

COMPARAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA USANDO MÉTODOS MULTIVARIADOS E ESPACIAIS EM UMA REDE DE DISTRIBUIÇÃO DE ÁGUA

Rodrigo Lourenção Nunes

Instituto Tecnológico de Aeronáutica, Divisão de Engenharia Civil,
São José dos Campos, SP, Brasil
rodinunes@live.com

Airton Henrique de Souza Pereira

Instituto Tecnológico de Aeronáutica, Divisão de Engenharia Civil,
São José dos Campos, SP, Brasil
airton.pereira@ga.ita.br

Marcio Antonio da Silva Pimentel

Instituto Tecnológico de Aeronáutica, Divisão de Engenharia Civil,
São José dos Campos, SP, Brasil
pimentel@ita.br

RESUMO

Este estudo analisou intervenções em um sistema de abastecimento de água (SAA) potável por um período de seis anos (2016 a 2021), utilizando ferramentas estatísticas e de Sistema de Informação Geográfica (SIG) para mapeamento detalhado. A pesquisa destacou correlações entre turbidez, cor aparente e teor de ferro, que influenciaram significativamente a qualidade da água. As principais intervenções incluíram o aumento da dosagem de cloro e a substituição de tubos metálicos antigos por novos de plástico, levando à melhoria geral de 6% na qualidade da água. Embora o Índice de Qualidade da Água Modificado pelo Conselho Canadense de Ministros do Meio Ambiente tenha identificado os distritos com níveis críticos de qualidade de água, apenas a análise espacial permitiu identificar tubos e áreas problemáticas específicas nos distritos onde houve melhora, facilitando direcionar futuros investimentos.

Palavras-chave: Desenvolvimento de gestão da água. Análise do impacto das intervenções. Sistemas de Informação Geográfica (SIG). Distribuição espacial da qualidade da água.

COMPARING WATER QUALITY USING MULTIVARIATE AND SPATIAL METHODS IN A WATER DISTRIBUTION NETWORK

ABSTRACT

This study analyzed interventions in a drinking water supply system from 2016 to 2021 over a six-year period using statistical tools and a Geographic Information System (GIS) for detailed mapping. This research highlighted correlations between turbidity, apparent color, and iron content, which significantly influenced water quality. Key interventions included increasing the chlorine dosage and replacing old metal pipes with new plastic ones, resulting in an overall 6% improvement in water quality. Although the Modified Water Quality Index by the Canadian Council of Ministers of the Environment identified certain districts with critical water quality levels, only spatial analysis could pinpoint specific pipes and areas within these districts that showed improvements, thereby guiding future investment strategies.

Keywords: Water management development. Impact Analysis of Interventions. Geographic Information System (GIS). Spatial distribution of water quality.

INTRODUÇÃO

A gestão de um sistema de abastecimento de água (SAA) deve garantir o fornecimento de água constante e confiável para a comunidade para a qual foi projetado (Tscheikner-Gratl *et al.*, 2017). Estudos demonstraram que contaminantes microbiológicos e físico-químicos variam nas redes de distribuição em função do tempo e do espaço (Prest *et al.*, 2016; Rochette *et al.*, 2017) pelas alterações da qualidade de água da estação de tratamento até o consumidor (Richardson; Postigo, 2015). Portanto, estratégias

apropriadas para monitoramento da qualidade da água e dos tubos devem ser identificadas (Naghipour *et al.*, 2018; Salehi *et al.*, 2021; Teixeira de Souza *et al.*, 2021), e as redes de distribuição de água são os ativos de infraestrutura mais importantes e caros desses sistemas (Kabir *et al.*, 2015).

Critérios sociais, espaciais, ambientais e operacionais afetam as estratégias de renovação dos tubos (Salehi *et al.*, 2021); no entanto, a maioria dos planejamentos de renovação de tubos considera apenas fatores hidráulicos e mecânicos associados à falha dos tubos segundo estudos dos últimos dez anos (Ammar; Moselhi; Zayed, 2012; Giustolisi; Berardi, 2009; Kakoudakis, 2019; Nafi; Tlili, 2015; Phan *et al.*, 2019; Pietrucha-Urbaniak; Tchórzewska-Cieślak, 2018; Shahata; Zayed, 2013; Tabesh; Delavar; Delkhah, 2010; Yoo *et al.*, 2014). Adicionalmente, pequenas redes de distribuição de água em todo o mundo enfrentam diversos desafios para garantir o fornecimento de água potável aos seus usuários, especialmente quando a escassez de recursos impede a contratação de profissionais especializados, a realização de análises de qualidade da água com frequência e abrangência adequadas, bem como o desenvolvimento de modelos hidráulicos (Ardila; Rodriguez; Pelletier, 2023; Speight; Khanal, 2009). A intermitência no fornecimento e os elevados tempos de detenção dificultam a manutenção da qualidade desejada da água em toda a rede de distribuição, especialmente em trechos de fim de linha com tubulações metálicas sem revestimento interno, pelo crescimento de biofilmes e pela consequente degradação do cloro residual (Ardila; Rodriguez; Pelletier, 2023; Duan *et al.*, 2021; Teng; Guan; Zhu, 2008).

Métodos tradicionais de avaliação da qualidade da água, que incluem medição de parâmetros físico-químicos e microbiológicos em relação aos padrões existentes, não são suficientemente eficazes (Bi *et al.*, 2021). Desde a década de 1960, quando o primeiro índice de qualidade da água - IQA (*Water Quality Index - WQI*) foi desenvolvido por Horton (1965), muitos métodos de avaliação foram propostos para representar de maneira abrangente os dados complexos de qualidade da água e criar um índice não dimensional mais simplificado, facilmente interpretado por técnicos, especialistas ambientais e pelo público em geral. Ao longo dos anos, as metodologias de cálculo evoluíram para outras formulações, incluindo o Índice de Qualidade da Água da *National Sanitation Foundation* (NSFWQI), o Índice de Qualidade da Água do Conselho Canadense de Ministros do Meio Ambiente (CCMEWQI), o Índice de Qualidade da Água de Fonte (SWQI) e o método de índice de qualidade da água aritmético ponderado (WAWQI) (Mesalie; Aklog; Kifelew, 2021; Shah; Joshi, 2017). De acordo com estudos recentes (García-Ávila *et al.*, 2022; Uddin; Nash; Olbert, 2021), o CCMEWQI e o NSFWQI foram usados em 50% dos estudos realizados, 82% dos quais avaliaram a qualidade da água dos rios e apenas 18% caracterizaram água subterrânea, água para irrigação e água potável.

Nos últimos anos, a avaliação da qualidade da água evoluiu usando combinações de IQA, ferramentas estatísticas multivariadas e sistemas de informações geográficas (SIGs) (Duan *et al.*, 2021; Fatima *et al.*, 2022). A capacidade de estimar fatores espaciais e temporais para avaliar a qualidade da água ajudou no monitoramento frequente de dados com aplicações de SIG usando interpolação ponderada pela distância inversa (IDW) (Elubid *et al.*, 2019; Elumalai *et al.*, 2017; Fatima *et al.*, 2022; Haldar *et al.*, 2020), krigagem (Nistor *et al.*, 2020) e *splines* (Li; Li, 2021). Esses métodos são geralmente aplicados em hidrologia para prever a poluição alvo em recursos hídricos, que avalia a distribuição espacial de parâmetros de qualidade da água em áreas de grande escala usando dados limitados (Rostami *et al.*, 2019). Numa escala menor, como um pequeno SAA, sua aplicação requer um plano de monitoramento bem estruturado para a análise de parâmetros de qualidade da água. No entanto, um número adequado de amostras é necessário para refletir a variabilidade temporal, que é representativa dos locais de coleta e que é adequado para o cálculo do IQA. Portanto, selecionar períodos para amostragem e análises necessárias, combinados com ferramentas estatísticas, geoprocessamento e SIG, podem oferecer uma série de oportunidades de tecnologia da informação e comunicação (TIC). Essas tecnologias podem avaliar a qualidade da água potável, identificar seções críticas da rede e determinar intervenções necessárias.

Este estudo se concentrou em avaliar a qualidade da água potável em um pequeno SAA água na cidade de São José dos Campos, no estado de São Paulo, Brasil, com dados obtidos ao longo de seis anos (2016/2021). Este é um estudo comparativo que utilizou ferramentas estatísticas, espaciais (IDW) e de geoprocessamento para avaliar o impacto das intervenções realizadas na rede de distribuição de água com base no 'IQA modificado' (Haider *et al.*, 2019). Este indicador incorpora o impacto da falha microbiológica no cálculo do método CCMEWQI (CCME, 2017) e possibilita a geração de resultados que podem ser usados para detectar locais problemáticos na rede para priorizar ações de melhoria e recursos financeiros associados. A intervenção associada à qualidade da água potável melhora a saúde da população e pode ser aplicada por outras empresas de saneamento como uma ferramenta de gestão para verificar a qualidade da água potável e renovar redes.

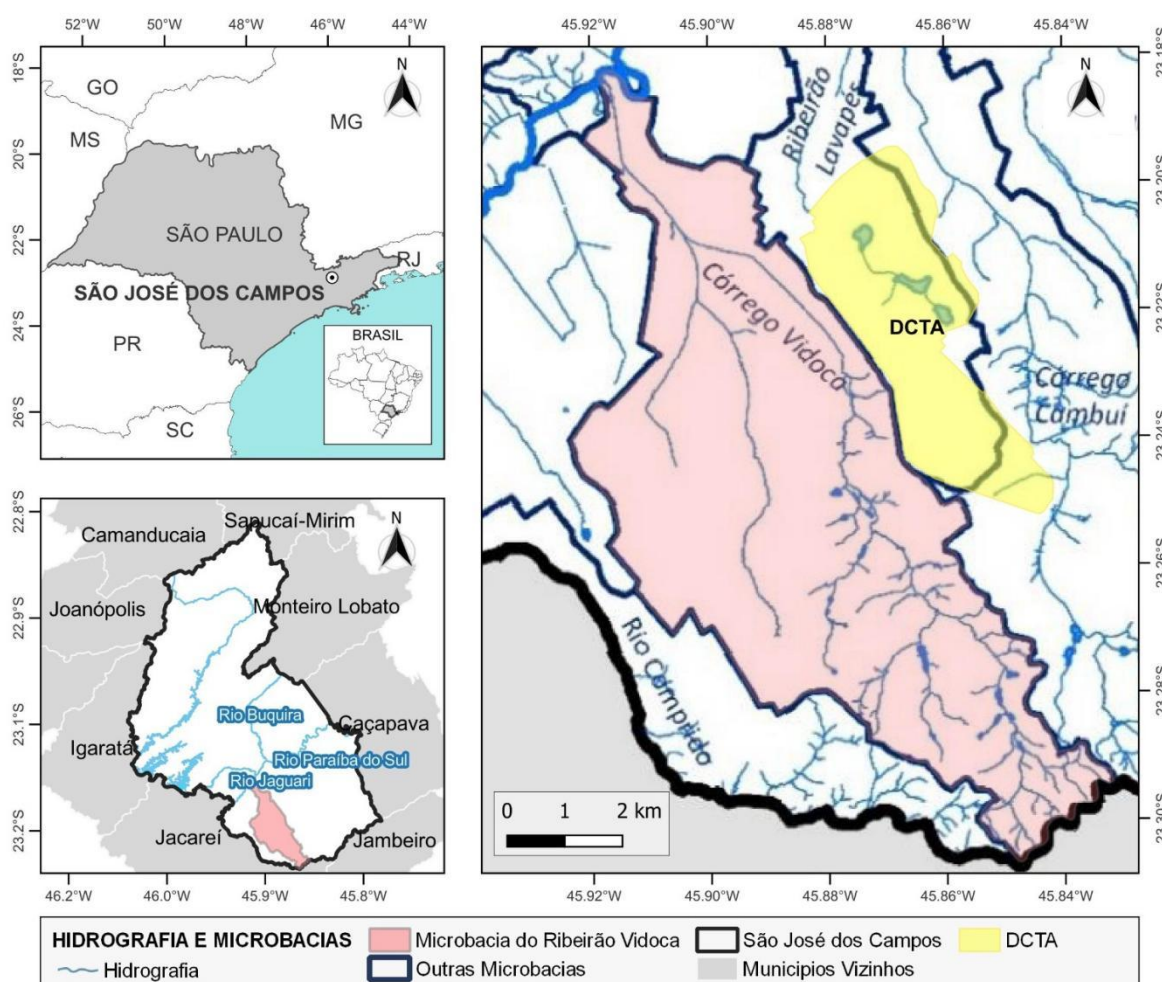
METODOLOGIA

Área de estudo

A área de estudo foi o SAA do Departamento de Ciência e Tecnologia Aeroespacial (DCTA), uma organização militar e instituição científico-tecnológica do Comando da Aeronáutica, localizada na parte sudeste de São José dos Campos, São Paulo, Brasil, conforme mostrado na Figura 1.

