



**NATÁLIA VIEIRA CORTEZ**

**OZONIZAÇÃO COMO UMA FERRAMENTA ALTERNATIVA  
NO TRATAMENTO DE ÁGUA SUBTERRÂNEA NA BACIA  
HIDROGRÁFICA DO RIO SAPUCAÍ/MG: INFLUÊNCIA DA  
QUALIDADE DE ÁGUA FERRUGINOSA**

**LAVRAS - MG  
2023**

**NATÁLIA VIEIRA CORTEZ**

**OZONIZAÇÃO COMO UMA FERRAMENTA ALTERNATIVA NO TRATAMENTO  
DE ÁGUA SUBTERRÂNEA NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO SAPUCAÍ/MG:  
INFLUÊNCIA DA QUALIDADE DE ÁGUA FERRUGINOSA**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação do Mestrado Profissional em Tecnologias e Inovações Ambientais, área de concentração em Gestão de Resíduos e Efluentes, para a obtenção do título de Mestre.

Dra. Camila Silva Franco  
Orientadora

**LAVRAS - MG  
2023**

**Ficha catalográfica elaborada pelo Sistema de Geração de Ficha Catalográfica da Biblioteca  
Universitária da UFLA, com dados informados pelo(a) próprio(a) autor(a).**

Cortez, Natália Vieira.

Ozonização como uma ferramenta alternativa no tratamento de  
água subterrânea na bacia hidrográfica do Rio Sapucaí/MG:  
influência da qualidade de água ferruginosa / Natália Vieira Cortez.  
- 2023.

72 p. : il.

Orientador(a): Camila Silva Franco.

Dissertação (mestrado profissional) - Universidade Federal de  
Lavras, 2023.

Bibliografia.

1. Qualidade da água. 2. Poço Artesiano. 3. Ozônio. I. Franco,  
Camila Silva. II. Título.

**NATÁLIA VIEIRA CORTEZ**

**OZONIZAÇÃO COMO UMA FERRAMENTA ALTERNATIVA NO TRATAMENTO  
DE ÁGUA SUBTERRÂNEA NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO SAPUCAÍ/MG:  
INFLUÊNCIA DA QUALIDADE DE ÁGUA FERRUGINOSA**

**OZONIZATION AS AN ALTERNATIVE TOOL IN GROUNDWATER TREATMENT  
IN THE SAPUCAÍ RIVER HYDROGRAPHIC BASIN/MG: INFLUENCE OF  
FERRUGINOUS WATER QUALITY**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação do Mestrado Profissional em Tecnologias e Inovações Ambientais, área de concentração em Gestão de Resíduos e Efluentes, para a obtenção do título de Mestre.

Aprovada em 19 de abril de 2023.

Dr (a) Luciene Alves Batista Siniscalchi UFLA

Dr (a) Paula Peixoto Assemany UFLA

Dr. Jacineumo Falcão de Oliveira UFERSA

Dra. Camila Silva Franco  
Orientadora

**LAVRAS - MG  
2023**

*Ao meu amado marido, com todo meu amor e gratidão, por ser exemplo de determinação e comprometimento, e por ser presente e incentivador dos meus sonhos.*

*DEDICO*

## AGRADECIMENTOS

À Deus, por toda graça, misericórdia e força em meus dias.

Ao meu querido marido, Felipe, por todo seu suporte, paciência e exemplo.

Aos meus pais e minha irmã, pelo amor e carinho durante a jornada. Aos meus familiares e amigos, que sempre torceram por mim. Em especial a minha amiga Mary, por todo apoio, ajuda e ensinamento, neste desafio.

A minha co-orientadora, em especial, professora Dr<sup>a</sup> Luciene Alves Batista Siniscalchi, por toda dedicação, atenção, orientação, e por todo conhecimento compartilhado. A professora Dr<sup>a</sup> Camila Silva Franco, por sua disponibilidade e compreensão em aceitar ser minha orientadora e por todo seu exemplo. Também agradeço a todos os professores que fizeram parte da minha formação acadêmica.

Aos amigos da empresa Garcia Monaco Consultoria Ambiental, Maria Angela e André Damazio, pela disponibilização do tema de estudo e por todo apoio, disponibilidade, atenção e ensinamentos durante esta jornada.

A todos os colegas, alunos da pós-graduação do PPGTIA.

Aos professores Dr<sup>a</sup> Paula Assemany e Dr. Jacineumo Falcão (UFERSA), por aceitarem o convite para compor minha banca de defesa e por contribuírem com grande conhecimento em minha dissertação.

Aos técnicos do Laboratório de Análises de Água do Departamento de Engenharia Ambiental (LAADAM) e da Bioprolab Laboratório de Controle de Qualidade Ltda.

À Universidade Federal de Lavras, especialmente ao Programa de Pós-Graduação em Tecnologias e Inovações Ambientais pela oportunidade de crescimento profissional e pessoal.

*“Tudo posso Naquele que me fortalece.” (Filipenses 4, 13)*

## RESUMO

Enquanto essencial para a manutenção da vida e atividades humanas, o consumo de água é significativamente demandado em todo o planeta, o que tem afetado drasticamente a qualidade e quantidade da água superficial. Tal demanda tem sido ainda mais acelerada com o aumento populacional, a urbanização desordenada e a expansão agrícola e industrial. Neste cenário, a captação de água em poços subterrâneos se apresenta como uma potencial alternativa à escassez de água superficial em todo o mundo. No entanto, muitos usuários de águas subterrâneas têm se deparado com uma situação bioquimicamente complexa, a presença de alta concentração de ferro, denominada de água ferruginosa, como é o caso da região do sul de Minas Gerais. Este mineral, abundante no planeta, quando em excesso na água de abastecimento ocasiona diversos problemas aos consumidores, como danos em equipamentos hidráulicos, entupimentos, corrosão, alteração de cor, sabor e odor da água, manchas em roupas e em aparelhos sanitários, interrupção do fornecimento de água, perda do poço, entre outros. Diante do exposto, este trabalho se propôs a realizar uma investigação experimental preliminar em um poço artesiano, situado na bacia hidrográfica do Alto Rio Sapucaí, no sul de Minas Gerais. Investigação relacionada a remoção do ferro de água subterrânea ferruginosa, bem como de outras variáveis químicas, físicas e microbiológicas, a saber cor, turbidez, pH, ferro II e ferro III, manganês, coliformes totais e fecais e ferrobactérias, por meio da técnica de ozonização, como uma solução alternativa, tecnologia esta que apresenta grande destaque nos últimos anos. O ozônio como um poderoso agente oxidante, foi utilizado neste estudo, na dose de 1,3 gO<sub>3</sub>/h, e amostras foram analisadas em 4 diferentes tempos, os quais foram, tempo inicial (t<sub>0</sub>), após 10 minutos (t<sub>1</sub>), após 20 minutos (t<sub>2</sub>) e após 30 minutos (t<sub>3</sub>), com a intenção de obter concentrações das variáveis abaixo dos seus valores-limite para água potável. Os resultados mostraram que a ozonização apresenta eficiência de 100% na remoção de coliformes totais e termotolerantes, nos primeiros dez (10) minutos de exposição, atendendo assim aos padrões de potabilidade da Portaria GM/MS n° 888/2021. Após tempo de exposição de 30 minutos, observou-se que a variável cor apresentou redução de 22,37%, da turbidez de 6,35%, da oxidação de ferro II a ferro III de 100%, de manganês de 28,33% e aumento da variável pH em 27,16%. Embora a ozonização tenha causado redução nos valores das variáveis estudadas, a técnica não foi suficiente para atingir o máximo permitido pela Portaria. De forma geral, o método de ozonização proposto para este estudo, e aplicado na água subterrânea fornecida por este poço não foi eficiente para permitir o uso desta água para fins de potabilidade, o que não impede o uso da mesma em atividades humanas menos nobres, uma vez que a água ozonizada não apresentou contaminação bacteriológica como a água bruta.

**Palavras-chave:** Qualidade da água. Poço Artesiano. Ozônio. Variáveis.

## ABSTRACT

Although essential for the conservation of life and human activities, water consumption is significantly demanded across the planet, which has drastically affected its quality and quantity of surface water. Such demand has accelerated more with population growth, disorderly urbanization and agricultural and industrial expansion. In this scenario, the abstraction of water from underground wells presents itself as a potential alternative to saving water worldwide. However, many users of groundwater have been faced with a biochemically complex situation, the presence of a high concentration of iron, called ferruginous water, as is the case in the southern region of Minas Gerais. This mineral, abundant on the planet, when in excess in the water supply causes several problems for consumers, such as damage to hydraulic equipment, clogging, obstruction, color change, taste and odor of water, stains on clothes and sanitary appliances, interruption of water supply, loss of the well, among others. Considering the information previously presented, this work proposed to carry out a preliminary experimental investigation, in an artesian well, located in the hydrographic basin of the Alto Rio Sapucaí, in the south of Minas Gerais, related to the removal of iron from ferruginous underground water, as well as other chemical substances, physical and microbiological variables, namely color, turbidity, pH, iron II and iron III, manganese, total and fecal coliforms and iron bacteria, through the ozonation technique, as an alternative solution, a technology that has been highlighted in recent years. Ozone, as a powerful oxidizing agent, was used in this study at a dose of 1.3 gO<sub>3</sub>/h, and was observed at 4 different times, namely, initial time (t<sub>0</sub>), after 10 minutes (t<sub>1</sub>), after 20 minutes (t<sub>2</sub>) and after 30 minutes (t<sub>3</sub>), to obtain concentrations below their limit values for drinking water. The results surprised that ozonation presents 100% efficiency in eradicating the thermotolerant and total bacteria studied, in the first 10 minutes of exposure, thus meeting the potability standards of Ordinance GM/MS n° 888/2021. After an exposure time of 30 minutes, it can be observed that the variable color presents a reduction of 22.37%, of turbidity of 6.35%, of the presentation of iron II to iron III of 100%, of manganese of 28.33% and increase of the pH variable by 27.16%. Although ozonation caused a reduction in the values of the previous variables, it was not enough to reach the maximum allowed by the Ordinance, only the manganese variable. In general, the ozonation method proposed for this study, and applied to the groundwater supplied by this well, was not efficient in allowing the use of this water for drinking purposes, which does not prevent its use in less noble human activities, since this ozonized water does not present bacteriological contamination like raw water.

**Keywords:** Water quality. Artesian well. Ozone. Variables.

## SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO .....	10
2	OBJETIVOS.....	12
2.1	Objetivo geral.....	12
2.2	Objetivos específicos .....	12
3	REFERENCIAL TEÓRICO .....	13
3.1	Água .....	13
3.1.1	Cenário da água no mundo.....	13
3.1.2	Água subterrânea.....	14
3.1.3	Água subterrânea no Brasil .....	16
3.1.4	Fatores que influenciam a qualidade da água subterrânea .....	16
3.2	Qualidade das águas .....	20
3.2.1	Variáveis de qualidade da água subterrânea .....	21
3.2.2	Variáveis físicas .....	22
3.2.3	Variáveis químicas .....	23
3.2.4	Variáveis microbiológicas.....	25
3.3	Principais técnicas de desinfecção em poços subterrâneos.....	26
3.3.1	Desinfecção de água.....	27
3.3.2	Cloração .....	28
3.3.3	Osmose Reversa .....	29
3.3.4	Radiação Ultra Violeta.....	30
3.3.5	Ozonização.....	31
4	MATERIAIS E MÉTODOS .....	37
4.1	Área estudo.....	37
4.2	Amostragem .....	38
4.3	Equipamentos e operação do sistema.....	39
4.4	Ozonização e amostras.....	43
4.5	Análises físicas, químicas e microbiológicas.....	45
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO .....	46
5.3	Potencial Hidrogeniônico (pH).....	50
5.4	Ferro .....	51
5.5	Manganês.....	54
5.6	Coliformes Totais e Termotolerantes .....	56
5.7	Ferrobactérias .....	58
6	CONCLUSÃO.....	59
	REFERÊNCIAS .....	60

## 1 INTRODUÇÃO

Um aumento significativo no consumo de água tem sido percebido em todo o planeta, o qual tende a acentuar-se no futuro próximo. A água subterrânea é o recurso natural mais extraído do subsolo brasileiro. Estima-se que o total de água bombeada seja de aproximadamente 17.580 Mm<sup>3</sup>/ano (557 m<sup>3</sup>/s), ou seja, volume suficiente para abastecer, a cada ano, a população atual brasileira, ou 10 regiões metropolitanas do porte de São Paulo, o equivalente a 217 milhões de pessoas. Estes dados transformam o Brasil em um usuário significativo de águas dentro do contexto mundial (HIRATA *et al.*, 2019).

A qualidade e a quantidade das águas utilizadas para o abastecimento público têm sido seriamente alteradas, degradadas e contaminadas, devido principalmente, ao aumento populacional, ao processo de urbanização desordenado, e à expansão agrícola e industrial. Neste cenário, a captação de água subterrânea é uma alternativa para aumento e diversificação de fontes de água, para além das superficiais, e por isso sua exploração tem sido intensificada nos últimos anos (FRIEDRICH *et al.*, 2018).

No entanto, muitas empresas, particulares e públicas, bem como moradores da zona rural e urbana, que optam pela captação de águas subterrâneas, têm observado, em determinadas localidades, como é o caso da região sul de Minas Gerais, um problema inesperado e complexo, a saber, a água ferruginosa. Comunidades e empreendimentos que utilizam águas ferruginosas são, rotineiramente, submetidos ao risco de intoxicação por ferro e demais elementos tóxicos associados, bem como danos materiais como manchas de roupas e de louças sanitárias, além de conferir sabor e odor desagradáveis à água e aos alimentos, ainda danos em equipamentos hidráulicos, entupimentos, corrosão, interrupção do fornecimento de água, perda do poço, entre outros (SILVEIRA, 2020).

O tratamento de água para abastecimento humano configura um importante desafio técnico para a comunidade científica, o que motiva a busca por soluções/tecnologias inovadoras e/ou alternativas para o problema. A ozonização é uma técnica muito estudada nos últimos anos e que apresenta grande potencial na desinfecção de águas, efluentes e do ar ambiente, a qual se caracteriza por realizar uma oxidação química e promover a decomposição completa ou parcial de compostos orgânicos e inorgânicos (CHAVES *et al.*, 2016).

O ozônio é um biocida eficaz, devido às suas propriedades oxidantes muito fortes, por isso apresenta vantagens como, a oxidação e destruição de bactérias, vírus, fungos, esporos, e diversa gama de patógenos e impurezas de veiculação hídrica, de forma rápida e eficiente. Também é capaz de remover odores indesejáveis, incluindo compostos orgânicos voláteis

(VOCs) presentes em águas industriais e capaz de melhorar o sabor da água. Outra vantagem do tratamento de ozônio na água é a sua capacidade de remover as cloraminas, que são um dos resultados da reação do cloro com as impurezas da água. As cloraminas têm um cheiro característico e desagradável, e podem ter efeitos adversos na saúde (MANSAS *et al.*, 2020).

Diante do exposto, este estudo preliminar objetiva-se em destacar a investigação da eficiência da técnica da ozonização para fins de oxidação de ferro e outras variáveis de qualidade de água, quais sejam, químicas, físicas e microbiológicas, em um poço artesiano, que possui águas com características ferruginosas, com a finalidade de torná-las aptas para consumo humano, em atendimento ao padrão de potabilidade.

## **2 OBJETIVOS**

### **2.1 Objetivo geral**

Avaliar a eficiência da técnica de ozonização no tratamento de água ferruginosa de um poço artesiano.

### **2.2 Objetivos específicos**

- I. Avaliar, sob diferentes tempos de ação, a eficiência do ozônio na remoção de ferro e manganês e demais variáveis física, químicas e microbiológicas;
- II. Analisar o comportamento e influência do pH durante o processo de ozonização.

### 3 REFERENCIAL TEÓRICO

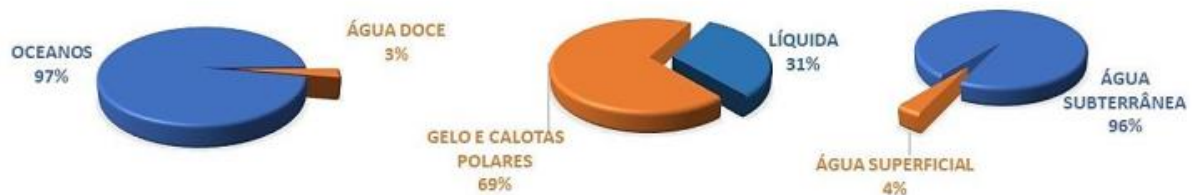
#### 3.1 Água

##### 3.1.1 Cenário da água no mundo

A água é um dos recursos naturais mais importante em nosso planeta, sendo fundamental para a existência e sobrevivência de todas as formas de vida (YANG; YANG; XIA, 2021). A água é considerada um bem público, embora seu uso possua valor econômico. Para suprir o consumo humano, ela pode ser obtida tanto de mananciais de águas superficiais, quanto de mananciais subterrâneos (BARRETO; GARCIA, 2010).

Rebouças *et al.* (2002) estimam que 97% do volume total de água da Terra correspondam aos oceanos e os mares, restando somente 3% de água doce. Deste pequeno percentual, 69% formam as calotas polares, as geleiras e neves eternas que cobrem o cume das montanhas mais altas da Terra; dos 31% restantes de água líquida, 29,8% correspondem às águas subterrâneas, 0,9% representam a umidade do solo e 0,3% compõe a água doce de rios e lagos (FIGURA 3.1).

**Figura 3.1** - Distribuição aproximada das águas na Terra, em percentuais.



Fonte: Adaptado de Rebouças *et al.* (2002).

O ciclo hidrológico da terra liga as interações entre a atmosfera, litosfera, biosfera e antroposfera, e é profundamente afetado pelas atividades humanas e pelo desenvolvimento socioeconômico (YANG; YANG; XIA, 2021). O ciclo hidrológico possui características de instabilidade e mobilidade, dependendo do volume de água, como os rios, lagos, represas artificiais e águas subterrâneas. E possui os componentes sólidos, líquidos e gasosos, que são as partes dinâmicas deste ciclo. Para o homem a fase mais importante deste ciclo é justamente a fase líquida, a qual está disponível para imediata utilização (MEKONNEN; HOEKSTRA, 2016).

