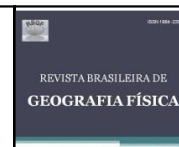




ISSN:1984-2295

Revista Brasileira de Geografia Física

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



Impact of unplanned urbanization on a riverbank filtration system: Beberibe-PE river case study

Hedmun Matias da Cruz¹, Maria Cecília Paiva Nóbrega², José Adson Andrade de Carvalho Filho³, Yuri Tomaz Neves⁴, João Lucas Alves Callou de Sá⁵, Marilda Nascimento Carvalho⁶, Anderson Luiz Ribeiro de Paiva⁷, Jaime Joaquim da Silva Pereira Cabral⁸

¹ Docente do Instituto Federal do Mato Grosso do Sul (EBTT - IFMS) no departamento de Engenharia Civil/ Infraestrutura. E-mail: hedmun.cruz@ifms.edu.br ²Doutoranda do Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil e Ambiental (PPGECAM) da Universidade Federal da Paraíba (UFPB), E-mail: mcpn@academico.ufpb.br ³Pesquisador do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental (PPGECAM) da Universidade Federal de Pernambuco - Centro Acadêmico do Agreste E-mail: adson.carvalho@ufpe.br ⁴Pesquisador do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil (PPGEC) da Universidade Federal de Pernambuco (UFPE). E-mail: yuutomaz@gmail.com ⁵Mestrando do Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil (PPGEC) da Universidade Federal de Pernambuco. E-mail: joao.callou@ufpe.br ⁶Pesquisadora área meio ambiente, processos químicos e nanomateriais. Vice-coordenadora do Laboratório de Análises de Minerais, Solos e Águas-LAMSA/DEQ/UFPE, E-mail: marildacarv@gmail.com ⁷Engenharia Civil, área de Recursos Hídricos. Áreas de atuação: águas subterrâneas, drenagem urbana, estatística aplicada, filtração em margem. E-mail: anderson.paiva@ufpe.br ⁸Docente do Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil da Universidade Federal de Pernambuco (PPGEC-UFPE). Docente do Departamento de Engenharia Civil da Universidade de Pernambuco (UPE) E-mail: jaime.cabral@ufpe.br

Artigo recebido em 11/02/2025 e aceito em 12/03/2025

ABSTRACT

The urbanization process causes numerous environmental changes, including the pollution of water resources. Bank Filtration (BF) has proven to be an efficient, simple, and low-cost technique capable of significantly improving water quality for various uses. This study aims to assess the temporal impact of unplanned urbanization on the water quality of BF by using satellite image geoprocessing and a comparative analysis of water quality from a well located on the banks of the Beberibe River in Olinda, PE. During the analyzed period (2013–2023), the area surrounding the well underwent significant and unplanned urbanization, with approximately 120 houses built irregularly. Urbanization strongly influenced water quality, leading to temporal variations in nitrogen compound concentrations. In 93.33% of the sampling campaigns, nitrate levels in groundwater were higher than those in the river, with four samples (26.6%) exceeding the maximum allowable value (10 mg L⁻¹) for nitrate. No coliforms were detected in the well samples. A strong and significant negative correlation ($r = -0.798$; $p = 0.00012$) was observed between nitrate levels and heterotrophic bacteria concentrations, suggesting that increased nitrate is associated with bacterial reduction, indicating a possible influence of anoxic bacterial activity on nitrate levels. A significant increase in nitrogen compound concentrations was observed between 2009 and 2022, resulting from domestic sewage discharges and the use of cesspools near the area.

Keywords: water quality, water pollution, nitrogen compounds, geoprocessing.

Impacto da urbanização sem planejamento sobre um sistema de filtração em margem: Estudo de caso rio Beberibe-PE

RESUMO

O processo de urbanização provoca inúmeras modificações no ambiente, dentre essas, a poluição dos recursos hídricos. A Filtração em Margem (FM) vem se mostrando uma técnica eficiente, simples e de baixo custo, capaz de melhorar significativamente a qualidade das águas destinadas a diversos usos. O estudo visa avaliar o impacto temporal da urbanização não planejada na qualidade da água da FM, utilizando geoprocessamento de imagens de satélite e análise comparativa da qualidade da água de um poço localizado às margens do rio Beberibe, Olinda-PE. No período analisado (2013-2023), observou-se que a área ao entorno do poço sofreu processo de urbanização significativa e sem planejamento, foram cerca de 120 casas construídas de forma irregular. Houve forte influência da urbanização na qualidade da água, com variação temporal nas concentrações de compostos nitrogenados. Em 93,33% das campanhas realizadas, os níveis de nitrato da água subterrânea foram superiores aos obtidos no rio, 4 amostras (26,6%) ficaram acima do máximo valor permitido (10 mL⁻¹) em relação ao nitrato. Não foram detectados coliformes nas amostras do poço. Verificou-se uma correlação negativa forte e significativa ($r = -0,798$; $p = 0,00012$) entre níveis de nitrato e concentrações de bactérias heterotróficas, sugerindo que o aumento de nitrato está associado à redução bacteriana, indicando possível influência da atividade bacteriana anóxica nos níveis de nitrato. Percebeu-se um aumento significativo das concentrações dos compostos nitrogenados, entre os anos 2009 e 2022, decorrente dos lançamentos de esgotos domésticos e da utilização de fossas negras nas proximidades da área.

Cruz, H. M., Nóbrega, M. C. P., Carvalho Filho, J. A. A., Neves, Y. T., Sá, J. A. C., Carvalho, M. N., Paiva, A. L. R., Cabral, J. J. S. P.

Palavras-chave: qualidade de água, poluição hídrica, compostos nitrogenados, geoprocessamento.

Introdução

Na segunda metade do século XX, iniciou-se a intensificação do processo de urbanização na América latina, causado, principalmente, pela instalação das indústrias nas cidades, o que fez com que milhares de pessoas migrassem da zona rural para os centros urbanos em busca de uma melhor condição de vida (Ventura, Bonifácio e Bastos, 2022). Nesse período, diversas obras de infraestrutura foram realizadas (hospitais, escolas, estradas, ferrovias, portos e outros), que contribuíram ainda mais para o desenvolvimento das atividades econômicas na cidade criando oportunidades para os migrantes vindos do campo.

No entanto, a urbanização fez com que a poluição dos corpos hídricos aumentasse, e no começo do século XXI cerca de 80% dos esgotos produzidos diariamente eram lançados diretamente no meio ambiente sem qualquer tipo de tratamento, contaminando o solo e os mananciais superficiais e subterrâneos (Mendonça, Petreca, e Souza, 2020; Lin, Yang e Xu, 2022). A falta de saneamento básico é algo preocupante, e isso gera impactos ao meio ambiente e à saúde dos seres humanos, principalmente pela propagação de doenças transmitidas nas fontes hídricas disponíveis (Kilinc et al., 2023; Onohuean e Nwodo, 2023; Tabor et al., 2023).

Anualmente e em todo o mundo, doenças de veiculação hídrica, como a diarreia por *Escherichia coli*, disenteria bacteriana, febre tifóide, cólera, leptospirose, hepatite A verminoses, giardíase, amebíase e arboviroses, geram a mortandade de milhares de crianças com menos de 5 anos (Ansari e Akhmatov, 2020; Lin, Yang e Xu, 2022; Waddington et al., 2023). Diante desse enorme problema, a engenharia vem buscando desenvolver técnicas alternativas para melhor aproveitar os recursos naturais disponíveis, visando suprir as demandas atuais e futuras, e assegurar o padrão de qualidade das águas (Hegazy et al., 2021; Carvalho Filho et al., 2022).

Nesse contexto, a filtração em margem (FM) aparece como uma técnica bastante promissora, a qual já vem sendo utilizada há mais de um século na Europa como a principal forma de tratamento dos sistemas de abastecimento público (Ray et al., 2002; Hu et al., 2016; Schmidt et al., 2019; Abd-Elaty et al., 2022; Poojitha et al., 2022). A FM é uma filtração natural, que consiste na indução do fluxo subterrâneo por diferença de carga hidráulica, sendo gerada pelo bombeamento de um poço de produção previamente locado nas margens de um manancial superficial. A água do

corpo hídrico superficial migra em direção ao poço de produção, e durante essa percolação diversos processos físicos, químicos e biológicos acontecem, fazendo com que a água melhore sua qualidade (Ray et al., 2002; Grischek et al., 2010; Hu et al., 2016; Covatti e Grischek, 2021; Carvalho Filho et al., 2022; Abd-Elaty et al., 2023; Handl et al., 2023).

Na Alemanha, 15% da água do sistema de abastecimento público é proveniente de poços de FM. E em Berlim, especificamente, esse valor chega a ser superior a 70% (Karakurt et al., 2019; Knabe et al., 2021). Nos Estados Unidos, a técnica já é utilizada há mais de 80 anos nos estados de Nebraska, Califórnia, Texas e Kentucky (Freitas et al., 2018). A China possui cerca de 300 instalações de FM, chegando a suprir 18,3% do total de abastecimento de água no país (Hu et al., 2016). A Coreia do Sul iniciou a adoção ao sistema em 2006, na cidade de Changwon, nas margens do rio Nakdong com a produção diária de 80 m³.dia⁻¹ (Noh et al., 2022); por fim, no Egito, as empresas de abastecimento de água vêm investindo em sistemas de FM nas margens do rio Nilo, para suprir a demanda da população (Wahaab, Salah, e Grischek, 2019).

Quanto ao Brasil, apesar de a técnica ainda não ser utilizada para fins de abastecimento público, pesquisas vêm sendo realizadas pelas universidades federais de Pernambuco (UFPE), Santa Catarina (UFSC) e Viçosa (UFV), em Minas Gerais. Esses estudos vêm mostrando o elevado potencial da FM, buscando apoiar as concessionárias de abastecimento de água como uma forma alternativa e eficiente de tratamento de água (Paiva et al., 2010; Romero et al., 2010; Freitas et al., 2012; Santos et al., 2014; Rocha e Marques, 2016; Romero-Esquivel et al., 2017; Guedes et al., 2019; Emmendoerfer, 2020).

Os sistemas de filtração em margem melhoram significativamente a qualidade da água, mas vale salientar que a urbanização não planejada pode afetar diretamente a eficiência da técnica, uma vez que os poços de produção precisam ter um perímetro de proteção para evitar contaminações decorrentes de ações antrópicas (Paiva et al., 2010). Essa zona de proteção leva em consideração a distância e o tempo de residência da zona saturada para que a água subterrânea de um ponto qualquer da recarga atinja o poço de produção (Foster et al., 1998; Hirata e Fernandes, 2008; Zeferino et al., 2022).

Nos centros urbanos, principalmente nas zonas periféricas, onde praticamente não existe

coleta, transporte e tratamento dos esgotos, é bastante comum a utilização de fossas negras nas residências para realização do tratamento primário do efluente doméstico (Hirata, 1994; Ben Nasr et al., 2024). Essas fossas fazem com que o esgoto infiltre no solo e atinja o lençol freático. Assim, os aquíferos livres são considerados os mais vulneráveis à contaminação, principalmente em áreas de expansão periférica nas cidades, onde o déficit no serviço de esgotamento sanitário tende a ser elevado (Peixoto e Cavalcanti, 2021).