O DCTA opera seu próprio sistema de captação e tratamento de água (ETA: latitude = $-23,00^{\circ} 13,00' 42,72''$ e longitude = $-45,00^{\circ} 52,00' 16,21''$), utilizando captação superficial e fontes subterrâneas (Sistema Aquífero Taubaté) por meio de três poços tubulares operacionais. A água bruta retirada do córrego Vidoca (sub-bacia do rio Paraíba do Sul) é tratada na ETA através do tratamento convencional, que envolve coagulação, floculação, sedimentação, filtração rápida e desinfecção com cloro. A água subterrânea dessas fontes é conduzida por tubulações até a unidade de desinfecção da ETA, onde as águas de ambas as fontes se misturam e ficam armazenadas. A planta possui reserva de água potável de 2.500 m^3 e capacidade de tratamento máxima de 82 L/s , fornecendo uma média de $3.028 \text{ m}^3/\text{dia}$ para uma população de 20.000 pessoas. A água tratada é distribuída por uma área de $7,2 \text{ km}^2$ através de uma rede de tubulações com variados diâmetros (de 50 a 300 mm) e materiais (tubo de ferro fundido: FOFO; tubo de aço galvanizado: AG; cloreto de polivinila: PVC; tubo de MPVC: DEFOFO e polietileno de alta densidade: PEAD).

Figura 1 - Localização do DCTA em São José dos Campos (SP)

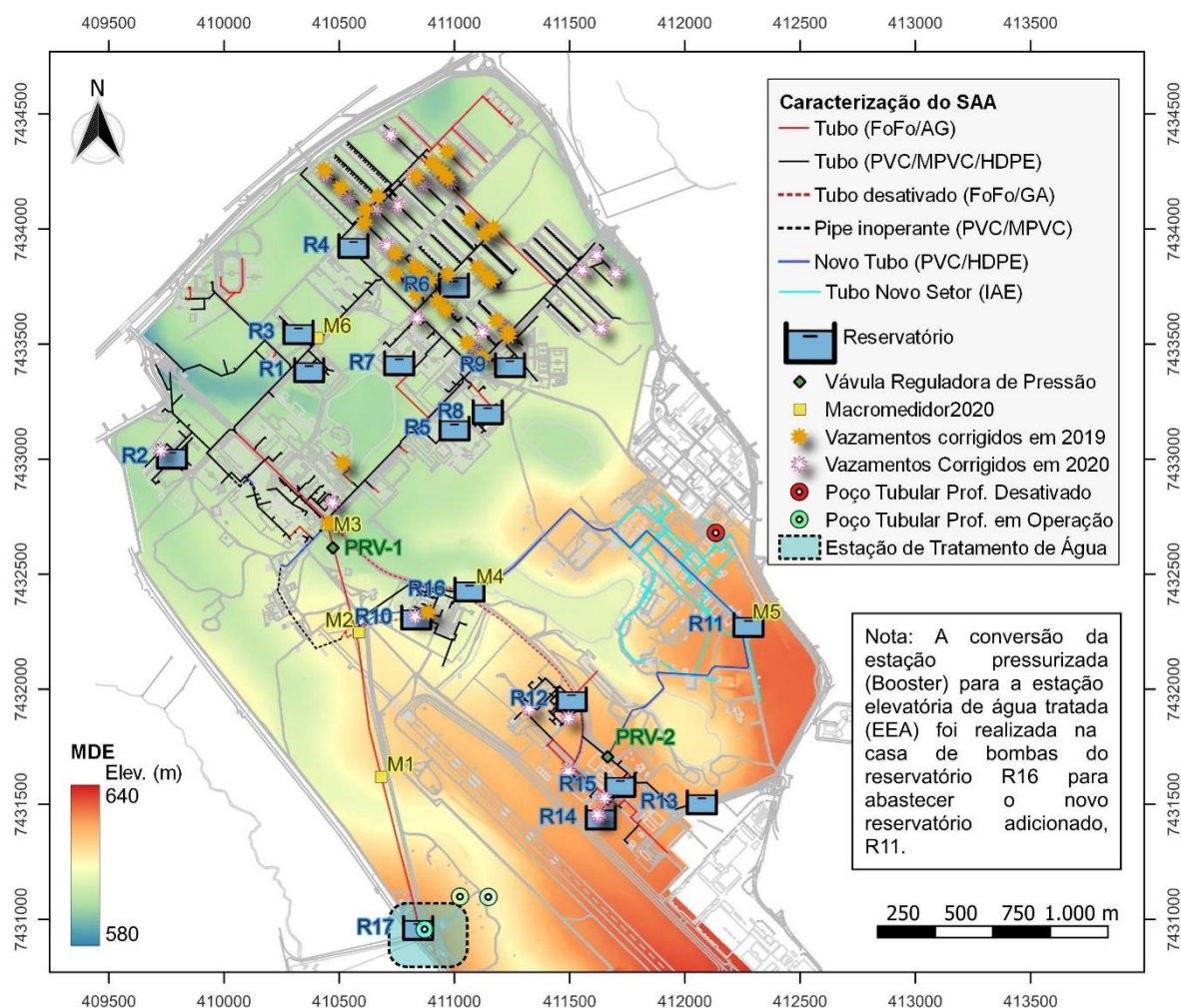


Fonte: Os autores, 2024.

Aquisição e caracterização de dados dos SAA

Os dados primários para este estudo foram obtidos do operador do sistema, abrangendo o cadastro técnico do SAA, todas as intervenções na rede de distribuição (incluindo obras/manutenção) e os resultados das análises de qualidade da água potável de janeiro de 2016 a fevereiro de 2022. Inicialmente, esses dados primários foram processados para aplicabilidade do estudo, com o cadastro técnico atualizado para refletir o trabalho realizado e a manutenção. Esses dados foram então georreferenciados, e os problemas de conectividade da rede e de curvas de nível foram corrigidos usando o *software* AutoCAD 2021®. Os resultados das análises dos parâmetros físico-químicos e microbiológicos das amostras de água potável foram consolidados em uma única planilha com o *software* Excel 365®, criando um banco de dados unificado. O SIG serve como uma plataforma de integração para diversos tipos de dados e é processado através do Sistema de Informação Geográfica Quântica (QGIS), versão 3.22.4-Białowieża. Os dados no Sistema Geodésico Mundial (WGS-84) foram convertidos para o Sistema de Referência Geocêntrico para a América do Sul (SIRGAS)-2000 e zona 23S (EPSG:31983) e categorizados em camadas de acordo com suas características técnicas e geográficas, cada uma contendo uma tabela de atributos específica (por exemplo, Redes: identificação da seção, comprimento, diâmetro e material) relacionada à rede de distribuição e melhorias do SAA, conforme mostrado na Figura 2.

Figura 2 - Sistema de abastecimento de água e intervenções aplicadas na rede de distribuição (2019-2021)



Fonte: Os autores, 2024.

A Figura 2 georreferenciou as seguintes intervenções realizadas no SAA entre 2019 e 2021: correção de vazamentos (62 pontos); desativação de redes antigas (2.776 metros); instalação de seis macrômetros (M1-

M6); instalação de duas válvulas reguladoras de pressão (PRV 1-2); e conversão de estações pressurizadas (Booster) por meio de tubos metálicos para estações de bombeamento de água tratada, reservatórios (R16 e R11) e novos tubos de fornecimento de plástico (3.627 metros). Essas ações visaram integrar um novo setor (Instituto de Aeronáutica e Espaço: IAE, apresentado na Figura 2) ao sistema e melhorar os parâmetros de qualidade da água potável na zona alta (elevação > 610 metros). A rede de distribuição final em operação totaliza 38.677 metros e possui 17 reservatórios. Dez estavam na zona baixa (cotas < 610 m), R1 a R10. Quatro reservatórios estão na zona alta (> 610 m), R11 a R14, onde também há um reservatório “pulmão”, R15, que é responsável por manter o fornecimento durante os horários de pico. O reservatório R16 lida com o fornecimento do subsistema de reserva da zona alta. Finalmente, os reservatórios encontrados próximos à Estação de Tratamento de Água, R17 fornecem todos os subsistemas de reserva.

Controle de qualidade da água potável

Plano de monitoramento

Oitenta e nove estações de monitoramento (S1-S89) foram estabelecidas para analisar variações nos parâmetros de qualidade da água potável em toda a rede, formando uma amostra representativa dos pontos de coleta, incluindo universidade, escolas, hotéis, unidades militares, cafeterias, hospital, estabelecimentos comerciais e residências. A distribuição dessas estações, representada na Figura 3 **Erro! Autoreferência de indicador não válida.**, abrange 11 distritos de medição e controle (A1-A11). A cada duas semanas, pelo menos 12 amostras eram coletadas para análise — uma de cada área de controle (A1-A10), escolhida aleatoriamente, e duas logo após o tratamento (S89 em A11) ao longo de pouco mais de seis anos (19/01/2016 a 02/09/2022), totalizando 2.203 amostras de água tratada.

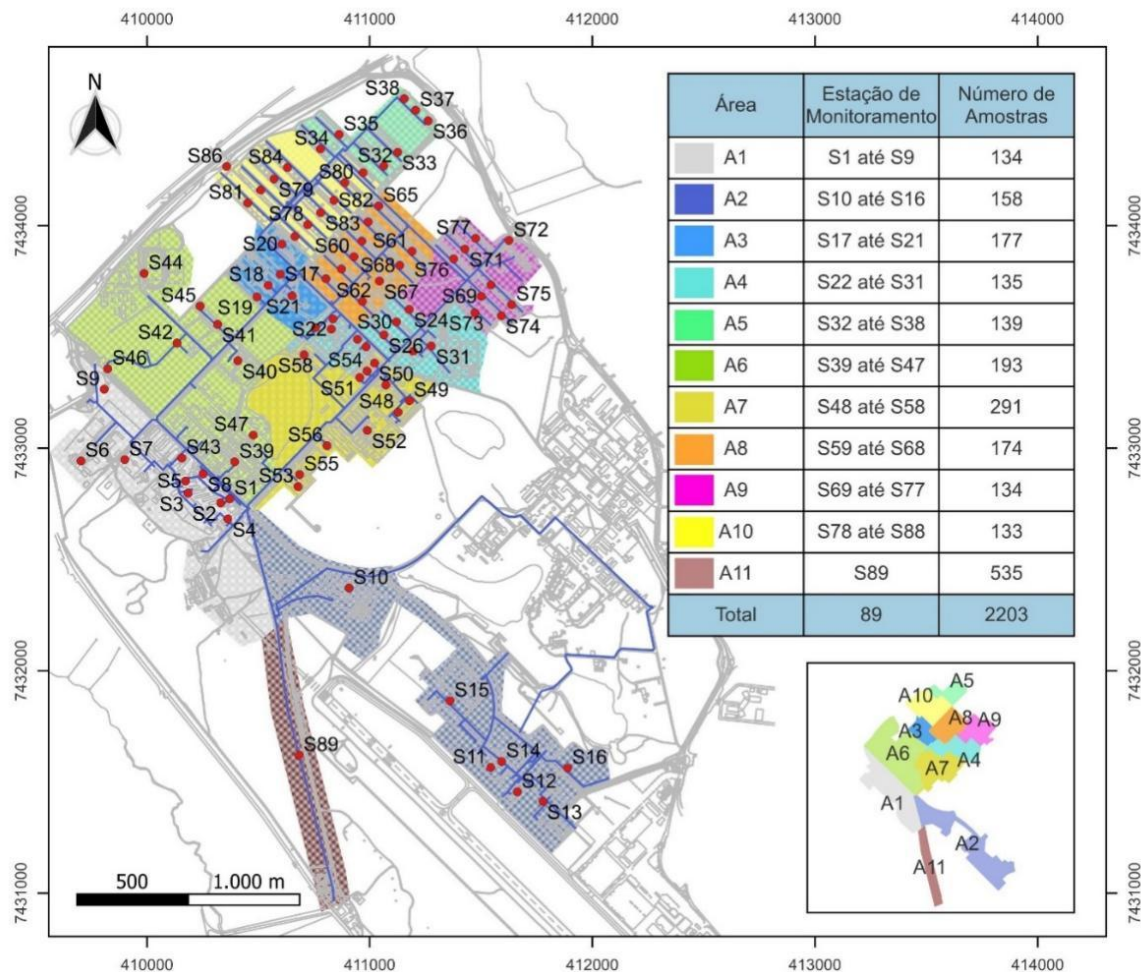
Coleta e análise da água

As amostras para análise dos parâmetros físico-químicos foram coletadas em recipientes de polietileno esterilizados de 500 mL, armazenadas em recipientes térmicos e analisadas no laboratório da ETA. As concentrações de cloro residual livre, cor aparente e teor total de ferro foram medidas usando colorímetros Pocket II HACH® para cloro e ferro e um Digimed® DM-Color. Um medidor de pH digital de bancada da HANNA® (modelo HI2221), calibrado com soluções tampão, foi usado para determinar o pH. A turbidez foi medida com um turbidímetro portátil HACH® (modelo 2100Q). Para os parâmetros microbiológicos, as amostras foram coletadas em recipientes de polipropileno esterilizados de 500 mL e analisados usando o método de membrana filtrante com meio Dual-cromogênico m-ColiBlue24 para quantificação de coliformes totais e *Escherichia coli*. A análise estatística incluiu o número de amostras e testes realizados para cada parâmetro em diferentes períodos e áreas.