Com o aumento populacional e o desenvolvimento econômico do mundo como um todo, a demanda por recursos hídricos vem aumentando consideravelmente (RODRIGUES, 2020). Para Xia *et al.* (2017) com as recentes mudanças rápidas no clima e no uso da terra, o ciclo hidrológico está experimentando altos níveis de variabilidade espacial e temporal, nos quais resultam em inúmeras questões relacionadas com a água que representam desafios para a segurança hídrica humana. Portanto, obter uma melhor compreensão deste ciclo e dos recursos hídricos tornou-se uma preocupação atual (BRAGA *et al.*, 2014).

Os recursos hídricos são renováveis devido à sua ciclicidade, no entanto, a variabilidade do clima e das superfícies terrestres estes se apresentam heterogêneos (YANG; YANG; XIA, 2021). Neste sentido, segundo Souza e Bizawu (2017), a exploração permanente da água tem diminuído consideravelmente a sua disponibilidade e produzido inúmeros problemas de escassez em muitas regiões e países. Silva *et al.*, em 2008, já relatavam frequentes episódios de escassez, contaminações e conflitos pelo uso da água são cada vez mais frequentes, em Cuiabá, Mato Grosso e intensas crises hídricas, devido a desperdícios e escassez, na região nordeste do Brasil (VILLAR, 2016). Palmer e Ruih (2019) relatam problemas da degradação dos ecossistemas, na China e em partes da Ásia e Bierkens e Wada (2019) relatam declínios em lençóis freáticos, em lagos e em pântanos em todo o planeta.

Ainda, conforme dados da Organização das Nações Unidas (2021) e conforme Mekonnen e Hoekstra (2016), estima-se que mais de um bilhão de pessoas em todo o mundo enfrentem alguma dificuldade relacionada à escassez e/ou à contaminação dos recursos hídricos. Conforme Alves (2018) e Dosdogru *et al.* (2020), a cada ano, mais pessoas morrem por utilizar e consumir água imprópria do que por atos de violência, incluindo a guerra. A contaminação da água também enfraquece e destrói ecossistemas naturais que sustentam a saúde humana, a produção de alimentos e a biodiversidade (BRASIL, 2011).

Neste cenário, a ausência de uma rede pública de abastecimento hídrico, em diversas localidades, impõe aos moradores a busca por alternativas para suprir a carência trazida pela mesma (BAUMGARTEN *et al.*, 2017; SOARES, 2016). Sendo a perfuração de poços, para extração de água subterrânea, uma das alternativas mais eficientes para solucionar a falta de redes de abastecimento de água (REGINATO *et al.*, 2017).

### **3.1.2 Água subterrânea**

A Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) nº 396/2008 (BRASIL, 2008) define águas subterrâneas como sendo aquelas que ocorrem naturalmente ou

artificialmente no subsolo, resultantes, principalmente da infiltração nos terrenos (onde foram esculpidas as respectivas bacias hidrográficas) de parcela das águas precipitadas da atmosfera na forma de chuva, neblina ou neve.

Segundo Reginato *et al.* (2017), água subterrânea é a que está presente no subsolo, tendo infiltrado pelos poros da superfície, e preenchido espaços vazios em sedimentos ou rochas; quando saturada ela é denominada aquífero. A distribuição e formação das águas subterrâneas é variada, pois se inter-relaciona com o ciclo hidrológico, dependendo das condições climáticas (ABAS, 2023).

Além disso a Resolução CONAMA nº 396/2008 (BRASIL, 2008) define aquífero como o corpo hidrogeológico com capacidade para acumular e transmitir água através de seus poros, fissuras ou espaços resultantes da dissolução e carreamento de materiais rochosos.

As águas subterrâneas são críticas para a segurança hídrica global, já que nesses aquíferos encontram-se 97% das águas doces e líquidas do planeta, o que os torna o maior reservatório de água potável da humanidade (HIRATA *et al.*, 2019; HASSAN *et al.*, 2005). Estima-se que o abastecimento de água subterrânea atenda entre 1,5 a 3 bilhões de pessoas, sendo que 50% do mesmo provém de lençol freático (ZEKSTER; EVERETT, 2004). Segundo Rebouças (2008) a captação de água subterrânea é da ordem de 10,3 milhões de km<sup>3</sup>, enquanto rios e lagos acumulam cerca de 104 mil km<sup>3</sup>. A captação anual estimada, de água subterrânea no mundo, a partir de 2010, supera os 1.000.000 Mm<sup>3</sup>, o que a coloca na posição de substância com maior nível de extração no subsolo (CPRM, 2018).

Além de serem essenciais para a vida (por abastecerem as cidades e o campo, e servirem de insumo para diversas atividades econômicas), elas também sustentam vários sistemas aquáticos, como rios, lagos, mangues e pântanos. Nesse sentido Hirata *et al.* (2019) destacam que sem as águas subterrâneas, as florestas em regiões de clima seco ou tropical não se manteriam em pé, tampouco os ambientes aquáticos existiriam ou cumpririam as suas funções ambientais.

A exploração das águas subterrâneas é influenciada por características relacionadas ao tipo de atividade econômica, condições climáticas, demandas pelo uso da água, presença de recursos hídricos superficiais, características do aquífero, capacidade tecnológica de perfuração, custo-benefício das várias fontes de água e a tradição pelo uso de uma ou outra fonte de água. De forma geral, há uma grande dificuldade para obtenção de dados confiáveis sobre a exploração e sua distribuição entre os usuários no mundo (HIRATA *et al.*, 2019).

As águas subterrâneas têm um papel fundamental em diversos países, estando presente no abastecimento das populações, irrigação e indústria (MARGAT; VAN DE GUN, 2013). Nos

Estados Unidos, a água subterrânea fornece aproximadamente um terço da água potável utilizada (USEPA, 2008). O Instituto Trata Brasil (2019) destaca que as águas subterrâneas são utilizadas por países com perfis socioeconômicos bastante distintos e para diferentes usos prioritários que, de forma geral, contudo, a agricultura é a principal atividade fim.

### **3.1.3 Água subterrânea no Brasil**

No Brasil, as águas subterrâneas podem ser extraídas através de poços tubulares (popularmente conhecidos como artesianos ou semiartesianos). Outra maneira que a extração pode ocorrer são pelos poços escavados e de nascentes. Não se sabe o número real de poços atualmente ativos no país (HIRATA *et al.*, 2019). Apesar da obrigatoriedade por lei do registro e/ou de autorização de extração (outorga) de água, o número de captações regulares é de pouco mais de 1%, os quais consistem nas captações que extraem os maiores volumes de água subterrânea (BRASIL, 1997; VARNIER *et al.*, 2017; CPRM, 2018).

Inúmeras atividades econômicas utilizam as águas subterrâneas brasileiras para suprir suas necessidades de produção. Acredita-se que o perfil de usuários de água subterrânea no país está distribuído entre atendimento doméstico (30%), agropecuário (24%), abastecimento público urbano (18%) e abastecimento múltiplo (14%), no qual o destino da água é em grande parte diversificado para a prestação de serviços urbanos (CPRM 2018).

Entre os Estados mais dependentes desse recurso para uso urbano, destacam-se São Paulo, Piauí, Ceará, Rio Grande do Sul, Bahia e Paraná. Já para o uso rural, o principal estado usuário de águas subterrâneas é Minas Gerais, seguido por São Paulo, Bahia, Tocantins e Rio Grande do Sul (CPRM, 2018).

### **3.1.4 Fatores que influenciam a qualidade da água subterrânea**

As águas subterrâneas, em geral, estão mais protegidas da contaminação do que as águas superficiais e apesar dessa relativa proteção, as águas subterrâneas podem apresentar problemas de qualidade, limitando o seu uso para diversos fins (CETESB, 2022). Para Hirata *et al.* (2019) o desconhecimento do seu papel e das ações necessárias para a sua proteção torna os aquíferos mais vulneráveis ao risco de contaminação ou ao mau uso. As águas subterrâneas são extraídas por meio de poços ou pelo aproveitamento direto das nascentes.

Para Santos (2008) os processos e fatores que influenciam a qualidade das águas subterrâneas podem ser endógenos (características próprias naturais do local onde este aquífero

está inserido, como exemplo os tipos de rochas, clima, etc) e extrínsecos ao aquífero (influência das atividades humanas), uma vez que, conforme a água percola os diferentes litotipos do ambiente geológico do solo, elementos e substâncias associados ao sedimento são carreados. Outros fatores também interferem como clima, composição da água de recarga, tempo de trânsito e contato água /meio físico, entre outros (FRIEDRICH *et al.*, 2018).

#### 3.1.4.1 Características naturais das águas subterrâneas

A princípio, a água tende a aumentar concentrações de substâncias dissolvidas à medida em que se desloca lentamente nos diferentes aquíferos (FRIEDRICH *et al.*, 2018). No entanto, clima, composição da água de recarga, tempo de contato água/meio físico, litologias atravessadas, além da contaminação antrópica são, também, fatores que interferem na sua qualidade (ASSUNÇÃO *et al.*, 2020).

Para Friedrich *et al.* (2018) a qualidade da água subterrânea pode ser influenciada por vários processos naturais, como velocidade da água no aquífero, qualidade da recarga, interação com solos e rochas, interação com outros tipos de aquíferos.

Conforme Rehman (2022), as águas subterrâneas contêm ferro em concentrações bem distintas conforme diferentes regiões, alguns aquíferos apresentam naturalmente alta concentração do elemento ferro (ferro > 0,3mg/L), sendo então denominadas de águas ferruginosas.

O ferro é um componente importante da água natural, sua presença nas águas subterrâneas é influenciada pela precipitação e intemperismo de minerais de ferro, que incluem anfibólios, biotita, piroxênios, olivina, sulfetos de ferro, óxidos, carbonatos, minerais argilosos de ferro e sedimentos de rochas, que em meio aquoso sofrem dissolução redutiva de óxidos (XIA; TENG; ZHAI, 2022). Óxidos e hidróxidos de ferro comuns em sedimentos são a goethita ( $\alpha$ -FeOOH), a hematita ( $\alpha$ -Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub>), a magnetita (Fe<sub>3</sub>O<sub>4</sub>) e a pirita (FeS<sub>2</sub>), esta última, presente em pequenas quantidades. Embora concentrações naturais de ferro raramente excedam 10 mg/L, geralmente é o mais abundante traço de metal dissolvido em águas subterrâneas (ITYEL, 2011; KÂNDLER *et al.*, 2017).

Para Xia (2022) a ingestão de ferro em doses moderadas é indispensável à saúde humana porque é um nutriente essencial para o metabolismo corporal. Em quantidades elevadas, ou seja, quando metabolizado excessivamente, apresenta toxicidade intracelular sistêmica. Comunidades que consomem águas ferruginosas são, rotineiramente, submetidas ao risco de intoxicação por ferro e demais elementos tóxicos associados. Conforme Silveira (2020), além

das implicações negativas à saúde, o excesso de ferro na água de abastecimento pode acarretar manchas de roupas durante a lavagem e de louças sanitárias, além de conferir sabor e odor desagradáveis à água e aos alimentos (FIGURA 3.2).

**Figura 3.2** – Problemas causados por águas ferruginosas subterrâneas.



Fonte: Silveira (2020)

### 3.1.4.2 Impactos nas águas subterrâneas provenientes das atividades humanas

Compreender os impactos provenientes das atividades humanas a partir dos usos do solo, incluindo os aspectos de cobertura vegetal e a correlação com a qualidade da água, superficial e subterrânea, têm se tornado uma abordagem constantemente utilizada no monitoramento de recursos hídricos (MWAIJENGO *et al.*, 2020).

Para Friedrich *et al.* (2018), a qualidade da água subterrânea pode ser influenciada por vários processos como as atividades antropogênicas, incluindo agricultura, indústria e desenvolvimento urbano. Estudos recentes apontam e demonstram que diversas atividades relacionadas ao uso e ocupação do solo causam impactos diretos e indiretos nos aspectos quali-quantitativos da água subterrânea (ANDRADE *et al.*, 2021; ASSUNÇÃO *et al.*, 2020).

Autores relatam que os efeitos das atividades humanas sobre a qualidade da água aumentam à medida que a urbanização ou a irrigação se intensificam (MEBARKIA A., 2020; LI *et al.*, 2019). As principais atividades apontadas são a agricultura, a pecuária, a mineração, a indústria, a perfuração indiscriminada, o bombeamento intensivo, o lançamento de efluentes

domésticos e industriais, a disposição incorreta de resíduos sólidos direto no solo e, principalmente vazamentos de produtos químicos. (FONTANA *et al.*, 2019; ANDRADE *et al.*, 2021).

Segundo a Companhia Ambiental do Estado de São Paulo, as fontes potenciais de contaminação das águas subterrâneas são: os lixões; aterros mal operados; acidentes com substâncias tóxicas diretamente no solo por um período longo de tempo; atividades inadequadas de armazenamento, manuseio e descarte de matérias primas, produtos, efluentes e resíduos em atividades industriais, como indústrias químicas, petroquímicas, metalúrgicas, eletroeletrônicas, alimentícias, galvanoplastias, curtume, etc.; atividades minerárias que podem vir a favorecer a exposição do aquífero; sistemas de saneamento “in situ”; vazamento das redes coletoras de esgoto; o uso incorreto de agrotóxicos e fertilizantes; bem como a irrigação que pode provocar problemas de salinização ou aumentar a lixiviação de contaminantes para a água subterrânea; e outras fontes dispersas de poluição (CETESB, 2022). Outra forma é o lançamento direto de poluentes no aquíferos, por meio de poços absorventes, sem passar pelas camadas de solo. Esses poços quando mal construídos ou até mesmo operados tornam-se caminhos preferenciais para que os poluentes atinjam diretamente as águas subterrâneas (LIU *et al.*, 2019).

Os impactos do uso da terra sobre a qualidade da água subterrânea incluem: poluições difusas advindas do escoamento superficial (*runoff*) em terras agrícolas, manejo inadequado de esgotos domésticos e industriais, aumento das concentrações de íons, mudanças nas condições de oxídeo-redução e aumento das concentrações de elementos secundários nas regiões em desenvolvimento em comparação com regiões não desenvolvidas (MEBARKIA A., 2020; LIU *et al.*, 2019). Outro impacto citado por Who (2017) e Zeng *et al.*, (2020) se trata da presença de microrganismos resistentes à desinfecção, porque representam uma preocupação adicional, pois estes podem sobreviver e serem encontrados ativos na água tratada. Mwaijengo *et al.*, (2020) e Kändler *et al.*, (2017) observaram que a frequência de detecção de compostos orgânicos voláteis e alguns oligoelementos foram maiores na água subterrânea em áreas urbanas ou industriais, em comparação com zonas subdesenvolvidas e a água subterrânea em áreas agrícolas apresentou concentrações de nitrato mais elevadas e aumento na frequência de detecção de pesticidas em comparação com áreas subdesenvolvidas.

Portanto, modificações nas características e do uso e cobertura vegetal da bacia hidrográfica alteram a dinâmica e o equilíbrio dos corpos d'água e refletem também, alterações em variáveis de qualidade da água, acarretando uma série de consequências, tanto em termos de disponibilidade para os diversos usos nas atividades humanas, bem como para a

sobrevivência das diversas formas de organismos aquáticos (XIANG *et al.*, 2018; YIN *et al.*, 2020 e CUSTODIO; PEÑALOZA, 2021).

### 3.2 Qualidade das águas

Para garantir a disponibilidade da água subterrânea em atendimento ao padrão de potabilidade adequado, são necessárias estratégias de controle da qualidade da água baseadas em parâmetros estabelecidos pelos órgãos ambientais deliberativos bem como a definição de métodos e técnicas de tratamento de água específicas para cada cenário (ALMEIDA *et al.*, 2019).

A água é um solvente quimicamente muito ativo capaz de reagir com o meio incorporando substâncias orgânicas e inorgânicas (UDDIN; NASH; OLBERT, 2021). Desta forma, quando considerados exclusivamente processos naturais, os principais constituintes presentes nas águas resultam de processos físicos e químicos de intemperismo de rochas ou foram introduzidos a partir de atividades humanas (HAMID; BHAT; JEHANGIR, 2020). Conforme Liu e Han (2020) o intemperismo físico está associado à fragmentação das rochas e o intemperismo químico envolve processos de alteração mineral por meio de reações de hidratação/hidrólise, dissolução, precipitação, oxi-redução e complexação. Assim, são formados minerais secundários e liberados íons solúveis que são incorporados ao ambiente aquático.

Segundo a Fundação Nacional de Saúde (FUNASA, 2014), existem diversas variáveis que representam a caracterização da qualidade de um recurso hídrico, estando estes associados a uma série de processos que ocorrem no manancial e em sua bacia de drenagem. Para Wan *et al.* (2019) a composição natural e a verificação de indícios de poluição ou contaminação das águas podem ser avaliadas por meio de variáveis físicas, químicas e microbiológicas. Esta avaliação é fundamental para determinar características de potabilidade necessárias para que a água seja propícia para o consumo humano ou para a determinação da adequabilidade das águas em função do uso requerido (HAMID; BHAT; JEHANGIR, 2020).

Cada variável possui definida suas concentrações máximas permitidas na água, e são estabelecidos em função dos seus usos. Estas concentrações constituem os padrões de qualidade, os quais são fixados por entidades públicas, com o objetivo de garantir que, a água a ser utilizada para um determinado fim, não contenha impurezas que venham a prejudicar o uso (LIU; HAN, 2020).

No Capítulo V da Portaria de Consolidação GM/MS n° 888, de 4 de maio de 2021, do Ministério da Saúde, são estabelecidos procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade (BRASIL, 2021). Ainda a Resolução N° 357/2005 do CONAMA preconiza as condições e padrões de classificação e enquadramento das águas superficiais (BRASIL, 2005).

