tratamento dos esgotos gerados. Destaca-se que nos municípios de São José do Vale do Rio Preto, Paty do Alferes, Areal e Teresópolis cerca de um terço da população não possui acesso à de coleta dos esgotos. O caso do município de Teresópolis é agravado pelo adensamento populacional na cidade, com 151.656 habitantes. Essa combinação de precárias condições de esgotamento sanitário na região com elevada população explica o fato do município, apesar de ter quase a metade dos habitantes população urbana de Petrópolis, ser o maior responsável pelo lançamento de carga orgânica oriunda de esgotos, 6.305,3 kg DBO por dia.

TABELA 1. Informações da prestação de serviço de esgotamento sanitário. Fonte: ANA, 2017.

Observação: SAAE - Serviço Autônomo de Água e Esgoto; PM - Prefeitura Municipal; AI - Águas do Imperador

Município	População Urbana	Carga gerada (kg DBO/dia)	Carga lançada (kg DBO/dia)	ETEs
Areal	10.237	552,8	510,6	0
Paraíba do Sul	36.920	1.993,7	1.964,3	0
Paty do Alferes	18.823	1.016,4	890,7	0
Petrópolis	283.160	15.189,4	4.952,8	17
São José do Vale do Rio Preto	9.208	497,2	437,9	0
Teresópolis	151.656	7.854,2	6.305,3	0
Três Rios	76.418	4.058,9	3.512,2	1
Total	369.815	19.801,1	8.976,3	18

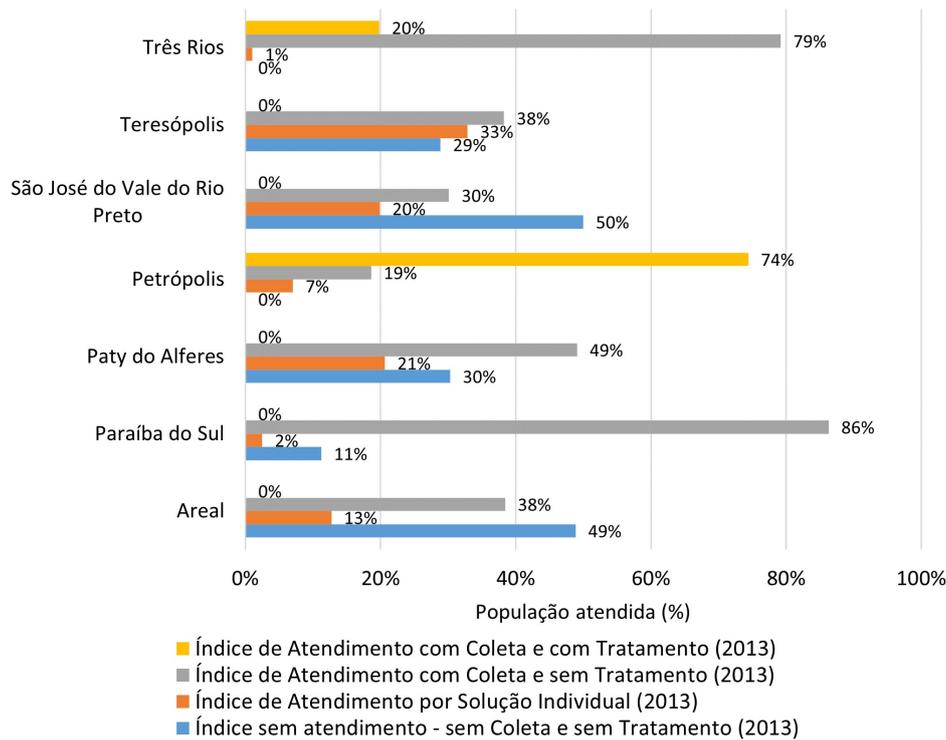


Figura 3 - Distribuição dos índices de atendimento da população por serviço de esgotamento sanitário em cada município inserido na bacia hidrográfica do rio Piabanha. Fonte: ANA (2017).

Já a avaliação da qualidade de água feita na campanha inicialmente analisada, é apresentada na Figura 4, onde foram destacadas as cargas de lançamento por município; as manchas urbanas de adensamento populacional; e o resultado de qualidade de água nas estações de monitoramento, classificadas de acordo as classes do IQA_{FAL} provenientes das estações de monitoramento da rede adotada no projeto HIDROECO (HIDROECO, 2018).