Análise estatística

A análise de variância multivariada (MANOVA) foi utilizada para avaliar os parâmetros físico-químicos dos sistemas antes e depois das intervenções. A análise verificou a homogeneidade da covariância e a normalidade dos dados, com diferenças significativas encontradas em todos os parâmetros ($p < 0,05$), indicando a necessidade de testes estatísticos não paramétricos em razão da falta de homogeneidade da covariância e normalidade dos dados ($p < 0,001$), usando o *software Jamovi* versão 2.2 (Jarek, 2012; R Core Team, 2022). A análise descritiva foi usada para diferenciar os períodos “antes” (2016/2018) e “depois” (2019/2021), e os tamanhos de amostra, médias, medianas, modas e percentis 5 e 95 foram calculados para cloro, cor, ferro, pH e turbidez. Gráficos de barras e gráficos destacam medidas de tendência central, com o teste Mann–Whitney U comparando parâmetros físico-químicos e o teste Kruskal–Wallis avaliando parâmetros microbiológicos entre os períodos.

Figura 3 - Identificação de áreas de controle e localização de estações de monitoramento (2019-2021)



Fonte: Os autores, 2024.

Índice de Qualidade da Água - IQA (Water quality index - WQI)

O estudo utilizou o IQA do Conselho Canadense de Ministros do Meio Ambiente (CCMEWQI) com modificações (CCMEWQIMod) propostas por Haider *et al.* (2019) para incluir impactos de falhas microbiológicas no cálculo, adotando pesos de 0,6 e 0,4 com base em guias bem recebidos por países da América Latina (Resolución 2115, Colômbia, 2007); García-Ubaque *et al.* 2018; García-Ávila *et al.* 2022; Duarte-Jaramillo *et al.* 2022) para avaliar variações espaço-temporais da qualidade da água, conforme a Equação 1. A metodologia de cálculo do índice foi meticulosamente detalhada em trabalhos prévios (Nunes, 2023; Nunes; Arraut; Pimentel, 2023) a partir da análise da adequação de conjunto de parâmetros físico-químicos e microbiológicos realizados no período à regulamentação brasileira (Brasil, 2021). Em linhas gerais, o índice (CCMEWQIMod) é calculado a partir de cinco parâmetros físico-químicos ($6,0 < \text{pH} < 9,5$; $0,2 < \text{cloro livre residual (mg/L)} < 5,0$; turbidez (UNT) $< 5,0$; cor aparente (unidade Hazen) $< 15,0$ e ferro (mg/L) $< 0,3$) para a obtenção do IQA do Conselho Canadense de Ministros do Meio Ambiente (CCMEWQI) e dois parâmetros microbiológicos (coliformes totais e *Escherichia coli*: ambos demandam ausência em 100 mL de amostra) para a obtenção do IQA para parâmetros microbiológicos (WQIMB).

O CCMEWQIMod avalia a qualidade da água com base nos fatores de escopo, frequência e amplitude, com equações definindo a porcentagem de variáveis fora dos níveis desejáveis, sua frequência de ocorrência e o desvio médio dos valores de testes falhos em relação às diretrizes.

$$CCMEWQI_{Mod} = W_1 \times (CCMEWQI) + W_2 \times (WQI_{MB}) \quad (1)$$

Este índice é determinado através de pesos (W_1) e (W_2), IQA do Conselho Canadense de Ministros do Meio Ambiente (CCMEWQI) e IQA para parâmetros microbiológicos (WQI_{MB}).

Para os parâmetros físico-químicos, o CCMEWQI (Duarte-Jaramillo *et al.*, 2022; García-Ávila *et al.*, 2022; García-Ubaque *et al.*, 2018) foi obtido por meio da Equação 2.

$$CCMEWQI = 100 - \left(\frac{\sqrt{F_1^2 + F_2^2 + F_3^2}}{1.732} \right) \quad (2)$$

Este índice é determinado por três fatores: escopo (F_1), frequência (F_2) e amplitude (F_3). Para os parâmetros microbiológicos, o WQI_{MB} é considerado determinado pela Equação (3).

$$WQI_{MB} = \left[1 - \left(\frac{\text{total de testes microbiológicos que falharam}}{\text{total de testes microbiológicos}} \right) \right] \times 1 \quad (3)$$

O CCMEWQIMod foi calculado para a água tratada de cada área de controle designada (A1-A10) utilizando dados das amostras coletadas nas 89 estações de monitoramento (S1-S89) durante dois intervalos separados de três anos—2016/2018 e 2019/2021. Essa abordagem foi adotada para avaliar os efeitos de várias intervenções no SAA. O índice também foi aplicado para avaliar a qualidade da água tanto nas áreas de controle (A1-A10) quanto na área imediatamente após o tratamento (A11). Para garantir a precisão, os pontos de dados associados a eventos extremos foram excluídos com base nos critérios delineados por Kilgour, Francis e Mercier (2013).

As pontuações obtidas do CCMEWQIMod foram atribuídas a uma escala de 0 a 100, onde a pontuação de 0 indica a qualidade da água ruim e a pontuação de 100 significa a mais alta qualidade possível da água (CCME, 2017; Haider, 2019), conforme categorizado na Tabela 1.

Tabela 1 - Esquema de categorização do índice do CCME WQI_{mod}

Classificação	Valor CCMEWQIMod	Descrição
Excelente	95-100	A qualidade da água é protegida com virtual ausência de prejuízo; condições muito próximas aos níveis primitivos. Esses valores de índice só podem ser obtidos se todas as medições atenderem às diretrizes recomendadas praticamente o tempo todo.
Muito bom	89-94	A qualidade da água é protegida com leve presença de deficiência; as condições são próximas aos níveis primitivos.
Bom	80-88	A qualidade da água é protegida com apenas um grau menor de prejuízo, as condições raramente se afastam dos níveis desejáveis.
Razoável	65-79	A qualidade da água é geralmente protegida, mas ocasionalmente prejudicada; as condições às vezes se afastam dos níveis desejáveis.
Marginal	45-64	A qualidade da água é frequentemente prejudicada; as condições muitas vezes se afastam dos níveis desejáveis.
Ruim	0-44	A qualidade da água é quase sempre prejudicada; as condições geralmente se afastam dos níveis desejáveis.

Fonte: CCME, 2017.

Dois métodos foram empregados para analisar as variações no CCMEWQIMod ao longo de diferentes períodos. O impacto setorial das intervenções no SAA foi ilustrado usando gráficos de barras tanto para as áreas de controle (A1-A10) quanto para a área após tratamento (A11). Além disso, o método de distribuição espacial por ponderação inversa da distância (IDW) foi utilizado para determinar a variabilidade dos índices em cada área de controle, possibilitando a identificação de seções problemáticas por meio dos valores derivados de cada estação de monitoramento (S1-S89).

Sistema de Informação Geográfica (SIG)

Distribuição Espacial por Interpolação

Entre os métodos de distribuição espacial, as técnicas de interpolação determinísticas diferem das abordagens geoestatísticas por gerarem superfícies a partir de pontos medidos; esses métodos dependem do grau de semelhança (por exemplo, interpolação por ponderação inversa da distância (IDW)) ou suavização (por exemplo, funções de base radial) (Elubid *et al.*, 2019; Elumalai *et al.*, 2017; Fatima *et al.*, 2022). Este estudo identificou o método IDW como o mais adequado em razão da sua dependência do princípio da proximidade, onde pontos de amostra mais próximos exercem maior influência na estimativa de locais não amostrados. Os cálculos IDW foram conduzidos usando combinações ponderadas lineares, conforme delineado nas Equações 4 e 5 (Haldar *et al.*, 2020; Nistor *et al.*, 2020).

$$z = \frac{\sum_{i=1}^n x_i z_i}{\sum_{i=1}^n x_i} \quad (4)$$

$$x_i = \frac{1}{d_i^p} \quad (5)$$

No processo de interpolação IDW, 'z' é o valor interpolado; 'z_i' representa o valor observado do CCMEWQI_{Mod} no local 'i'; 'n' indica o número total de pontos de amostragem, totalizando 89; 'x_i' é o peso aplicado na análise IDW; 'd_i' mede a distância horizontal de cada ponto de amostragem até o ponto de estimação; e 'p' é o coeficiente de potência utilizado na interpolação.

Para conjuntos de dados com um coeficiente de variação menor que 25%, um limiar atendido pela variação do índice "CCMEWQI" em cada área, a precisão da interpolação IDW aumenta com um valor de 'p' mais alto, que varia de 2 a 4 (Gotway *et al.*, 1996). Portanto, um valor de 'p' de 3 foi escolhido para suavizar eficazmente as anomalias locais. A interpolação do CCMEWQI_{Mod} foi realizada usando a ferramenta 'IDW Interpolation' no QGIS.

Geoprocessamento

As ferramentas de geoprocessamento foram instrumentais na extração de dados de qualidade da água para cada seção de tubulação, seguindo a metodologia descrita na Equação 6. A análise abrangeu dois períodos distintos—2016/2018 e 2019/2021—para avaliar os efeitos das medidas implementadas e orientar o planejamento para futuras renovações de tubulações.

$$CCMEWQI_{Tubo_i} = \frac{CCMEWQI_{Mod.Node_{inicial}} + CCMEWQI_{Mod.Node_{final}}}{2} \quad (6)$$

A seção de tubulação denota segmentos caracterizados por material uniforme, diâmetro e orientação; 'CCMEWQI_{Mod}'. Os valores dos nós são derivados da camada raster gerada através do processo de interpolação IDW.

Após a conclusão do geoprocessamento, foram realizadas a preparação do mapa e a classificação, conforme detalhada na Tabela 1. Os resultados foram subsequentemente organizados em tabelas para auxiliar na análise, que incluíam as especificações das seções de tubulação por classe e seus respectivos comprimentos.

RESULTADOS

Este estudo avaliou a qualidade da água ao longo de dois intervalos de três anos, usando análises físico-químicas e microbiológicas de amostras do SAA do Departamento de Ciência e Tecnologia Aeroespacial (DCTA). A combinação de metodologias estatísticas e espaciais — incluindo o IQA, análise de correlação, interpolação por ponderação inversa da distância (IDW) e geoprocessamento — esta pesquisa teve como objetivo fornecer uma avaliação abrangente das condições da água.

Análise dos parâmetros de qualidade da água

Parâmetros físico-químicos

Os resultados laboratoriais médios para parâmetros físico-químicos da água tratada, apresentados dentro de intervalos de confiança de 95% (ICs), são ilustrados por gráficos para as dez áreas de controle (A1-A10) e a área de saída de tratamento (A11) através da Figura 4 (a - j). Os valores mínimos de pH observados na

área A10, caracterizada por tubos plásticos, aumentaram de 6,55 para 6,77 (Figura 4a). Em contrapartida, os valores máximos de pH registrados na área A2 estavam situados na zona alta com extensa substituição da rede (de FOFO para PEAD e PVC, embora seções substanciais permanecessem metálicas (FOFO/AG)) e subiram de 6,82 para 7,10 (Figura 4a). A faixa de pH (Figura 4b: 6,65-6,90) sugere condições corrosivas da água distribuída, conforme indicado pela baixa alcalinidade (20-41 mg/L CaCO_3) e dureza (0,5-14,0 mg/L) observadas para essa água no período (Cruz, 2019; Silva, 2021). O aumento do pH correlaciona-se com o consumo/perda de cloro e/ou remoção de carbonato de cálcio das paredes internas dos tubos metálicos em condições corrosivas, enquanto a diminuição do pH pode estar ligada à sedimentação de íons férricos.