Devido à grande quantidade de variáveis que compõem os parâmetros de qualidade da água, a interpretação desses resultados torna-se difícil e dispendiosa, mas a análise destas variáveis representa uma importante ferramenta para os estudos de problemas de qualidade de água, uma vez que, fornece apoio a projetos e estudos de planejamento, manejo e tratamento dos recursos hídricos (KACHROUD *et al.*, 2019).

Diante do exposto, nota-se a importância em compreender as características e os fatores que se interrelacionam na dinâmica de um recurso hídrico, visando o fornecimento de ferramentas e/ou subsídios para tomada de decisão e ações futuras, a fim de manter a qualidade e quantidade de água para abastecimento (FUNASA, 2014).

### **3.2.1 Variáveis de qualidade da água subterrânea**

A água concentra substâncias na forma de sólidos suspensos, colóides e íons em solução. Interações iônicas podem aumentar ou diminuir as concentrações dos elementos dissolvidos em água ou aumentar a precipitação destes elementos, quando estes alcançarem os limites de saturação ou por mudanças de pH e de Eh (potencial oxi-redutor) do meio. Em sua grande maioria, as substâncias dissolvidas em águas subterrâneas são encontradas no estado iônico (DEEBA *et al.*, 2019).

De acordo com Vaiphei, Kurakalva, Sahadevan (2020) em águas subterrâneas, os solutos e suas concentrações são consequentes dos litotipos dos aquíferos, do tipo de alteração mineral, do fluxo e taxa de recarga do aquífero. Por sua vez, as reações químicas de alteração mineral dependem do tempo de contato água/rocha, temperatura, do CO<sub>2</sub> disponível e da presença de ácidos inorgânicos e orgânicos (GAIKWAD *et al.*; 2020). A composição física e química das águas subterrâneas irá refletir a mobilidade e solubilidade dos elementos envolvidos no processo de intemperismo (VAIPHEI; KURAKALVA; SAHADEVAN, 2020). Os cátions Na<sup>+</sup>, Ca<sup>2+</sup> e Mg<sup>2+</sup> são móveis e tendem a ser liberados facilmente por intemperismo; K<sup>+</sup> é intermediário; Al<sup>3+</sup>, Mn<sup>2+</sup> e Fe<sup>3+</sup> apresentam menor mobilidade e tendem a permanecer no solo. Desta forma, os plagioclásios podem constituir fontes de Na<sup>+</sup> e Ca<sup>2+</sup> para o ambiente

aquático, enquanto que biotita e feldspato potássico podem ser fontes de  $Mg^{2+}$  e  $K^+$  (DEEBA *et al.*, 2019).

A presença de constituintes dissolvidos nas águas subterrâneas depende também de fatores externos ao meio percolado, tal como o clima, pluviosidade, tipos de rochas, atividades humanas, etc (GAIKWAD *et al.*, 2020). As águas pluviométricas podem promover a concentração ou a diluição dos constituintes iônicos das águas subterrâneas. Bem como, as águas submetidas às condições de ambiente sob intemperismo podem ser importantes fontes de espécies químicas dissolvidas tais como  $Cl^-$ ,  $SO_4^{2-}$ ,  $Mn^{2+}$  e  $Na^+$  (DEEBA *et al.*, 2019).

Sabendo que os recursos hídricos subterrâneos são uma alternativa de grande eficiência para o consumo humano, por apresentarem disponibilidade de água, buscou-se analisar algumas variáveis físico, químicas e microbiológicas, a saber: coliformes totais, coliformes termotolerantes, pH, cor, turbidez, manganês, e ferro em suas formas iônicas  $Fe^{+2}$  e  $Fe^{+3}$  por serem considerados os potenciais causadores de coloração escura das águas, característica essa identificada na água de estudo.

### **3.2.2 Variáveis físicas**

#### **3.2.2.1 Cor**

A variável física cor indica a presença de substâncias dissolvidas, ou seja, resulta da existência, na água, de substâncias em solução. Conforme Michelan *et al.* (2019) estas substâncias estão associadas à presença de matéria orgânica e mineral provenientes, principalmente, da lixiviação de ferro ou manganês, da decomposição da matéria orgânica da água (principalmente vegetais), de algas ou de introdução de esgotos industriais e domésticos. Além da questão estética, a presença de cor na água indica excesso de íons, que quando acima dos limites recomendados, podem resultar em incrustações em tubulações, viabilizando o surgimento de bactérias nocivas à saúde humana (FERREIRA *et al.*, 2021).

A legislação brasileira vigente através da Portaria nº 888/2021 do Ministério da Saúde estabelece 15 uH (escala de platina-cobalto por litro) como Valor Máximo Permitido – VMP para o teor de cor na água potável, compondo o padrão organoléptico (BRASIL, 2021).

#### **3.2.2.2 Turbidez**

A variável física turbidez é a medição da resistência da água à passagem de luz. É provocada pela presença de partículas insolúveis flutuando ou em suspensão na água. Conforme Michelan *et al.*, (2019) estas partículas sólidas podem ser de origem natural como partículas de rochas, de silte e argila, de algas e de outros microrganismos, substâncias orgânicas finamente divididas, ou ainda, de origem antrópicas como despejos domésticos, industriais e de erosão. O parâmetro turbidez tem importância sanitária no monitoramento da qualidade da água após a filtração e/ou antes do processo de desinfecção, uma vez que atesta a remoção de (o)ocistos de protozoários no processo de filtração e também permite avaliar se a água se encontra própria para ser submetida ao processo de desinfecção (BRASIL, 2021).

A legislação brasileira vigente através da Portaria nº 888/2021 do Ministério da Saúde estabelece 5,0 uT (unidade de turbidez) como Valor Máximo Permitido – VMP para o teor de turbidez na água potável, compondo o padrão organoléptico (BRASIL, 2021).

### **3.2.3 Variáveis químicas**

#### **3.2.3.1 pH**

A variável química pH (Potencial Hidrogeniônico), representa a concentração de íons  $H^+$  no meio. Possui valor adimensional, e varia de 0 a 14, promove condição de acidez (pH inferior a 7), neutralidade (pH igual a 7) ou alcalinidade (pH maior do que 7) na água.

O pH está relacionado a origem desta água, às suas características naturais, e às influências externas antrópicas. O pH baixo torna a água corrosiva, já o pH elevado tende a formar incrustações em tubulações. A vida aquática depende do pH, sendo recomendável a faixa de 6 a 9,5 (SAMPAIO *et al.*, 2019; BRASIL, 2021).

A legislação brasileira vigente através da Portaria nº 888/2021 do Ministério da Saúde estabelece uma faixa de pH entre 6,0 a 9,0 na água potável (deduzido conforme tempo de contato com cloro) (BRASIL, 2017).

#### **3.2.3.2 Ferro**

O mineral ferro constitui 5,6% da crosta terrestre, sendo o quarto elemento mais abundante no planeta, depois do oxigênio, silício e alumínio, além de ser considerado um dos metais mais importantes para as atividades humanas. Sua presença nas águas é originada da dissolução de rochas, compostos do solo ou de despejos industriais e é considerado a principal

fonte responsável pelas colorações avermelhada e amarelada das águas (GALDAMES *et al.*, 2020; KUMAR *et al.*, 2017)

A legislação brasileira vigente através da Portaria de Consolidação nº 888/2021 do Ministério da Saúde estabelece 0,3 mg/L como Valor Máximo Permitido – VMP para o teor de ferro na água potável, compondo o padrão organoléptico (BRASIL, 2021).

O ferro ocorre na água, predominantemente em dois estados de oxidação, a saber, hidróxido férrico, insolúvel [Fe (OH)<sub>3</sub>] ou na forma ionizada Fe<sup>3+</sup>, e hidróxido ferroso, aquoso ou solúvel [Fe (OH)<sub>2</sub>] ou na forma ionizada Fe<sup>2+</sup>. Como resultado da dissolução anaeróbia, o aquoso é mais frequente em lençóis freáticos e o ferro insolúvel é mais frequente em águas superficiais devido a presença de oxigênio (WANG *et al.*, 2017; PALMUCCI *et al.*, 2016).

A presença de íons de ferro em águas subterrâneas utilizadas para abastecimento humano, a depender da sua concentração, pode acarretar sérios transtornos para o abastecimento público, como por exemplo, coloração amarelada, avermelhada e/ou turva, de sabor desagradável e adstringente à manchas em roupas e aparelhos sanitários; depósitos e incrustações de ferro insolúvel que possibilitam o desenvolvimento de bactérias ferruginosas (usualmente denominadas de ferrobactérias); obstrução de canalizações; entre outros (SHAHIN *et al.*, 2019; KHOZYEM, *et al.*, 2019; BAUMGARTEN *et al.*, 2014).

Tanto o ferro quanto o manganês são elementos metálicos comuns que apresentam propriedades biogeoquímicas em solução semelhantes e geralmente coexistem naturalmente em condições anóxicas do ambiente, como em poços profundos (ROBEY, 2014).

### 3.2.3.3 Manganês

O mineral manganês é considerado o décimo segundo elemento mais abundante no planeta. Ocorre na natureza como óxidos, hidróxidos, silicatos e carbonatos que constituem mais de uma centena de minerais conhecidos com esse elemento em sua composição, como as manganitas, as rodonitas, entre outros (STENVIK; HILMO; FRENGSTAD, 2022).

Sua presença nas águas, assim como o mineral ferro, é originada da dissolução de rochas, compostos do solo ou de despejos industriais e é responsável pelas colorações amarronzadas das águas, o que ocasiona uma série de problemas, como manchas em roupas equipamentos sanitários; conferem sabor metálico à água; doenças gastrointestinais e cardiovasculares; e interferências em processos industriais. Geralmente as concentrações de ferro excedem as concentrações de manganês, mas este último é mais solúvel (TAVARES; MOREIRA, 2022).

A legislação brasileira vigente através da Portaria de Consolidação nº 888/2021 do Ministério da Saúde estabelece para as águas de abastecimento o valor de 0,1 mg/L como Valor Máximo Permitido – VMP para o teor de manganês na água potável, compondo o padrão organoléptico (BRASIL, 2021).

### **3.2.4 Variáveis microbiológicas**

#### **3.2.4.1 Coliformes Totais e Termotolerantes**

Coliformes Totais (Ct) são microrganismos patogênicos, representados por bactérias gram-negativas em forma de bacilos, aeróbios ou anaeróbios facultativos, não formadores de esporos, capazes de crescer na presença de sais biliares e que crescem e fermentam, em meios com lactose, a  $35,0 \pm 0,5^{\circ}\text{C}$ , com produção de gás.

Os coliformes totais se apresentam em maior número e possuem maior resistência aos processos de desinfecção em relação às bactérias patogênicas, a determinação da concentração destes coliformes na saída do tratamento, assume grande importância como parâmetro indicativo da eficiência do tratamento da água na remoção/inativação de bactérias que possam causar doenças (ou seja, se há ausência de coliformes totais há ausência de *E. coli*) e da possibilidade de existência de microrganismos patogênicos na água, responsáveis pela transmissão de doenças de veiculação hídrica. No entanto, o grupo dos coliformes totais possui alguns gêneros e espécies de vida livre que não possuem qualquer relação com poluição da água com fezes, por isso a presença na água durante a distribuição não é suficiente para condenar a sua qualidade. (DA SILVA *et al.*, 2017).

Conforme Brasil (2021) a variável *E. coli* é reconhecida como o indicador mais preciso de contaminação fecal em água, por isso seu valor deve ser ausente na água destinada ao consumo humano. A presença dessa bactéria condena a qualidade da água em qualquer ponto de coleta após o tratamento, ou seja, na saída do ETA, durante a distribuição e também nos domicílios ou outros locais de consumo.

Coliformes Termotolerantes (Cterm) são um subgrupo dos Coliformes Totais, correspondem as bactérias gram-negativas, que tem forma de bacilos, e realizam oxidase negativas. Essas bactérias reagem em enzima  $\beta$ -galactosidase, que pode crescer e fermentar em meios com lactose nas temperaturas de  $44^{\circ}\text{C} \pm 0,5^{\circ}\text{C}$ , formando a produção de ácido, gás e aldeído. Os Cterm podem ser encontrados em fezes humanas e de animais homeotérmicos, ocorrem em solos, plantas ou outras matrizes ambientais que não tenham sido contaminados

por material fecal (DA SILVA *et al.*, 2017). Conforme Brasil (2021) anteriormente a esta norma a variável coliforme termotolerante era utilizada para indicar a integridade da tubulação.

#### 3.2.4.2 Ferrobactérias

As ferrobactérias são microrganismos que possuem como característica obter energia de reações químicas de oxidação dos sais solúveis de ferro ou manganês presentes na água, em baixa concentração de oxigênio, em faixas de pH entre 6 e 10, e apresentam tolerância de oxigênio dissolvido entre 0,01 e 4,0 mg/L (REHMAN, 2022). A presença de ferrobactérias em poços de água subterrâneas pode estar relacionada à presença de ferro proveniente dos minerais do solo e da própria tubulação, se esta for constituída de ferro (AZIZ *et al.* 2020).

Esses seres microscópicos estão presentes em uma grande variedade de ambientes, incluindo lagos, poças de água no solo, brejos, pântanos, valas de drenagem, sistemas de esgoto, etc. O próprio solo pode conter ferrobactérias de forma inócua, mantendo-se latentes por vários meses (RAHEEM; KADHIM; ABDULHASAN, 2022).

Conforme APHA (2017), as ferrobactérias por serem organismos fisiologicamente heterogêneos (podem ser autotróficos ou heterotróficos, aeróbios ou anaeróbios) ao transformarem quantidades significativas de ferro, manganês ou enxofre, fazem com que estes se depositem no ambiente, gerando diversos problemas. Conforme Pipattanajaroenkul *et al.* (2021) as ferrobactérias após a metabolização, formam precipitados de cor marrom (hidróxido férrico ( $\text{Fe}(\text{OH})_3$ ), substância dura e amarelada que, normalmente, apresentam-se em forma de flocos ocasionando perda de vazão de poços artesianos, ou entupimento dos mesmos, com risco de perda do revestimento tubular de aço-carbono por oxidação severa. Ainda, a presença excessiva desses organismos torna o ambiente propício a formação de uma espécie de lodo flutuante, conhecido como *bulking* (uma substância gelatinosa semelhante a um limo) que forma uma espécie de biofilme que, por sua vez, acumula-se nas paredes das tubulações, e por isso estão associadas a entupimento e obstrução de poços, coloração parda avermelhada (denominada de água enferrujada), além de problemas de odor, sabor, formação de espuma e turbidez (MORUZZI; REALI, 2012; MAGALHÃES, 2016).

### 3.3 Principais técnicas de desinfecção em poços subterrâneos

No Brasil diferentes atividades econômicas fazem uso direto de água subterrâneas em suas atividades, como indústrias, centros comerciais, condomínios, locais de utilidade pública,

entre outros. Apesar de sua grande disponibilidade, as águas subterrâneas na grande maioria das vezes, necessitam de tratamentos específicos, que devem ser dimensionados considerando as características específicas dessas águas para torná-las potáveis (IGAM, 2018).

A operação eficiente de poços subterrâneos de captação de água e de todo o sistema de abastecimento e transmissão desta, principalmente a etapa de desinfecção, é uma missão crítica e desafiadora para diversas autoridades e empresas do ramo, tratando-se frequentemente da etapa “gargalo” do processo de fornecimento de água potável aos seus usuários (CETESB, 2022).

### 3.3.1 Desinfecção de água

A desinfecção é uma etapa do processo de tratamento da água que permite a destruição, a remoção, a eliminação ou a inativação de microrganismos suscetíveis de transmitir doenças. Os objetivos da desinfecção de águas são: prevenir e controlar a veiculação de doenças e proteger fontes de água potável, praias de banho e corpos hídricos (YI *et al.*, 2022). Esses organismos podem sobreviver na água por várias semanas, em temperaturas próximas a 21°C e, em alguns casos, por vários meses, em baixas temperaturas (EL-GHZIZEL *et al.*, 2020). A sobrevivência desses organismos na água depende, não só da temperatura, mas também de outros fatores ecológicos, fisiológicos e morfológicos, tais como: pH, turbidez, oxigênio, nutrientes, competição com outros organismos, resistência a substâncias tóxicas, habilidade na formação de esporos, entre outros. Conforme Bahcelioglu, Unalan e Erguder (2021) os fatores que influenciam na desinfecção e, portanto, no tipo de tratamento a ser empregado, podem ser resumidos em: espécie e concentração do organismo a ser destruído; espécie e concentração do desinfetante; tempo de contato; características químicas e físicas da água e grau de dispersão do desinfetante na água. A desinfecção não implica, necessariamente, a destruição completa de todas as formas vivas (esterilização), embora muitas vezes o processo de desinfecção seja levado até o ponto de esterilização (EL-GHZIZEL *et al.*, 2020).

Geralmente conduzida ao final do processo de tratamento da água, a etapa da desinfecção ajuda a solucionar os problemas relacionados aos contaminantes microbiológicos, proporcionando, sempre que tratada corretamente, água de qualidade e própria para consumo e abastecimento (DURSUN; SARCAN, 2022).

Conforme Meyer (2017), as características necessárias para que um elemento seja considerado um bom desinfetante podem ser resumidas em: capacidade de destruir, em um tempo razoável, os organismos patogênicos a serem eliminados, na quantidade em que se

apresentam e nas condições encontradas na água; o desinfetante não deve ser tóxico para o homem e para os animais domésticos e, nas dosagens usuais, não deve causar à água cheiro e gosto que prejudiquem o seu consumo; o seu custo de utilização deve ser razoável, além de apresentar facilidade e segurança no transporte, armazenamento, manuseio e aplicação; a concentração na água tratada deve ser fácil e rapidamente determinável; deve produzir concentração residuais resistentes na água, de maneira a constituir uma barreira sanitária contra eventual recontaminação antes do uso.

Atualmente existem diferentes técnicas que são capazes de desinfetar e remover os diferentes tipos de contaminantes presentes nas águas. Os processos de desinfecção comumente aplicados são a Cloração, Osmose Reversa, Radiação Ultravioleta e a Ozonização; sabe-se que cada método apresenta limitações de eficiência de acordo com o contaminante que será removido e independente da opção, o objetivo final é a higienização da água (YANG; LIBERATORE; ZHANG, 2019).