Na Figura 4 é possível observar que a zona urbana de Petrópolis, representada pelas manchas de ocupação de alta densidade, é responsável por uma forte deterioração na qualidade da água do rio Piabanha, principalmente devido ao lançamento de carga orgânica. Embora as sub-bacias a montante possam possuir bons índices de esgotamento sanitário, são as regiões com resultados mais baixos do índice IQA_{FAL}. Diversos fatores podem ser elencados para explicar esse fenômeno, como: a eficiência de redução de carga orgânica dos efluentes; elevadas concentrações populacionais e industriais, ou seja, efluentes lançados no rio; baixa disponibilidade hídrica e, conseqüente, pouca capacidade de diluição nesses trechos; e reduzida capacidade de autodepuração do rio.

Analisando as informações relativas ao adensamento populacional, assim como as condições de esgotamento sanitário no centro urbano de Petrópolis, bem como com a sua

localização na bacia hidrográfica, é evidente que o rio Piabanha sofrerá os impactos da poluição, causados pelos esgotos sanitários, ainda que parte desses efluentes seja tratado em ETEs.

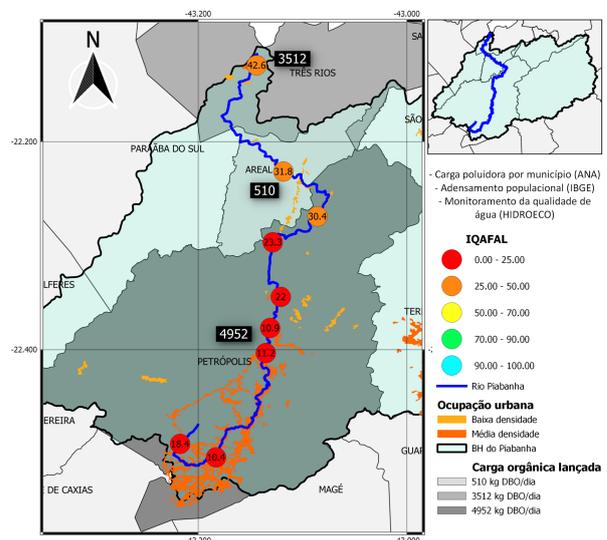


Figura 4 - Consolidação dos resultados de monitoramento da rede HIDROECO do IQA médio da campanha no Rio Piabanha.

A cidade de Petrópolis, apesar de coletar e tratar os esgotos de 74,4% da população, produz diariamente, mais de 15 toneladas de DBO e, em função da infraestrutura de esgoto proporcionada pela concessionária de saneamento, reduz em

cerca de 67,4% da carga orgânica. Devido à concentração populacional no centro urbano, conforme evidenciado na Figura 4, o resultado é o lançamento residual de, 4,9 ton DBO/dia em um curto trecho do rio Piabanha. O mesmo tipo de comportamento foi observado na bacia de Santos (SP), onde, apesar dos avanços do saneamento, os esgotos da população sem acesso aos serviços de esgotamento sanitário impactam significativamente na qualidade da água na região (SAMPAIO *et al.*, 2016). Ao utilizar a taxa de contribuição per capita de 54 gDBO/hab.dia (VON SPERLING, 2014b), a quantidade de matéria orgânica remanescente lançada pelo município de Petrópolis é equivalente ao lançamento de esgoto bruto de 92.334 habitantes, quase três vezes mais que o município de Três Rios. Contudo, a quantidade de matéria orgânica lançada por Petrópolis, 4,9 ton DBO/dia, é menor que a lançada pela cidade de Teresópolis, 6,3 ton DBO/dia, um vez que essa não possui estações de tratamento e conta apenas com cerca de um terço dos esgotos tratados por solução individual.

Além da elevada carga orgânica lançada em um curto trecho do rio, outro fator que contribui para a degradação do rio é a localização dessa região, próxima à cabeceira do rio Piabanha. A área de drenagem na estação de monitoramento Esperança, mais próxima à nascente, é de 11,4 km², onde se estima uma vazão de referência, Q₉₅, de 0,33 m³/s. Isso indica, portanto, uma baixa capacidade de diluição no trecho analisado e somado ao elevado lançamento de efluentes no trecho, explicam o desempenho classificado como ruim no IQA_{FAL} calculado, variando entre 10,4 a 18,4 na zona urbana de Petrópolis, em um índice que varia entre 0 e 100.