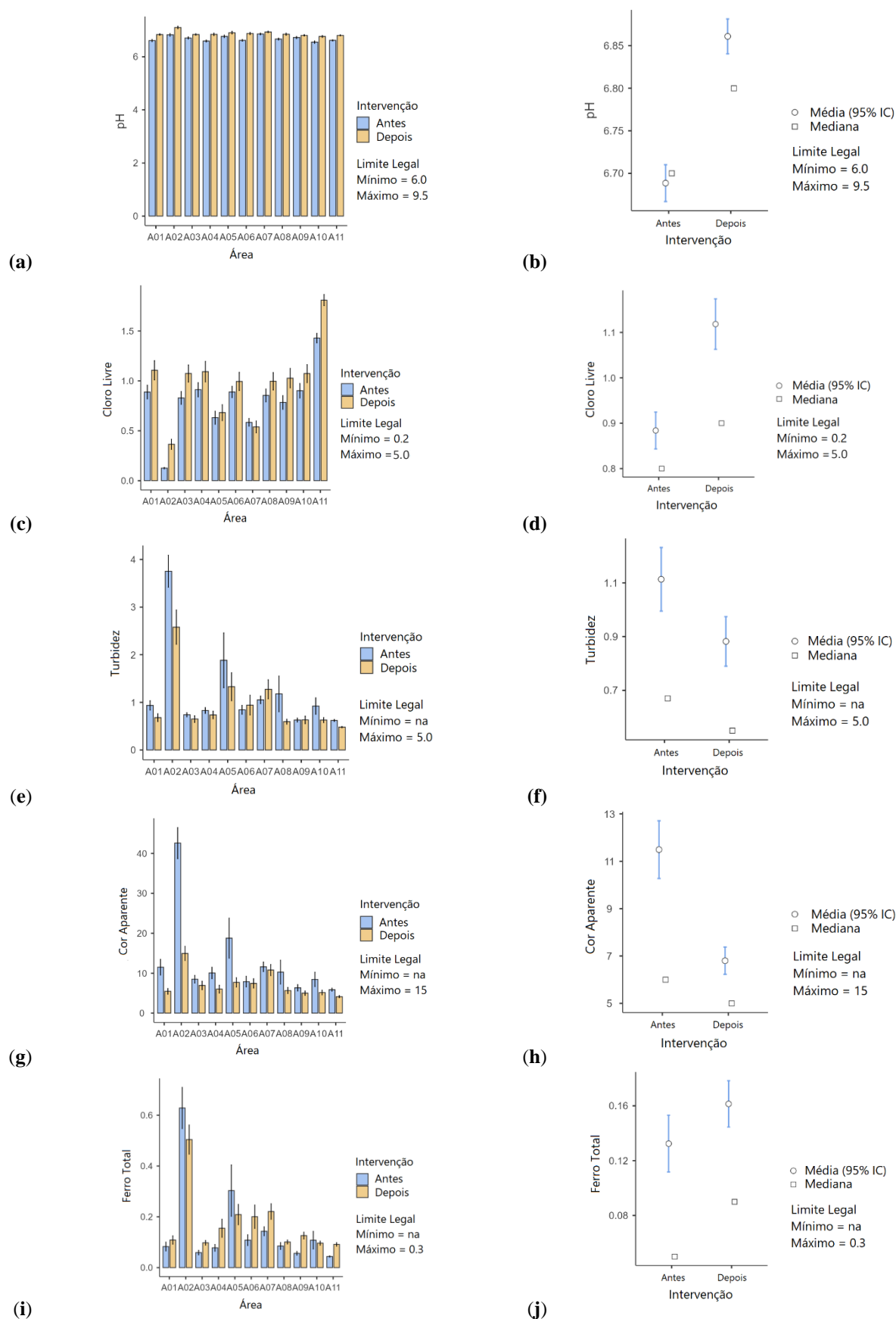
Inicialmente, apenas as áreas A4 e A10 relataram níveis de pH mais baixos do que aqueles na zona A11; no período subsequente, as áreas A2, A5 e A7 apresentaram níveis de pH mais altos do que a área A11, com essas áreas de zona final com tubos metálicos registrando os valores mais altos de pH. No entanto, o pH médio em todas as áreas atendeu aos padrões exigidos ($6,0 \leq \text{pH} \leq 9,5$), alinhando-se com a neutralidade inicial ($\text{pH} = 7,0$) da água bruta na estação de tratamento de água (ETA), indicando que as intervenções normalizaram o pH da água potável mais próximo de seu estado original.

A concentração de cloro residual variou de 0,13 a 1,81 mg/L (Figura 4c e Figura 4d), com o limite inferior aumentando de 0,13 mg/L (abaixo do padrão brasileiro de 0,20 mg/L) para 0,36 mg/L na área A2, predominantemente na zona alta. Inicialmente, A2 recebia água via um booster (tubo FOFO) e posteriormente através de R16 (tubo PEAD) e R11, com o valor máximo registrado aumentando de 1,45 para 1,81 mg/L próximo à ETA (A11). Esse aumento na área A2 é atribuído ao aumento da dosagem de cloro e estabilidade após a substituição de tubos metálicos por tubos de plástico (Figura 3). As áreas A2, A5 e A7 apresentaram os menores níveis de cloro livre, destacando a influência de tubos metálicos nesses setores (Figura 3). Apesar do aumento geral nos níveis de cloro residual — exceto na área A7, que exibiu ligeira diminuição (de 0,58 para 0,54 mg/L) — todos os valores permaneceram abaixo do limite máximo estabelecido pela OMS e legislação brasileira (5 mg/L).

Os níveis de turbidez diminuíram modestamente de 1,10 para 0,90 UNT, provavelmente pela diminuição das taxas de corrosão associadas ao aumento do pH (Figura 4b) e pela redução da idade da água em todas as áreas (exceto A2, conforme observado por Nunes, Arraut e Pimentel (2023)). A substituição de tubos metálicos iniciais na área A2 potencialmente levou à redução nos íons férricos, diminuindo ainda mais a turbidez (Figura 4e), com valores que variaram de um máximo em A2 (3,75 para 2,58 UNT) para um mínimo em A11 (0,62 para 0,48 UNT), a seção inicial de distribuição de água. As áreas A2 e A5 exibiram os níveis mais altos de turbidez, atribuídos ao seu status como zonas sem saída com tubulação metálica. Inversamente, apenas as áreas A6 e A7 experimentaram aumento na turbidez, provavelmente pela proximidade com a ETA e pela presença de tubos metálicos locais de extremidade (Figura 3), impactando a eficiência da remoção de turbidez a montante na área A11. No entanto, a turbidez média em todas as áreas permaneceu abaixo do limite máximo regulamentado (5 UNT), significando melhoria na qualidade da água, particularmente em termos de eficiência de desinfecção e redução do risco de formação de trihalometanos.

A análise da cor aparente e dos íons ferrosos, que são comumente correlacionados, é apresentada na Figura 4g e na Figura 4i. As áreas A2 e A5 não atenderam aos padrões de potabilidade para esses parâmetros durante o período inicial do estudo. Notavelmente, a área A11 consistentemente demonstrou os menores níveis de cor aparente e ferro total em ambos os períodos observados, sugerindo a persistência de processos corrosivos, como indicado pelo aumento progressivo desses parâmetros da estação de tratamento de água (A11) até as áreas de ponto final (A2 e A5). O segundo período mostrou uma taxa de aumento diminuída, implicando que a melhoria observada do pH (Figura 4a) pode ter mitigado a corrosão dos tubos em certa medida. No entanto, os níveis de ferro e cor nas áreas A2, A5 e A7 permaneceram elevados, sublinhando a necessidade de intervenções adicionais. O aumento na dosagem de cloro parece aumentar a reação oxidativa dos íons de ferro II, contribuindo para a redução da cor em todo o sistema.

Figura 4 - Parâmetros físico-químicos da rede de distribuição de água (2016/2018 e 2019/2021)



Fonte: Os autores, 2024.

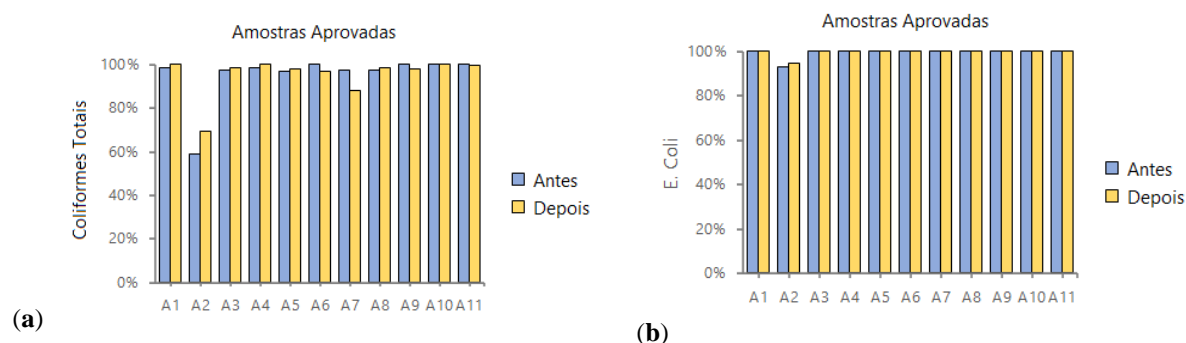
O ferro total foi o único parâmetro entre todas as métricas físico-químicas analisadas que exibiu a deterioração nas medidas de tendência central (média e mediana dentro do intervalo de confiança de 95%) em comparação com o período anterior, com valores médios escalando de 0,13 para 0,16 mg/L (Figura 4j). Esta tendência corrobora a corrosão em andamento, provavelmente impulsionada pela dissolução da camada residual de carbonato de cálcio dentro dos tubos metálicos, particularmente notada na seção inicial (A11). O aumento na concentração de ferro, excedendo 100% na área A11, foi espelhado em todas as regiões.

Inversamente, a diminuição, tanto na cor aparente (Figura 4g) quanto no ferro total (Figura 4i), foi registrada nas zonas de ponto final A2, A5 e A10. Essa redução poderia ser atribuída à sedimentação de íons férricos, influenciada pelos ajustes de pH (Figura 4a) e pelas velocidades de fluxo reduzidas nesses segmentos, conforme detalhado por Ardila, Rodriguez e Pelletier (2023) e Nunes, Arraut, e Pimentel (2023).

Parâmetros microbiológicos

Para os parâmetros microbiológicos, os padrões estabelecidos pela Organização Mundial da Saúde (OMS) e pela legislação brasileira exigem a ausência de coliformes totais e *Escherichia coli* (UFC/100 ml) nas amostras de água. Os resultados desta pesquisa, como ilustrados na Figura 5, indicam que os níveis desses indicadores microbiológicos foram consistentemente mantidos ao longo dos dois períodos em análise. Essa consistência está alinhada com a baixa significância estatística observada no teste de Kruskal–Wallis.

Figura 5 - Resultados e parâmetros microbiológicos da rede de distribuição de água (2016/2018 e 2019/2021): (a) Percentual de amostras aprovadas para coliformes totais; (b) Porcentagem de amostras aprovadas para *E. coli*



Fonte: Os autores, 2024.

Para coliformes totais, conforme indicado na Figura 5a, observou-se consistência nas taxas de aprovação de amostras acima de 97% em todas as áreas, exceto A2 e A7, durante todo o período de estudo. Apesar de uma melhoria de 10% na área A2 (de 59% para 69%), a qualidade da água neste setor permanece abaixo dos padrões para consumo humano seguro. Inversamente, a área A7 experimentou a queda de 9% nas taxas de aprovação de amostras. Essas áreas foram caracterizadas por níveis mais baixos de cloro livre (Figura 5b) e níveis elevados de cor e ferro total (Figura 4g Figura 4i), fatores que potencialmente influenciam a presença microbiana. A diminuição marginal nas taxas de aprovação de A6, A7 e A9 poderia ser atribuída à eficácia diminuída do cloro, como evidenciado pelo aumento dos níveis de pH, sem reduções correspondentes na turbidez (Figura 6).

Com relação a *E. coli* (Figura 5b), com exceção de A2, todas as áreas cumpriram as diretrizes brasileiras e da OMS. O primeiro período destacou condições particularmente precárias em A2, potencialmente ligadas a vazamentos no sistema e interrupções no fornecimento. Apesar de ligeiras melhorias, com taxas de aprovação que variam de 93% a 95%, essa área necessita de intervenções adicionais para mitigar riscos à saúde associados ao consumo de água.

Análise de correlação dos parâmetros de qualidade da água

A análise de correlação dos parâmetros de qualidade da água foi realizada usando o coeficiente de correlação de postos de Spearman (rs). A matriz de correlação foi utilizada para avaliar o coeficiente "rs"

entre parâmetros físico-químicos e microbiológicos em dois cenários distintos: antes (Tabela 2) e depois (Tabela 3) das intervenções na rede de distribuição de água (WDN). Os coeficientes de correlação para cada par de amostras foram calculados para todos os parâmetros testados (concentração de cloro residual, cor aparente, conteúdo total de ferro, pH, turbidez, concentração de coliformes e *E. coli*) e são apresentados na Tabela 2 para o primeiro período. O valor de pH indica se a correlação é estatisticamente significativa ($p < 0.05$) ou não ($p > 0.05$). No primeiro período, praticamente todos os parâmetros mostraram significância estatística, exceto para pH x cloro, pH x Co e pH x *E. coli*.