### 3.3.2 Cloração

Inicialmente, o cloro era empregado na desinfecção de águas somente em casos de epidemias, na forma de hipoclorito de sódio (NaOCl), obtido pela decomposição eletrolítica do sal. A partir de 1902, a cloração foi adotada de maneira contínua na Bélgica. Em 1909, passou a ser utilizado o cloro guardado em cilindros revestidos com chumbo, em pequenas quantidades. Por volta de 1918 passou-se a utilizar cloro líquido; em 1930 passou-se a utilizar cloraminas (adição conjunta de amônia e cloro), de modo a se obter um teor residual de cloraminas; e em 1948 passou-se a utilizar as formas de cloro combinado e livre (cloro existente na água sob as formas de ácido hipocloroso e de íon hipoclorito), e cloração baseada em controles bacteriológicos; atualmente o cloro também pode ser aplicado sob as formas de hipoclorito de cálcio e hipoclorito de sódio (TURNER, 2018).

Conforme Mazhar *et al.* (2020) o cloro e seus compostos são fortes agentes oxidantes. Em geral, a reatividade do cloro diminui com o aumento do pH, e sua velocidade de reação aumenta com a elevação da temperatura. As reações do cloro com compostos inorgânicos redutores, como sulfitos, sulfetos, íon ferroso e nitrito, são geralmente muito rápidas. Alguns compostos orgânicos dissolvidos também reagem rapidamente com o cloro, mas, em geral, são necessárias algumas horas para que a maioria das reações do cloro com compostos orgânicos se complete. A reação do cloro com alguns compostos orgânicos leva à formação de trihalometanos, moléculas consideradas cancerígenas, o que ocasiona preocupações dos órgãos

de saúde pública. Ainda, como desvantagens, tem-se a dependência do pH e do tempo de contato, possibilidade de alteração no sabor da água e a formação de compostos tóxicos.

O uso de cloro no tratamento da água pode ter como objetivos a desinfecção (destruição dos microrganismos patogênicos), a oxidação (alteração das características da água pela oxidação dos compostos nela existentes) ou ambas as ações ao mesmo tempo (MEYER, 2017).

### 3.3.3 Osmose Reversa

A osmose reversa é um tipo especial de filtração, que promove a passagem de água sob alta pressão em uma membrana fina e semipermeável (membrana que permite a passagem de alguns átomos e moléculas, mas não a passagem de outros), que possui poros suficientemente pequenos para passar somente as moléculas de água pura e não permite a passagem de moléculas maiores, tais como sais dissolvidos (íons) e outras impurezas minúsculas, como minerais, químicos e bactérias. O sistema funciona usando uma bomba de alta pressão para aumentar a pressão e forçar a água através da membrana semipermeável, deixando para trás os sais dissolvidos. A quantidade de pressão necessária depende da concentração de sal da água de estudo, ou seja, quanto mais concentrada a água de alimentação, mais pressão é necessária para superar a pressão osmótica (LIM *et al.*, 2021).

Conforme Hailemariam *et al.* (2020) a osmose é um fenômeno natural e um dos processos mais importantes que ocorre na natureza, no qual os íons e partículas de uma solução salina mais fraca tende a migrar para uma solução salina forte, como exemplo da absorção da água do solo pelas raízes das plantas.

Esta técnica é utilizada para remover a grande maioria dos contaminantes da água e produzir água altamente purificada para sistemas de água potável, caldeiras industriais, processamento de alimentos e bebidas, cosméticos, produção farmacêutica, dessalinização de água do mar e muitas outras aplicações (MAFTOUH *et al.*, 2022).

Conforme Li *et al.* (2019) trata-se de uma tecnologia estudada há mais de um século e sua aplicação de iniciou na década de 60. No uso industrial, apresenta algumas vantagens, como menor problemas com corrosão de tubulações, menor consumo de energia durante sua operação, não há necessidade de aquecimento da água, significativa remoção de contaminantes precursores dos trihalometanos, de pesticidas e de bactérias, e necessidade de pequena área superficial para implantação deste sistema.

Nos estudos de Imbulana, Oguma, Takizawa (2020) utilizando a osmose reversa em água de poço artesiano contaminado com coliformes foi obtida redução de mais de 90% dessas bactérias e, remoção total de sólidos, de condutividade, dureza, sabor e de impurezas na água.

### **3.3.4 Radiação Ultra Violeta**

A radiação ultravioleta é um tipo de radiação eletromagnética ionizante proveniente dos raios solares, altamente energética, capaz de retirar elétrons de átomos, gerando íons. Possui baixo comprimento de onda (abaixo de 400 nanômetros), ocasionando uma alta frequência (de no máximo 1018 Hz) e alta capacidade energética e é dividida de acordo com sua faixa de energia em UVA, UVB e UVC. Sua nomenclatura se dá porque a cor violeta é a tonalidade do espectro visível da visão humana de maior frequência (SILLANPAA, NCIBI, MATILAINEN, 2018).

De acordo com Li *et al.* (2019) o homem, através de estudos, desenvolveu a lâmpada UV, com comprimentos de ondas específicos. Essas lâmpadas podem distribuir radiação em todas as direções ao redor do seu eixo e com isso foram adaptadas em sistemas de tratamento de água, que consiste em um processo físico de desinfecção através da ação dos raios emitidos. As lâmpadas UV podem ser fabricadas de quartzo ou outro material com características semelhantes de transmitância, para que possam permitir a irradiação máxima, possuem extremidades composta por eletrodos de tungstênio com uma mistura de terra alcalina que facilita a formação do arco dentro da lâmpada. No interior do tubo é adicionado uma pequena quantidade de mercúrio e um gás inerte, normalmente o argônio. Estas lâmpadas UV-C são comercialmente fornecidas em 3 tipos, sendo caracterizadas pelo gás em seu interior, onde pode ser gás de deutério, xenônio e mercúrio; sendo que as mais utilizadas possuem o vapor de mercúrio, pois possui melhores características quanto a estabilidade, facilidade de funcionamento, possui uma elevada eficiência energética capaz de realizar a conversão de energia elétrica para radiação.

A tecnologia funciona a partir da emissão artificial de radiação ultravioleta, gerada através de lâmpadas, mais frequentemente em comprimentos de ondas de 240 a 280 nm, e é obtida por meio da aplicação de uma tensão elétrica através de uma mistura de gases, isso resulta em uma descarga de fótons. Os comprimentos de ondas que são gerados através da luz emitida pela descarga dos fótons dependem do nível de potência da lâmpada e da composição química do gás e o número de fótons emitidos é governado pela potência da fonte de emissão (LINDEN, HULL, SPEIGHT, 2019).

Invisível ao olho humano, a luz UV torna os microrganismos inativos ao causar danos ao seu DNA ou RNA (alteração genética) quando interage com vírus, bactérias, esporos e fungos, impossibilitando assim sua multiplicação e metabolização, portanto, são inativados pela luz UV como resultado de um dano fotoquímico ao ácido nucléico. Essa alteração genética impede que eles se multipliquem, eliminando até mesmo os parasitas mais resistentes (ZENG *et al.*, 2020).

O estudo de Park *et al.* (2020) observou que o comprimento de onda de 254 nm possui maior efeito bactericida que os outros. O estudo de Xiang *et al.* (2018) mostrou que a desinfecção por radiação ultravioleta é mais segura que o tratamento por cloro pois elimina o transporte e manuseio de produtos perigosos.

### **3.3.5 Ozonização**

#### **3.3.5.1 Gás Ozônio**

O gás ozônio foi descoberto por C. F. Schönbein, em 1839, ao estudar a decomposição eletrolítica da água. O ozônio é um gás incolor, parcialmente solúvel em água, instável, o qual apresenta alto poder oxidante e evapora à temperatura de  $-112^{\circ}\text{C}$ , à pressão atmosférica. Ele possui cheiro penetrante e é facilmente detectável em concentrações muito baixas, de 0,01 a 0,05 mg/L (JOHN *et al.*, 2022). O ozônio é produzido naturalmente na estratosfera e durante as tempestades, quando há emissão de um relâmpago, pela ação fotoquímica dos raios ultravioleta sobre as moléculas de oxigênio. A descarga elétrica dissocia a molécula de oxigênio em dois átomos instáveis de oxigênio, os quais se combinam com outras moléculas de oxigênio, formando o ozônio. (GAO *et al.*, 2022).

Conforme explicado por John *et al.* (2022) a qualidade mais importante da molécula do ozônio, da qual resultam suas propriedades físicas e químicas, é a grande quantidade de energia de sua molécula. Por isso apresenta elevado potencial de oxidação ( $E^{\circ} = 2,07 \text{ mV}$ ), inferior somente ao flúor e aos radicais hidroxila e superior ao de compostos reconhecidamente oxidantes, como o peróxido de hidrogênio ( $\text{H}_2\text{O}_2$ ) e o próprio cloro (Cl). O ozônio permite sua reação com uma numerosa classe de compostos orgânicos e inorgânico, oxida compostos de sabor e odor, micropoluentes orgânicos, ferro e manganês (YUAN *et al.*, 2015; YU *et al.*, 2014).

Os mecanismos de ação do ozônio em compostos químicos (orgânicos e inorgânicos) ocorrem através das reações entre ambos, as quais podem ser divididas em dois tipos: as reações diretas, que envolvem o ozônio molecular; e as reações indiretas, que envolvem reações com

os radicais hidroxila ( $\text{OH}^\cdot$ ), que são os oxidantes mais fortes na água (VON GUTEN e LEE, 2003). As reações diretas do ozônio molecular com compostos dissolvidos são bastante lentas e seletivas. Graças a esse caráter seletivo, pequenas doses de ozônio produzem grande efeito sobre determinadas etapas em sistemas de tratamento de água e efluentes, ou seja, torna rápido o processo de decomposição de compostos químicos, acelerando assim a desinfecção do tratamento desejado (BEIN *et al.*, 2021). O ozônio apresenta caráter hierárquico no processo de reação, sendo primeiramente com microrganismos e compostos químicos orgânicos e posteriormente com compostos inorgânicos (JOHN *et al.*, 2022).

### 3.3.5.2 Ozonização

Em 1857, o químico Werner Von Siemens identificou a possibilidade de gerar ozônio, de forma contínua, a partir de descargas elétricas em meio gasoso e líquido e, em 1889 o primeiro gerador de ozônio foi construído pelo químico francês Marius Paul Otto, na Universidade de Sorbone, Paris (GONÇALVES, 2003).

Desde o século XIX a ozonização vem sendo aplicada com enfoque principal no tratamento de águas e efluentes dos grandes centros urbanos europeus e, passou a ser usado no Brasil em 1983, como alternativa aos métodos convencionais de pré-cloração e pré-aeração no tratamento de águas superficiais. Em 1985 o setor industrial brasileiro iniciou o uso do ozônio com a aquisição de equipamentos e procedimentos laboratoriais (PAPAGEORGIU; VOUTSA; PAPADAKIS, 2014 e SCHIAVON *et al.*, 2012).

O uso do ozônio aumentou rapidamente após a primeira evidência da formação de subprodutos de cloração prejudiciais à saúde, onde a necessidade de um desinfetante alternativo e eficaz tornou-se necessário (PAPAGEORGIU; VOUTSA; PAPADAKIS, 2014). Conforme Lee e Guten (2016), as técnicas de ozonização foram desenvolvidas significativamente nos últimos 35 anos, particularmente na França, na Alemanha Ocidental e na Suíça. Nos Estados Unidos, o ozônio começou a ser empregado posteriormente e seu uso apresentou grande crescimento nos últimos anos. Los Angeles, por exemplo, possui uma das maiores instalações de geração de ozônio do mundo, com o objetivo de auxiliar no processo de coagulação e no controle dos precursores de trihalometanos (PULICHARLA *et al.*, 2020).

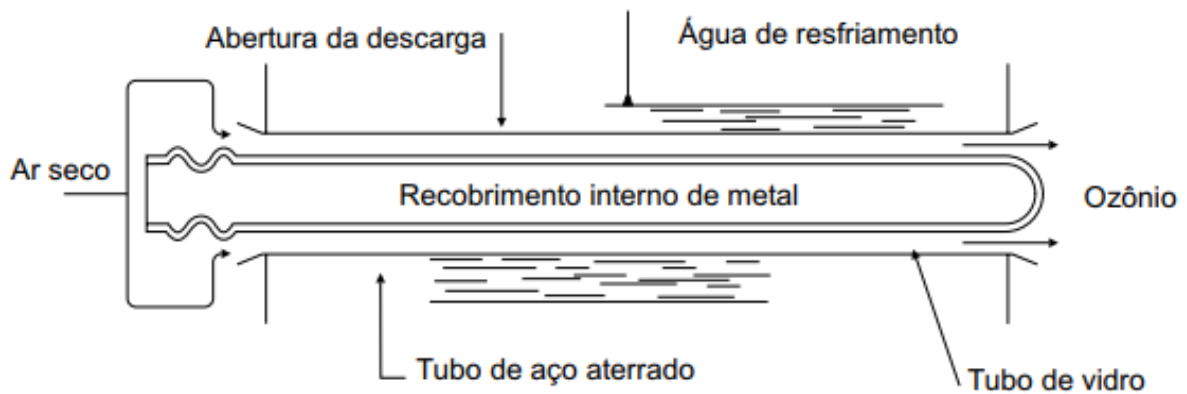
### 3.3.5.3 Processo Corona

A produção comercial do ozônio é realizada pelo “processo corona”, que consiste em aplicar uma corrente elétrica em um fluxo gasoso de ar ou oxigênio puro (FIGURA 3.3), utilizando um gerador de energia. O campo elétrico aplicado fornece energia suficiente aos elétrons para que estes rompam as duplas ligações da molécula de O<sub>2</sub>, gerando dois átomos de oxigênio (O) (DI BERNARDO, 2005). Esses átomos de oxigênio reagem com outra molécula de O<sub>2</sub> e formam as moléculas de O<sub>3</sub>, ocorrendo a seguinte reação (TIKKER; KORNEV; PREIS, 2020):



Fonte: Tikker; Kornev, Preis (2020)

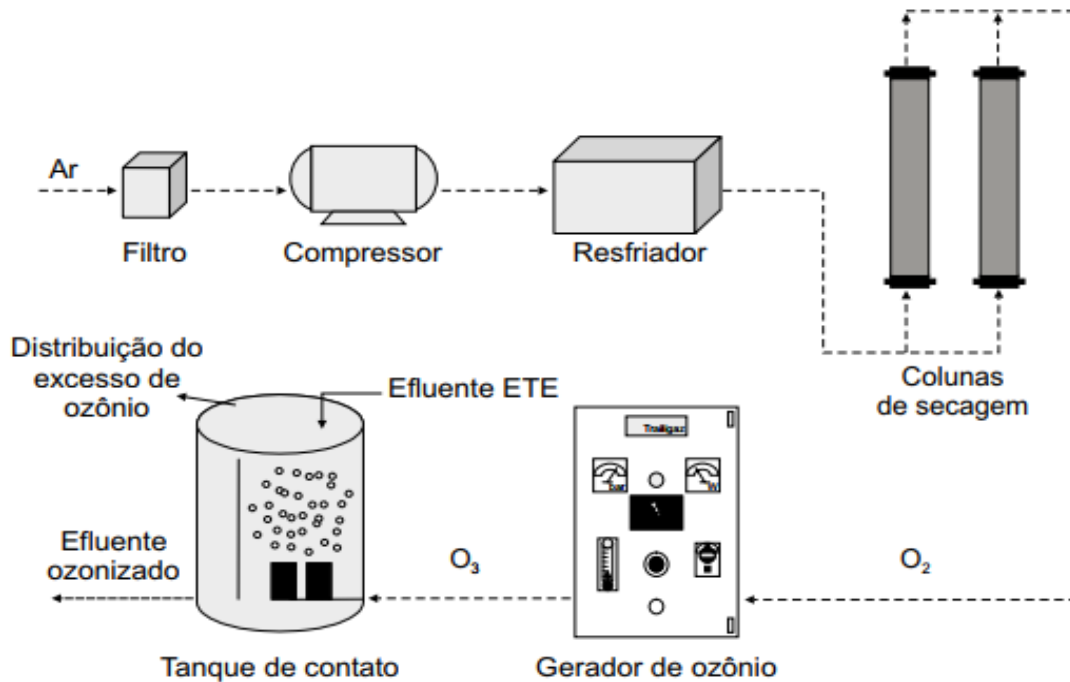
**Figura 3.3:** Esquema de funcionamento da célula geradora de ozônio



Fonte: Di Bernardo (2005)

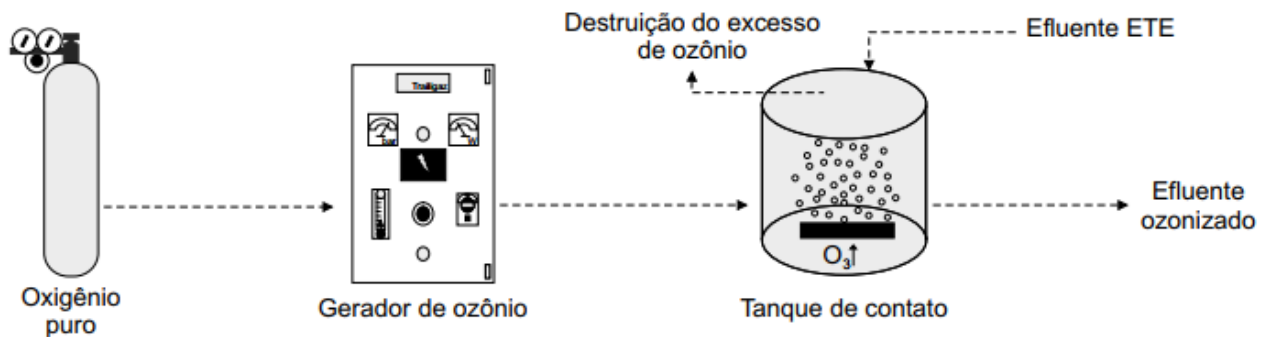
Há basicamente dois sistemas de geração de ozônio: um a partir do ar e outro a partir do oxigênio puro. Para geração a partir do ar é necessário seu pré-tratamento. As etapas desse pré-tratamento são: filtração, compressão, resfriamento e desumidificação (FIGURA 3.4), enquanto a geração do ozônio a partir do oxigênio é realizada alimentando o gerador através de um tanque de oxigênio líquido precedido de um evaporador (FIGURA 3.5) (GONÇALVES, 2003).