Embora comum, a concepção de que a melhoria da infraestrutura de esgotamento sanitário impacta positivamente na qualidade de água (BUZZELLA *et al.*, 2017; HÉLLER; CASTRO, 2013; ZSCHORNACK; OLIVEIRA, 2018), os resultados do IQA_{FAL} indicam trechos do rio localizados em municípios a jusante, com piores condições de atendimento aos serviços de esgotamento sanitário, apresentam melhores índices de qualidade de água. Esse contraste é mais evidente no município de Três Rios, onde apenas 19,8% da população possui seus esgotos coletados e tratados, resultando no despejo de mais de 3,5 toneladas de DBO diariamente, mas o IQA_{FAL} do rio Piabanha na estação localizada na cidade 42,6 é o maior entre todos os pontos monitorados.

Esse resultado destaca a importância de uma visão sistêmica da bacia, pois, como observado, o lançamento de esgotos sanitários nesse trecho do rio Piabanha, no município de Três Rios, não impacta tanto a qualidade de água quanto na região urbana de Petrópolis. Em uma análise

reducionista, observa-se que o município de Três Rios se situa próximo ao exutório da bacia do rio Piabanha, portanto, possui cerca de 2.000 km² de área de drenagem e uma vazão Q₉₅ de 8,55 m³/s. Dessa forma, destaca-se a disparidade entre as condições hidrológicas nas quais as cidades de Petrópolis e Três Rios se encontram.

Dentre os processos que influenciam a melhoria da qualidade de água no rio Piabanha, expressa em IQA_{FAL}, destaca-se: a redução do lançamento de efluentes, apesar das piores condições de saneamento dos municípios a jusante; aumento da área de drenagem, e conseqüentemente aumento da vazão para diluição; além da capacidade de autodepuração do rio, devido à presença de vários trechos com encachoeirados. A autodepuração consiste em um mecanismo natural de restabelecimento do equilíbrio no corpo receptor após o lançamento de efluentes (VON SPERLING, 2014b). Esse processo pode ser simulado matematicamente, através da modelagem de qualidade de água, e é importante para a gestão dos recursos hídricos (DALCIN; MARQUES, 2019). Dessa forma, para entender analiticamente os mecanismos de degradação da matéria orgânica e influência dos lançamentos de efluentes (CHAPRA 2008, ROSMAN 2019), observou-se a necessidade de modelar a bacia do rio Piabanha para interpolar os dados monitorados.

4.2 Modelagem de qualidade de água

Os resultados foram analisados de acordo com o regime de vazão modelado, primeiramente o Q_{MLT} e, em seguida, o Q₉₅. A seguir, na Figura 5, são apresentados os perfis de concentração de oxigênio dissolvido distribuídos ao longo da calha do rio Piabanha para os dois regimes de vazão. Foram adicionadas as marcações das concentrações correspondentes aos limites das classes 1 a 4 (BRASIL, 2005). Nos gráficos superiores, referentes ao cenário base de modelagem, Q_{MLT} calibrado, são ainda apresentados os valores médios da série histórica de monitoramento, onde se observa a boa aderência do modelo à realidade.

A modelagem da bacia, em especial do trecho urbano, foi complexa devido às incertezas em relação às condições iniciais. Contudo, o resultado do modelo calibrado foi aderente às séries de monitoramento e foi classificado como satisfatório (MORIASI *et al.*, 2015). Isso implica em afirmar que o modelo tem capacidade de reproduzir satisfatoriamente as condições reais e, por conseqüência, produzir diagnósticos e prognósticos confiáveis (NEJADHASHEMI; WOZNICKI; DOUGLAS-MANKIN, 2011).

Ao simular a vazão de referência, Q₉₅, os resultados, apresentados na Figura 5 para a variação das concentrações de OD e DBO, permitem

observar a piora nas condições de qualidade de água em um cenário hidrológico de seca, como

observado por Zhang *et al.* (2017).