A análise revelou a mais alta correlação positiva entre cor aparente e turbidez (Co x Tu: $r_s = 0,722$, indicando forte correlação). Além disso, correlações notáveis foram observadas entre turbidez e ferro (Fe x Tu: $r_s = 0,602$) bem como entre cor e ferro (Fe x Co: $r_s = 0,542$), destacando o impacto da corrosão em tubos metálicos. Entre os parâmetros microbiológicos, a correlação mais forte foi observada entre coliformes e *E. coli* ($r_s = 0,327$).

Embora as concentrações de cloro residual livre (CRL) tenham exibido correlações negativas fracas a muito fracas, essa tendência persistiu em todos os parâmetros (CRL x C: $r_s = -0,384$; CRL x Fe: $r_s = -0,373$; CRL x T: $r_s = -0,311$; CRL x coliformes: $r_s = -0,267$; e CRL x *E. coli*: $r_s = -0,097$).

Tabela 2 - Município de São José dos Campos (SP): matriz de correlação dos parâmetros de qualidade da água potável (2016-2018)

	Cloro (CRL)		Cor (Co)		Ferro (Fe)		pH		Turbidez (Tu)		coliformes	
Cloro (CRL)	—											
Cor	-0.384	***	—									
Ferro (Fe)	-0.373	***	0.542	***	—							
pH	-0.037		0.034		0.079	*	—					
Turbidez (Tu)	-0.311	***	0.722	***	0.602	***	-0.093	*	—			
Coliformes	-0.267	***	0.198	***	0.210	***	0.092	*	0.220	***	—	
<i>E. coli</i>	-0.097	*	0.105	**	0.107	**	0.062		0.111	**	0.327	***

Nota: * $p < .05$, ** $p < .01$, *** $p < .001$

Fonte: Os autores, 2024.

Tabela 3 - Município de São José dos Campos (SP): matriz de correlação dos parâmetros de qualidade da água potável (2019-2021)

	Cloro (CRL)		Cor (Co)		Ferro (Fe)		pH		Turbidez (Tu)		Coliformes	
Cloro (CRL)	—											
Cor	-0.407	***	—									
Ferro (Fe)	-0.314	***	0.379	***	—							
pH	-0.089	*	-0.150	***	0.098	*	—					
Turbidez (Tu)	-0.379	***	0.622	***	0.553	***	-0.089	*	—			
Coliformes	-0.222	***	0.111	**	0.171	***	0.156	***	0.124	**	—	
<i>E. coli</i>	-0.092	*	0.010		0.069		-0.017		0.047		0.295	***

Nota: * $p < .05$, ** $p < .01$, *** $p < .001$

Fonte: Os autores, 2024.

Após as intervenções no SAA, mudanças notáveis foram observadas nas correlações entre os parâmetros de qualidade da água. Diferente do período inicial, em que o pH estava presente em todas as inter-relações, o parâmetro microbiológico *E. coli* não apresentou significância estatística ($p > 0,05$) nas correlações com outros parâmetros, incluindo *E. coli* x Co, *E. coli* x Fe, *E. coli* x pH e *E. coli* x T. Inversamente, os outros parâmetros exibiram correlações estatisticamente significativas entre si ($p < 0,05$).

O cloro residual livre exibiu correlações negativas consistentes com todos os parâmetros, com a correlação mais significativa observada entre cloro residual e cor ($r_s = -0,407$), seguida por correlações moderadas entre turbidez e ferro total ($r_s = -0,379$; $r_s = -0,314$) e correlações fracas (CRL x Col, $r_s = -0,222$) ou muito fracas (CRL x *E.coli*, $r_s = -0,092$) com indicadores microbiológicos. Além disso, o pH mostrou correlação negativa muito fraca com Co ($r_s = -0,150$), Tu ($r_s = -0,089$) e *E. coli* ($r_s = -0,017$), enquanto os outros parâmetros exibiram correlações positivas.

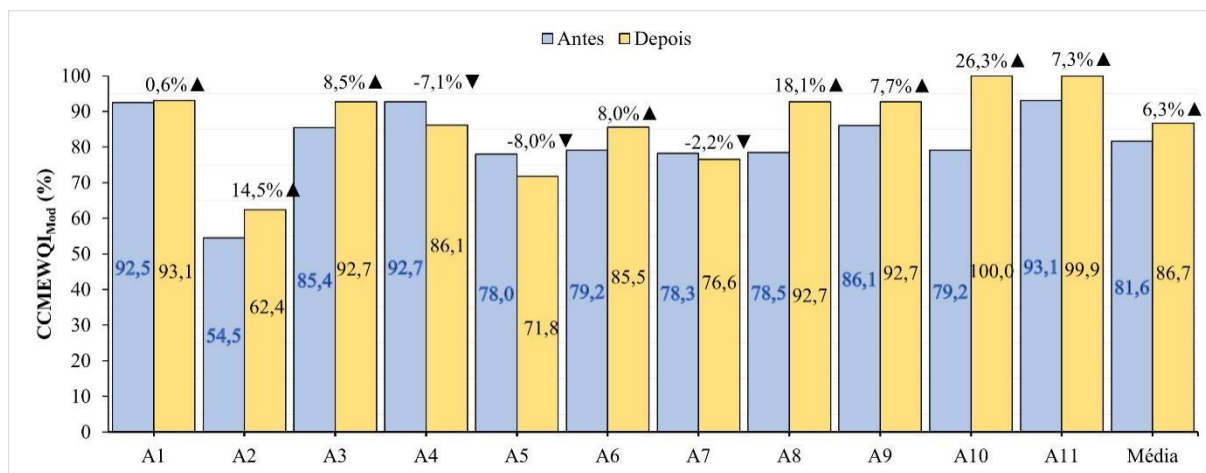
Embora a mais alta correlação positiva entre cor e turbidez tenha persistido ($r_s = 0,622$), as correlações anteriormente observadas com ferro diminuíram (Co x Fe, de $r_s = 0,542$ para $r_s = 0,379$; e Fe x Tu, de $r_s = 0,602$ para $r_s = 0,553$), refletindo mudanças nos materiais dos tubos e nos níveis aumentados de cloro pós-intervenção.

Quanto aos parâmetros microbiológicos, cor, ferro total e turbidez exibiram reduções na correlação com bactérias coliformes (Co x Col, de $r_s = 0,198$ para $r_s = 0,111$; Fe x Col, de $r_s = 0,210$ para $r_s = 0,171$; Tu x Col, de $r_s = 0,220$ para $r_s = 0,124$), passando de correlações fracas para muito fracas. Notavelmente, o pH continuou a exibir uma correlação positiva muito fraca com coliformes ($r_s = 0,156$), refletindo a oxidação diminuída do cloro. A correlação mais forte entre os parâmetros microbiológicos permaneceu entre as bactérias coliformes e *E. coli*, embora com leve redução ($r_s = 0,327$ para $r_s = 0,295$).

Índice de qualidade da água (CCMEWQI_{Mod})

A Figura 6 mostra os resultados da avaliação do impacto setorizado das intervenções realizadas no SAA durante cada período de três anos (2016/2018 e 2019/2021).

Figura 6 - Evolução do índice de qualidade da água antes (2016/2018) e depois (2019/2021) das intervenções



Fonte: Os autores, 2024.

Os valores do CCMEWQI_{Mod} (Figura 6) indicam melhoria em oito das 11 áreas avaliadas. O menor ganho foi em A1 (+0,6%), enquanto os maiores ganhos ocorreram em A2 (+14,5%), A8 (+18,1%) e A10 (+26,3%), mas os ganhos também foram significativos em A3 (+8,5%), A6 (+8,0%), A9 (+8,0%) e A11 (+7,3%). A qualidade geral da água (ou seja, média de 03 anos, incluindo todas as áreas) melhorou o índice em 6,3% (de 81,6 para 86,7%). Esses resultados sugerem menos eventos de falha na qualidade da água após as intervenções realizadas no SAA.

As áreas A10 e A11 continham água de excelente qualidade após a correção de vazamentos na rede de distribuição (20 pontos) e ajuste durante o processo de tratamento. Em A1, A3, A8 e A9, a qualidade da água foi classificada como "muito boa", enquanto A6 foi classificada como "boa". Nestes setores, houve correção de vazamentos (22 pontos) e desativação e substituição de redes antigas e problemáticas. Apesar da melhoria na qualidade da água em A2, sua classificação, "marginal", mostra que alguns dos parâmetros de qualidade da água frequentemente excediam os padrões desejados para consumo, exigindo novas ações de melhoria na área.

Um fator contribuinte indireto para a melhoria da qualidade da água nesses setores é a instalação de válvulas redutoras de pressão (VRP), especialmente em áreas de baixa elevação, que diminuem consideravelmente a incidência de rupturas ou fissuras na rede de distribuição que representam riscos potenciais de contaminação. A jusante da infiltração no tubo, espera-se encontrar água com alta turbidez, gosto e odor desagradáveis e bactérias, provavelmente introduzidas por sucção, especialmente quando ocorrem estouros no fornecimento de água.

Nas áreas A4 (-7,1%), A5 (-8,0%) e A7 (-2,2%), houve reduções nos CCMEWQI_{Mod}. De fato, aumento considerável do ferro total foi observado em A4 (Figura 4i). Nas áreas A4 e A5, essas diminuições nesses índices ocorreram pela diminuição da qualidade da água e dos parâmetros físico-químicos, especialmente porque o escopo da falha aumentou de 20 (cor) para 40 (cor e ferro) em A4 e de 60 (turbidez, cor e ferro) para 80 (turbidez, cor, ferro e cloro livre) em A5. Por outro lado, apesar da ligeira melhoria nos parâmetros físico-químicos em A7, houve aumento nas falhas dos parâmetros microbiológicos, prejudicando o índice final (CCMEWQI_{Mod}). De fato, a diminuição do cloro livre (Figura 4c) associada ao aumento do pH (Figura 4a) observado na área A7 reduziu a ação oxidativa. Além disso, o aumento da turbidez (Figura 4e) pela presença de mais íons férricos (Figura 4i) parece dificultar a desinfecção. Como toda a água passa por um tubo metálico em A11, o processo de corrosão nesta área (Figura 4i) provavelmente contribuiu para a ligeira deterioração na qualidade da água observada na zona A7 (Figura 6).

Finalmente, a qualidade geral da água (ou seja, média de 03 anos, incluindo todas as áreas) melhorou o índice em 6,3% (de 81,6 para 86,7); isto é, a água potável foi classificada como de boa qualidade na rede de distribuição. No entanto, considerando o índice CCMEWQI_{Mod} em A5 e A7 (qualidade justa) e A2 (qualidade marginal), é necessário entender melhor os possíveis problemas locais nessas áreas. Embora o IQA adotado tenha permitido uma visão geral da qualidade da água nas áreas, não foi possível fornecer melhor compreensão dessas e outras anomalias dentro das zonas.

Sistema de Informação Geográfica (SIG)

Interpolação IDW

A representação espacial, usando a interpolação IDW dos resultados do CCMEWQI_{Mod} para cada estação de monitoramento (S1-S89), facilitou a avaliação das variações no índice dentro de cada área (A1-A11) e identificou tubulações com problemas locais, conforme ilustrado na Figura 7.

Pela distribuição espacial do CCMEWQI_{Mod} (Figura 7a e Figura 7b), observou-se redução nas áreas heterogêneas após as intervenções. Por exemplo, o número de regiões com classificação "justa" diminuiu de 17 (Figura 7a) para 11 (Figura 7b) zonas, indicando redução nas áreas críticas. Consequentemente, há tendência geral de concentração de anomalias em áreas menores. Muitas dessas anomalias, inicialmente presentes em áreas residenciais (A3, A4, A5, A8, A9 e A10), quase desapareceram no segundo período. Houve melhoria notável nos índices de qualidade da água nas áreas A3, A8, A9, A10 e algumas regiões dentro das áreas A4, A5 e A7. Apesar das observações de diminuição da qualidade da água nas áreas A4, A5 e A7 (Figura 6), os mapas (Figura 7) revelam que as regiões críticas nessas áreas estavam concentradas, especialmente nas áreas A5 e A7, o que pode orientar novas investigações. Além disso, esses mapas são úteis para identificar regiões críticas, mesmo em áreas com índices de qualidade da água satisfatórios em ambos os períodos, especialmente em A6. Geralmente, os valores mais baixos do índice estão concentrados em áreas servidas por tubos metálicos (FOFO/AG), que são exacerbados em seções de tubos metálicos sem saída (Figura 7b e Figura 7d). As discontinuidades na qualidade da água, especialmente nas áreas A4, A8, A9 e A10, durante o primeiro período (Figura 7a), estavam próximas a vazamentos (Figura 1) e foram removidas após intervenções, o que poderia ter auxiliado na orientação de visitas de campo. Embora esses mapas tenham ajudado na identificação de áreas críticas e edificações, seria útil geoprocessar o IQA através das tubulações. A Figura 7c e a Figura 7d ilustram o mapa da rede de distribuição categorizado usando o índice CCMEWQI_{Tubo} para cada período de três anos (2016/2018 e 2019/2021).