Vazamentos de sistemas de esgotamento sanitário são as principais fontes de contaminação das águas subterrâneas por nitrato em áreas urbanas (Rusydi et al., 2021). Esse composto é muito solúvel e apresenta grande mobilidade no meio aquoso, podendo se deslocar rapidamente e atingir extensas áreas e grandes profundidades (Sousa, Oliveira e Oliveira, 2022). Assim, a presença do nitrato em um aquífero cujo sistema FM foi instalado é algo bastante indesejável, pois pode afetar a eficiência da técnica, principalmente quando as condições hidrodinâmicas diminuírem o tempo de residência. Além disso, a forma iônica do nitrato faz com que ele não seja removido por tratamento convencional, necessitando de técnicas avançadas e onerosas para que a remoção possa atender a faixa de potabilidade (Zhao et al., 2012).

Desse modo, a presente pesquisa tem por objetivo avaliar o efeito temporal da urbanização sem planejamento na qualidade da água advinda da FM, utilizando-se, para tanto, o geoprocessamento de imagens de satélite da área no entorno e o estudo comparativo das concentrações de compostos nitrogenados e de parâmetros bacteriológicos encontradas no poço de produção do projeto-piloto da FM locado nas margens do rio Beberibe, localizado no bairro de Caixa d'Água, em Olinda-PE.

Material e métodos

Localização da área de estudo

A pesquisa foi realizada na Estação Elevatória (EE) da companhia local de abastecimento de água, localizada numa região limítrofe entre os municípios de Recife e Olinda, no bairro de Caixa d'Água, Olinda-PE, na Latitude: 7°59'46"S e Longitude: 34°54'25"W (Figura 1). A área de estudo faz parte da Região Metropolitana do Recife (RMR), cuja densidade demográfica é demasiadamente elevada, além disso, apresenta profundos problemas sociais e econômicos, o que impulsiona o uso e ocupação do solo de forma indevida, que acaba desencadeando a contaminação dos corpos hídricos urbanos.

A RMR é cortada por vários rios, e tem as maiores bacias hidrográficas do Estado, as dos rios Capibaribe, Beberibe e Tejipió. E possui um sistema de drenagem composto por mais de 100 cursos d'água afluentes, que interligam a drenagem principal. Apesar de ter abundância hídrica, quase todos os corpos hídricos encontram-se poluídos por ações antropogênicas que ocorreram ao longo dos anos (RIMA, 2012; EMLURB, 2016).

O rio Beberibe nasce da confluência dos seus dois rios formadores: o rio Pacas e o rio Araújo. Sua extensão é de 19 km, desde a nascente até o Oceano Atlântico. A bacia hidrográfica engloba 79 km² e é totalmente litorânea, situada parte na Zona da Mata de Pernambuco e parte na RMR. É considerado também um dos rios mais poluídos do estado de Pernambuco, visto que os assentamentos precários, instalados em encostas e em suas margens, contribuem para a contaminação de suas águas e é totalmente litorânea, situada parte na Zona da Mata de Pernambuco e parte na RMR (RIMA, 2012; Freitas et al., 2012, Santos et al., 2022; PROSAR, 2023; APAC, 2025; Nascimento et al., 2025).

A formação geológica da área estudada é constituída por rochas de embasamento cristalino e rochas sedimentares sobrepostas, das bacias sedimentares costeiras Cabo, e Pernambuco-Paraíba (Campos, 2003).

O aquífero Beberibe por abranger quase toda região norte da RMR é considerado a principal fonte subterrânea explotável do abastecimento público. Sua caracterização hidrogeológica se dá pelos sedimentos da formação Beberibe que têm espessura média de 200 m, e estão sobrejacentes ao embasamento cristalino e em grande parte recoberto pelo aquífero Barreiras. Em pequenas faixas é recoberto por sedimentos quaternários (aluviões, terraços marinhos e sedimentos de praia), e em outras faixas ocorre o afloramento (Campos, 2003; Paiva et al., 2010). Esse aquífero é subdividido em "Beberibe inferior", principal aquífero da RMR, formado por arenitos siliciosos com algumas intercalações de argilas, e "Beberibe superior", constituído de arenitos calcíferos. Entre essas camadas aquíferas pode existir uma camada de argila ou sílica de espessura variável, com média de 10 m (Pernambuco, 1998; Feitosa e Manuel Filho, 2000; APAC, 2002; Silva et al., 2021).

Condições hidrogeológicas da área de estudo

Em 2009 foi implantado o projeto em escala piloto de Filtração em Margem (FM) nas margens do rio Beberibe (Paiva et al., 2010). Salienta-se que as condições hidrogeológicas influenciam diretamente na eficiência dos sistemas de FM, haja vista que o meio poroso atua como um

reator biogeoquímico e permite que a carga de contaminação seja atenuada ou degradada durante

o processo de percolação da água no solo (Covatti e Grischek, 2021; Abd-Elaty et al., 2023).

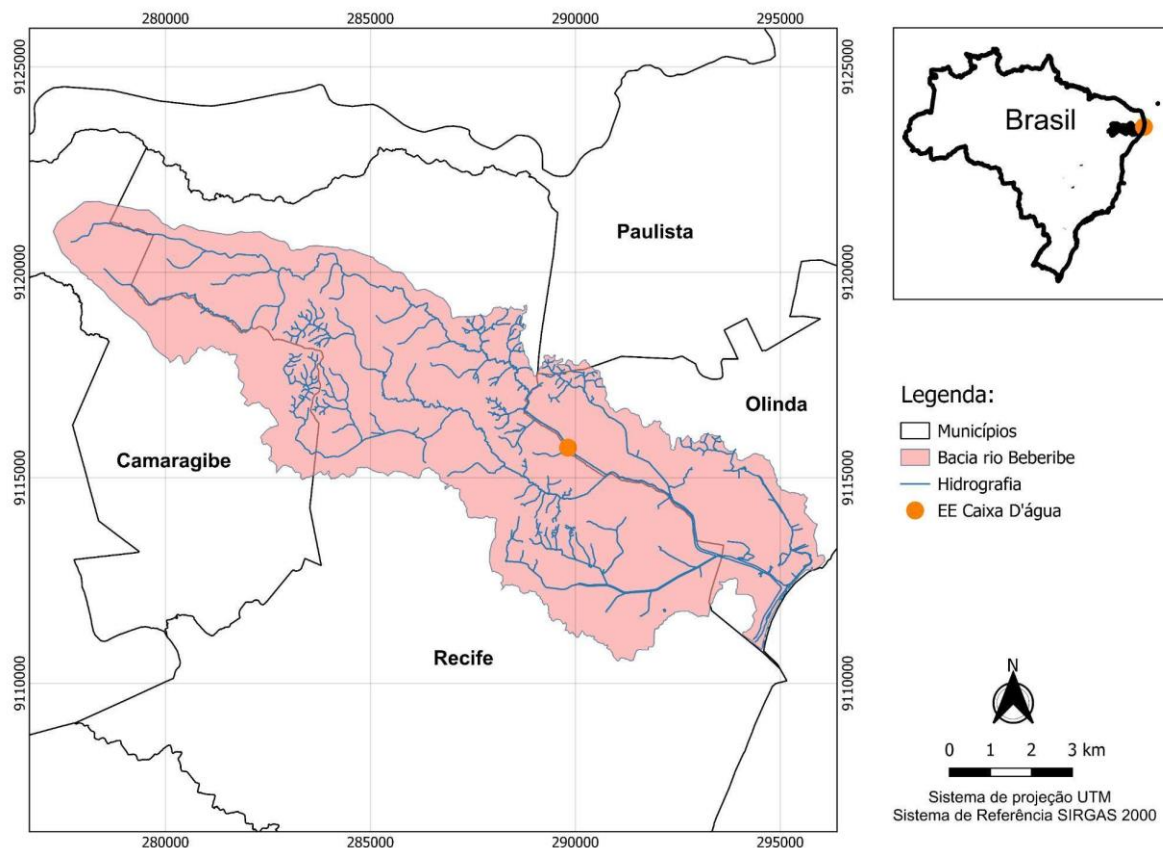


Figura 1. Localização do projeto piloto da Filtração em Margem na bacia do rio Beberibe, na Estação Elevatória (EE) de Caixa d'Água, Olinda-PE.

Com a realização de furos de sondagens e análises granulométricas do solo da área de estudo, foi possível obter as características geológicas na região. A partir disso, notou-se que o local apresenta camadas intercaladas de solo argiloso e arenoso. Seu perfil evidencia camadas aluvionares de areia e areia grossa, nas quais o aquífero livre encontra-se e onde o Poço de Produção da FM foi locado, a uma profundidade de 15 metros e com diâmetro de 6 polegadas.

A condutividade hidráulica foi estimada usando o teste do aquífero, conforme descrito por Paiva et al. (2010). Considerando o método de Theis, o valor médio encontrado da condutividade hidráulica para formação aquífera na área foi de $3,0 \times 10^{-4} \text{ m.s}^{-1}$. Valor considerado bom para implantação de sistemas de FM.

O Poço de Produção foi projetado e instalado com um conjunto motor-bomba, do tipo centrífuga, com potência de 1,5 CV. Os rebaixamentos do lençol freático permaneceram estabilizados após 3 meses de funcionamento ininterrupto da bomba, com vazão em torno de $12,5 \text{ m}^3.\text{h}^{-1}$. Em 2019, a vazão do Poço de Produção foi estimada novamente utilizando o método

volumétrico, alcançando uma vazão de aproximadamente $12,42 \text{ m}^3.\text{h}^{-1}$.

Qualidade da água do poço de FM

Para realização do estudo de qualidade da água subterrânea foram coletadas amostras do Poço de Produção da FM entre novembro de 2019 a outubro de 2022. Nas coletas de campo utilizaram-se recipientes de PVC de 1 L para as análises físico-químicas, e sacos plásticos de 100 mL com tiosulfato de sódio nas coletas microbiológicas. Todas as amostras foram identificadas e processadas no Departamento de Engenharia Química da UFPE.

Foram analisados os principais parâmetros físico-químicos da água superficial e subterrânea - compostos nitrogenados (nitrito em N, nitrato em N e amônia em NH_3) e pH - que tiveram como referência de potabilidade os máximos valores permitidos (VMP) pela portaria GM/MS n. 888, para águas destinadas ao consumo humano em todo território nacional (Brasil, 2021). A referência para condução das análises supracitadas está descrita na metodologia da American Public Health Association (APHA, 2017). Que também foi utilizada para determinação dos parâmetros microbiológicos (coliformes totais em coliformes

fecais e a contagem de bactérias heterotróficas em placas).

Foi utilizada estatística descritiva para correlacionar os resultados quantitativos encontrados nos estudos de Paiva et al. (2010), Freitas (2010) e Albuquerque (2015) e os obtidos no presente estudo. Também para o presente estudo, foram realizadas estatística multivariada, através do software Past, com as concentrações do nitrato encontradas no poço de produção e no rio Beberibe. Além disso, utilizou-se a correlação de Pearson para avaliar a força e a direção da relação linear entre as variáveis de nitrato e bactérias heterotróficas do poço de produção durante o período de 2019 a 2022. Também foi realizado um Teste de Significância com um nível de confiança de 95%.