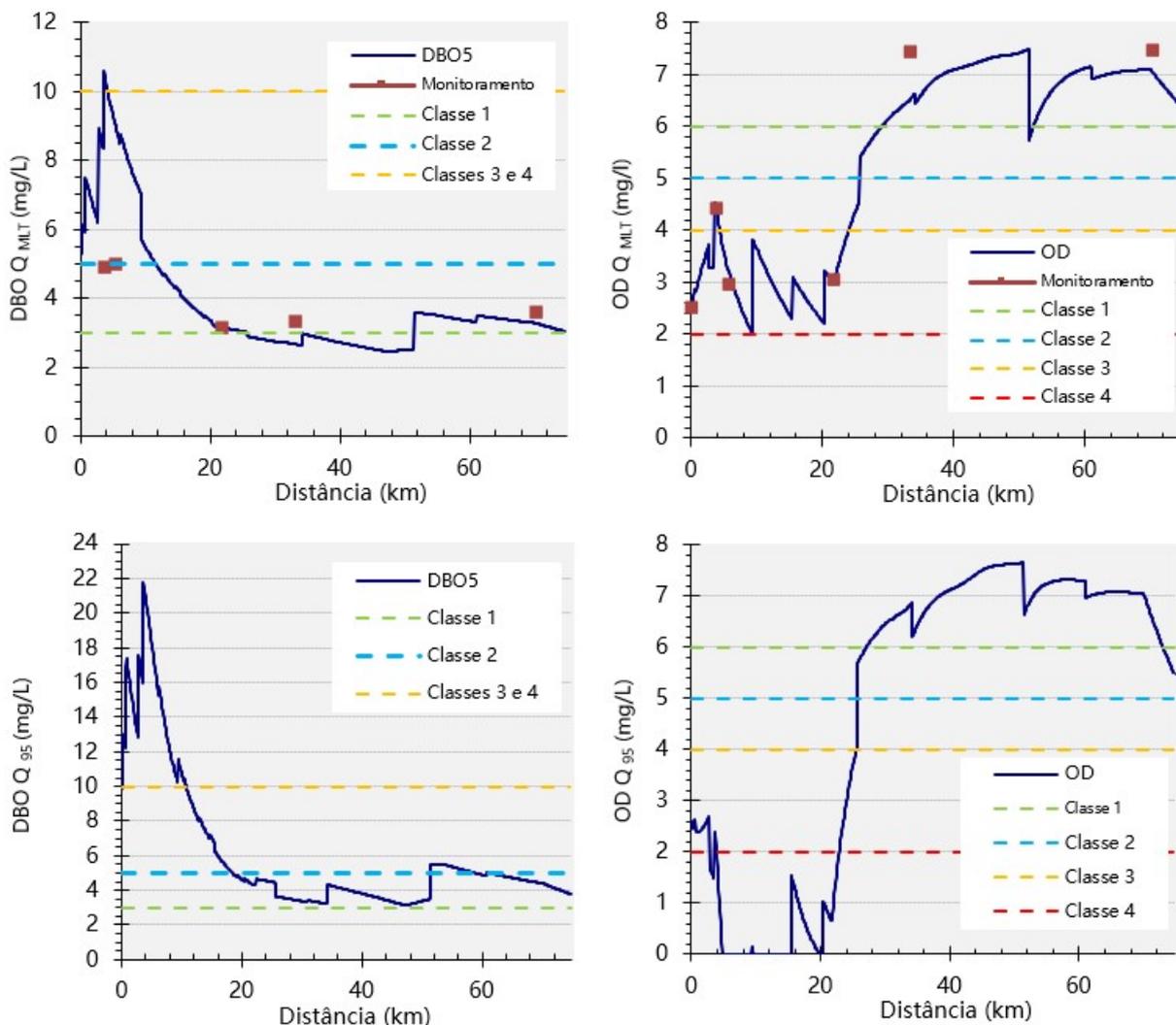


Figura 5. Resultados das modelagens dos cenários base, com regime de vazões Q_{MLT} , e regime de vazões de referência, Q_{95} , apresentados em função do perfil de concentrações de OD e DBO, ao longo do curso do rio e com indicação dos limites por classe de enquadramento descritos pela resolução CONAMA 357 (BRASIL, 2005)

Na Figura 5: DBO - Demanda Bioquímica de Oxigênio, OD - Oxigênio Dissolvido, Q_{95} - Vazão de permanência superada em 95% do tempo; Q_{MLT} - Vazão média observada ao longo do tempo.

Destaca-se que, no regime de vazões de referência, os trechos iniciais apresentaram condições ainda piores em relação ao cenário médio. Dentro dos 10,8 primeiros quilômetros do rio Piabanha, a modelagem indicou um pico de concentração de 21,5 mg/L de DBO, porque corresponde a mais de duas vezes o limite para classe 3. Além disso, o prognóstico apresentou um trecho de 19,8 km com características de classe 4, ou seja, concentração de OD abaixo de 2 mg/L (BRASIL, 2005). Há indicação ainda de que um trecho teria concentrações nulas de OD configurando, portanto, uma zona em anaerobiose (VON SPERLING, 2014b).