De uma perspectiva qualitativa, em ambos os cenários (Figura 7c e Figura 7d), o CCMEWQI_{Tubo} enfatiza a necessidade de priorizar a renovação das redes em zonas altas (A2) e trechos de ponta da rede, com valores de índice entre "razoável e ruim". Embora a substituição das redes, realizada entre 2019 e 2021, não tenha considerado esses resultados na época, as intervenções foram eficazes em melhorar a qualidade da água em muitos trechos. Como os resultados refletem a qualidade da água, eles naturalmente apoiam a influência de outros critérios que devem ser adicionados à tomada de decisão sobre a priorização da renovação da rede de distribuição (hidráulica, mecânica, financeira, ambiental, física e operacional).

Após as intervenções, conforme mostrado na Figura 7a e na Figura 7b, em que áreas críticas foram concentradas, a Figura 7c e a Figura 7d destacam que as anomalias foram limitadas às seções de tubos metálicos sem saída em zonas mais baixas (elevação < 610 m). Na área A5, por exemplo, a água de pior qualidade (justa) está isolada na seção final (Figura 7d). Portanto, alguns tubos nas áreas A5, A6 e A7 apresentaram qualidade de água inadequada (justa), necessitando de interdição e intervenção em seções específicas. A maior parte delas eram tubos metálicos finais. Por outro lado, a qualidade da água era inadequada em toda a zona A2 (elevação > 610 m), o que requer intervenção imediata em toda a área.

A Tabela 4 mostra os resultados extraídos dos mapas na Figura 7c e na Figura 7d, referindo-se ao comprimento da tubulação categorizado pelo índice CCMEWQI_{Tubo} para os períodos 2016-2018 e 2019-2021, respectivamente.

Os resultados do primeiro período (2016-2018) são mostrados na Tabela 4. Os resultados foram divididos em dois grupos, a saber, tubos metálicos (AG e FOFO) e tubos de plástico (DEFOFO e PVC), que representavam 24% (9.154 m) e 76% (28.675 m), respectivamente. Apesar de sua menor representação, 39% (3.544 m) dos tubos metálicos foram classificados entre "razoável e ruim", enquanto para os tubos de plástico, esse valor foi de 24% (7.010 m). Esses dados sugerem que os processos de corrosão nos tubos metálicos podem ter influenciado negativamente a qualidade da água na rede.

Além disso, a Tabela 4 ilustra redução na representação de tubos metálicos no segundo período (2019/2021), durante o qual a representação diminuiu de 24% para 18% (7.092 m). Adicionalmente, houve melhoria de 8% nas seções metálicas classificadas como "ruim", "marginal" ou "razoável", diminuindo de 39% para 31% (2.206 m).

O mapa da rede de distribuição, categorizado pelo índice CCMEWQI_{Tubo}, combinado com o conhecimento do diâmetro e material do tubo, facilita decisões mais rápidas em relação à manutenção, aos reparos e ao planejamento de recursos financeiros associados à aquisição de materiais necessários.

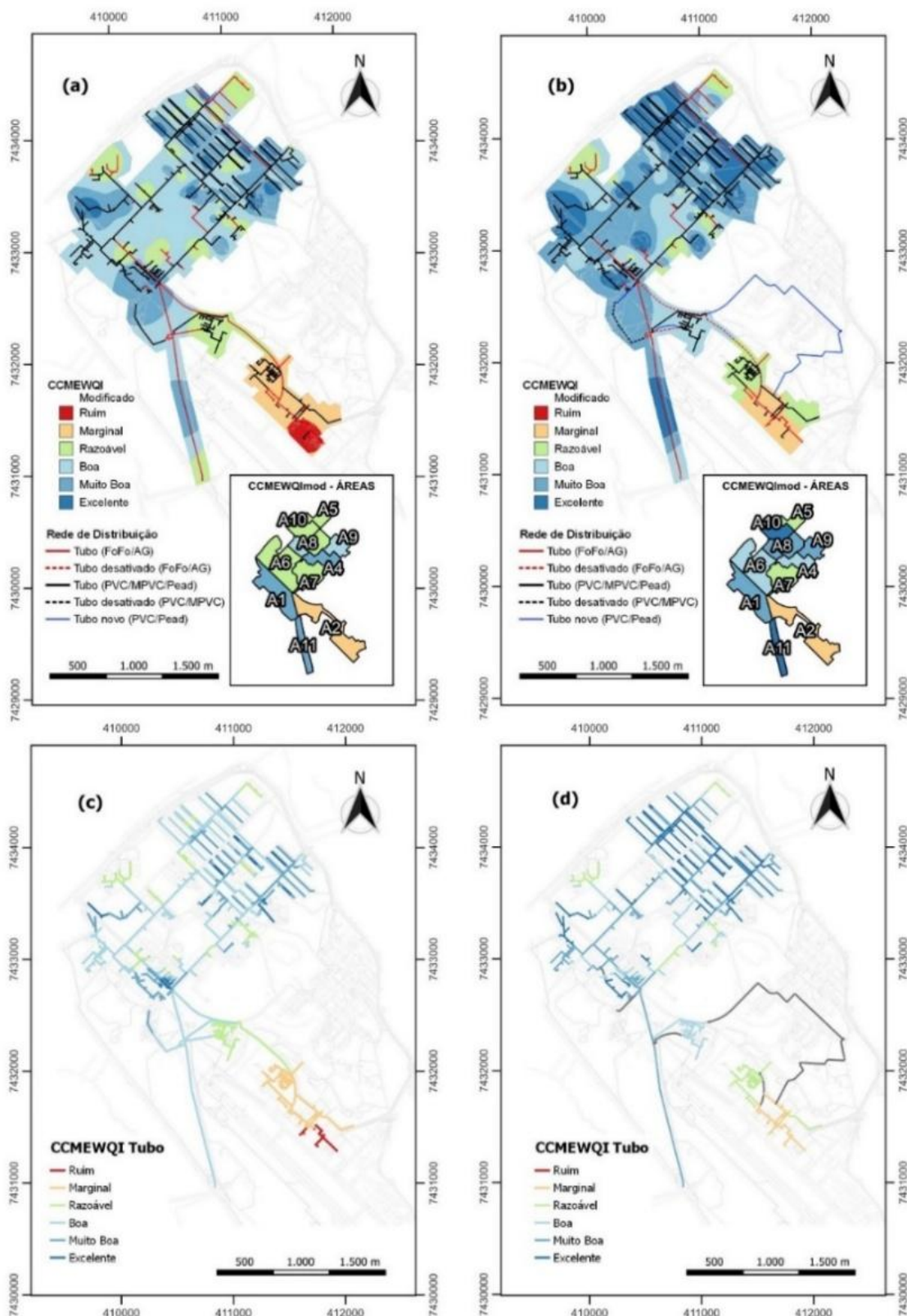
Finalmente, a Tabela 4 fornece dados que permitem a comparação da qualidade da água observada em cada seção de tubo (índice CCMEWQI_{Tubo}) em ambos os cenários. A análise dos resultados demonstrou a eficácia das ações implementadas no sistema entre 2019 e 2021. A porcentagem da rede com qualidade entre "boa e excelente" aumentou de 72% para 81%. Além disso, nenhuma seção da rede foi classificada como "ruim", e a classificação "marginal" diminuiu de 10% para 5%, enquanto "razoável" diminuiu de 16% para 14%.

DISCUSSÃO

Este estudo focou na avaliação da qualidade da água potável em um pequeno SAA no Brasil, atendendo aproximadamente 20.000 indivíduos. Dados sobre infraestrutura, operação e manutenção foram coletados para caracterizar o sistema, e 2.203 amostras foram analisadas ao longo de um período de seis anos, de 2016 a 2021.

Dois períodos distintos de três anos, de 2016 a 2018 e de 2019 a 2021, foram delineados para avaliar o impacto das iniciativas de melhoria. Análises físico-químicas e microbiológicas também foram realizadas para determinar mudanças em todas as áreas, empregando testes estatísticos para obter correlações e calcular o CCMEWQIMod para cada área. Notavelmente, a representação espacial desses resultados via CCMEWQIMod facilitou a estimativa da qualidade da água em seções individuais de tubulação após o geoprocessamento. O software QGIS serviu como uma plataforma integrada para diversos tipos de dados, auxiliando na interpretação espacial e mapeamento, enquanto análises estatísticas dos parâmetros físico-químicos e microbiológicos foram conduzidas usando o software Jamovi. Os resultados reproduzem as classificações obtidas por vários autores que utilizaram índice de qualidade de área de forma global e no contexto de SIG para classificar a qualidade da água, contudo, há escassez de estudos aplicados a redes de distribuição de água, uma vez que os estudos se concentram na qualidade da água no subsolo (Ram *et al.*, 2021; Taloor *et al.*, 2020; Udesani *et al.*, 2020), em lagos (Roşca *et al.*, 2020; En-nkhili *et al.*, 2020) e rios (Nair; Joseph; Padmakumari Gopinathan, 2020; Betis *et al.*, 2020). Em recente estudo aplicado para o mesmo SAA, Nunes, Arraut e Pimentel (2023) desenvolveram um modelo de avaliação de risco para a renovação de redes de distribuição de água que englobou o uso de modelagem hidráulica, de índice de qualidade de água (via SIG) e de custos associados.

Figura 7 - Comparação do IQA na rede de distribuição: (a) CCMEWQI_{Mod} 2016-2018; (b) CCMEWQI_{Mod} 2019-2021; (c) CCMEWQI_{Tubo} 2016-2018; (d) CCMEWQI_{Tubo} 2019-2021 (2016-2021)



Fonte: Os autores, 2024.

Tabela 4 – Comprimento de tubulação categorizado pelo CCMEWQI_{Tubo} em ambos os períodos (2016-2018/2019-2021).

Tubo	Classificação CCMEWQI - Comprimento [m]						Total
	Ruim	Marginal	Razoável	Bom	Muito bom	Excelente	
AG 50 mm	22/0	326/77	353/738	58/51	0/7	0/0	759/873
AG 60 mm	0/0	135/0	0/0	0/0	0/0	0/0	135/0
AG100 mm	0/0	81/81	0/0	0/0	0/0	0/0	81/81
DEFOFO 100 mm	0/0	0/0	667/281	1.605/454	424/1.688	124/280	2.820/2.703
DEFOFO 125 mm	0/0	0/0	0/5	0/125	0/34	0/0	0/164
DEFOFO 150 mm	0/0	0/0	0/0	408/239	0/169	0/0	408/408
DEFOFO 200 mm	0/0	0/0	337/337	1.369/392	202/1.179	0/0	1.908/1.908
FOFO 50 mm	0/0	0/0	0/0	0/0	125/94	0/31	125/125
FOFO 60 mm	0/0	0/0	62/62	0/0	0/0	0/0	62/62
FOFO 85 mm	0/0	0/0	0/0	209/0	408/617	0/0	617/617
FOFO 100 mm	489/0	629/812	1.234/436	1.241/577	16/59	0/109	3.609/1.993
FOFO 200 mm	0/0	0/0	213/0	1.394/98	208/621	134/811	1.949/1.530
FOFO 300 mm	0/0	0/0	0/0	1.794/0	23/1.811	0/0	1.817/1.811
PVC 25 mm	0/0	47/0	229/47	0/263	118/55	12/41	406/406
PVC 32 mm	111/0	164/276	141/0	0/76	33/124	208/181	657/657
PVC 40 mm	0/0	234/0	12/234	0/0	0/0	0/12	246/246
PVC 50 mm	14/0	495/213	394/363	2.372/679	1.808/2.030	680/2.335	5.763/5.620
PVC 60 mm	0/0	0/0	394/21	801/643	635/494	51/335	1.881/1.493
PVC 75 mm	0/0	0/115	0/563	0/58	0/68	0/0	0/804
PVC 85 mm	0/0	741/0	590/419	262/546	266/119	0/402	1.859/1.486
PVC 100 mm	0/0	423/393	849/212	4.046/945	3.276/2.614	326/4.769	8.920/8.933
PVC 110 mm	0/0	676/0	262/676	0/262	0/0	0/0	938/938
PVC 160 mm	0/0	0/0	0/0	161/0	101/0	0/262	262/262
PVC 200 mm	0/0	0/0	230/0	1.632/271	745/1.499	0/831	2.607/2.601
PEAD 90 mm	0/0	0/0	0/1,100	0/254	0/0	0/0	0/1.354
PEAD 125 mm	0/0	0/0	0/0	0/1.604	0/0	0/0	0/1.604
Total	636/0	3.951/1.967	5.967/5.494	17.352/7.537	8.388/13.282	1.535/10.399	37.829/38.679

Fonte: Os autores, 2024.