Avanço da urbanização no entorno da área de estudo

Para tornar possível a avaliação do avanço da urbanização e sua influência no processo de filtração em margem, foram selecionadas quatro imagens do Google Earth capturadas nos anos 2013, 2017, 2018 e 2023. As imagens escolhidas apresentavam boa qualidade e estavam livres de cobertura de nuvens, permitindo visualizar a evolução urbana ao longo dos anos. O software QGIS foi empregado como ferramenta de análise. Inicialmente, foram georreferenciadas as imagens do Google Earth supracitadas. Em seguida, foi realizada a vetorização das áreas impermeáveis de forma manual. A posteriori, utilizando a calculadora de campo das camadas vetorizadas, foram obtidos os valores das áreas impermeáveis. Assim, foi gerado um mapa com a variação espacial do aumento da urbanização na área da rádio Olinda.

Resultados e discussão

Potencial hidrogeniônico (pH)

As amostras extraídas do Poço de produção apresentaram variação de pH de 5,59 a 7,10, sendo que a Portaria GM/MS n. 888/2021 estabelece que o pH da água destinada ao abastecimento humano deva situar-se entre 6,0 e 9,5 (Brasil, 2021). Desse modo, das 15 amostras coletadas, 30% apresentaram valores abaixo do estabelecido, ou seja, consideradas não potáveis para consumo humano. No entanto, ao analisar em termos de média, o pH ficou dentro da faixa estabelecida pela legislação, com o valor de 6,16 e desvio padrão de 0,33. No rio Beberibe o pH das amostras variou entre 6,70 a 8,08, com a média ficando em 7,06, com desvio padrão de 0,34 (Figura 2).

Os resultados obtidos mostram que a água do Poço de Produção apresenta caráter levemente ácido e dentro da faixa entre 5,5 e 8,5, confirmando, dessa forma, os estudos bibliográficos realizados por Feitosa e Manuel Filho (2000), Shamsuddin et al. (2014), Freitas et al. (2017), Abbasi-Moghadam et al. (2021), Braga et al. (2021), Nyenje et al. (2022) e Reginato et al. (2024) em águas subterrâneas. Em um estudo de qualidade de águas subterrâneas para abastecimento público realizado por Bodrud-Doza et al. (2020) na cidade de Dhâka, Bangladesh, também foram observadas águas ligeiramente ácidas. Todavia, essa leve acidez não causa risco à saúde do ser humano e pode ser facilmente corrigida com adições de produtos químicos alcalinos.

As variações do pH da água subterrânea ocorrem principalmente pela degradação da matéria orgânica existente no meio poroso, que libera gás carbônico CO₂ (reativo), que ao se combinar com água livre do aquífero acidifica-a e desencadeia diversos processos. Essa matéria orgânica pode ter origem natural, proveniente da decomposição de vegetais e animais, ou ser origem antrópica, proveniente de lançamento de esgotos, fertilizantes agrícolas e de outras fontes decorrentes de atividades humanas. Vale ressaltar que a acidificação das águas subterrâneas também se dá pelo processo de nitrificação, através da oxidação biogeoquímica do nitrito, que reduz a alcalinidade do meio (Shamsuddin et al., 2014; Freitas et al., 2017; Silva et al., 2017; Venancio et al., 2020).

Compostos nitrogenados e o processo de urbanização

A área de estudo sofreu um grande processo de urbanização que, consequentemente, aumentou a taxa de área impermeabilizada no entorno da EE de Caixa d'Água ao longo da última década. Em 2013 apenas 2,10% da área estava urbanizada, chegando a 11,54 % no ano de 2017 e 23,73% em 2018, atingindo 60,90% no ano de 2023 (Figura 3). Quando comparamos com as concentrações de nitrato encontradas no rio e na água subterrânea advinda do poço de bombeamento (Tabela 1) com o processo de urbanização da área, observa-se que também houve aumento dos níveis de nitrato nas águas estudadas ao longo da década analisada.

Segundo Peixoto e Cavalcante (2021), a ocorrência do nitrato é bastante comum em áreas cujas densidades demográficas são superiores a 4000 habitantes por quilômetro quadrado, e nas quais os níveis estáticos do lençol freático estejam inferiores a 6,6 m em relação ao nível do terreno,

principalmente quando apresentam alto potencial de oxidação. Geralmente, as concentrações médias do composto nessas áreas são superiores a $7,5 \text{ mg.L}^{-1}$. Na área de estudo o nível estático do lençol freático está bem próximo da cota do terreno, oscilando durante os períodos de estiagem e inverno em profundidades inferiores a 2,0 m, a densidade demográfica estimada foi de $9533,51 \text{ hab.km}^{-2}$ e a concentração média do nitrato da água subterrânea foi superior a $7,5 \text{ mg.L}^{-1}$. Concentrações acima de 5 mg.L^{-1} podem ser consideradas indicadores de contaminação antropogênica (Silva et al., 2019). Por exemplo, Wakejo et al. (2022), em um estudo sobre a

contaminação de recursos hídricos na Etiópia, observaram que a contaminação por nitrato é causada principalmente por atividades antropogênicas, sobretudo sobre deficiência nos sistemas de esgotamento sanitário, o que corrobora com o atual estudo. Além disso, quando a concentração do nitrato está acima de 10 mg.L^{-1} , a água não é considerada potável, pois, pode causar complicações à saúde do ser humano (Ebrahimi e Roberts, 2013; Brasil, 2021), como a metemoglobinemia, especialmente em crianças Rahman, Mondal e Tiwari (2021).

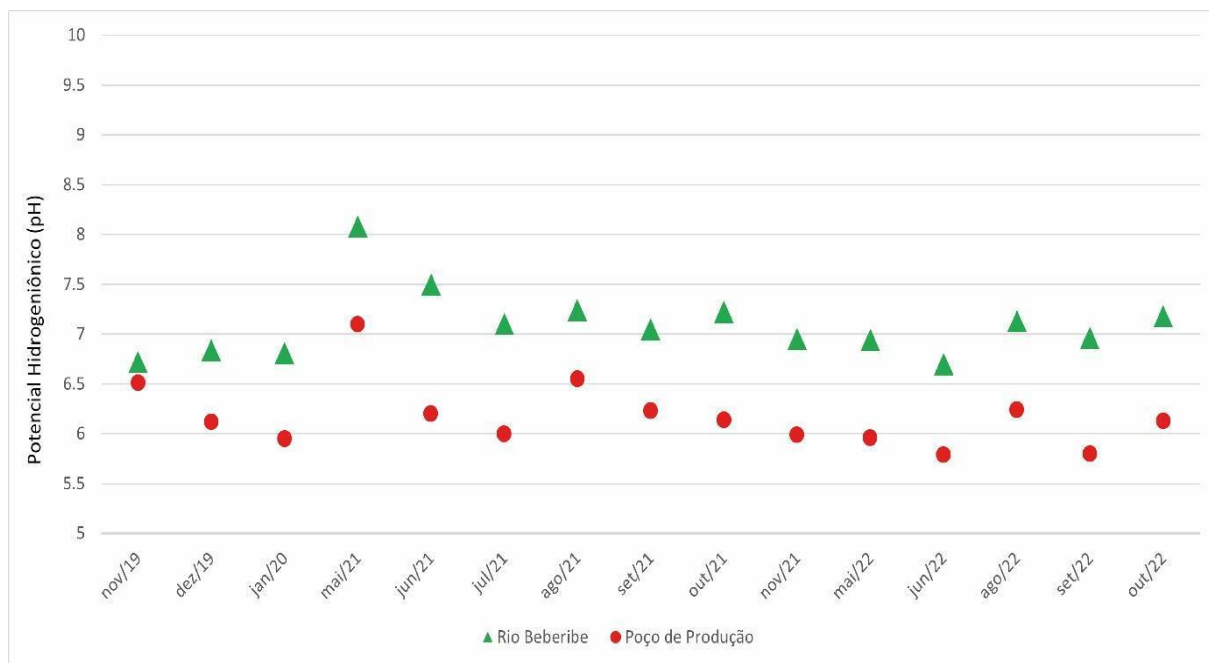


Figura 2. Potencial hidrogeniônico (pH) do rio Beberibe e do Poço de Produção, de 2019 a 2022.

Nota-se claramente que nos estudos de Paiva et al. (2010) e Freitas et al. (2012) as concentrações de nitrato no rio e na água subterrânea foram semelhantes, e isso, aconteceu por conta da pequena diferença de intervalo de tempo entre os estudos. Além disso, nesse período, a taxa de urbanização no entorno da área de estudo era mínima (inferior a 2,10%), justificando, assim, os baixos níveis do composto no rio, que variaram entre $0,00$ a $5,30 \text{ mg.L}^{-1}$, com média de $1,40 \text{ mg.L}^{-1}$. No aquífero a variação foi de $0,00$ a $1,50 \text{ mg.L}^{-1}$, com média de $0,89 \text{ mg.L}^{-1}$. Entretanto, após 6 anos da implantação do projeto-piloto, o estudo de Albuquerque (2015) mostrou que as concentrações no rio alteraram consideravelmente, oscilando entre $2,00$ a $5,00 \text{ mg.L}^{-1}$, com média de $3,30 \text{ mg.L}^{-1}$. Apesar de ter tido aumento da taxa de urbanização no entorno da área de estudo em 2015, notou-se que não foi suficiente ao ponto de alterar

em níveis de nitrato a água extraída do poço de produção, cujas concentrações variaram entre $0,70$ e $0,90 \text{ mg.L}^{-1}$, com média de $0,80 \text{ mg.L}^{-1}$.

O processo de urbanização dessa área iniciou-se desde a implantação do projeto-piloto por Paiva et al. (2010) e cresceu de forma significativa no decorrer dos anos. Seu crescimento se deu nos moldes de outros processos de urbanização brasileiros, de forma espontânea e sem planejamento, resultando em problemas como a má distribuição de serviços essenciais, como o saneamento básico. Como consequência disso, tem-se a degradação ambiental em termos de contaminação dos corpos hídricos e do solo, como observado na bacia do Alto Atoyac no México. A qualidade da água superficial piorou com o tempo, correlacionando-se positivamente com o crescimento populacional e industrial (Estrada-Rivera et al., 2022).

Tabela 1. Resumo da concentração de nitrato na área de estudo, desde 2009.