**Figura 3.4:** Esquema de um sistema de geração de ozônio a partir do ar



Fonte: Gonçalves (2003)

**Figura 3.5:** Esquema de um sistema de geração de ozônio a partir de cilindro de O<sub>2</sub>



Fonte: Gonçalves (2003)

A transferência inicia-se com a dispersão do gás na fase líquida, em forma de pequenas bolhas. Posteriormente, o ozônio é incorporado à massa líquida através da interface gás/líquido. Para aumentar a eficiência da absorção, o gás contendo ozônio é introduzido na água sob a forma de bolhas, em tanque de contato, com escoamentos em sentidos contrários. O ozônio não pode ser armazenado nem transportado, por isso sua produção ocorre no próprio local de consumo (HAFEEZ *et al.*, 2021).

Os tanques de contato devem ser projetados, conforme cada finalidade, para obter alta eficiência de transferência de ozônio. Os sistemas de transferência mais amplamente usados

para ozonização são câmaras com difusores que dispersam o gás em forma de bolhas. A mistura do gás no meio líquido é realizada por difusores porosos ou tubos sinterizados acoplados ao fundo da câmara (ONGA *et al.*, 2022; e ITZEL *et al.*, 2020).

### 3.3.5.4 Ozonização em tratamento de água subterrânea – Estudos

A seguir são apresentados alguns estudos semelhantes ao desenvolvido neste trabalho (TABELA 3.1), os quais analisaram a influência e eficiência da técnica da ozonização, em variáveis de qualidade da água, e em cenários diversificados.

**Tabela 3.1:** Estudos da ozonização em águas subterrâneas

<b>Cenário de estudo</b>	<b>Eficiência/ influência da ozonização</b>	<b>Autor</b>
Utilizou a tecnologia da ozonização injetada em água de poço subterrâneo, durante 6 meses, para a remoção das variáveis pH, oxigênio dissolvido, condutividade elétrica e ferro.	Aplicou a carga de O <sub>3</sub> de 500.000 mg/L, e obteve aumento do valor da variável de pH de 7,2 para 7,4, redução da concentração de OD de 11 mg/L para 0,1 mg/L, redução da condutividade elétrica de 705 para 685 µS/cm, aumento da temperatura de 19,4°C para 19,7°C, redução significativa do ferro solúvel de 0,4 mg/L para 0,1 mg/L.	Rehman (2022)
Utilizou a tecnologia da ozonização e uma membrana de ozônio para a remoção das variáveis cor, bromato, absorvância e matéria orgânica em água subterrânea.	Aplicou a carga de O <sub>3</sub> de 6,4 mg/L e obteve 80% redução da cor e da absorção de ultravioleta, a matéria orgânica da amostra causou a diminuição da concentração de O <sub>3</sub> interferindo na eficiência do mesmo, concluiu que com o aumento da dose de O <sub>3</sub> há uma queda maior da absorvância e da cor, em contrapartida houve aumento da concentração de bromato na amostra.	Kämmler <i>et al.</i> (2022)
Utilizou a tecnologia da ozonização com o carvão antracito (100g) para a remoção das variáveis cor, ferro e manganês em água subterrânea.	Aplicou a carga de O <sub>3</sub> de 500.000 mg/L, e obteve oxidação do ferro em 67%, da cor em 76%, de UV em 52%, e não observou remoção significativa de manganês, em 7%, o pH ótimo para remoção foi de 7, em 90 min de contato, e em pH acima de 9, verificou remoção de manganês em 17%.	Akbar; Aziz; Alazaiza (2021)

Utilizou a tecnologia da ozonização em água subterrânea com alta concentração de ferro e manganês	Aplicou a carga de O <sub>3</sub> de 3 mg/L, durante 120 minutos, na temperatura de 20°C e obteve remoção de 96% de ferro e de 83% manganês, e pH apresentou variação de 5 a 12, observou que a oxidação máxima de ferro ocorreu em pH entre 9-10.	Araby; Hawash; Diwani (2019)
Utilizou a tecnologia da ozonização em escala domiciliar para análise das variáveis temperatura, pH, alcalinidade, condutividade elétrica, turbidez, cor, nitrito, nitrato, carbono orgânico, carbono inorgânico, e coliformes totais, de água subterrânea.	Aplicou a carga de O <sub>3</sub> de 625 mg/L durante 4, 8 e 20 horas em volume de 40L, obteve pH final dentro da faixa de potabilidade, 100% de inativação de coliformes fecais, não houve variação de temperatura da água (de 23°C para 24°C), também não identificou alteração significativa nas variáveis cor, alcalinidade, turbidez, carbono orgânico dissolvido e condutividade elétrica.	Romero (2022)

---

Fonte: Da autora (2023)

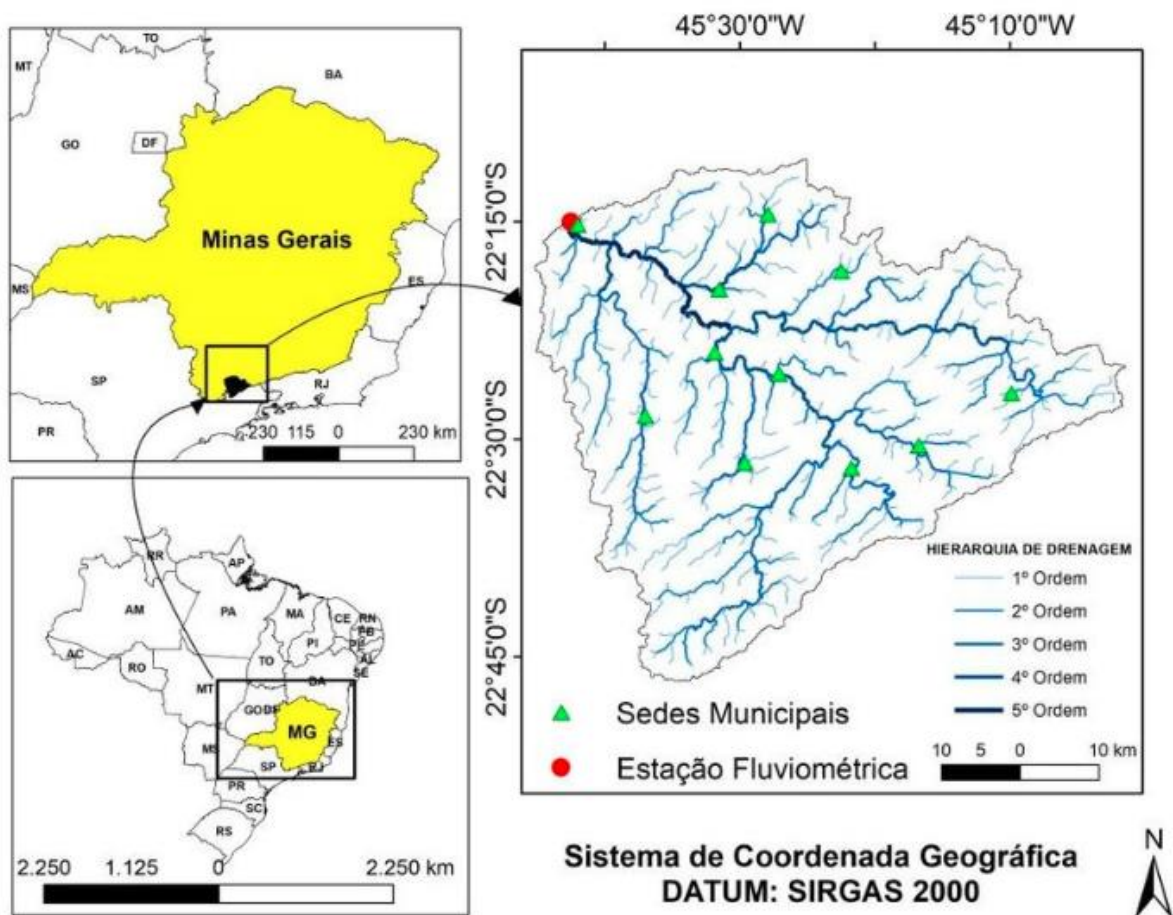
Conforme verificados em estudos anteriores a eficácia da técnica de ozonização na desinfecção e remoção de contaminantes das águas subterrâneas para abastecimento, vislumbra-se o elevado potencial da utilização da mesma para controle, redução e remoção de determinadas variáveis, de qualidade de água, de um poço subterrâneo, foco de investigação deste trabalho.

## 4 MATERIAIS E MÉTODOS

### 4.1 Área estudo

O estudo foi desenvolvido em uma propriedade particular, localizada em área de abrangência da Bacia Hidrográfica do Alto Sapucaí, na região sul do estado de Minas Gerais (FIGURA 4.1), que possui área de drenagem de 2.813 km<sup>2</sup> e vazão média de 146 m<sup>3</sup>s<sup>-1</sup> (SERVIDONI *et al.*, 2021). O Alto Sapucaí é estratégico para a região do sul de Minas Gerais, pois as águas são usadas no abastecimento público e industrial, irrigação e abastecimento do reservatório da Usina Hidrelétrica de Furnas (VIANNA; AVELAR, 2010).

**Figura 4.1:** Área de estudo.



Fonte: IBGE-PPP (DATUM SIRGAS/2000)

O arcabouço geológico da área é formado principalmente por complexos granito-gnáissicos do Sistema Orogênico do Tocantins (CPRM, 1998), ou seja, em geral, presença de rochas impermeáveis. A geomorfologia é caracterizada pelo Domínio das Unidades

Denudacionais em Rochas Cristalinas ou Sedimentares, com altimetria entre 816 e 1482 m (RIBEIRO *et al.*, 2016). Conforme Neves e Morales (2006), os sistemas de aquíferos encontrados em maior relevância na região estudada são os tipos Granitóides (aquífero fissural ou fraturado, no qual a água é armazenada nas fraturas interconectadas da rocha) e os tipos Porosos (aquífero poroso ou granular, no qual a água é armazenada nos espaços entre grãos da rocha ou solo). A água que ocupa os espaços entre grãos e entre fraturas apresenta grande importância nos países em desenvolvimento, pois, para abastecimento doméstico e irrigação em pequena escala, as pequenas vazões ali encontradas são suficientes e, muitas vezes, constitui a única opção de abastecimento (FRIEDRICH *et al.*, 2018). Nos aquíferos fissurais e granulares a exploração é mais rasa, e pode ser obtida com tecnologia simples e de baixo custo, fatores estes, considerados relevantes quando a água superficial normalmente é insuficiente em termos de qualidade e quantidade (MENEZES *et al.*, 2014).

A bacia hidrográfica do Alto Sapucaí está associada à Serra da Mantiqueira. Devido a isso, há vales profundos com divisores marcados pela presença de escarpas abruptas, além de vales altimontanos com planícies aluviais soerguidas. A jusante é composta por declives e vertentes suaves (SGARBI; DARDENNE, 2002). Na hidrografia, o padrão de drenagem dominante é o dendrítico. (RIBEIRO *et al.*, 2016).

O clima, de acordo com a classificação de Köppen é tropical de altitude (Cwa e Cwe), com verão quente e úmido e inverno frio e seco e precipitação média anual de 1.600 a 1.865 mm (AQUINO *et al.*, 2012). Alguns estudos demonstram que a região sul de Minas Gerais é mais chuvosa em relação a todo o estado (REBOITA, 2015).

O Domínio Morfoclimático é a Mata Atlântica, com Floresta Estacional Semidecídua, substituída em sua maior parte por pastagens, cultivos agrícolas e silvicultura (SCOLFORO *et al.*, 2008).

As atividades econômicas de relevância da região são o processamento de café, embalagens, fármacos, produtos alimentares, confecções e turismo (PRATES, 2010).

Ressalta-se que por se tratar de uma propriedade privada as informações como denominação (nome), coordenadas geográficas, pontos de referências, entre outras informações que possam induzir a localização precisa da mesma não são apresentadas.

## **4.2 Amostragem**

Uma amostra foi coletada em um poço artesiano de propriedade particular de uma universidade situada na cidade de Itajubá, na região sul do estado de Minas Gerais.

A água captada neste poço é utilizada somente para limpeza de áreas externas e na irrigação de jardins do *campus*, não é utilizada para fins de potabilidade por apresentar aspectos visuais não adequados (cor avermelhada e odor característico).

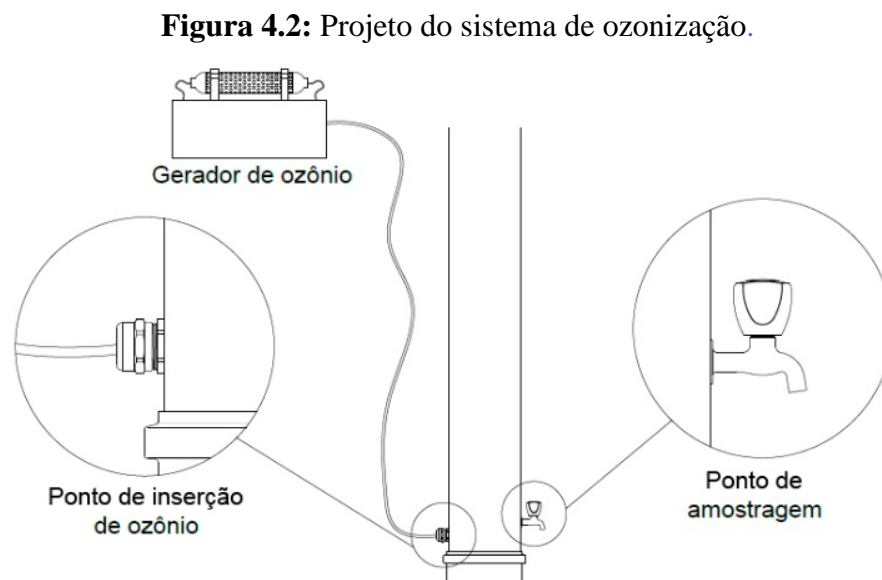
A amostragem foi realizada em outubro de 2022, para tal, utilizou-se três frascos plásticos estéreis para armazenamento, de material opaco, não translúcido, sendo um de 20 litros e dois de 5 litros.

Após a coleta, a amostra foi preservada em caixas de isopor e coberta por material opaco, a fim de evitar a interação da água coletada com a luminosidade e, posteriormente, encaminhada à Universidade Federal de Lavras (UFLA), localizada em Lavras, Minas Gerais.

### 4.3 Equipamentos e operação do sistema

O experimento foi realizado no mesmo dia da coleta da amostra bem como a montagem do sistema, no Laboratório de Poluentes Atmosféricos e Microbiologia Aplicada ao Saneamento do Departamento de Engenharia Ambiental (DAM) da Universidade Federal de Lavras (UFLA).

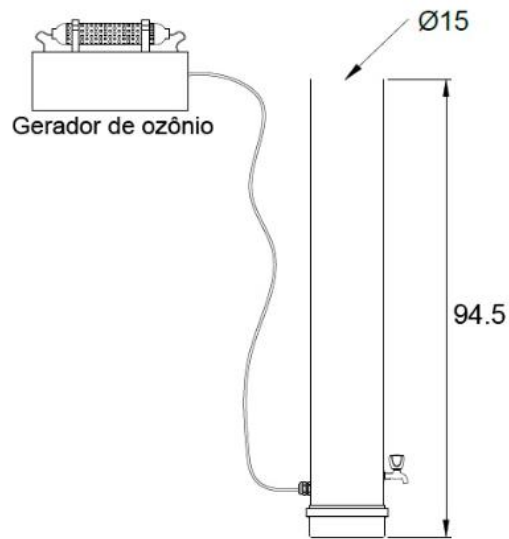
A configuração e detalhamento do projeto do sistema desenvolvido para a realização do experimento é apresentado de forma esquemática na Figura 4.2, a seguir:



Fonte: Da autora (2023)

As dimensões (em centímetros) utilizadas no tanque de reação são apresentadas de forma esquemática na Figura 4.3, abaixo:

**Figura 4.3:** Projeto do tanque de reação.



Fonte: Da autora (2023)

O projeto (ozonizador e tanque de reação) foi montado na bancada do laboratório, para a realização do experimento e está representado na figura 4.4, abaixo:

**Figura 4.4:** Ozonizador e tanque reagente



Fonte: Da autora (2023)

A geração de ozônio foi realizada por aparelho denominado Gerador de Ozônio, do modelo GO2000 AAINX da empresa Ozonio Line®, com capacidade de geração de O<sub>3</sub> de 1300 mg/h, cuja produção de ozônio é realizada por irradiação de ar atmosférico (FIGURA 4.5). O gerador de ozônio é de propriedade da empresa Ózien Tecnologia.

**Figura 4.5:** Gerador de Ozônio



Fonte: Da autora (2023)

O tanque reator, onde foi realizado o processo de ozonização, possui aproximadamente 17 litros de volume, suas paredes foram construídas de PVC (policloreto de vinila) rígido, com dimensões de 95 centímetros de altura por 15 centímetros de diâmetro.