A análise de permanência de classe permitiu contabilizar a porcentagem dos trechos do rio compatíveis com os limites estabelecidos como parâmetros de concentração de OD e DBO para cada classe de enquadramento. No cenário Q_{MLT} nenhum trecho violou o limiar de 10 mg/L de DBO, estabelecido como limite para a classe 3. Em contraste, no cenário Q_{95} , 21,3% do rio ultrapassa o limite superior da classe 3 de DBO, caracterizando-o como classe 4. Não obstante, o cenário representativo de períodos de seca, Q_{95} , apresentou redução do total de trechos em conformidade com características das classes mais restritivas, as classes 1 e 2.

Como destacado anteriormente, o principal motivo pelo qual se observa o alto grau de degradação ambiental do rio Piabanha é a alta carga orgânica

lançada nos trechos iniciais do rio (SILVA JUNIOR, 2020). O autor afirma que, além dos esgotos brutos, ainda no cenário base, com vazões Q_{MLT} , percebe-se que as piores condições de qualidade de água se concentram nos primeiros trechos do rio, com baixas concentrações de OD e altas de DBO. Em especial, os 10 km iniciais possuem características de qualidade de água comparáveis com a classe 3 de enquadramento, à exceção de um pequeno trecho que viola o limite de 10 mg/l de DBO. Lançamento de efluentes industriais, despejados na área urbana de Petrópolis, são corresponsáveis pela alta carga orgânica.

Outro fator importante é a diminuição do aporte de vazão das sub-bacias afluentes devido à redução da precipitação concomitante ao lançamento perene de efluentes aumentando assim a concentração dos poluentes (AHIPATHY; PUTTAIAH, 2006). A situação é agravada devido à localização do centro urbano de Petrópolis, principal responsável pelo lançamento de efluentes da bacia, em sua cabeceira.

Esse prognóstico indica que a vazão dos tributários não é suficiente para diluir o elevado lançamento de matéria orgânica no rio Piabanha. Em contraste, Bárbara (2006) sustenta que a matéria orgânica independe das variações sazonais. Contudo, esse estudo analisou o rio Araguari (AP), que possui vazões de estiagem mais de 1.500 vezes maior que o Piabanha no trecho inicial, 220 m³/s contra 0,144 m³/s. Além disso, o lançamento de esgotos no rio Araguari corresponde a 0,07 m³/s, enquanto no rio Piabanha, são despejados quase cinco vezes mais efluentes, totalizando 0,335 m³/s entre esgotos brutos, tratados e efluentes industriais. Portanto, a hipótese de Bárbara (2006) não se aplica à bacia do rio Piabanha, uma vez que no rio Araguari a contribuição de esgotos é desprezível, devido ao fator de diluição.

Constatou-se que o rio Piabanha é vulnerável à sazonalidade, principalmente nos trechos iniciais, devido à sua baixa vazão, portanto, baixa capacidade de diluição dos poluentes. Esse padrão de aumento da concentração de efluentes na época seca é observado em rios cujas vazões possuem grande variabilidade devido aos efeitos da sazonalidade (OLIVEIRA FILHO; LIMA NETO, 2017). Por meio de modelagem, observou-se o motivo para esse padrão de maior poluição no período seco, assim como as regiões que mais impactam. Nesse sentido, o MQA fornece subsídios para a gestão hídrica (DALCIN; MARQUES, 2019) e possibilita a simulação de cenários visando a melhoria das condições de saneamento da população e da qualidade da água do rio.

5. CONCLUSÕES

O modelo de qualidade de água empregado no rio Piabanha, implementado na plataforma QUAL-UFMG, foi calibrado e permitiu criar um diagnóstico estatisticamente satisfatório para representar fenômenos que influenciam a qualidade da água do rio. A partir do diagnóstico para regime de vazões médias, observou-se que quase todos os trechos do rio Piabanha se encontram com qualidade compatível com a classe 3 de enquadramento, tanto em DBO quanto em OD.