Autores	Parâmetro	Rio Beberibe			Poço de Produção		
		Mín	Máx	Méd	Mín	Máx	Méd
Paiva et al. (2010)	Nitrato (mg.L ⁻¹)	0,00	5,30	1,40	0,00	1,47	0,89
Freitas (2010)		0,00	5,20	1,30	0,00	1,50	0,49
Albuquerque (2015)		2,00	5,00	3,30	0,70	0,90	0,80
Presente estudo		0,13	10,44	2,47	2,36	13,14	7,80

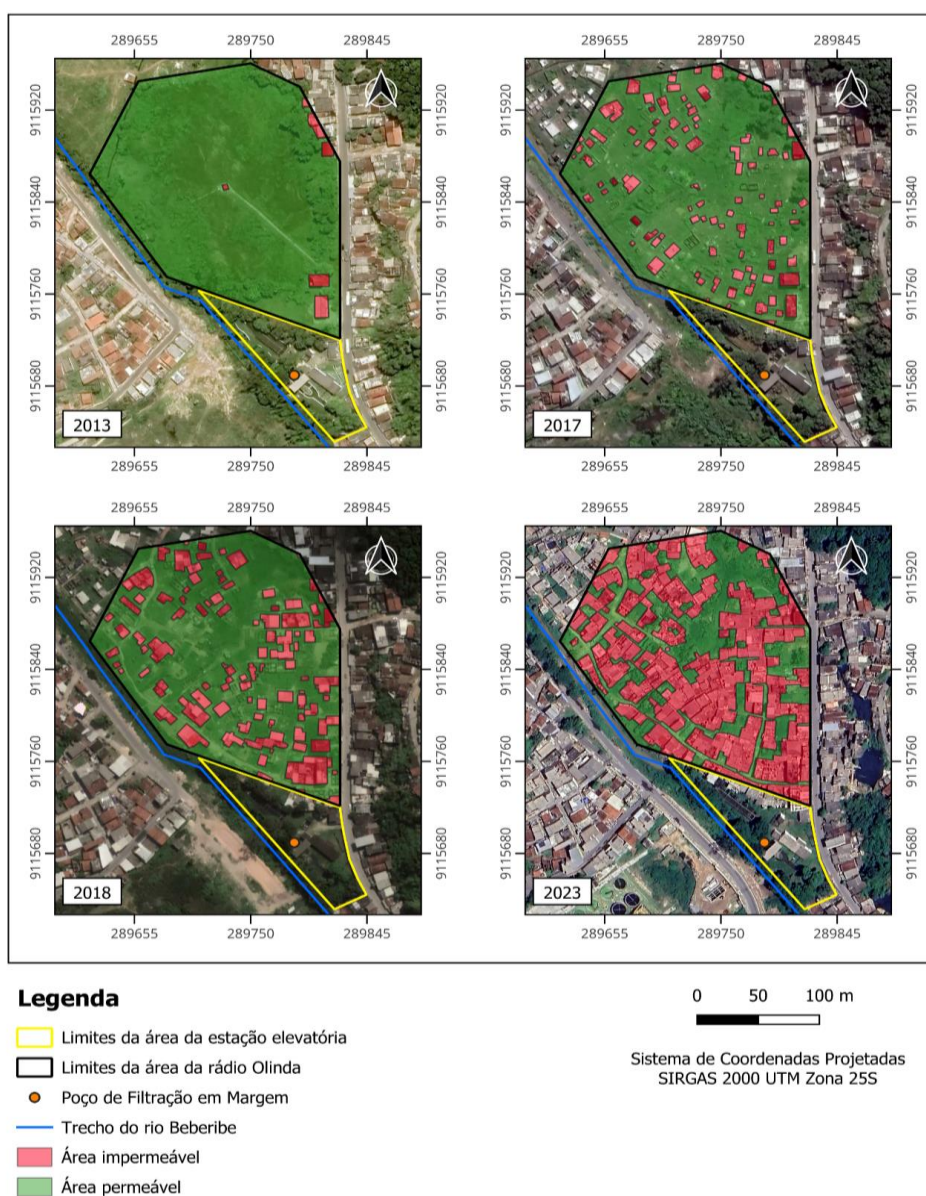


Figura 3. Evolução da urbanização no entorno da área de estudo, Caixa d'Água – Olinda/PE.

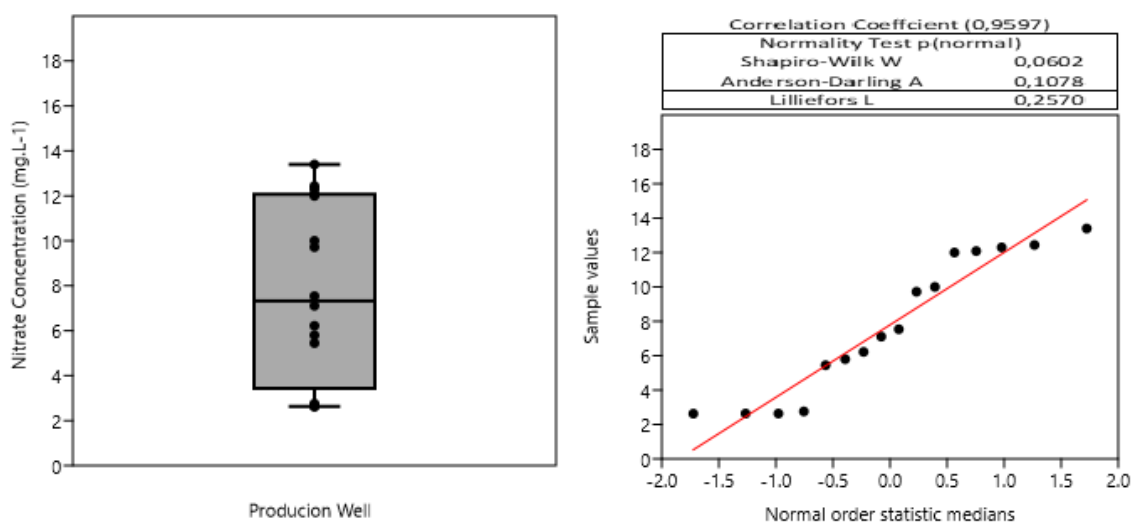
Tal crescimento acelerado e desordenado próximo à área de estudo pode ser explicado pela retirada das instalações da Rádio Olinda, que antes ocupava o terreno ao lado da EE de Caixa d'Água. Posteriormente a isso, houve a invasão dessa área por pessoas de baixa renda, que passaram a utilizar o espaço sem controle. Estima-se que a área que passou a ser quase totalmente urbanizada corresponde a cerca de 0,034 km², equivalente a 3,4 hectares. A ocupação deste terreno correspondeu à construção de cerca 120 moradias, que devido à falta de saneamento básico, lançam o esgoto doméstico em fossas negras, no solo escoando a céu aberto pelo terreno ou diretamente no rio Beberibe.

Evidencia-se a forte influência da urbanização sobre o sistema de FM, principalmente pela variação temporal das concentrações dos compostos nitrogenados na água subterrânea, já que a urbanização ampliada se situa a montante, ou seja, o nitrato proveniente das fossas percola através das linhas do fluxo subterrâneo até o Poço de Produção. Das 15 campanhas realizadas, 4 amostras (26,6%) ficaram acima do VMP em relação ao nitrato. As concentrações variaram entre 2,36 e 13,14 mg.L⁻¹, com média de 7,80 mg.L⁻¹ e desvio padrão de 3,96.

A Figura 4 mostra o box plot e o teste de normalidade das concentrações de nitrato no Poço de Produção e no rio Beberibe ao longo do período de coleta. Ao observar o box plot dos resultados do poço de produção nota-se que não há outlier. A

mediana (7,32 mg.L⁻¹) está pouco mais próxima do primeiro quartil (Q1), isto é, os dados estão com assimetria positiva. O box plot do rio Beberibe apresenta um outlier, e a mediana (2,17 mg.L⁻¹) encontra-se bem próxima do terceiro quartil (Q3), apresentando uma assimetria negativa, nesse caso a maior parte dos valores estão com valores mais elevados.

Também foram aplicados testes de normalidade, usando o software Past para verificar se os dados seguem padrão da distribuição normal, com um nível de significância de 5%. Os valores de p (normal) do rio Beberibe foram todos inferiores à 0,05, com isso mostrando, claramente, que os dados da concentração do nitrato não seguem a distribuição normal por estarem mais dispersos (coeficiente de correlação 0,8480), pelo fato de terem maior variabilidade no tempo de resposta em decorrência das ações externas climatológicas e antropogênicas. Os valores de p (normal) do Poço de Produção foram: 0,0602; 0,1078; 0,2570; para os testes de Shapiro-Wilk W, Anderson-Darling A, Lilliefors L, respectivamente. Vê-se que foram todos maiores que 0,05, mostrando que os valores seguem a distribuição normal com menor dispersão (coeficiente de correlação 0,9597) quando comparados aos resultados do rio Beberibe. Isso é reflexo de uma maior uniformidade no padrão para as águas subterrâneas.



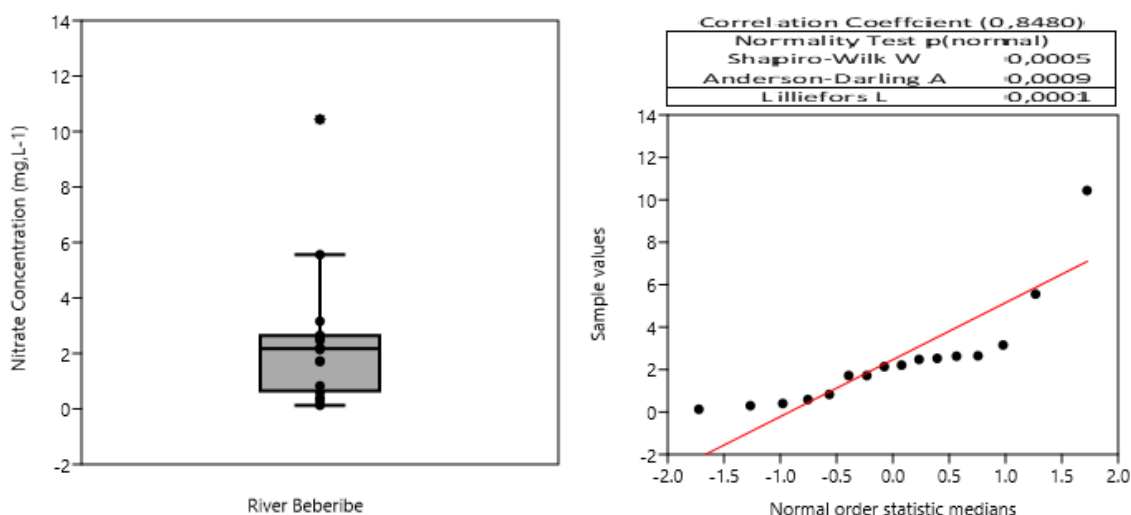


Figura 4. Box plot e teste de normalidade aplicados nas concentrações de nitrato no rio Beberibe e no Poço de Produção, de 2019 a 2022.

Em 93,33% das campanhas realizadas, os níveis de nitrato da água subterrânea foram superiores em relação aos do manancial superficial. Isso aconteceu por conta das fontes de contaminação, fossas negras, estarem a menos de 50 m do Poço de Produção, tendo em vista que nitrato possui uma grande mobilidade no meio poroso. Desse modo, já se esperava que as concentrações do composto fossem superiores às do rio. O mesmo foi observado na Ilha do Maranhão no estudo de Sousa, Oliveira e Oliveira (2022) onde a concentração do nitrato na água subterrânea variou entre 69,42 a 114,47 mg.L⁻¹. Vale ressaltar que nessa região supracitada existem 344146 domicílios e que 66%, desses, utilizam fossa séptica ou rudimentar.

A variabilidade das concentrações no nitrato com a chuva é mostrada na Figura 5. Nota-se que as precipitações influenciam no carreamento e diluição do nitrato, tanto no rio quanto na água subterrânea. O mês de maio de 2021 teve a maior precipitação média mensal do ano, com 451,2 mm. Após tal evento a concentração do rio aumentou, podendo ter acontecido pelo carreamento de impurezas, tais como: esgotos a céu aberto, resíduos domésticos e fertilizantes agrícolas provenientes de pequenas plantações próximas à calha do manancial. No poço de produção esperava-se que ocorresse a diluição. No entanto, logo após o início do período chuvoso, observou-se aumento na concentração do composto em razão do nível do lençol freático ficar mais próximo da superfície do terreno e consequentemente das fossas negras.