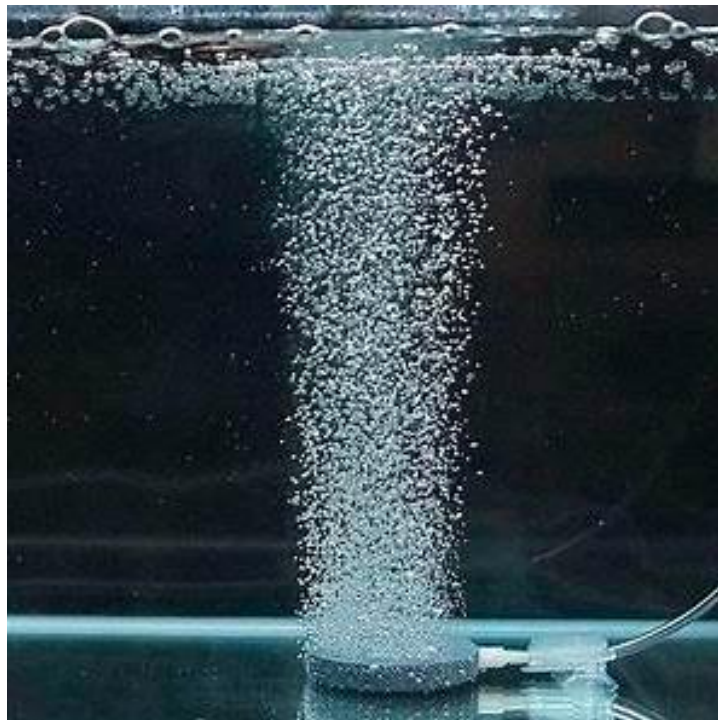
Internamente foi instalado um difusor poroso em sua base, feito de rocha granítica, para que o gás ozônio gerado e conduzido por um duto de silicone, pudesse ser difundido na forma de bolhas de tamanho reduzido para reagir com a amostra, a fim de potencializar a ação oxidante do gás (FIGURA 4.6). Este tipo de rocha permite a formação de bolhas com diâmetros variando de 2 a 6 mm, como é exemplificado na Figura 4.7.

**Figura 4.6:** Bolhas formadas na amostra durante a ozonização



Fonte: Da autora (2023)

**Figura 4.7:** Bolhas formadas na amostra durante a ozonização



Fonte: Jhon *et al.* (2022)

Externamente foi acoplado uma torneira para permitir a retirada da amostra ozonizada do reator, conforme Figura 4.8.

**Figura 4.8:** Torneira instalada no tanque de reação.



Fonte: Da autora (2023)

As amostras coletadas durante o experimento foram armazenadas em frascos descartáveis de polietileno com capacidade de 1L cada, previamente esterilizados, rotulados e armazenados em caixas de isopor, contendo gelo rígido reutilizável, atendendo as metodologias indicadas pelo Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 2017), e posteriormente enviadas ao Laboratório LAADAM contratado para execução das análises.

#### **4.4 Ozonização e amostras**

Para a realização da ozonização foi utilizada um volume total de 17 litros de amostra. Deste volume total de amostra bruta, foi coletada uma parte, de aproximadamente 3 litros (Amostra 1) a qual não foi submetida a ozonização (tempo zero).

Outra parte do volume inicial de água bruta foi vertida no tanque reator (aproximadamente 14 litros). E então foi iniciado a ozonização. A amostra bruta sofreu ozonização durante 10 minutos (Tempo 1), com uma carga de  $O_3$  de 15,5 mg/L e então foi coletada novo volume, de aproximadamente 3 litros, denominado de Amostra 2.

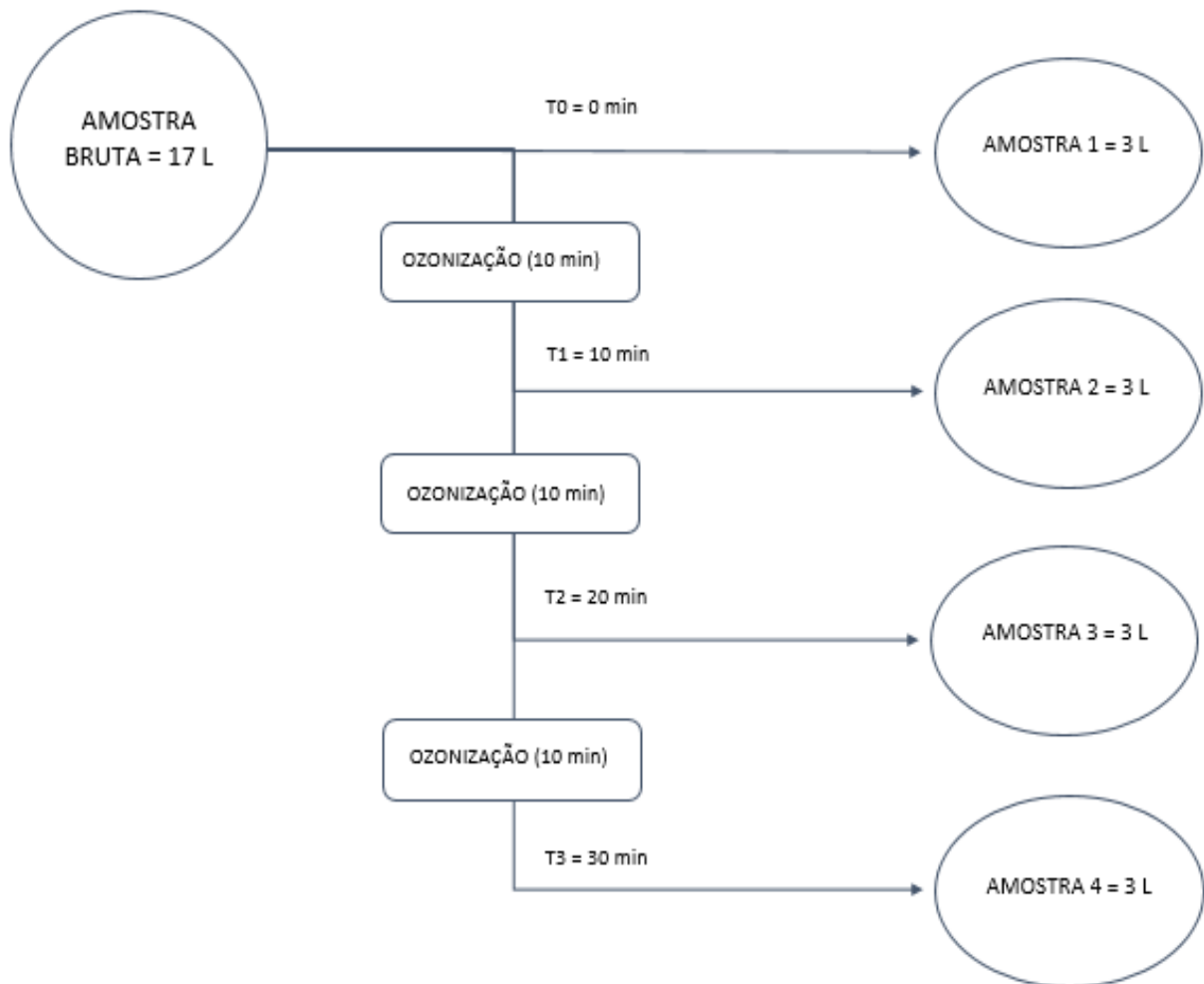
A amostra no tanque reagente, contendo aproximadamente 11 litros, continuou a sofrer ozonização por mais 10 minutos, totalizando 20 minutos (Tempo 2), com uma carga de  $O_3$  de 19,7 mg/L e então foi coletada a Amostra 3, também com aproximadamente 3 litros.

O restante da amostra, contendo aproximadamente 8 litros, continuou a sofrer ozonização por mais 10 minutos, totalizando 30 minutos (Tempo 3), com uma carga de  $O_3$  de 27,0 mg/L e então foi coletado o último volume, Amostra 4, também com aproximadamente 3 litros.

As amostras foram encaminhadas sob refrigeração ao Laboratório de Análises de Água do Departamento de Engenharia Ambiental (LAADAM) da UFLA e ao Laboratório Bioprolab Laboratório de Controle de Qualidade Ltda.

Abaixo segue a figura esquemática do processo de ozonização (FIGURA 4.9):

**Figura 4.9:** Esquema da ozonização.



Fonte: Da autora (2023)

#### 4.5 Análises físicas, químicas e microbiológicas

Foram realizadas análises laboratoriais com a intenção de averiguar a qualidade da água bruta bem como da água após ozonização, para cada tempo proposto.

Estas análises consistiram em: cor, turbidez, potencial hidrogeniônico (pH), ferro II, ferro III, manganês, coliformes totais (Ct) e coliformes termotolerantes (Cterm).

O método de execução realizado encontra-se discriminado ao lado da sua respectiva variável na Tabela 4.1. Todas as variáveis foram executadas em triplicatas.

**Tabela 4.1:** Metodologia das análises físicas, químicas e microbiológicas

Análise	Variável	Método
Física	Cor	APHA 2120 C, 20 <sup>a</sup> ed. 1998
	Turbidez	APHA 2130 B, 20 <sup>a</sup> ed. 1998
Química	pH	Potenciométrico / pHmetro LUCA-210 – MS Tecnopon®
	Ferro II	Colorimétrico/ Tiocianato – Alfakit®
	Ferro III	Colorimétrico/ Tiocianato – Alfakit®
	Manganês	APHA 3500 Mn B, 20 <sup>a</sup> ed. 1998
Biológica	Coliformes Totais	APHA 9221 B, 20 <sup>a</sup> ed. 1998
	Coliformes Termotolerantes	APHA 9221 B, 20 <sup>a</sup> ed. 1998
	Ferrobactérias	APHA 9240 D, 23 <sup>a</sup> ed. 2017

Fonte: Da autora (2023)

## 5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

A capacidade de atuação da ozonização quanto técnica de tratamento de águas subterrâneas foi analisada através dos diferentes tempos de ação sob as variáveis físicas, químicas e microbiológicas, dos quais os resultados estão apresentados na Tabela 5.1:

**Tabela 5.1** – Resultados preliminares pontuais

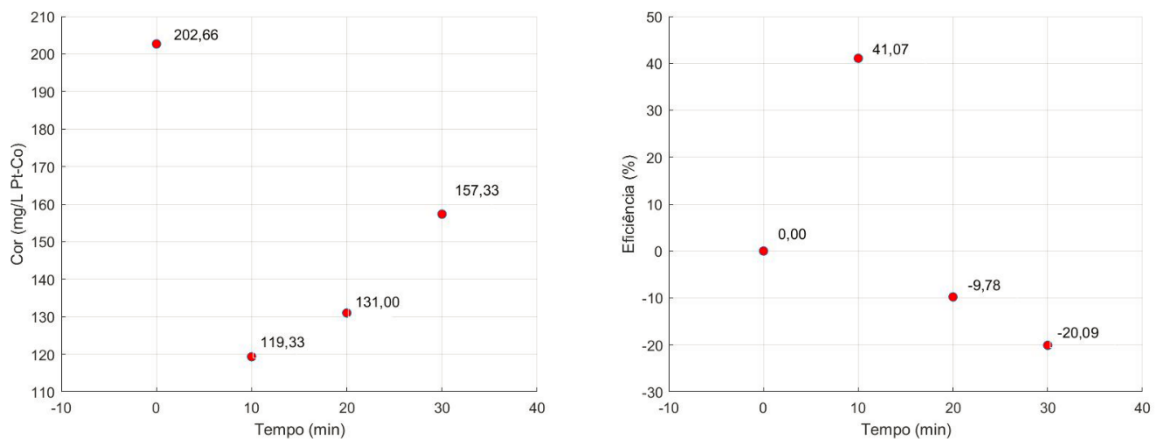
Variáveis	Unidades	Amostra Bruta	t = 10 min	t = 20 min	t = 30 min	Port. GM/MS n°. 888/2021
Ph	-	7,40	8,53	9,12	9,41	-
Cor	(mg/L Pt-Co)	202,67	119,33	131,00	157,33	<b>15,00</b>
Turbidez	(uT)	42,00	43,00	47,33	39,33	<b>5,00</b>
Ferro II	(mgFe/L)	2,00	1,40	0,60	0	<b>0,30</b>
Ferro III	(mgFe/L)	5,00	5,60	6,40	7,00	<b>0,30</b>
Manganês Total	(mg/L)	0,06	0,063	0,043	0,043	<b>0,10</b>
Coliformes Totais	(NMP/100ml)	9,5x10 <sup>4</sup>	0	0	0	<b>Ausência em 100 mL</b>
Coliformes Termotolerantes	(NMP/100ml)	9,5x10 <sup>4</sup>	0	0	0	<b>Ausência em 100 mL</b>
Ferrobactérias	(Unid/campo)	0	0	0	0	-

Fonte: Da autora (2023)

### 5.1 Cor

Os dados referentes a cor da água bruta e da água ozonizada obtida para cada tempo, estão apresentados na Figura 5.1:

**Figura 5.1** – Relação Cor x Tempo (a) e Eficiência x Tempo (b)



Fonte: Da autora (2023)

De acordo com os dados obtidos, a amostra bruta apresenta alto valor da variável cor (202,5 mg/L Pt-Co), em um volume de 17 litros. Isto é entendido por se tratar de água subterrânea com grande concentração de ferro ferroso (Fe II), que tem por característica estar solubilizado em meio aquoso, interferindo diretamente nos valores desta variável. Para Aziz *et al.* (2020) a presença de minerais solúveis como  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Fe}^{2+}$  e  $\text{Mn}^{2+}$  podem conferir alta coloração a água subterrânea.

Verificou-se que, após os 10 primeiros minutos de ozonização (t1), com concentração de  $\text{O}_3$  de 15,5 mg/L e volume de 14 litros, houve uma redução considerável no valor da cor, de 202,5 para 119,33, o que corresponde a uma eficiência de redução de 41,07 % devido a ozonização. Kammler *et al* (2022), estudou a ação do ozônio em água subterrânea concentrada em matéria orgânica, e obteve redução da cor em 38%, no tempo de 10 minutos e carga de ozônio de 6000 mg $\text{O}_3$ /h.

Nos próximos minutos, t2 (total de 20 minutos de ozonização) e no t3 (total de 30 minutos de ozonização) verificou-se um aumento no valor desta variável, diferentemente do que foi observado nos primeiros 10 minutos, a qual pode ter sido influenciada pelo aumento da concentração de  $\text{O}_3$  ao longo do tempo bem como pela diminuição do volume da amostra. Este aumento no valor da cor corresponde a uma diminuição da eficiência de ação do  $\text{O}_3$  em 9,78 % no tempo de 20 minutos e de 20,09 % no tempo de 30 minutos.

Em geral, verificou-se que o processo de ozonização, após 30 minutos de exposição, não alterou o valor de cor significativamente e o valor final obtido de 157,33 (mg/L Pt-Co), correspondente a 22,37 % de redução para esta variável, não atendeu ao valor de cor máximo admissível no padrão organoléptico de potabilidade da Portaria GM/MS n°888/2021, que é de 15 (mg/L Pt-Co). Resultado próximo foi encontrado no estudo de Paschoalato, Trimailovas e

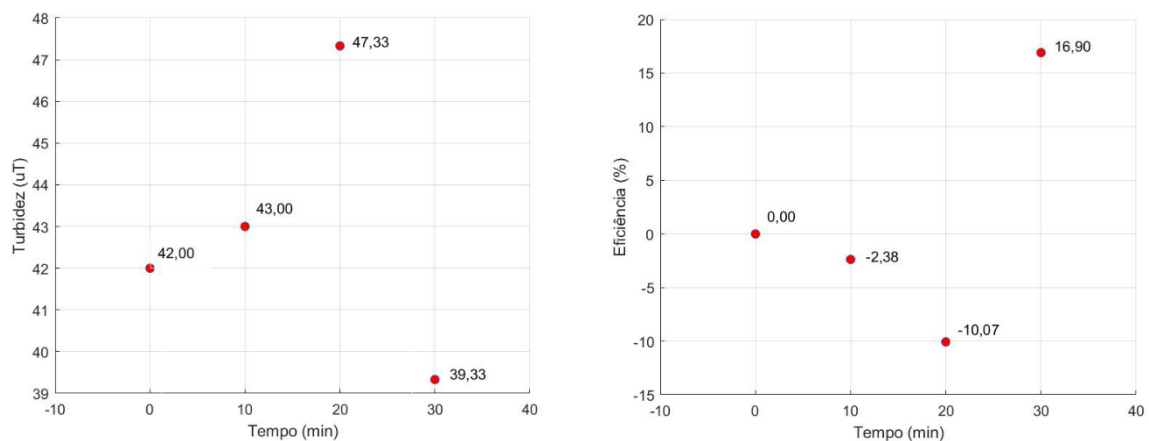
Bernardo (2008) que verificou a redução de 43% do valor da variável cor (de 200 para 115 (mg/L Pt-Co)), para o mesmo tempo de ozonização (30 min).

Outros estudos, como o de Junior *et al.* (2019), avaliou os efeitos do ozônio em água residual, no tempo de 120 minutos e verificou que houve redução da cor em 67,7% na dosagem de 4 mg/L de O<sub>3</sub> e em 81,5% na dosagem de 17 mg/L de O<sub>3</sub>. Cabrera-Díaz *et al.* (2016) observou remoções de cor de 93,7% em um tratamento combinado (filtro-reator anaeróbico e processo de ozonização) na dosagem de 100 mg/L de O<sub>3</sub> em um período de contato de 3 horas, enfatizando a eficácia do processo de ozonização na remoção de cor e turbidez desse efluente. Estes estudos mostram que um maior tempo de contato da amostra à ozonização, comparado ao presente estudo, talvez seja necessário para obter melhor eficiência de redução do valor da variável cor, uma vez que o O<sub>3</sub> possui solubilidade baixa, outro fator que pode ser influenciado pelo tempo de contato. Ainda, Cabrera-Díaz *et al.* (2016) observou que a razão para os valores decrescentes de turbidez, enquanto há o aumento dos tempos de exposição ao ozônio, é que algumas partículas e compostos orgânicos de alto peso seriam destruídos pelo ozônio e convertidos em compostos dissolvidos, proporcionalmente a isso, ocasiona o aumento dos valores da variável cor.