O presente artigo, contudo, ao estimar a qualidade da água ao longo dos trechos e áreas através de SIG aberto possibilita que qualquer gestor de SAA aplique as análises físico-químicas e microbiológicas geradas nos relatórios de água legalmente obrigatórios para indicar as regiões onde a distribuição está crítica. A partir dessa identificação, o gestor pode implementar e monitorar medidas que resolvam ou mitiguem os problemas.

Os resultados das análises estatísticas corroboram que, enquanto as propriedades físico-químicas da água exibiram melhorias e cumpriram os padrões exigidos na maior parte da rede de distribuição, o teor de cloro residual apresentou uma relação inversa com todas as outras variáveis. Notavelmente, cor, ferro e turbidez emergiram como os parâmetros físico-químicos que exerceram a maior influência na qualidade da água. Embora os Índices de Qualidade da Água Modificados pelo Conselho Canadense de Ministros do Meio Ambiente tenham revelado problemas gerais nas áreas A2, A5 e A7, tubos críticos dentro dessas áreas e outras (como A6) foram destacados apenas através da representação espacial. As características microbiológicas analisadas exibiram baixa significância estatística entre os dois períodos, e os resultados foram em grande parte consistentes. No entanto, nas áreas A2 e A7, foi identificada a presença de micro-organismos patogênicos na água, incluindo coliformes totais (A2 e A7) e *E. coli* (A2), representando riscos à saúde pública. Em geral, os piores resultados foram concentrados nas áreas A2, A5 e A7, o que foi atribuído ao baixo teor de cloro residual na rede e à pronunciada inter-relação entre cor, ferro e turbidez. Esses achados sugerem que condições corrosivas dentro do sistema de água contribuíram para a deterioração na qualidade da água durante a distribuição, particularmente através de tubos metálicos em condições ácidas com maiores dosagens de cloro, ratificando fato observado por outros autores (Kimbell; Wang; Mcnamara, 2020; Zhang *et al.*, 2022; Im *et al.*, 2024).

Com base nos dados analisados, recomenda-se aumentar a dosagem de cloro e a alcalinidade na estação de tratamento de água e implementar uma unidade de desinfecção no Reservatório R11 para reforçar a cloração. Deve-se dar prioridade à substituição de tubos metálicos classificados como marginais ou razoáveis de acordo com o CCMEWQI (Figura 7d). Ademais, filtros industriais devem ser instalados para coletar água em unidades consumidoras localizadas em regiões com tubos de CCMEWQI marginal ou razoável até que a água fornecida atinja pelo menos o padrão de boa qualidade. Dada a natureza dinâmica das operações de tratamento de água, a representação espacial do índice é considerada essencial e deve ser atualizada após cada mudança operacional, como aumento na dosagem de cloro na estação de tratamento de água e no Reservatório R11.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A partir dos resultados obtidos através do índice CCMEWQIMod, é possível verificar melhoria geral de 6% na qualidade da água potável, classificando-a como água de boa qualidade. E em outras áreas, a qualidade da água foi classificada como boa (A4 e A6), muito boa (A1, A3, A8 e A9) ou excelente (A10 e A11). As flutuações no índice dentro de cada área são representadas visualmente através da representação espacial, facilitando a identificação de localidades problemáticas para uma investigação precisa das causas subjacentes.

Recursos de geoprocessamento foram utilizados para gerar mapas da rede de distribuição categorizados com base no IQA (CCMEWQITubo). A análise desses resultados demonstra a eficácia das ações empreendidas no sistema. Especificamente, a porcentagem de redes com qualidade entre "boa e excelente" aumentou de 72% para 81%. Notavelmente, nenhuma seção da rede foi classificada como "ruim", e as classificações de "marginal" diminuíram de 10% para 5%, enquanto "razoável" diminuiu de 16% para 14%.

O método desenvolvido se apresenta como importante ferramenta para a gestão da qualidade da água potável, visto que o registro e o lançamento de dados em uma rede de distribuição de água georreferenciada permitem estimar os resultados em diferentes trechos da rede, sem a necessidade de implementar sistemas mais complexos, nem exigir mão de obra altamente especializada e custos elevados. O monitoramento, controle e coleta de dados em tempo real também possibilitam o uso de sistemas de Supervisão, Controle e Aquisição de Dados (SCADA), que proporcionam respostas mais rápidas, guiando de forma eficiente a operação.

REFERÊNCIAS

- AMMAR, M. A.; MOSELHI, O.; ZAYED, T. M. Decision support model for selection of rehabilitation methods of water mains. **Structure and Infrastructure Engineering**, [s. l.], v. 8, n. 9, p. 847–855, 1 set. 2012. <https://doi.org/10.1080/15732479.2010.497539>.
- ARDILA, A.; RODRIGUEZ, M. J.; PELLETIER, G. Spatiotemporal optimization of water quality degradation monitoring in water distribution systems supplied by surface sources: A chronological and critical review. **Journal of Environmental Management**, [s. l.], v. 337, p. 117734, 2023. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.117734>.
- AUTODESK. **AutoCAD 2021**. San Rafael: Autodesk, 2020.
- BETIS, H.; ST-HILAIRE, A.; FORTIN, C.; DUCHESNE, S. Development of a water quality index for watercourses downstream of harvested peatlands. **Water Quality Research Journal**, [s. l.], v. 55, n. 2, p. 119–131, 1 maio 2020. <https://doi.org/10.2166/wqrj.2020.007>.
- BI, S.; WANG, L.; LI, Y.; ZHANG, Z.; WANG, Z.; DING, X.; ZHOU, J. A Comprehensive Method for Water Environment Assessment considering Trends of Water Quality. **Advances in Civil Engineering**, [s. l.], v. 2021, p. 5548113, 9 set. 2021. <https://doi.org/10.1155/2021/5548113>.
- BRASIL. MINISTÉRIO DA SAÚDE. **Portaria GM/MS nº 888**, de 04 de maio de 2021. Altera o Anexo XX da Portaria de Consolidação GM/MS nº 5, de 28 de setembro de 2017, para dispor sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. Diário Oficial da União: (85), 127-127. [s. d.]. Disponível em: <https://www.in.gov.br/web/dou>. Acesso em: 23 set. 2022.

CCME - Canadian Council of Ministers of the Environment. **Canadian water quality guidelines for the protection of aquatic life: Quality Index, User's Manual – 2017 Update**. In: Canadian environmental quality guidelines, 1999, CCME, Winnipeg. 2017. Disponível em: <https://ccme.ca/en/res/wqimanualen.pdf>. Acesso em: 23 set. 2022.

CRUZ, D. B. **Aplicação do índice de floculação no controle da dosagem de sulfato de alumínio na água bruta da estação de tratamento de água do DCTA**. 2019. 123 f. Instituto Tecnológico de Aeronáutica, São José dos Campos, 2019.

DUAN, W.; MASKEY, S.; CHAFFE, P. L. B.; LUO, P.; HE, B.; WU, Y.; HOU, J. Recent Advancement in Remote Sensing Technology for Hydrology Analysis and Water Resources Management. **Remote Sensing**, [s. l.], v. 13, n. 6, p. 1097, jan. 2021. <https://doi.org/10.3390/rs13061097>.

DUARTE-JARAMILLO, L.; MENDOZA-ATENCIO, M. A.; JARAMILLO-COLORADO, B. E.; GONZÁLEZ-ÁLVAREZ, Álvaro. Water quality in the municipalities of Sincerín and Gambote, Bolívar, Colombia (2017-2018). **Revista Facultad de Ingeniería Universidad de Antioquia**, [s. l.], n. 103, p. 77–87, 2022.

ELUBID, B. A.; HUANG, T.; AHMED, E. H.; ZHAO, J.; KHALID, M. E.; ABBASS, W. M.; BABIKER, M. M. Geospatial Distributions of Groundwater Quality in Gedaref State Using Geographic Information System (GIS) and Drinking Water Quality Index (DWQI). **International Journal of Environmental Research and Public Health**, [s. l.], v. 16, n. 5, 2019. <https://doi.org/10.3390/ijerph16050731>.

ELUMALAI, V.; BRINDHA, K.; SITHOLE, B.; LAKSHMANAN, E. Spatial interpolation methods and geostatistics for mapping groundwater contamination in a coastal area. **Environmental Science and Pollution Research**, [s. l.], v. 24, n. 12, p. 11601–11617, <https://doi.org/10.1007/s11356-017-8681-6>.

EN-NKHILI, H.; NAJY, M.; ETEBAAI, I.; TALBI, F. Z.; EL KHARRIM, K.; BELGHYTI, D. Application of Water Quality Index for the Assessment of Boudaroua Lake in the Moroccan Pre-Rif. In: GEOIT4W-2020: 4TH EDITION OF INTERNATIONAL CONFERENCE ON GEO-IT AND WATER RESOURCES 2020, GEO-IT AND WATER RESOURCES 2020, 11 mar. 2020. **Proceedings...**. Al-Hoceima Morocco: ACM, 1 p. 1–5. DOI 10.1145/3399205.3399248. <https://dl.acm.org/doi/10.1145/3399205.3399248>.

FATIMA, S. U.; KHAN, M. A.; ALAMGIR, A.; MAHMOOD, N.; SULMAN, N. Multivariate and spatial methods-based water quality assessment of Chu Tran Valley, Gilgit Baltistan. **Applied Water Science**, [s. l.], v. 12, n. 6, p. 129, 15 abr. 2022. <https://doi.org/10.1007/s13201-022-01661-z>.

GARCÍA-ÁVILA, F.; ZHINDÓN-ARÉVALO, C.; VALDIVIEZO-GONZALES, L.; CADME-GALABAY, M.; GUTIÉRREZ-ORTEGA, H.; DEL PINO, L. F. A comparative study of water quality using two quality indices and a risk index in a drinking water distribution network. **Environmental Technology Reviews**, [s. l.], v. 11, n. 1, p. 49–61, 31 dez. 2022. <https://doi.org/10.1080/21622515.2021.2013955>.

GARCÍA-UBAQUE, C. A.; GARCÍA-UBAQUE, J. C.; RODRÍGUEZ-MIRANDA, J. P.; PACHECO-GARCÍA, R.; GARCÍA-VACA, M. C. Limitations of the Water Quality Risk Index as an estimator of quality for human consumption. **Revista de Salud Pública**, [s. l.], v. 20, n. 2, p. 204–207, 2018.

GIUSTOLISI, O.; BERARDI, L. Prioritizing pipe replacement: From multiobjective genetic algorithms to operational decision support. **Journal of Water Resources Planning and Management**, [s. l.], v. 135, n. 6, p. 484–492, 2009.

GOTWAY, C. A.; FERGUSON, R. B.; HERGERT, G. W.; PETERSON, T. A. Comparison of Kriging and Inverse-Distance Methods for Mapping Soil Parameters. **Soil Science Society of America Journal**, [s. l.], v. 60, n. 4, p. 1237–1247, 1996. <https://doi.org/10.2136/sssaj1996.03615995006000040040x>.

HAIDER, H.; ALKHOWAITER, M. H.; SHAFIQUZZAMAN, M.; ALSALEEM, S. S.; ALMOSHAOGHEH, M.; ALHARBI, F. Spatiotemporal Water Quality Variations in Smaller Water Supply Systems: Using Modified CCME WQI from Groundwater Source to Distribution Networks. **Spatiotemporal Water**

Quality Variations in Smaller Water Supply Systems: Using Modified CCME WQI from Groundwater Source to Distribution Networks. **Water**, [s. l.], v. 11, n. 9, 2019. <https://doi.org/10.3390/w11091884>.

HALDAR, K.; KUJAWA-ROELEVELD, K.; DEY, P.; BOSU, S.; DATTA, D. K.; RIJNAARTS, H. H.M. Spatio-temporal variations in chemical-physical water quality parameters influencing water reuse for irrigated agriculture in tropical urbanized deltas. **Science of The Total Environment**, [s. l.], v. 708, p. 134559, 15 mar. 2020. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134559>.

HORTON, R. K. An index number system for rating water quality. **J Water Pollut Control Fed**, [s. l.], v. 37, n. 3, p. 300–306, 1965.