No inverno do ano seguinte, maio de 2022, a precipitação média mensal foi de 685,8 mm, notando-se que a concentração no rio aumentou novamente, comprovando dessa forma que após o início do período chuvoso ocorre, de fato, o

carreamento de compostos nitrogenados. Entretanto, no Poço de Produção observou-se a diluição, pois a concentração diminuiu após o início do período de inverno até o início do período de estiagem do mesmo ano. Segundo Araújo et al. (2011), Silva et al. (2014) e Bertrand et al. (2021) tal fato evidencia que a concentração de nitrato na água subterrânea pode variar conforme a intensidade das chuvas no período de inverno, ora aumentando o nível do lençol freático ao ponto de apenas facilitar a mobilidade do composto, ora potencializando a recarga do aquífero ao ponto de diluir a concentração do composto.

Nos períodos de estiagens (setembro e outubro), cujas precipitações médias mensais foram inferiores a 23 mm, conforme mostra a Figura 5, a concentração de nitrato no Poço de Produção ultrapassou o VMP. Tal fato pode ser explicado pela diminuição do nível do lençol freático e pelas fossas negras atuarem como fonte de recarga artificial acidental do aquífero no período de seca, aumentando dessa forma a concentração do composto na água subterrânea (Linhoff, 2022). No rio, durante esses mesmos períodos, observou-se estabilidade na concentração do composto, tendo em vista que as precipitações que ocorreram não foram suficientes ao ponto de carrear resíduos nitrogenados nas proximidades do manancial.

Os níveis de amônia não ionizada também foram monitorados durante o estudo, sendo que as maiores concentrações encontradas no rio variaram de 1,15 a 10,75 mg.L⁻¹, com média de 3,50 mg.L⁻¹ e desvio padrão de 3,28. Segundo a Portaria GM/MS N° 888 (Brasil, 2021), o VMP para o consumo humano é de 1,20 mg.L⁻¹, notando-se então que nos períodos de estiagem as concentrações de amônia apresentaram os maiores valores (Figura 6), em decorrência da maior

quantidade de matéria orgânica em decomposição nas águas superficiais do rio Beberibe. Além disso, a dispersão dos dados pode ser explicada pelo efeito das ações externas terem maior influência nas águas superficiais do que nas subterrâneas.

No Poço de Produção as concentrações variaram de 0,51 a 2,88 mg.L⁻¹, com média de 1,21 mg.L⁻¹ e desvio padrão de 0,49 mg.L⁻¹. De acordo com Silva et al. (2014), Huang et al. (2021) e Fan et al. (2021) as baixas concentrações se dão pelo fato das partículas do solo, principalmente os argilosos, adsorverem a amônia durante o fluxo subterrâneo. Apesar disso, no mês de setembro de 2021 e 2022, as concentrações foram de 1,56 mg.L⁻¹ e 2,88 mg.L⁻¹, respectivamente, estando acima do VMP.

Segundo Ding et al. (2021), o aumento da concentração da amônia do meio está diretamente relacionado ao pH e à temperatura. O pH mais alto faz com que haja maior formação de NH₃. Já em pH mais baixo é bastante comum encontrar amônia na forma ionizada (NH₄⁺). Assim, nos períodos de estiagem a temperatura aumenta, e isso contribui no aumento dos níveis do composto,

principalmente nas águas superficiais. Vale destacar que a amônia, além de causar danos à saúde do ser humano, ocasiona a mortandade de peixes quando atinge concentrações acima de 0,01 mg.L⁻¹.

As concentrações de nitrito na água subterrânea foram inferiores a 0,10 mg.L⁻¹, enquanto no rio os valores variaram entre 0,02 e 0,74 mg.L⁻¹, com média de 0,31 e desvio padrão de 0,24 mg.L⁻¹. Os baixos valores indicam que grande parte dos compostos nitrogenados nas amostras analisadas estão na forma de amônia não ionizada, ou seja, atingiram a estrutura molecular mais oxidada em decorrência dos processos de nitrificação para nitrato. Além disso, a instabilidade do nitrito na presença de oxigênio conforme é mostrada no estudo de Samkumpim et al. (2023), faz com que seus níveis nas águas superficiais e subterrâneas sejam bem pequenos, por isso que em todas as campanhas realizadas as concentrações ficaram abaixo do valor máximo permitido, 1,00 mg.L⁻¹, estabelecido pela portaria GM/MS N° 888 (Brasil, 2021).

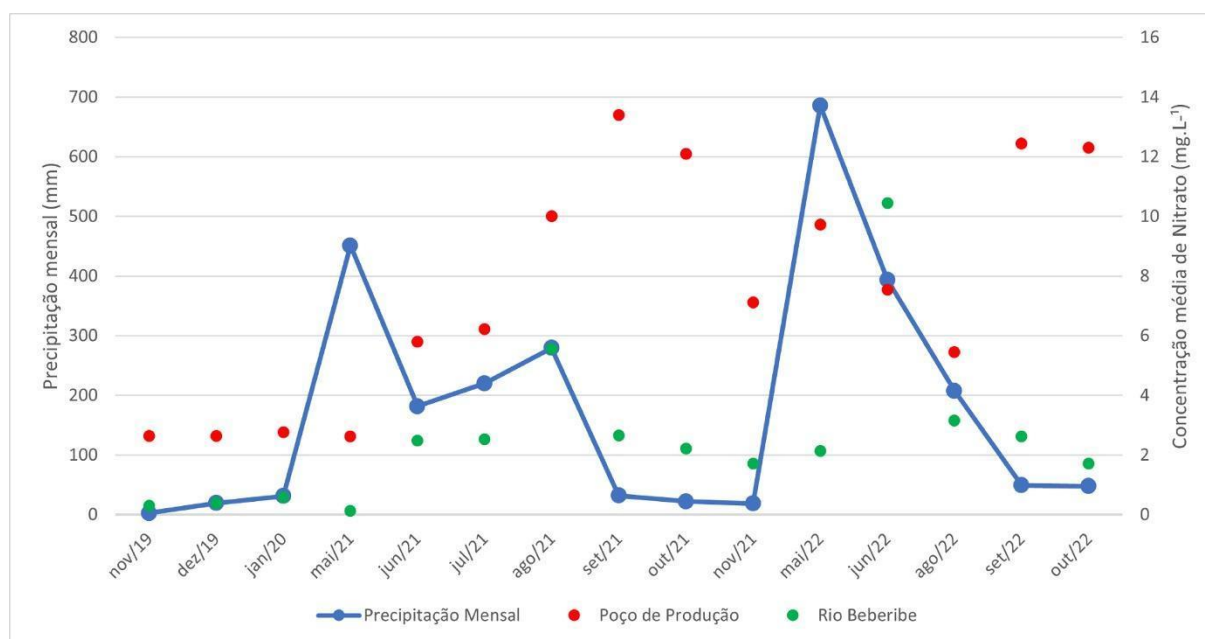


Figura 5. Precipitação versus concentração de nitrato no rio Beberibe e no poço de produção.

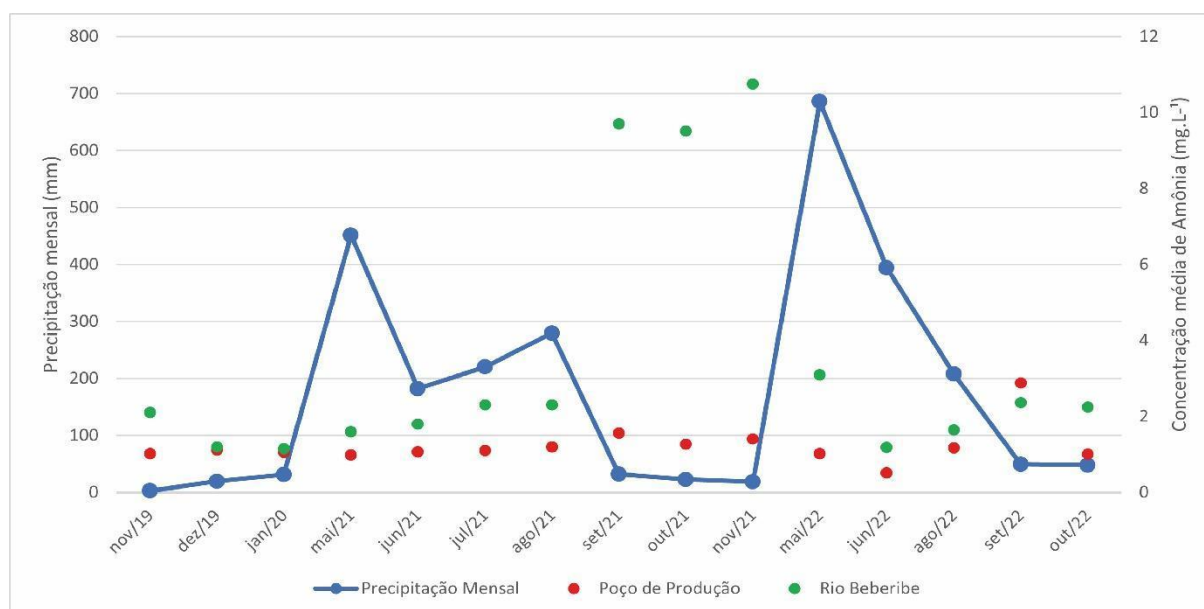


Figura 6. Precipitação versus concentração de amônia no rio Beberibe e no poço de produção.

Parâmetros Bacteriológicos

Todas as amostras do rio Beberibe que foram analisadas indicaram coliformes totais e termotolerantes. A quantidade de coliformes totais para cada 100 mL de amostra variou entre <1600 e $9,6 \times 10^{10}$ NMP/ 100 mL, enquanto os termotolerantes de <1600 a $8,5 \times 10^9$ NMP/100 mL (Tabela 2). A presença de coliformes nas águas do rio pode ser explicada pela falta de saneamento básico da comunidade do bairro de Caixa d'Água, que lança, diariamente, esgotos domésticos diretamente no manancial sem nenhum tipo de tratamento.

Destaca-se que as águas contaminadas se tornam um meio de cultura ideal quando as condições de pH, temperatura, sólidos em suspensão, minerais dissolvidos e quantidade de matéria orgânica do meio são favoráveis ao desenvolvimento da biocenose. Freitas et al. (2012) e Freitas et al. (2017) constataram a presença de vários micro-organismos patogênicos, como Protozoários (*Cryptosporidium* spp, *Giardia* spp, amebas como *Entamoeba histolytica*, *Endolimax* *nana*, e helmintos como *Ascaris lumbricoides*, *Hymenolepis* *nana*, *Hymenolepis* *diminuta*, *Ancilostomídeo*, *Strongyloides* *stercoralis*) e cianobactérias nas águas do rio Beberibe.

Tabela 2. Resultados das análises microbiológicas do rio Beberibe e do Poço de Produção, de 2019 a 2022.