## 5.2 Turbidez

Os dados referentes a variável turbidez da água bruta e da água ozonizada obtido para cada tempo, estão apresentados na Figura 5.2:

**Figura 5.2** – Relação Turbidez x Tempo (a) e Eficiência x Tempo (b)



Fonte: Da autora (2023)

De acordo com os dados obtidos, a amostra bruta apresentou alto valor da variável turbidez (42 uT) em um volume total de 17 litros. Nos 10 primeiros minutos de ozonização, houve um pequeno aumento de 2,38% no valor da turbidez (de 42,0 para 43,0 uT) bem como nos próximos 10 minutos (total de 20 minutos de ozonização), onde houve um aumento maior de 10,07% no valor da turbidez, o que indica redução de eficiência de ação do O<sub>3</sub> nestes tempos, sendo a concentração de O<sub>3</sub> de 15,5 e 19,7 mg/L respectivamente em cada tempo. O mesmo comportamento foi verificado por Lage Filho (2010) o qual cita que águas que apresentam turbidez elevada, contribuem com o esgotamento rápido do ozônio dificultando sua ação como oxidante.

Diferentemente, nos últimos 30 minutos de ozonização houve uma redução de 16,90% no valor da turbidez, ou seja, houve grande eficiência de ação da ozonização no valor desta variável, onde foi verificada diminuição do volume da amostra (para 8 litros), aumento da concentração do O<sub>3</sub> em 27 mg/L e maior tempo de contato.

De forma geral, a aplicação da técnica de ozonização durante os 30 minutos propostos para este estudo permitiu uma redução de 6,35% no valor final da variável turbidez da amostra (de 42,0 uT para 39,33 uT), valor este que não atendeu ao valor de turbidez máximo admissível no padrão organoléptico de potabilidade da Portaria GM/MS nº888/2021, que é de 5 (uT).

Nos estudos de Aziz *et al.* (2020) foi verificado pequeno aumento da turbidez, após 60 minutos de ozonização, na dose de 1 ml/L de O<sub>3</sub> (de 3,86 uT para 5,83 uT), e justificou este aumento devido ao gás ozônio fornecido dentro do reator, o qual ocasiona turvação da água devido a formação de bolhas e, para que seja obtida a redução desta variável a fim de atender a legislação, propõe a integração da ozonização com um sistema de filtração. Nos estudos de Romero (2022) foi encontrado um aumento discreto da turbidez no tempo de 10 minutos, sendo o valor da amostra bruta de 0,229 uT para 0,294 uT na amostra ozonizada, o que corresponde a 28,38% de aumento. Segundo Lage Filho (2010), águas com qualidade inferior, isto é, que apresentam maior turbidez, cor aparente, concentração de sólidos e matéria orgânica, exercem uma grande demanda inicial de O<sub>3</sub>, com isso, reduzem a concentração de ozônio residual e contribuem para seu esgotamento em menor tempo.

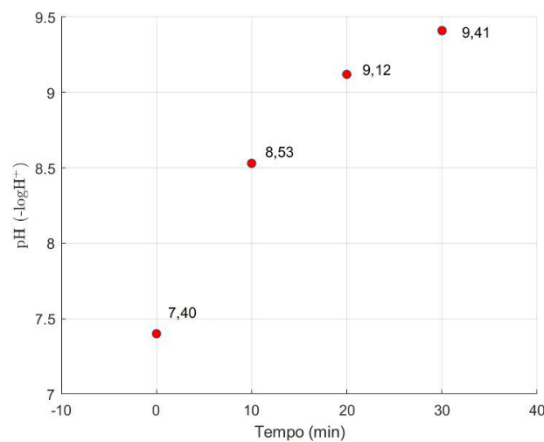
Outros estudos, como o de Junior *et al.* (2019), avaliou os efeitos do ozônio em água residual no tempo de 120 minutos e verificou que houve redução da turbidez em 41% (de 8,63 uT para 5,1 uT) na dosagem de 17 mg/L de O<sub>3</sub>. Este estudo é corroborado por Cabrera-Díaz *et al.* (2016) que observaram remoções de turbidez de 99,2% em um tratamento combinado (filtro-reator anaeróbio e processo de ozonização) na dosagem de 100 mg/L de O<sub>3</sub> em um período de contato de 3 horas. Estes estudos mostram que um maior tempo de contato da amostra à

ozonização, comparado ao presente estudo, talvez seja necessário para obter melhor eficiência de redução do valor da variável turbidez.

### 5.3 Potencial Hidrogeniônico (pH)

Os dados referentes ao pH da água bruta e da água ozonizada obtido para cada tempo, estão apresentados na Figura 5.3:

**Figura 5.3 – Relação pH x Tempo**



Fonte: Da autora (2023)

De acordo com os dados obtidos, os valores da variável pH apresentaram aumento em todos os tempos, o que pode estar relacionado a ação da ozonização, uma vez que a concentração de O<sub>3</sub> também apresentou aumento ao longo do experimento, embora o volume de amostra tenha diminuído. Os valores obtidos foram de 15,27% de aumento para o tempo 1 (10 minutos), de 6,91% para o tempo 2 (20 minutos) e de 3,17% no tempo 3 (30 minutos).

Sonntag e Gunten (2012) demonstram em seus estudos de ozonização em água para fins de potabilidade, as reações que ocorrem entre a água e o O<sub>3</sub>, conforme as equações abaixo, 5.1 e 5.2:

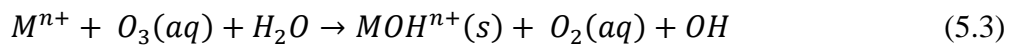


Fonte: Adaptado de Sonntag e Gunten (2012)



Fonte: Adaptado de Sonntag e Gunten (2012)

De forma geral, a aplicação da técnica de ozonização durante os 30 minutos propostos para este estudo permitiu um aumento de 27,16% no valor final da variável pH da amostra (de 7,40 para 9,41). O mesmo comportamento foi encontrado nos estudos de Sonntag e Guten (2012) e Romero (2022) em sistema compacto de desinfecção de água potável com uso de ozônio, na dose de 0,10 mg/L, e pH acima de 9,2, onde observou-se que o aumento do pH foi possível devido a ocorrência de reação secundária do ozônio com a matéria orgânica dissolvida existente, demonstrada na Equação 5.3, onde foram produzidos íons e radicais hidroxila, os quais corroboram com o aumento do valor do pH.



Fonte: Adaptado de Mahmou; Freire (2007)

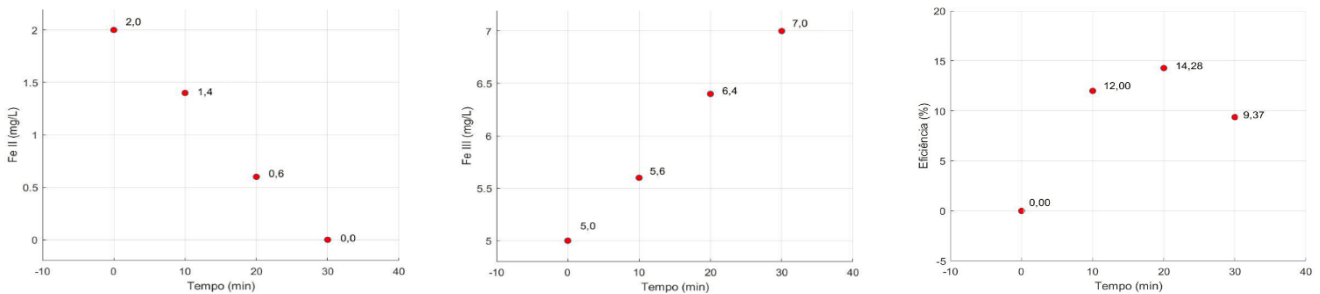
Nos estudos de Junior *et al.* (2019) o ozônio agiu sobre a amostra, e houve liberação de íons hidróxido ( $OH^-$ ) fazendo estes predominante sobre os íons de hidrogênio ( $H^+$ ). Foi verificado aumento do pH, ao longo do tempo de ozonização da amostra, de 7,46 para 8,38, o que equivale a um aumento de 12,33%, no tempo de 30 minutos. Conforme Coelho *et al.*, (2015), quando o pH atinge o valor de 8,0, praticamente metade do  $O_3$  introduzido é decomposto em várias formas intermediárias de oxigênio, o que explicaria o aumento dos valores de pH, uma vez que, em um pH maior que 8,0, a maior parte do ozônio é decomposto em  $OH^-$ , o que induz a uma condição cada vez mais alcalina, e interfere nos atributos da amostra. Ainda explica que, águas alcalinas par fins de potabilidade podem causar efeitos colaterais desagradáveis no corpo humano, como náuseas, vômitos, tremores nas mãos, irritações na pele, espasmos musculares, deficiência de minerais, entre outros.

Conforme Sonntag e Gunten (2012) a presença de metais de transição na água, como o ferro e o manganês, podem contribuir no processo de decomposição do ozônio e levar a formação de radicais hidroxila também. Ainda, os mesmos verificaram que o ozônio permaneceu dissolvido na água, em sua forma molecular, em pH abaixo de 7, e que quando submetido à ozonização em período de 10 minutos o pH aumentou (acima de 8). Para Lage Filho (2016), quanto maior o pH (se  $pH > 7$ ), menor será a vida útil do ozônio; e em pH maior que 8, a geração de radicais hidroxila ( $OH$ ) é maior, o que intensifica o processo oxidativo na amostra, embora reduza a disponibilidade do ozônio para desinfecção.

## 5.4 Ferro

Os dados referentes as variáveis ferro ferroso (Fe II) e ferro férrico (Fe III) da água bruta e da água ozonizada obtido para cada tempo, estão apresentados na Figura 5.4:

**Figura 5.4** – Relação Fe II x Tempo (a), Relação FeIII x Tempo (b) e Eficiência x Tempo (c)



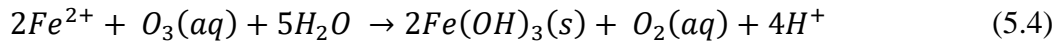
Fonte: Da autora (2023)

De acordo com os dados obtidos, a amostra bruta apresentou valor da variável Fe III de 5 mg/L e de Fe II de 2 (mg/L), por isso, nota-se que esta é uma amostra que possui naturalmente maior concentração de ferro insolúvel do que solúvel.

Verificou-se que, ao longo da ozonização, todo o Fe II foi oxidado a Fe III. Após os 10 primeiros minutos de ozonização, houve aumento de Fe III em 12% (de 42,0 para 43,0 uT), nos próximos 10 minutos (total de 20 minutos de ozonização) houve um aumento de 14,28%, ou seja, tempo no qual houve maior eficiência de oxidação pela ação da ozonização e nos últimos 30 minutos de houve um aumento de 9,37% no valor de ferro.

De forma geral, a aplicação da técnica de ozonização durante os 30 minutos propostos para este estudo permitiu a oxidação total do Fe II em Fe III, mas não a eliminação da concentração deste na amostra, que se manteve em 7 (mg/L). Por isso, este valor não atendeu ao valor de ferro máximo admissível no padrão organoléptico de potabilidade da Portaria GM/MS n°888/2021, que é de 0,3 (mg/L).

Conforme Sukmilin e Sangsirimongkolying (2021), a remoção de ferro e manganês consiste em transformar a forma solúvel em insolúvel, ou seja, o ozônio não é capaz de remover o ferro da amostra, mas atua como um oxidante, transformando a forma solúvel em forma insolúvel, facilitando assim sua remoção do meio através de técnicas de filtração, ou outras similares. Para Abraham *et al.* (2020), o uso da técnica de ozonização em estágio anterior a técnica de filtração, acelera e facilita a remoção do ferro presente em águas ferruginosas. O ferro ferroso é, portanto, facilmente oxidado pelo ozônio de acordo com a Equação 5.4:



Fonte: Adaptado de Araby *et al.* (2019)

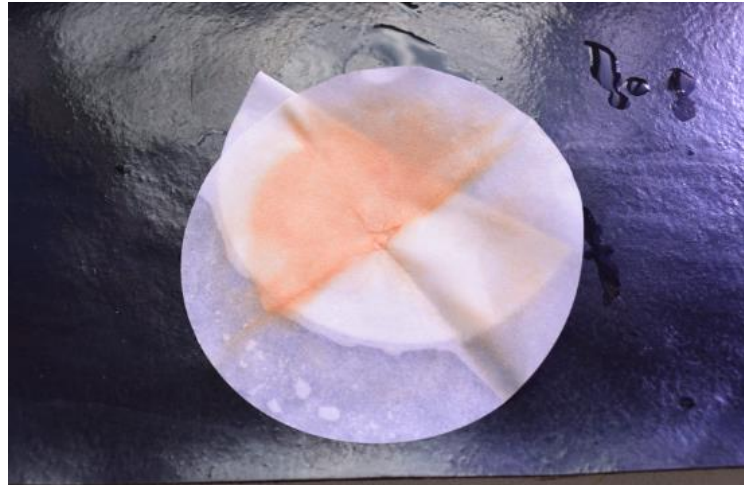
Conforme Mestrinho (2008), o comportamento químico do ferro na água subterrânea depende da intensidade da oxidação ou redução do mesmo no sistema, sendo influenciado pelas variáveis pH, Eh (potencial oxi-redutor), oxigênio dissolvido (OD), dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>), compostos orgânicos, entre outros, bem como por microrganismos, que podem afetar as condições de pH e Eh. Para Silveira (2020) em condições de redução ou ambiente anóxico, o ferro tende a se manter no estado ferroso, solúvel, mas como estes sais ferrosos são instáveis, e quando expostos ao ar atmosférico, contendo oxigênio, oxidam-se para o estado férrico, eles formam precipitados insolúveis, ocasionando o aparecimento de manchas vermelhas nas paredes dos poços e sistema de bombas.

Moruzzi e Realli (2012) observaram em seus estudos, que a reação do ozônio com o ferro contido na água produz sais insolúveis de óxidos de ferro (férricos) e manganês (mangânicos). Nos estudos de Barolli *et al.* (2016), foi comprovado a eficiência de 95% da ozonização na oxidação e consequente precipitação do ferro no meio reacional, corroborando com os dados obtidos neste estudo. Os estudos de Sukmilin e Sangsirimongkolying (2021) realizaram a ozonização em água subterrânea ferruginosa e obtiveram a melhor eficiência em 98% para a oxidação de ferro em pH próximo a 6,99 em 10 minutos de ozonização, na dose de 0,57 mg/minuto. Ainda, observaram que as variáveis que afetavam a oxidação do ferro pelo ozônio são o pH e a dureza.

Após os 30 minutos da ozonização da amostra, a mesma foi submetida ao processo de filtração (FIGURA 5.5), com a finalidade de verificar a remoção física do ferro insolúvel contido na mesma, e com isso, foi possível obter uma água clarificada, conforme Figura 5.6.

O filtro utilizado foi o da marca Macherey-Nagel quantitativo, de formato circular, de espessura 0,2 mm, apresenta velocidade de filtragem de 27 segundos e capacidade de retenção de 4 a 12 µm.

**Figura 5.5:** Filtro contendo ferro insolúvel retido.



Fonte: Da autora (2023)

**Figura 5.6:** Amostra ozonizada e amostra filtrada.

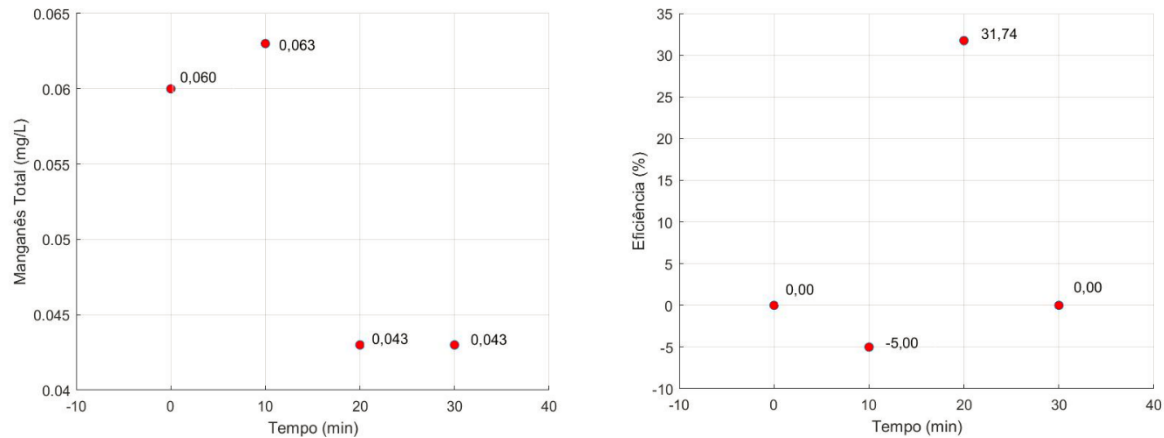


Fonte: Da autora (2023)

## 5.5 Manganês

Os dados referentes a variável manganês da água bruta e da água ozonizada obtidos para cada tempo, estão apresentados na Figura 5.7:

**Figura 5.7** – Relação Manganês X Tempo (a) e Eficiência x Tempo (b)



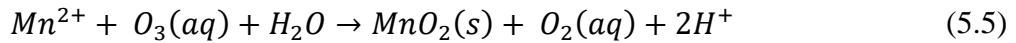
Fonte: Da autora (2023)

Conforme os dados obtidos, a amostra bruta apresentou inicialmente valor abaixo do máximo admissível no padrão organoléptico de potabilidade da Portaria GM/MS n°888/2021, que é de 0,1 (mg/L), por isso a aplicação da ozonização não seria necessária para esta variável. A presença deste mineral na água do Rio Sapucaí, é mencionada no trabalho de Reis (2015).

Verificou-se que, após os 10 primeiros minutos de ozonização, a concentração de manganês sofreu um pequeno aumento de 5%, por isso, nota-se que a ozonização não foi eficiente inicialmente para esta variável. Nos próximos 10 minutos (total de 20 minutos de ozonização) verificou-se uma queda significativa no valor desta variável, de 31,74%, ou seja, sofreu oxidação pela ação do ozônio, e nos próximos 10 minutos (total de 30 minutos de ozonização) o valor da concentração de manganês se manteve inalterado.

De forma geral, a aplicação da técnica de ozonização durante os 30 minutos propostos para este estudo permitiu a oxidação de 28,33% do manganês, que se manteve em 0,043 (mg/L), valor este que está abaixo do valor de manganês. No estudo de Tian *et al.* (2021) verifica-se a influência efetiva do pH, em valores acima de 8, na remoção do manganês, durante a ozonização.