Através da modelagem, foi possível observar que a qualidade da água no rio Piabanha melhora, mesmo em regiões com piores condições de esgotamento sanitário. Esse efeito, embora controverso, foi explicado pelo aumento da área de drenagem e o processo de autodepuração do rio. Contudo, no cenário de estiagem, Q_{95} , o rio apresentou uma drástica redução na qualidade de água, principalmente em trechos iniciais do rio, na zona urbana de Petrópolis. Portanto, pôde-se inferir que, apesar da cidade de Petrópolis possuir os melhores índices de esgotamento sanitário da bacia hidrográfica, é a principal responsável pela degradação do rio Piabanha, devido ao lançamento de esgotos sanitários neste rio. Dessa forma, ações e investimentos em infraestrutura de esgotamento sanitário devem ser priorizadas nessa região da bacia.

Por fim, o modelo permitiu analisar o impacto do esgotamento sanitário na qualidade de água ao longo do rio; e simular cenários planejados, como exigido no enquadramento do rio Piabanha, com maior grau de confiabilidade. Com os resultados dessa pesquisa, gestores públicos, órgãos ambientais, comitês de bacia hidrográfica e concessionárias de saneamento podem tomar melhores decisões para melhorar a qualidade de água no rio.

REFERÊNCIAS

- AGEVAP. **Plano de Recursos Hídricos da Bacia do Rio Paraíba do Sul - Resumo**. Rio de Janeiro, 2006. Disponível em: <http://www.ceivap.org.br/downloads/PSR-010-R0.pdf>.
- AHIPATHY, M. V.; PUTTAIAH, E. T. Ecological characteristics of Vrishabhavathy River in Bangalore (India). **Environmental Geology**, v. 49, n. 8, p. 1217-1222, 2006.
- ALBUQUERQUE, M. M.; DALTRO FILHO, J. Adaptação do Indicador de Salubridade Ambiental (ISA) como ferramenta de análise da salubridade do ambiente da Comunidade Saramém-Brejo Grande/SE. **Scientia Plena**, v. 11, n. 11, p. 1-9, 2015.

- AMÉRICO-PINHEIRO, J. H. P.; BENINI, S. M. Monitoramento de recursos hídricos e parâmetros de qualidade de água em bacias hidrográficas. In: ANAP, E. (org.). **Bacias hidrográficas: fundamentos e aplicações**. 2. ed. 2019. p. 204.
- ANA. Atlas Esgotos - Despoluição de bacias hidrográficas. Brasília: Agência Nacional de Águas, 2017.
- BÁRBARA, V. F. **Uso do modelo QUAL2E no estudo da qualidade da água e da capacidade de autodepuração do Rio Araguari - AP (Amazônia)**. 2006. Dissertação (Mestrado em Engenharia do Meio Ambiente), Universidade Federal de Goiás, 2006.
- BENEDINI, M.; TSAKIRIS, G. **Water quality modelling for rivers and streams**. 1. ed. Dordrecht: Springer, 2013.
- BITTENCOURT, A. G. *et al.* Desenvolvimento de modelo matemático de qualidade de água para a implantação da agência de bacia do rio das Velhas. In: , 1997, Foz do Iguaçu. **Anais do 19° Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**. Foz do Iguaçu: ABES, 1997. p. 2019-2032.
- BRAGA, B. *et al.* **Introdução à Engenharia Ambiental**. 2005.
- BRASIL. **Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005**. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Brasília, Brasil, 2005. p. 23p.
- BUZZELLA, M. M. *et al.* Avaliação do impacto de diferentes alternativas de tratamento de esgoto na qualidade da água do rio Tietê. 2017. São Paulo. **Anais do 29° Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**. São Paulo: ABES, 2017. p. 11.
- CHAPRA, S. C. **Surface Water-Quality Modeling**. 1. ed. Long Grove: Waveland Press, 2008.
- CPRM. Relatório-síntese do trabalho de Regionalização de Vazões da Sub-bacia 58. In: **Relatórios-Síntese de Regionalização de Vazões Elaborados em Convênio com a ANEEL**. Rio de Janeiro, 2003.
- CPRM. **Resultados das análises das amostras de qualidade de água**. Rio de Janeiro, 2019.
- DALCIN, A.; MARQUES, G. Simulação da qualidade da água para suporte em modelos de otimização para planejamento e gestão de recursos hídricos. **Revista de Gestão de Água da América Latina**, v. 16, n. 1, p. 15-15, 2019.
- DAS, D. N. *et al.* A study of the impact of urban and industrial waste disposal on the bacteriological parameters of Tunia River, Bongaigaon, Assam. **The Clarion**, v. 3, n. 1, p. 33-42, 2014.
- EIBEX. Projeto EIBEX-I: Estudos Integrados de Bacias Experimentais - Parametrização Hidrológica na Gestão de Recursos Hídricos das Bacias da Região Serrana do Rio de Janeiro. In: **Relatório Técnico Parcial 2, Chamada Pública MCT/FINEP/CT-HIDRO - Bacias Represent**. Rio de Janeiro, 2010.
- FLECK, L.; TAVARES, M. H. F.; EYNG, E. Principais modelos matemáticos de qualidade da água e suas aplicações: uma revisão. **Revista Eletrônica Científica Inovação e Tecnologia**, v. 01, n. 7, p. 47-62, 2013.
- HÉLLER, L.; CASTRO, J. E. **Política pública e gestão de serviços de saneamento**. Ampliada ed. Belo Horizonte: Editora UFMG e Fiocruz, 2013.
- HIDROECO. **Relatório Final do Projeto HIDROECO no Rio Piabanha**. Rio de Janeiro, 2018.
- IBGE. **Projeção da população do Brasil e das Unidades da Federação**. 2019. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/apps/populacao/projecao/>. Acesso em: 28 fev. 2019.
- INEA. **Boletim de Qualidade das Águas da Região Hidrográfica IV**. Rio de Janeiro, 2019a. Disponível em: <http://www.inea.rj.gov.br/ar-agua-e-solo/qualidade-das-aguas-por-regiao-hidrografica-rhs/>.
- INEA. **CNARH 40 - Lançamentos outorgados na região hidrografia IV - Piabanha**. Rio de Janeiro, 2019b.
- INEA. **Resolução INEA nº 162 de 26 de dezembro de 2018** - Estabelece critério para a determinação da vazão de referência para fins do cálculo de disponibilidade hídrica para outorga de direito de uso de recursos hídricos e usos considerados insignificantes de domRio de Janeiro: 2018. p. 3.
- JOUANNEAU, S. *et al.* Methods for assessing biochemical oxygen demand (BOD): A review. **Water Research**, v. 49, p. 62-82, 2014.
- KANNEL, P. R. *et al.* A review of public domain water quality models for simulating dissolved oxygen in rivers and streams. **Environmental Modeling and Assessment**, v. 16, n. 2, p. 183-204, 2011.
- MACHADO, E. S.; KNAPIK, H. G.; BITENCOURT, C. de C. A. Comments on the water quality classification of water bodies. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 24, n. 2, p. 261-269, 2019.
- MARCHI, C. M. D. F. Novas perspectivas na gestão do saneamento: apresentação de um modelo de destinação final de resíduos sólidos urbanos.