Coleta	Rio Beberibe		Poço de Produção		
	Coliformes Totais	Coliformes Termot.	Coliformes Totais	Coliformes Termot.	Bactérias Heterotróf.
nov/19	$9,6 \cdot 10^{10}$	$8,5 \cdot 10^9$	Ausente	Ausente	70 UFC/ML
dez/19	<1600	<1600	Ausente	Ausente	60 UFC/mL
jan/20	<1600	<1600	Ausente	Ausente	55 UFC/mL
mai/21	>1600	>1600	Ausente	Ausente	55 UFC/mL
jun/21	$2,4 \cdot 10^7$	$2,4 \cdot 10^7$	Ausente	Ausente	1 UFC/mL
jul/21	$2,8 \cdot 10^7$	$2,8 \cdot 10^7$	Ausente	Ausente	0 UFC/mL
ago/21	$6,3 \cdot 10^4$	$4,6 \cdot 10^4$	Ausente	Ausente	0 UFC/mL
set/21	$1,6 \cdot 10^8$	$1,6 \cdot 10^8$	Ausente	Ausente	0 UFC/mL
out/21	$3,5 \cdot 10^9$	$2,5 \cdot 10^9$	Ausente	Ausente	9 UFC/mL
nov/21	$1,6 \cdot 10^{10}$	$2,8 \cdot 10^9$	Ausente	Ausente	11 UFC/mL
mai/22	$1,6 \cdot 10^8$	$1,6 \cdot 10^8$	Ausente	Ausente	0 UFC/mL
jun/22	$1,1 \cdot 10^7$	$7,0 \cdot 10^5$	Ausente	Ausente	2 UFC/mL
ago/22	$2,8 \cdot 10^7$	$2,8 \cdot 10^7$	Ausente	Ausente	15 UFC/mL
set/22	$1,4 \cdot 10^9$	$2,1 \cdot 10^8$	Ausente	Ausente	2 UFC/mL
out/22	$1,7 \cdot 10^6$	$1,7 \cdot 10^6$	Ausente	Ausente	1 UFC/mL

Nas amostras do Poço de Produção não foram detectados coliformes (Tabela 2), apesar de as fossas negras estarem localizadas a menos de 50 m do poço de produção e atuarem como uma fonte de contaminação pontual do lençol freático na área de estudo. Tal fato mostra que a filtração em margem é eficiente na remoção de coliformes totais e termotolerantes, e isso também pôde ser evidenciado nos estudos de Freitas et al. (2012), onde a concentração dos coliformes totais na água do rio Beberibe variou de 1516 a 48932 NMP/100mL, e para os coliformes termotolerantes a concentração variou de 300 a 4220 NMP/100mL. Na água do Poço de Produção, no entanto, não foi detectada nenhuma presença do grupo coliforme, ou seja, durante o fluxo subterrâneo todos os coliformes ficaram retidos no meio poroso. Assim, pode-se afirmar que o solo atua como uma barreira microbiológica para o grupo específico dos coliformes (totais e termotolerantes). Outros estudos de FM realizados fora do Brasil também apresentaram resultados satisfatórios quanto à remoção de coliformes: no rio Ganges, na Índia, redução de 99% (Dash et al., 2010); no rio Nilo, no Egito, redução de 99% e 95%, respectivamente, por Abdalla e Shamrukh (2016) e Hamdan et al. (2013); e no rio Langat, na Malásia, redução de 99% por (Shamsuddin et al., 2014); e no rio Gorganroud, no Iran, redução de 98% por Abbasi-Moghadam et al. (2021). Em laboratório, experimentos realizados em colunas também comprovam remoções superiores a 99% dos coliformes (Aziz et al., 2020).

Além das análises de coliformes, realizou-se a contagem de bactérias heterotróficas em placas nas amostras do poço de produção, a fim de se verificar uma possível contaminação bacteriana por outros grupos de bactérias. Os resultados foram bastante satisfatórios, tendo em vista que o número máximo de unidades formadoras de colônias variou entre 0 e 70 UFC/mL, ficando abaixo do valor

máximo permitido (500 UFC/mL) definido pela portaria.

Cabe salientar que as bactérias heterotróficas são responsáveis por realizar o processo de desnitrificação, sendo estas, em sua grande maioria, facultativas, isto é, em ambiente aeróbio utilizam o oxigênio como aceptor final de elétrons e em ambiente anaeróbio utilizam compostos nitrogenados (nitrato ou nitrito) para consumir matéria orgânica do meio (Santos et al., 2020; Fu et al., 2022). Nota-se uma relação direta entre as bactérias heterotróficas e a concentração de nitrato, isto significa que quanto maior for a quantidade de bactérias, maior será o consumo de nitrato do meio (Figura 7). Isso ocorre mesmo com número de colônias detectadas nas amostras do Poço de Produção sendo bastante baixo, oscilando entre 0 UFC/mL e 70 UFC/mL.

Ao observar os meses de setembro e outubro (Figura 7), as concentrações de nitrato no Poço de Produção ultrapassaram o VMP, variando de 12,09 a 13,4 mg.L⁻¹. O número de unidades formadoras de colônias foram os menores registrados, variando de 0 a 2 UFC/mL. Ainda, quando a quantidade de UFC/mL está entre 55 e 70 UFC/mL, percebe-se uma grande redução da concentração do nitrato, principalmente nas 4 primeiras campanhas realizadas. A análise estatística revelou uma correlação de Pearson de -0,798 entre os níveis de nitrato (mg/L em N) e as concentrações de bactérias heterotróficas (UFC/mL), indicando uma relação negativa forte e inversa entre os dois parâmetros. O p-valor obtido foi 0,00012, demonstrando que essa correlação é estatisticamente significativa. Sugerindo que o aumento nos níveis de nitrato está associado à redução nas concentrações de bactérias heterotróficas, ou vice-versa. A partir desses resultados é possível afirmar que a atividade bacteriana anóxica também pode influenciar nos níveis de nitrato da água subterrânea.

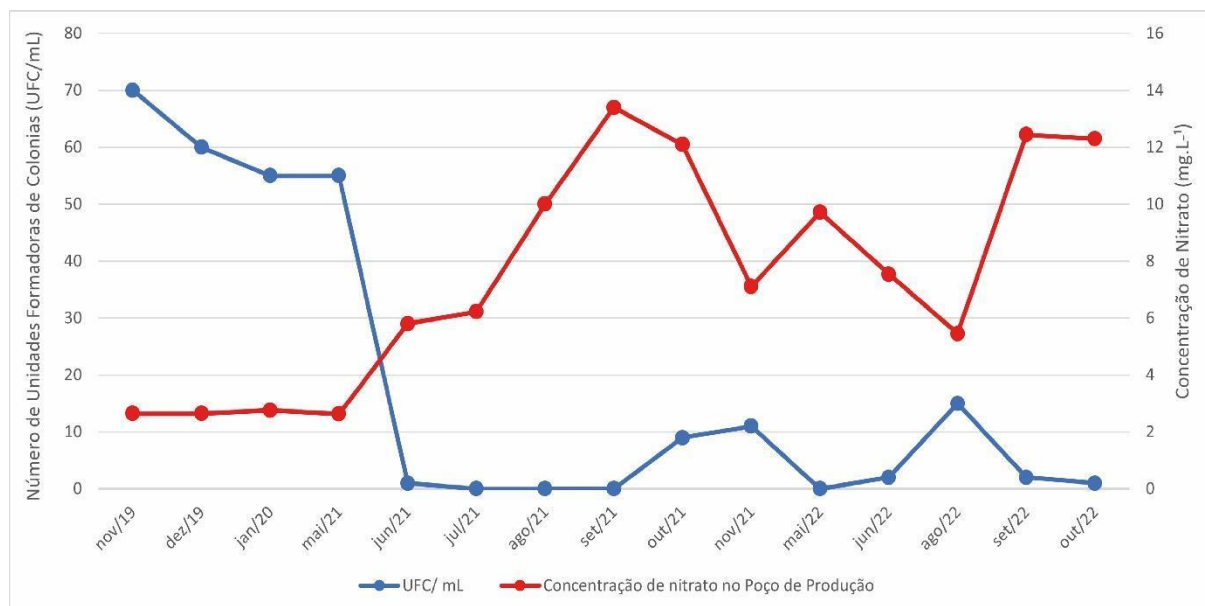


Figura 7. Consumo de nitrato em função da proliferação de bactérias heterotróficas das amostras extraídas do Poço de Produção, de 2019 a 2022.

Conclusão

A partir das análises físico-químicas e microbiológicas realizadas nas amostras do rio Beberibe e no Poço de Produção de filtração em margem, percebeu-se que a urbanização desordenada ao longo da última década no entorno da área de estudo contribuiu diretamente na contaminação do manancial subterrâneo. Tal fato foi evidenciado pelo aumento substancial dos compostos nitrogenados (nitrato, nitrito e amônia) em decorrência da falta de saneamento básico da região.

Em relação ao potencial hidrogeniônico já era esperado que a água do Poço de Produção apresentasse caráter levemente ácido tendo em vista que durante o processo de degradação da matéria orgânica existente no solo, há liberação do dióxido de carbono que faz com que o pH do meio fique acidificado. Apesar disso, o pH médio da água subterrânea ficou dentro do limite de potabilidade.

O grande número de fossas negras instaladas a menos de 50 m do Poço de Produção elevou os níveis de nitrato e amônia da água subterrânea ao ponto de ultrapassar o VMP estabelecido pela Portaria GM/MS N° 888 (Brasil, 2021). No entanto, pequenas quantidades de nitrito foram detectadas no rio e no Poço de Produção pelo fato do composto ser instável na presença de oxigênio e pela grande maioria dos compostos nitrogenados já estarem na forma de amônia não ionizada. As maiores concentrações de nitrato foram detectadas na água subterrânea justamente pelo fato do composto ter alta solubilidade e mobilidade, podendo atingir extensas áreas e profundidades.

As análises bacteriológicas (coliformes totais, termotolerantes e bactérias heterotróficas) apresentaram resultados não satisfatórios para a água do rio Beberibe, indicando contaminação fecal em 100% das amostras analisadas. No Poço de Produção não foi detectado a presença dos coliformes totais e termotolerantes, no entanto, algumas colônias de bactérias heterotróficas foram identificadas bem abaixo do máximo valor permitido (500 UFC/mL). Demonstrando dessa forma que o meio poroso atua como uma barreira biológica, pois, conseguiu remover todos os coliformes apesar das fontes de contaminação pontuais, fossas negras, estarem bem próximas do Poço de Produção.

Desse modo, nota-se que a urbanização ao longo dos últimos anos no entorno da área de estudo está afetando a eficiência do Poço de Produção, pois, os níveis dos compostos nitrogenados aumentaram consideravelmente quando comparados aos dados das outras pesquisas realizadas, principalmente, em relação à concentração do nitrato. Estima-se também que se a carga de contaminação por fossas negras aumentará ainda mais ao longo do tempo e a qualidade da água do Poço de Produção poderá ficar comprometida em relação aos padrões de potabilidade.

Agradecimentos

Os autores agradecem à FACEPE pelo apoio financeiro nas diversas fases da pesquisa, pelas bolsas de estudo e de projeto de pesquisa. Da mesma forma, os autores agradecem ao CNPQ pelo suporte financeiro nos projetos de pesquisas (Processos 461366/2014-2 e 421155/2018-3).

Também agradecem a parceria com a COMPESA em todo o desenvolvimento da pesquisa.