IM, H. R.; IM, S. J.; NGUYEN, D. V.; JEONG, S. P.; JANG, A. Real-time diagnosis and monitoring of biofilm and corrosion layer formation on different water pipe materials using non-invasive imaging methods. **Chemosphere**, [s. l.], v. 361, p. 142577, ago. 2024. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2024.142577>.

JAREK, S. **Normality test for multivariate variables**. R project package: mvnrmtest v. 0.1–9. 2012. R Foundation for Statistical Computing. <https://cran.r-project.org/package=mvnrmtest>. [S. l.: s. n.], [s. d.]. Disponível em: <https://CRAN.R-project.org/package=mvnrmtest>. Acesso em: 23 set. 2022.

KABIR, G.; TESFAMARIAM, S.; FRANCISQUE, A.; SADIQ, R. Evaluating risk of water mains failure using a Bayesian belief network model. **European Journal of Operational Research**, [s. l.], v. 240, n. 1, p. 220–234, 1 jan. 2015. <https://doi.org/10.1016/j.ejor.2014.06.033>.

KAKOUDAKIS, K. Pipe failure prediction and impacts assessment in a water distribution network. [s. l.], 24 jun. 2019. Disponível em: <https://ore.exeter.ac.uk/repository/handle/10871/37593>. Acesso em: 3 out. 2022.

KILGOUR, B. W.; FRANCIS, A. P.; MERCIER, V. Reducing the sensitivity of the water quality index to episodic events. **Water Quality Research Journal of Canada**, [s. l.], v. 48, n. 1, p. 1–13, 2013.

KIMBELL, L. K.; WANG, Y.; MCNAMARA, P. J. The impact of metal pipe materials, corrosion products, and corrosion inhibitors on antibiotic resistance in drinking water distribution systems. **Applied Microbiology and Biotechnology**, [s. l.], v. 104, n. 18, p. 7673–7688, set. 2020. <https://doi.org/10.1007/s00253-020-10777-8>.

LI, Y.; LI, X. Research on water distribution systems from the past to the future: a bibliometric review. **Environmental Technology Reviews**, [s. l.], v. 10, n. 1, p. 161–176, 1 jan. 2021. <https://doi.org/10.1080/21622515.2021.1900404>.

MESALIE, R. A.; AKLOG, D.; KIFELEW, M. S. Failure assessment for drinking water distribution system in the case of Bahir Dar institute of technology, Ethiopia. **Applied Water Science**, [s. l.], v. 11, n. 8, p. 138, 15 jul. 2021. <https://doi.org/10.1007/s13201-021-01465-7>.

MICROSOFT CORPORATION. **Excel 365**. Redmond: Microsoft [2024].

MINISTERIO DE LA PROTECCIÓN SOCIAL. MINISTERIO DE AMBIENTE, VIVIENDA Y DESARROLLO TERRITORIAL DE COLOMBIA. **Resolución 2115 de 2007**. Características, instrumentos básicos y frecuencias del sistema de control y vigilancia para la calidad del agua para consumo humano. Bogotá dc: mps/mavdt; 2007. [S. l.: s. n.], [s. d.].

NAFI, A.; TLILI, Y. Functional and residual capital values as criteria for water pipe renewal. **Structure and Infrastructure Engineering**, [s. l.], v. 11, n. 2, p. 194–209, 1 fev. 2015. <https://doi.org/10.1080/15732479.2013.862728>.

NAGHIPOUR, D.; ASHRAFI, S. D.; MOJTAHEDI, A.; VATANDOOST, M.; HOSSEINZADEH, L.; ROOHBAKHSH, E. Data on microbial and physiochemical characteristics of inlet and outlet water from household water treatment devices in Rasht, Iran. **Data in Brief**, [s. l.], v. 16, p. 1005–1009, 1 fev. 2018. <https://doi.org/10.1016/j.dib.2017.12.038>.

NAIR, H. C.; JOSEPH, A.; GOPINATHAN, V. P. Hydrochemistry of tropical springs using multivariate statistical analysis in Ithikkara and Kallada river basins, Kerala, India. **Sustainable Water Resources Management**, [s. l.], v. 6, n. 1, p. 9, fev. 2020. <https://doi.org/10.1007/s40899-020-00363-1>.

NISTOR, M. M.; RAHARDJO, H.; SATYANAGA, A.; HAO, K. Z.; XIAOSHENG, Q.; SHAM, A. W. L. Investigation of groundwater table distribution using borehole piezometer data interpolation: Case study of Singapore. **Engineering Geology**, [s. l.], v. 271, p. 105590, 20 jun. 2020. <https://doi.org/10.1016/j.enggeo.2020.105590>.

NUNES, R. **Modelo de avaliação de risco para renovação de rede de distribuição de água: uma abordagem prática**. 2023. Dissertação – Instituto Tecnológico de Aeronáutica, 2023.

NUNES, R.; ARRAUT, E.; PIMENTEL, M.. Risk Assessment Model for the Renewal of Water Distribution Networks: A Practical Approach. **Water**, [s. l.], v. 15, n. 8, 2023. DOI 10.3390/w15081509. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2073-4441/15/8/1509>.

PHAN, H. C.; DHAR, A. S.; HU, G.; SADIQ, R.. Managing water main breaks in distribution networks—A risk-based decision making. **Reliability Engineering & System Safety**, [s. l.], v. 191, p. 106581, 1 nov. 2019. <https://doi.org/10.1016/j.ress.2019.106581>.

PIETRUCHA-URBANIK, K.; TCHÓRZEWSKA-CIEŚLAK, B. Approaches to Failure Risk Analysis of the Water Distribution Network with Regard to the Safety of Consumers. **Water**, [s. l.], v. 10, n. 11, p. 1679, nov. 2018. <https://doi.org/10.3390/w10111679>.

PREST, E. I.; HAMMES, F.; VAN LOOSDRECHT, M. C.M.; VROUWENVELDER, J. S. Biological stability of drinking water: controlling factors, methods, and challenges. **Frontiers in microbiology**, [s. l.], v. 7, p. 45, 2016.

QGIS. **Sistema de Informação Geográfica Quântica** – Versão 3.22.4-Białowieża. Open Source Geospatial Foundation, 2022. Disponível em: <https://qgis.org/> Acesso em: 12 mar. 2021.

R CORE TEAM. **R: a language and environment for statistical computing** (version 4.2.0). retrieved (march 24, 2022). Disponível em: <https://www.r-project.org/>. Acesso em: 23 set. 2022.

RAM, A.; TIWARI, S. K.; PANDEY, H. K.; CHAURASIA, A. K.; SINGH, S.; SINGH, Y. V. Groundwater quality assessment using water quality index (WQI) under GIS framework. **Applied Water Science**, [s. l.], v. 11, n. 2, p. 46, fev. 2021. <https://doi.org/10.1007/s13201-021-01376-7>.

RICHARDSON, S. D.; POSTIGO, C. Formation of DBPs: State of the Science. **Recent Advances in Disinfection By-Products**. ACS Symposium Series. [S. l.]: American Chemical Society, 2015. v. 1190, p. 189–214. <https://doi.org/10.1021/bk-2015-1190.ch011>

ROCHETTE, S.; PELLETIER, G.; BOUCHARD, C.; RODRIGUEZ, M. Variability of water residence time and free chlorine and disinfection by-product concentrations within a residential neighborhood. **Journal of Water Supply: Research and Technology—AQUA**, [s. l.], v. 66, n. 4, p. 219–228, 2017.

ROȘCA, O. M.; DIPONG, T.; MARIAN, M.; MIHALI, C.; MIHALESCU, L.; HOAGHIA, M.; JELEA, M.. Impact of anthropogenic activities on water quality parameters of glacial lakes from Rodnei mountains, Romania. **Environmental Research**, [s. l.], v. 182, p. 109136, mar. 2020. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2020.109136>.

ROSTAMI, A. A.; ISAZADEH, M.; SHAHABI, M.; NOZARI, H. Evaluation of geostatistical techniques and their hybrid in modelling of groundwater quality index in the Marand Plain in Iran. **Environmental Science and Pollution Research**, [s. l.], v. 26, n. 34, p. 34993–35009, 1 dez. 2019. <https://doi.org/10.1007/s11356-019-06591-z>.

SALEHI, S.; GHAZIZADEH, M. J.; TABESH, M.; VALADI, S.; SALAMATI NIA, S. P. A risk component-based model to determine pipes renewal strategies in water distribution networks. **Structure and Infrastructure Engineering**, [s. l.], v. 17, n. 10, p. 1338–1359, 3 out. 2021. <https://doi.org/10.1080/15732479.2020.1842466>.

SHAH, K. A.; JOSHI, G. S. Evaluation of water quality index for River Sabarmati, Gujarat, India. **Applied Water Science**, [s. l.], v. 7, n. 3, p. 1349–1358, 1 jun. 2017. <https://doi.org/10.1007/s13201-015-0318-7>.

SHAHATA, K.; ZAYED, T.. Simulation-based life cycle cost modeling and maintenance plan for water mains. **Structure and Infrastructure Engineering**, [s. l.], v. 9, n. 5, p. 403–415, 1 maio 2013. <https://doi.org/10.1080/15732479.2011.552509>.

SILVA, L. **Influência do gradiente e da temperatura no tratamento da água bruta da ETA do DCTA**. 2021. Instituto Tecnológico de Aeronáutica, São José dos Campos, 2021.

SOUZA, A. T.; CARNEIRO, L. A. T. X.; JUNIOR, O. P. S.; CARVALHO, S. L.; AMÉRICO-PINHEIRO, J. H. P. Assessment of water quality using principal component analysis: a case study of the Marrecas stream basin in Brazil. **Environmental Technology**, [s. l.], v. 42, n. 27, p. 4286–4295, 6 dez. 2021. <https://doi.org/10.1080/09593330.2020.1754922>.

SPEIGHT, V.; KHANAL, N. Model calibration and current usage in practice. **Urban water journal**, [s. l.], v. 6, n. 1, p. 23–28, 2009.

TABESH, M.; DELAVAR, M. R.; DELKHAH, A. Use of geospatial information system based tool for renovation and rehabilitation of water distribution systems. **International Journal of Environmental Science & Technology**, [s. l.], v. 7, n. 1, p. 47–58, 1 dez. 2010. <https://doi.org/10.1007/BF03326116>.

TALoor, A. K.; PIR, R. A.; ADIMALLA, N.; ALI, S.; MANHAS, D. S.; ROY, S.; SINGH, A. K.. Spring water quality and discharge assessment in the Basantar watershed of Jammu Himalaya using geographic information system (GIS) and water quality Index(WQI). **Groundwater for Sustainable Development**, [s. l.], v. 10, p. 100364, abr. 2020. <https://doi.org/10.1016/j.gsd.2020.100364>.

TENG, F.; GUAN, Y. T.; ZHU, W. P. Effect of biofilm on cast iron pipe corrosion in drinking water distribution system: corrosion scales characterization and microbial community structure investigation. **Corrosion science**, [s. l.], v. 50, n. 10, p. 2816–2823, 2008.

TSCHEIKNER-GRATL, F.; EGGER, P.; RAUCH, W.; KLEIDORFER, M. Comparison of Multi-Criteria Decision Support Methods for Integrated Rehabilitation Prioritization. **Water**, [s. l.], v. 9, n. 2, p. 68, fev. 2017. <https://doi.org/10.3390/w9020068>.

UDDIN, M. G.; NASH, S.; OLBERT, A. I. A review of water quality index models and their use for assessing surface water quality. **Ecological Indicators**, [s. l.], v. 122, p. 107218, 1 mar. 2021. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.107218>.

UDESANI, W.A.C.; DISSANAYAKE, H.M.K.P.; GUNATILAKE, S.K.; CHANDRAJITH, Rohana. Assessment of groundwater quality using water quality index (WQI): A case study of a hard rock terrain in Sri Lanka. **Groundwater for Sustainable Development**, [s. l.], v. 11, p. 100421, out. 2020. <https://doi.org/10.1016/j.gsd.2020.100421>.

YOO, D.; KANG, D.; JUN, H.; KIM, J. Rehabilitation Priority Determination of Water Pipes Based on Hydraulic Importance. **Water**, [s. l.], v. 6, p. 3864–3887, 8 dez. 2014. <https://doi.org/10.3390/w6123864>.

ZHANG, Z.; ZHANG, F.; DU, J.; CHEN, D.. Surface Water Quality Assessment and Contamination Source Identification Using Multivariate Statistical Techniques: A Case Study of the Nanxi River in the Taihu Watershed, China. **Water**, [s. l.], v. 14, n. 5, p. 778, 1 mar. 2022. <https://doi.org/10.3390/w14050778>.

Recebido em: 06/10/2024

Aceito para publicação em: 17/03/2025