Revista Brasileira de Gestão Urbana, v. 7, n. 1, p. 91-105, 2015.

MARENGO, J. A.; ALVES, L. M. Tendência hidrológicas da bacia do rio Paraíba do Sul. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v.20, p. 215-226, 2005.

MORIASI, D. N. *et al.* Hydrologic and Water Quality Models: Performance Measures and Evaluation Criteria. v. 58, n. 6, p. 1763-1785, 2015.

NEJADHASHEMI, P. A.; WOZNICKI, A. S.; DOUGLAS-MANKIN, R. K. Comparison of Four Models (STEPL, PLOAD, L-THIA, and SWAT) in Simulating Sediment, Nitrogen, and Phosphorus Loads and Pollutant Source Areas. **Transactions of the ASABE**, St. Joseph, MI, v. 54, n. 3, p. 875-890, 2011.

OLIVEIRA FILHO, A. A. de; LIMA NETO, I. E. Modelagem da qualidade da água do rio Poti em Teresina (PI). **Engenharia Sanitária e Ambiental**, n. 0, p. 3-14, 2017.

OPPA, L. F. **Alternativas de Enquadramento do Rio**. 2007. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil), Universidade Federal de Santa Maria, 2007.

PAULA, T. P. de. **Diagnóstico e modelagem matemática da qualidade da água em trecho do rio Piabanha/RJ**. 2011. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil), Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2011.

PEREIRA, R. de C.; LIMA, F. C. de; REZENDE, D. Relação Entre Saúde Ambiental E Saneamento Básico. **Revista Científica FAEMA**, v. 9, n. 2, p. 852-854, 2018.

PESSOA, M. A. R. *et al.* Índice fuzzy de qualidade de água para ambiente lótico - IQA_{FAL}. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, 2020.

ROBINSON, M.; WARD, R. **Hydrology: Principles and Processes**. London: IWA Publishing, 2017. ISSN 1476-1777.