Referências

- Abbasi-Moghadam, H. R., Mahmoodlu, M. G., Jandaghi, N., Heshmatpour, A., & Seyed, M. (2021). River bank filtration for sustainable water supply on Gorganroud River, Iran. *Environmental Earth Sciences*, 80, 21-34.
- Abdalla, F., & Shamruk, M. (2016). Quantification of River Nile/Quaternary aquifer exchanges via riverbank filtration by hydrochemical and biological indicators, Assiut, Egypt. *Journal of Earth System Science* 125, 1697-1711.
- Abd-Elaty, I., Kuriqi, A., Ganayem, H. M., Ahmed, A., Saleh, O. K., & Garrote, L. (2023). Assessment of riverbank filtration performance for climatic change and a growing population. *Frontiers in Environmental Science*, 11, 1-14.
- Abd-Elaty, I., Saleh, O. K., Ghanayem, H. M., Zelenakova, M., & Kuriqi, A. (2022). Numerical assessment of riverbank filtration using gravel back filter to improve water quality in arid regions. *Frontiers in Earth Science*, 10, 1-13.
- Albuquerque, T. B. V. (2015). *Caracterização física e biológica da Zona Hiporreica na interação rio-aquífero no Rio Beberibe: Pernambuco* [Tese de doutorado, Universidade Federal de Pernambuco]. Recife.
- Ansari, Z. Z., & Akhmatov, S. V. (2020). Impacts of water pollution on human health: A case study of New Delhi, India.
- APAC. Agência Pernambucana de Águas e Climas (2025). *Bacias hidrográficas*. Disponível em: http://www.apac.pe.gov.br/pagina.php?page_id=5&subpage_id=14. Acesso em: fev/2025.
- APAC. Agência Pernambucana de Águas e Clima. (2002). *Estudo Hidrogeológico de Recife – Olinda- Camaragibe – Jaboatão (HIDROREC II) – Relatório Final – Tomo I*. Governo do Estado de Pernambuco, Secretaria de Recursos Hídricos.
- APHA - American Public Health Association. (2017). *Standard methods for the examination of water and wastewater* (23th ed.). Washington: American Public Health Association.
- Araújo, P. P., Oliveira, F. A., Cavalcante, I. N., Queiroz, J. C. B., Carneiro, B. S., & Tancredi, A. C. F. N. S. (2011). Classificação hidroquímica e contaminação por nitrato no aquífero livre Barreiras na bacia do rio Capitão Pocinho, região do médio rio Guamá, na Amazônia oriental. *Ambi-Água, Taubaté*, 6, 266-281.
- Aziz, H. A., Ibrahim, N., Alazaiza, M. Y. D., & Win, C. K. (2020). The removal efficiency of total coliform, *Escherichia coli*, suspended solids, UV254 and colour using Zeliac filter in riverbank filtration system. *Water Quality Research Journal*, 55(1), 24-35.
- Ben Nasr, W., Huneau, F., Trabelsi, R., Zouari, K., Garel, E., & Leydier, T. (2024). Emerging organic compounds as markers of the degradation of groundwater qualitative and quantitative equilibrium in a context of rapid urban expansion. *Science of the Total Environment*, 915, 170068.
- Bertrand, G. F., Paiva, A. L. R., De Araújo Freitas, J. B., Cabral, J. J. S. P., Veras, T. B., & Carvalho Filho, J. J. A. (2021). River bank filtration in tropical metropolises: integrated evaluation of physical, geochemical and biochemical interactions in Recife, NE Brazil. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 19, 5803-5818.
- Bodrud-Doza, M., Islam, S., Rume, T., Quraishi, S., Rahman, S., & Bhuiyan, M. (2020). Groundwater quality and human health risk assessment for safe and sustainable water supply of Dhaka City dwellers in Bangladesh. *Groundwater for Sustainable Development*, 100374.
- Braga, E. A. S., Romero, F. B., De Aquino, M. D., & Mendes, L. S. A. dos S. (2021). Identificação do tipo de acidez responsável pela agressividade de águas subterrâneas. *Águas Subterrâneas*, 35, 1-7.
- Brasil. Ministério da Saúde. Gabinete do Ministro. (2021). *Portaria GM/MS nº 888, de 4 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.
- Campos, H. L. (2010). O Rio Beberibe e sua importância para o abastecimento de água da Região Metropolitana do Recife–RMR: uma perspectiva histórica. *Clio-Revista de Pesquisa Histórica* (ISSN 0102-9487), (26.1).
- Carvalho Filho, J. A. A., Da Cruz, H. M., Fernandes, B. S., Motteran, F., De Paiva, A. L. R., & Cabral, J. J. D. S. P. (2022). Efficiency of the bank filtration technique for diclofenac removal: A review. *Environmental Pollution*, 118916.
- Covatti, G., & Grischek, T. (2021). Sources and behavior of ammonium during riverbank filtration. *Water Research*, 191, 116788.
- Dash, R. R., Prakash, P. B., Kumar, P., Mehrotra, I., Sandhu, C., & Grischek, T. (2010). River

- bank filtration in Haridwar, India: removal of turbidity, organics and bacteria. *Hydrogeology Journal*, 18(4), 973.
- Ding, T., Du, S., Huang, Z., Wang, Z., Zhang, J., Zhang, Y., Liu, S., & He, L. (2021). Water quality criteria and ecological risk assessment for ammonia in the Shaying River Basin, China. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 215, 112141.
- Ebrahimi, S., & Roberts, D. J. (2013). Sustainable nitrate-contaminated water treatment using multi cycle ion-exchange/bioregeneration of nitrate selective resin. *Journal of Hazardous Materials*, 262, 539-544.
- EMLURB. Empresa de Manutenção e Limpeza Urbana. (2016). *Plano Diretor de Drenagem e Manejo das Águas Urbanas do Recife: Relatório do diagnóstico do sistema de drenagem existente*. Recife: ABF Engenharia LTDA. 333p.
- Emmendoerfer, M. L. (2020). *Avaliação da filtração em margem de lago como pré-tratamento para uma ETA convencional em operação: procedimentos para escolha do local, implantação e operação do sistema* [Tese de doutorado, Universidade Federal de Santa Catarina]. Florianópolis.
- Estrada-Rivera, A., Fonseca, D., Mora, T., Suastegui, W., Bravo, C., Vega, R., Perales, J., & Handal-Silva, A. (2022). The Impact of Urbanization on Water Quality: Case Study on the Alto Atoyac Basin in Puebla, Mexico. *Sustainability*, 14(2), 667.
- Fan, X., Xue, Q., Liu, S., Tang, J., Qiao, J., Huang, Y., Sun, J., & Liu, N. (2021). The influence of soil particle size distribution and clay minerals on ammonium nitrogen in weathered crust elution-deposited rare earth tailing. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 208, 111663.
- Feitosa, F. A. C., & Manoel Filho, J. (2000). *Hidrogeologia: Conceitos e aplicações* (2ª ed.). CPRM/REFO, LABHID-UFPE.
- Foster, S. S. D. (1998). Groundwater recharge and pollution vulnerability of British aquifers: a critical overview. *Geological Society, London, Special Publications*, 130(1), 7-22.
- Freitas, D. A. (2010). *O emprego da técnica de filtração em margem para tratamento de água no rio Beberibe, Região Metropolitana do Recife* [Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Pernambuco].
- Freitas, D. A., Cabral, J. J. S. P., Paiva, A. L. R., & Molica, R. J. R. (2012). Application of bank filtration technology for water quality improvement in a warm climate: a case study at Beberibe River in Brazil. *Journal of Water Supply: Research and Technology - AQUA*, 61(5), 319-330.
- Freitas, D. A., Cabral, J. J. S. P., Rocha, F. J. S., Paiva, A. L. R., Sens, M. L., & Veras, T. B. (2017). Cryptosporidium spp. and Giardia spp. removal by bank filtration at Beberibe River, Brazil. *River Research and Applications*, 33(7), 1079-1087.
- Freitas, J. B. A., Cabral, J. J. D. S. P., Paiva, A. L. R., Santos, S. N., & Nascimento Silva, N. B. (2018). A técnica de filtração em margem: histórico de aplicação no mundo e experiências brasileiras. *Revista Brasileira de Meio Ambiente*, 4(1).
- Fu, X., Hou, R., Yang, P., Qian, S., Feng, Z., Chen, Z., Wang, F., Yuan, R., Chen, H., & Zhou, B. (2022). Application of external carbon source in heterotrophic denitrification of domestic sewage: A review. *Science of The Total Environment*, 817, 153061.
- Grischek, T., Schoenheinz, D., Syhre, C., & Saupe, K. (2010). Impact of decreasing water demand on bank filtration in Saxony, Germany. *Drinking Water Engineering and Science*, 3(1), 11.
- Guedes, T. L., Souza, F. H. de, Ghisi, D. B., Perez, A. B. A., Dalsasso, R. L., & Sens, M. L. (2019). Aplicação da filtração em margem de rio como alternativa de tratamento de água para comunidades isoladas. *Revista DAE*, 67, 84-94.
- Hamdan, A. M., Sensoy, M. M., & Mansour, M. S. (2013). Evaluating the effectiveness of bank infiltration process in New Aswan City, Egypt. *Arabian Journal of Geosciences*, 6, 4155-4165.
- Handl, S., Kutlucinar, K. G., Allabashi, R., Troyer, C., Mayr, E., Langergraber, G., Hann, S., & Perfler, R. (2023). Importance of hydraulic travel time for the evaluation of organic compounds removal in bank filtration. *Chemosphere*, 317, 137852.
- Hegazy, M. H., Essam, A., Elnaggar, A. Y., & Hussein, E. E. (2021). Heavy metal removal from the water of the River Nile using riverbank filtration. *Water*, 13, 3642-3653.
- Hirata, R. (1994). *Fundamentos e estratégias de proteção e controle da qualidade das águas subterrâneas: estudo de casos no estado de São Paulo* [Tese de doutorado, Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo]. São Paulo.
- Hirata, R., & Fernandes, A. J. (2008). Vulnerabilidade à poluição de aquíferos. *Hidrogeologia*, 405-424.
- Hu, B., Teng, Y., Zhai, Y., Zuo, R., Li, J., & Chen, H. (2016). Riverbank filtration in China: A review and perspective. *Journal of Hydrology*, 541, 914-927.