ROSMAN, P. C. C. **Referência Técnica do SisBaHiA®**. Disponível em <<http://www.sishabia.coppe.ufrj.br>>, 2021.

SAMPAIO, A. F. P. *et al.* Sanitation and microbiological water quality in the watershed of Santos - São Vicente Estuary. **Revista DAE**, v. 64, n. 204, p. 64-72, 2016.

SILVA, M. M. A. P. de M.; FARIA, S. D.; MOURA, P. M. Modelagem da qualidade da água na bacia hidrográfica do Rio Piracicaba (MG). **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 22, n. 1, p. 133-143, 2017.

SILVA JUNIOR, L. C. S. da. **Análise do impacto do esgotamento sanitário na qualidade da água de rios através de modelagem computacional - Estudo de caso no rio Piabanha/RJ**. 2020.

Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil), Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2020.

TEODORO, A. *et al.* Implementação do conceito Capacidade de Diluição de Efluentes no modelo de qualidade da água QUAL-UFMG: estudo de caso no Rio Taquarizinho (MS). **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 18, n. 3, p. 275-288, 2013.

VIGIAK, O. *et al.* Predicting biochemical oxygen demand in European freshwater bodies. **Science of The Total Environment**, v. 666, p. 1089-1105, 2019.

VON SPERLING, M. **Estudos e modelagem da qualidade da água de rios**. 2. ed. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2014a.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 4. ed. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2014b.

ZHANG, W. *et al.* Temporal and spatial variation of nitrogen and phosphorus and eutrophication assessment for a typical arid river – Fuyang River in northern China. **Journal of Environmental Sciences**, v. 55, p. 41-48, 2017.

ZSCHORNACK, T.; OLIVEIRA, T. M. N. de. Avaliação do impacto da implantação do sistema de esgotamento sanitário na qualidade da água da Bacia Hidrográfica do Rio Cachoeira, em Joinville, Santa Catarina. **Revista DAE**, v. 66, n. 212, p. 118-131, 2018.

AGRADECIMENTOS

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001 e do CNPq, Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico - Brasil. Os autores agradecem ainda os dados referentes a outorgas de lançamento e captação no rio Piabanha disponibilizados pelo INEA, assim como os dados de monitoramento de qualidade de água da CPRM e do INEA.

AUTORES

ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-9379-1619>

LUIS CARLOS SOARES DA SILVA JUNIOR (LCSSJ), M.Sc | Universidade Federal do Rio de Janeiro | Programa de Engenharia Civil - COPPE | Rio de Janeiro, RJ - Brasil | Correspondência para: Av. Athos da Silveira Ramos, 149 - Cidade Universitária, Rio de Janeiro - RJ, CEP 21941-909 | e-mail: luis.junior@coc.ufrj.br

ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-9337-9640>

JOSÉ PAULO SOARES DE AZEVEDO (JPSA), Ph.D |
Universidade Federal do Rio de Janeiro | Programa
de Engenharia Civil - COPPE | Rio de Janeiro, RJ -
Brasil | Correspondência para: Av. Athos da Silveira
Ramos, 149 - Cidade Universitária, Rio de Janeiro -
RJ, CEP 21941-909 | E-mail: zepaulo@coc.ufrj.br

Submetido em: 30/11/2020

Aprovado em: 16/06/2021

Publicado em: 01/12/2021

Editor Responsável: Lisiane Ilha Librelotto

HOW TO CITE THIS ARTICLE

SILVA JUNIOR, Luis Carlos Soares da; AZEVEDO, José Paulo Soares de. Influência Do Saneamento Na Qualidade De Água Em Rios: Uma Análise Através da Modelagem de Qualidade de Água. *MIX Sustentável*, v. 8, n. 1, p. 41-52, jan. 2022. ISSN 24473073. Disponível em: <http://www.nexos.ufsc.br/index.php/mixsustentavel>. DOI: <http://dx.doi.org/10.29183/2447-3073.MIX2022.v8.n1.41-52>

Registro da contribuição de autoria:

Taxonomia CRediT (<http://credit.niso.org/>)

LCSSJ: conceituação, análise formal, investigação, metodologia, programas, recursos, validação, administração do projeto, visualização, escrita - rascunho original, escrita -revisão e edição.

JPSA: curadoria de dados, metodologia, aquisição de fundos, administração do projeto, supervisão, escrita -revisão e edição.

Declaração de conflito: nada foi declarado.