- Huang, S., Feng, J., Yu, J., Wang, Y., Liu, J., Chi, R., & Hou, H. (2021). Adsorption and desorption performances of ammonium on the weathered crust elution-deposited rare earth ore. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects* 613, 126139.
- Karakurt, S., Schmid, L., Hübner, U., & Drewes, J. E. (2019). Dynamics of wastewater effluent contributions in streams and impacts on drinking water supply via riverbank filtration in Germany - A national reconnaissance. *Environmental Science & Technology*, 53(11), 6154-6161.
- Kilinç, O. O., Ayan, A., Çelik, B. A., Çelik, O. Y., Yuksek, N., Akyildiz, G., & Oguz, F. E. (2023). The investigation of giardiasis (foodborne and waterborne diseases) in buffaloes in Van region, Türkiye: First molecular report of *Giardia duodenalis* assemblage B from buffaloes. *Pathogens*, 12, 1-9.
- Knabe, D., Guadagnini, A., Riva, M., & Engelhardt, I. (2021). Uncertainty analysis and identification of key parameters controlling bacteria transport within a riverbank filtration scenario. *Water Resources Research*, 57, 1-24.
- Lin, L., Yang, H., & Xu, X. (2022). Effects of water pollution on human health and disease heterogeneity: A review. *Frontiers in Environmental Science*, 10, 1-16.
- Linhoff, B. (2022). Deciphering natural and anthropogenic nitrate and recharge sources in arid region groundwater. *Science of The Total Environment*, 848, 157345.
- Mendonça, T. P., Petreca, W. L., & de Souza, A. D. (2020). Autodepuração de corpos hídricos: estudo do lançamento de esgoto doméstico no rio Lambari (Poços de Caldas/MG). *Geoambiente Online*, 36, 85-10.
- Nascimento, S. S., Oliveira, M. A., Albuquerque, N. J. C., & Neto, F. C. R. (2025). Seasonal effects on hyporheic meiofauna structuring in sites with low and high urbanization in a South American tropical river. *Journal of Environmental Analysis and Progress*, 10(1), 031-043.
- Noh, J. H., So, S. H., Park, J. W., Kim, S. Y., Song, K. G., Choi, J., Kim, G. B., Son, H., Kim, H., & Maeng, S. K. (2022). An assessment of the effectiveness of riverbank filtration in a sewage plant effluent-impacted river using a full-scale horizontal well. *Water*, 14, 1-12.
- Nyenje, P. M., Ocoromac, D., Tumwesige, S., Ascott, M. J., Sorensen, J. P. R., Newell, A. J., MacDonald, D. W. J., Goody, D. C., Tindimugaya, C., Kulabako, R. N., Japworth, D. J., & Foppen, J. W. (2022). Hydrogeology of an urban weathered basement aquifer in Kampala, Uganda. *Hydrogeology Journal*, 30, 1469-1487.
- Onohuean, H., & Nwodo, U. U. (2023). Demographic dynamics of waterborne disease and perceived associated WASH factors in Bushenyi and Sheema districts of South-Western Uganda. *Environmental Monitoring and Assessment*, 195, 1-22.
- Paiva, A. L. R., Cabral, J. J. D. S. P., Demétrio, J. G. A., & Sobral, M. D. C. M. (2010). Filtração em margem para indução de recarga e melhoria da qualidade de água—Estudo de caso: Rio Beberibe. *Águas Subterrâneas*, 24(1).
- Peixoto, F. S., & Cavalcante, I. N. (2021). Influência de sistemas estáticos de esgotamento sanitário nas concentrações de compostos nitrogenados em aquíferos livres. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, 26(2), 273-281.
- Pernambuco - Governo do Estado de Pernambuco. (1998). SECTMA – Secretaria de Ciência, Tecnologia e Meio Ambiente. *Plano Estadual de Recursos Hídricos - PERH*. Recife – PE.
- Poojitha, S. N., Hari Prasad, K. S., & Ojha, C. S. P. (2022). Effect of clogging on riverbank filtration: An experimental analysis using Ganges riverbed sediment. *Journal of Hazardous, Toxic, and Radioactive Waste*, 26, 1-11.
- PROSAR - Projeto de Saneamento Rural De Pernambuco – PROSAR/PE (2023). GOVERNO DE PERNAMBUCO. (2023, 05 de setembro). *Marco de Gestão Ambiental e Social (MGAS)*. Recife. https://www.apac.pe.gov.br/images/PROSAR_PE_-_Marco_de_Gest%C3%A3o_Ambiental_e_Social.pdf
- Rahman, A., Mondal, N. C., & Tiwari, K. K. (2021). Anthropogenic nitrate in groundwater and its health risks in the view of background concentration in a semi arid area of Rajasthan, India. *Scientific Reports*, 11, 9279.
- Ray, C., Grischek, T., Schubert, J., Wang, J. Z., & Speth, T. F. (2002). A perspective of riverbank filtration. *Journal-American Water Works Association*, 94(4), 149-160.
- Reginato, P. A. R., Pletsch, J. S., Vargas, T., & Carlos, F. S. (2024). Variações de pH e CE na hidroquímica das águas minerais do Sistema Aquífero Serra Geral (SASG) envasadas no Estado do Rio Grande do Sul. *Águas Subterrâneas*, 38(1), e-30253.
- RIMA - Relatório de Impacto Ambiental. (2012). *Projeto de Navegabilidade dos rios Capibaribe e Beberibe, Recife/Olinda* - Pernambuco – Brasil, 31-32.

- Rocha, S., & Marques, E. (2016). Caracterização Hidrogeológica de um Sistema de Filtração em Margem de Lago. *Anuário do Instituto de Geociências – UFRJ*, 38(1), 133-141.
- Romero, L. G., Pizzolatti, B. S., Soares, M. B. D., Michelin, D. C. D. G. S., & Sens, M. L. (2010). Bank filtration: Application in rural areas. Case studies in Santa Catarina, Brazil. In *21st Century Watershed Technology: Improving Water Quality and Environment Conference Proceedings*, 21-24 February 2010, Universidad EARTH, Costa Rica. American Society of Agricultural and Biological Engineers, p. 1.
- Romero-Esquivel, L. G., Grischek, T., Pizzolatti, B. S., Mondardo, R. I., & Sens, M. L. (2017). Bank filtration in a coastal lake in South Brazil: water quality, natural organic matter (NOM) and redox conditions study. *Clean Technologies and Environmental Policy*, 19.
- Rusydi, A. F., Onodera, S.-I., Saito, M., Hyodo, F., Maeda, M., Sugianti, K., & Wibawa, S. (2021). Potential Sources of Ammonium-Nitrogen in the Coastal Groundwater Determined from a Combined Analysis of Nitrogen Isotope, Biological and Geological Parameters, and Land Use. *Water*, 13(1), 25.
- Samkumpim, T., Alahmad, W., Tabini, H., Varanusupakul, P., & Kraiya, C. (2023). Application of oxygen scavengers in gel electromembrane extraction: A green methodology for simultaneous determination of nitrate and nitrite in sausage samples. *Food Chemistry*, 422, 136190.
- Santos, C. R. L., Silva, G. M., Santana, K. C. S., Lafayette, K. P. V., & Silva, S. R. (2022). Drenagem urbana: uma análise de vazão de cheia para a sub-bacia do Rio Beberibe utilizando o modelo ABC6. *Revista Brasileira de Geografia Física*, 15, 2104-2120.
- Santos, E. V. M., Silva Filho, H. A., Haandel, A. C. V., & Sousa, J. T. (2020). Capacidade metabólica de bactérias heterotróficas de sistemas de lodo ativado em ambientes aeróbios e anóxicos. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, 25, 41-50.
- Santos, L. L., Cabral, J. S. P., Cirilo, J. A., Freitas, D. A., Sens, M. L., Aragão, R., & Barros, T. H. (2014). Aplicação da tecnologia de filtração em margem para população difusa no Semiárido Pernambucano. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, 19(4), 49-58.
- Schmidt, K., Bau, M., Merschel, G., & Tepe, N. (2019). Anthropogenic gadolinium in tap water and in tap water-based beverages from fast-food franchises in six major cities in Germany. *Science of The Total Environment*, 687, 1401-1408.
- Shamsuddin, M. K. N., Sulaiman, W. N. A., Suratman, S., Zakaria, M. P., & Samudung, K. (2014). Groundwater and surface-water utilization using a bank infiltration technique in Malaysia. *Hydrogeology Journal*, 22, 543-564.
- Silva, D.D., Migliorini, R.B., Silva, E.C., Lima, Z.M., Moura, I.B. (2014). Falta de saneamento básico e as águas subterrâneas em aquífero freático: região do Bairro Pedra Noventa, Cuiabá (MT). *Engenharia Sanitária Ambiental* 19, 43-52.
- Silva, A. B., Brito, J. M., Silva, R. A., Braz, A. S., & Silva, E. D. (2017). Parâmetros físico-químicos da água utilizada para consumo em poços artesianos na cidade de Remigio-PB. *Águas Subterrâneas*, 31, 109-118.
- Silva, D. F., Cavalcante, I. B. S., Almeida, H. R. R. de C., Souza Neto, P. F., & Galvêncio, J. D. (2023). Relação de coerência e fase entre eventos extremos de precipitação em Maceió e variabilidade climática global. In M. dos S. Barbosa, R. L. da Silva, & R. G. Mello (Orgs.), *Práticas e pesquisas aplicadas em ciências exatas* (Vol. 2, pp. 20-38). Publicar. <https://editorapublicar.com.br/ojs/index.php/publicacoes/article/view/181/173>
- Silva, R. A., Santos, R. C., & Ferreira, L. O. (2019). Avaliação da concentração de nitrato em águas subterrâneas de poços das regiões de Assis e Marília, São Paulo. *Vigilância Sanitária em Debate*, 7, 102-106.
- Silva, T. R., Leitão, T. E., Lima, M. M., Martins, T. N., Oliveira, M. M., Albuquerque, M. S., & Costa, W. D. (2021). Hydrogeochemistry and isotope compositions of multi-layered aquifer systems in the Recife Metropolitan Region, Pernambuco (NE Brazil): An integrated approach using multivariate statistical analyses. *Journal of South American Earth Sciences*, 109, 103323.
- Sousa, M. B. C., Oliveira, E. A. Q., & Oliveira, A. L. (2022). Saneamento básico reflexos da rede de distribuição de água na saúde de um município do interior do Tocantins. *GEPEC*, 26, 189-206.
- Tabor, R., Almhawish, N., Aladhan, I., Tarnas, M., Sullivan, R., Karah, N., Zeitoun, M., Ratnayake, R., & Abbata, A. (2023). Disruption to water supply and waterborne communicable diseases in northeast Syria: a spatiotemporal analysis. *Conflict and Health*, 17, 1-15.
- Venancio, L. O., Gomes, D. F., Freire, G. S., & Neto, I. O. (2020). Monitoramento da qualidade e hidrogeoquímica das águas subterrâneas do setor noroeste da região metropolitana de

- Fortaleza/CE. *Geochimica Brasiliensis*, 34, 138-160.
- Ventura, N. G., Bonifácio, I. R. O., & Bastos, F. H. (2022). O Estudo da cidade e da urbanização brasileira para o ensino de geografia no ensino fundamental. *Revista Verde Grande*, 2, 288-300.
- Waddington, H. S., Masset, E., Bick, S., & Cairncross, S. (2023). Impact on childhood mortality of interventions to improve drinking water, sanitation, and hygiene (WASH) to households: Systematic review and meta-analysis. *PLOS Medicine*, 20, 1-31.
- Wahaab, R. A., Salah, A., & Grischek, T. (2019). Water Quality Changes during the Initial Operating Phase of Riverbank Filtration Sites in Upper Egypt. *Water*, 11, 1-18.
- Wakejo, W., Meshasha, B., Habtu, N., & Mekonnen, Y. (2022). Anthropogenic nitrate contamination of water resources in Ethiopia: an overview. *Water Supply*, 22(11), 8157-8172.
- Zeferino, J., Paiva, M., Carvalho, M. D. R., Carvalho, J. M., & Almeida, C. (2022). Long term effectiveness of wellhead protection areas. *Water*, 14(7), 1063.
- Zhao, Y., Zhang, B., Feng, C., Huang, F., Zhang, P., Zhang, Z., Yang, Y., & Sugiura, N. (2012). Behavior of autotrophic denitrification and heterotrophic denitrification in an intensified biofilm-electrode reactor for nitrate-contaminated drinking water treatment. *Bioresource Technology*, 107, 159-165.