Conforme Khozyem *et al.* (2019), em geral, o ferro e o manganês frequentemente estão presentes conjuntamente nas águas subterrâneas e no abastecimento de água potável, sendo que, a existência de manganês é muito menor em comparação com ferro, informação que pode ser verificada no presente estudo. Quanto à oxidação de manganês, a conversão de  $Mn^{2+}$  em  $MnO_2$  requer mais poder oxidante do que a conversão de  $Fe^{2+}$  em  $Fe(OH)_3$  porque necessita de mais energia. A reação de oxidação de manganês por ozônio assume a forma abaixo, conforme a Equação 5.5:



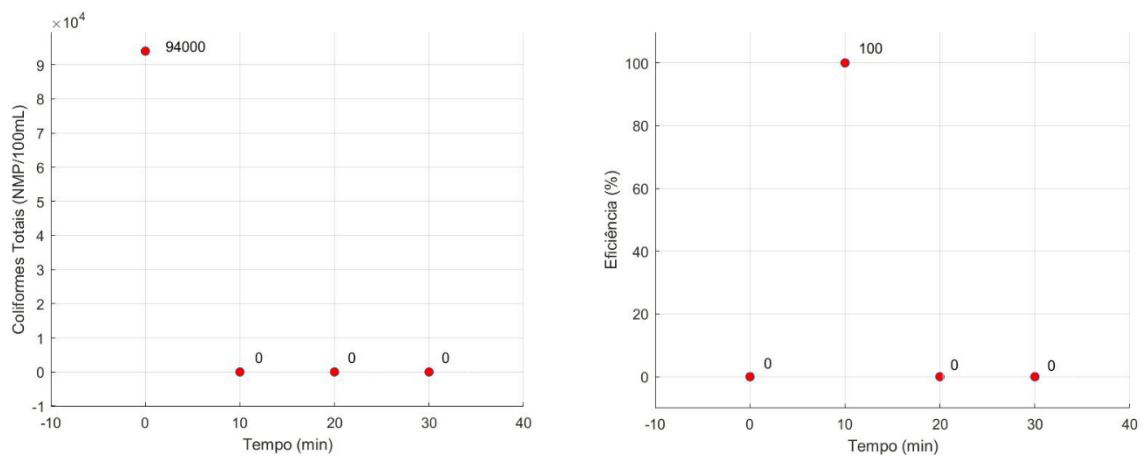
Fonte: Adaptado de Araby *et al.* (2019)

Conforme os estudos de Akbar, Aziz, Alazaiza (2021) aplicando a ozonização em água subterrânea, em dose de 40 gO<sub>3</sub>/h, em pH de valor 8, observou-se remoção de 99,5% de ferro em 90 minutos de exposição e remoção de 92% de manganês em 120 minutos. Barolli *et. al.* (2016), em seus estudos de ozonização em água subterrânea, obtiveram redução de 99 % do manganês presente na amostra quando utilizado produção de 65 gO<sub>3</sub>/h, durante 18 minutos.

## 5.6 Coliformes Totais e Termotolerantes

Os dados referentes as variáveis microbiológicas da água bruta e da água ozonizada obtidos para cada tempo, estão apresentados na Figura 5.8 e Figura 5.9:

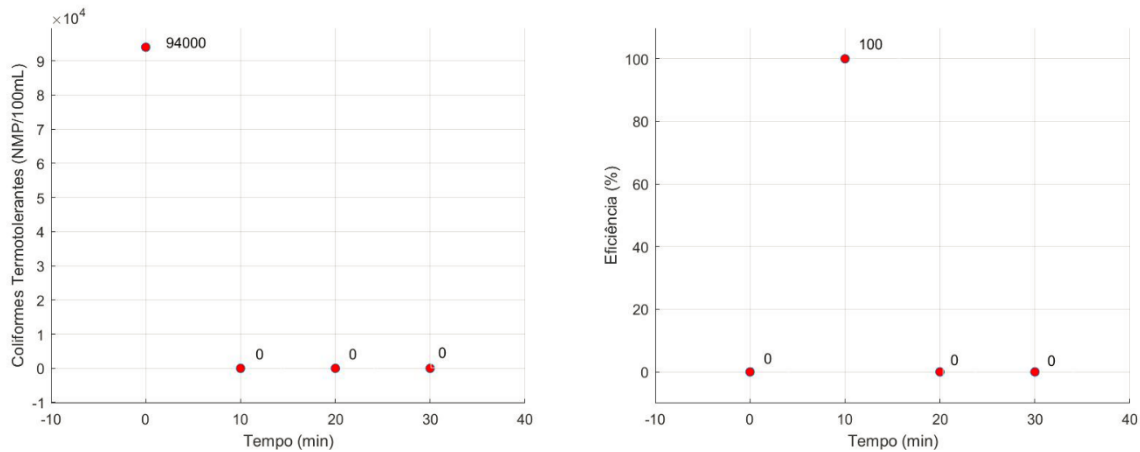
**Figura 5.8** – Coliformes Totais x Tempo (a) e Eficiência x Tempo (b)



Fonte: Da autora (2023)

Conforme os dados obtidos, a amostra bruta apresentou presença de coliformes totais e termotolerantes, por isso, infere-se que se trata de uma água subterrânea contaminada por bactérias patogênicas e por isso seu uso não deve ser recomendado para fins de potabilidade. A presença destes coliformes é corroborada no estudo de Albertin; Mauad; Daniel, (2006), no qual foi identificada a presença de coliformes nas amostras estudadas, coletadas na mesma região da Bacia Hidrográfica do Rio Sapucaí – MG.

**Figura 5.9** – Coliformes Termotolerantes x Tempo (a) e Eficiência x Tempo (b)



Fonte: Da autora (2023)

Verificou-se que, após os 10 primeiros minutos de ozonização, houve redução de 100% da população bacteriana da amostra, diante disso, esses resultados demonstraram que as bactérias dos grupos coliformes totais e coliformes termotolerantes apresentaram sensibilidade ao ozônio.

Em outros estudos, utilizando a ozonização em águas de abastecimento, foram observadas significativas reduções nas populações bacterianas, bem como reduções na concentração de compostos orgânicos como exemplo o estudo de Kozusny-Andreani *et al* (2018), que testou a inativação de bactérias patogênicas (termotolerantes), utilizando o ozônio em diferentes tempos de exposição, sendo 30, 60, 90, 120 e 540 segundos e conseguiu reduzir a concentração em 45-80% já nos primeiros 30 segundos. Borrull *et al* (2021), obteve remoção de compostos orgânicos e de coliformes totais variando entre 51-100%, utilizando a ozonização no final do processo de desinfecção em uma estação de tratamento de água na Espanha. Ikhlq *et al* (2022) realizou estudo de ozonização em tempos de 0 a 60 minutos e coletou amostras a cada 10 minutos, utilizando a dose de 10 g  $O_3/h$ , obteve a remoção de 100% em 24 minutos e observou que os radicais hidroxilas, formados durante a ozonização, são os potenciais responsáveis pela desinfecção das bactérias no meio, porque estes inativam os microrganismos por causarem danos às suas paredes celulares. Borowska *et al.* (2016), observou redução da concentração de compostos orgânicos poluentes e de bactérias na água bruta em torno de 80%, após ozonização; o estudo de Yang *et al.* (2017) atingiu redução da matéria orgânica e microrganismos patogênicos em 98%; Dong *et al.* (2020) obteve remoção de 94,5% de patógenos e os estudos de Yao *et al.* (2018) obtiveram remoção de organismos patogênicos superior a 90%.

Conforme esperado e observado na literatura, a ação oxidante do ozônio foi eficiente na eliminação de agentes patógenos nos primeiros instantes do experimento.

## **5.7 Ferrobactérias**

Conforme os dados obtidos neste estudo, como pode ser visualizado na tabela 5.1, a amostra bruta não apresentou presença de ferrobactérias. O que não era esperado, por se tratar de uma água com características de presença de ferro e por haver apresentado a presença da mesma em análises laboratoriais anteriores. Os estudos de Silva, *et al.* (2021), De Freitas; Clemente; Netto, (2008), Gonçalves; Freitas; Melo, (2005), Vieira, *et al.* (2004), De Freitas; Inez; Joroski, (2002) corroboram a presença de ferrobactérias em águas subterrâneas do estado de Minas Gerais, Brasil, devido as características geológicas do estado, principalmente por apresentar solo rico em ferro.

De Freitas; Clemente; Netto, (2008) enfatizou que a baixa vazão, ou baixo volume de captação de poços subterrâneos favorecem a proliferação das ferrobactérias, o que pode ser uma possível explicação da não existência das mesmas, uma vez que a captação do poço estudado ocorre diariamente, dificultando a proliferação das mesmas. Outra explicação é a época do ano, a qual pode influenciar na proliferação destas bactérias, mas para afirmar corretamente é necessário a repetição das análises.

## 6 CONCLUSÃO

Foi desenvolvido um sistema de desinfecção por ozonização de custo reduzido utilizando gerador de ozônio modelo GO2000 AAINX para a produção da dosagem de 1,3 gO<sub>3</sub>/h.

A avaliação preliminar da eficiência da técnica de ozonização no tratamento de água ferruginosa de um poço artesiano foi realizada, e de forma geral, a maioria dos parâmetros não sofreram alterações significativas com o tratamento, mas apresentaram redução em sua concentração, conforme era esperado, embora essa redução não tenha sido suficiente para fazê-los se enquadrar nos valores máximos permitidos pela portaria de potabilidade GM/MS n° 888/2021. Comprovou-se a eficiência da oxidação do Ferro II em Ferro III, e embora o ozônio não seja capaz de o remover da água, foi comprovado que o uso de técnicas de filtração ou similares são necessárias para que seja obtido a remoção física do mesmo da água analisada. Foi comprovada a inativação total dos microrganismos analisados, com isso, o sistema apresenta potencial para ser utilizado na desinfecção de água para fins de consumo.

Não obstante, estudos posteriores são necessários para a análise e melhoria das condições de dosagem de ozônio no sistema, bem como para melhor definição do tempo de contato, para que seja possível melhorar a eficiência da oxidação dos parâmetros físicos e químicos analisados. Ainda, é interessante a realização de estudos posteriores a fim de realizar testes de inativação de outros microrganismos patogênicos de interesse, a fim de garantir uma água segura para consumo humano; estudos de outras variáveis como o oxigênio dissolvido, sólidos totais, temperatura, bem como em época seca e chuvosa. Como a solubilização do ozônio na água não é fácil, também é interessante o estudo utilizando uma altura maior da coluna d'água do tanque reagente e a produção de micro bolhas no meio.

## REFERÊNCIAS

- ABAS - **Associação Brasileira de Águas Subterrâneas**, 2008. Educação/ Águas subterrâneas, o que são? Disponível em: <www.abas.org/educacao.php. Acesso em: 20 de janeiro de 2023.
- ABRAHAM, N.; JAMES J.; BANERJI, T.; MENON, R. Development of a novel groundwater iron removal system using adsorptive Fe(II) process. **Groundwater for Sustainable Development**, v. 10, p. 1-7, 2020.
- AKBAR, N. A.; AZIZ, H. A.; ALAZAIZA, M. Y. D. Effectiveness of Fe, Mn, UV254 and Colour Removal from Pre-ozonated Groundwater Using Anthracite Coal. **International Journal Environment Research**, v. 15, p. 245–259, 2021.
- ALBERTIN, L. L.; MAUAD, F. F.; DANIEL, L. A. Uso de simulação computacional para planejamento de um sistema hídrico: estudo de caso qualitativo e quantitativo. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 11, n. 4, p. 209-219, 2006.
- ALMEIDA, A. B. B. *et al.* Concentração de ferro e manganês em águas de abastecimento no município de Crato, Ceará: caracterização e proposta de tratamento. **Águas Subterrâneas – Seção Estudos de Caso e Notas Técnicas**, 2019.
- ALVES P. R. Avaliação da qualidade da água subterrânea de poços ponteira no município de Osório, RS. 2018. 122 p. **Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental)** - Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2018.
- ANDRADE, E. L.; PRESTES, J. A.; VENCEL, L. S.; ARANTES, L. T.; SILVA, D. C. C. Conflitos de uso do solo em áreas de preservação permanente na bacia do rio Pirapora, Salto de Pirapira/SP: influência na qualidade das águas. **Revista eletrônica de Geografia**, v. 19, n.3, p. 150-168, 2021.
- APHA. **Standard Methods for the examination of water and wastewater**. American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environmental Federation, 20<sup>a</sup> ed. Washington. 1998.
- APHA. **Standard Methods for the examination of water and wastewater**. American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environmental Federation, 23<sup>a</sup> ed. Washington. 2017.
- AQUINO, R. F.; SILVA, M. L. N.; DE FREITAS, D. A. F.; CURI, N.; MELLO, C. R.; AVANZI, J. C. Spatial variability of the rainfall erosivity in Southern region of Minas Gerais State, Brazil. **Ciência e Agrotecnologia**, v. 36, p. 533-542, 2012.
- ARABY, R. El.; HAWASH, S.; DIWANI, G. El. Treatment of iron and manganese in simulated groundwater via ozone technology. **Desalination**, v. 249, p. 1345-1349, 2019.
- ASSUNÇÃO, E. G. *et al.* Análise temporal do uso e cobertura do solo e da qualidade da água da Bacia Hidrográfica do rio Tibagi. **Revista DAE**, v. 68, n. 222, p. 121-133, 2020.

AZIZ, H. A.; TAJARUDIN, H. A.; WEI, T. H. L.; ALAZAIZA, M. Y. D. Iron and manganese removal from groundwater using limestone filter with iron-oxidized bacteria. **International Journal of Environmental Science and Technology**, v. 17, p. 2667-2668, 2020.

BAHCELIOGLU, E.; UNALAN, H. E.; ERGUDER, T. H. Silver-based nanomaterials: A critical review on factors affecting water disinfection performance and silver release. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, v. 51, n. 20, p. 2389-2423, 2021.

BAROLLI, J. B.; RIBEIRO, M. A.; ANGIOLLETO, E.; BIAZINIL, F.; MARTINS, M.; MENASCE, S.; FILHO, F. A. L. Aplicação do ozônio para remoção de manganês em águas de drenagem ácida de mina na inb/caldas. **Tecnol. Metal. Mater. Miner**, v. 13, n. 2, p. 136-140, 2016.

BARRETO, P.R.; GARCIA, C.A.B. Caracterização da qualidade da água do açude Buri - Frei Paulo/SE. **Scientia Plena**, v. 6, n. 9, p. 39-43, 2010.

BAUMGARTEN, M. G. Z. *et al.* Vamos conversar sobre a água da Ilha dos Marinheiros?: um mini-curso de educação ambiental para estudantes do ensino fundamental de uma comunidade com problemas de água potável (Rio Grande/RS). **Ambiente & Educação**, v. 22, n. 2, p. 262-282, 2017.

BAUMGARTEN, M. G. Z.; PAIVA, M. L.; RODRIGUES, H. R. S. Kit analítico simplificado: uma ferramenta para avaliação massiva da qualidade da água subterrânea. **Águas Subterrâneas**, v. 28, n. 2, 2014.

BEIN, E.; ZUCKER, I.; DREWES, J. E.; HUBNER, U. Ozone membrane contactors for water and wastewater treatment: A critical review on materials selection, mass transfer and process design. **Chemical Engineering Journal**, v. 413, n. 1, a. 127393, 2021.

BIERKENS, M. F.; WADA, Y. Non-renewable groundwater use and groundwater depletion: A review. **Environment Research Letter**, v. 14, n.6, p. 063002, 2019.

BOROWSKA, E. *et al.* Oxidation of cetirizine, fexofenadine and hydrochlorothiazide during ozonation: Kinetics and formation of transformation products. **Water research**, v. 94, p. 350-362, 2016.

BORRULL, J.; COLOM, A.; FABREGAS, J.; BARRULL, F.; POCURRULL, E. Presence, behaviour and removal of selected organic micropollutants through drinking water treatment Author links open overlay panel. **Chemosphere**, v. 276, a. 130023, 2021.

BRAGA, B.; CHARTRES, C.; COSGROVE, W. J.; DA CUNHA, I. V.; GLEICK, P. H.; KABAT, P.; KADI, M. A.; LOUCKS, D.P.; LUNDQVIST, J.; NARAIN, S. XIA, J. Water and the future of humanity: Revisiting water security. **Calouste Gulbenkian Foundation and Springer**. 2014.

BRASIL - Agência Nacional de Águas. Cuidando das águas: soluções para melhorar a qualidade dos recursos hídricos / **Agência Nacional de Águas; Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente**. - Brasília: ANA, 2011.

BRASIL. Conselho Nacional de Meio Ambiente, **Resolução Nº 357 de 17 de março de 2005**. Disponível em: <<http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=459>>. Acesso em: 12 fev. 2023.

BRASIL. Conselho Nacional de Meio Ambiente, **Resolução Nº 396 de 03 de abril de 2008**. Disponível em: <<http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=459>>. Acesso em: 28 jan. 2023.

BRASIL. **Lei nº 9433, de 8 de janeiro de 1997**. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal, e altera o art. 1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989 e dá outras providências. Disponível em: <<http://planalto.gov.br/lei-9433/1997>>. Acesso em: 20 fev. 2023.

BRASIL. **Portaria de Consolidação nº 888, de 04 de maio de 2021**. Ministério da Saúde. Consolidação das normas sobre as ações e os serviços de Saúde do Sistema Único de Saúde. Diário Oficial da União. Disponível em: <<https://www.in.gov.br/en/web/dou/-/portaria-gm/msn-888-de-4-de-maio-de-2021-318461562>>. Acesso em 03 mar. 2023.

CABRERA-DÍAZ, A. *et al.* Combined treatment of vinasse by an upflow anaerobic filter-reactor and ozonation process. **Brazilian Journal of Chemical Engineering**, v. 33, p. 753-762, 2016.

CETESB - Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. **CETESB**, São Paulo. 2022. Disponível em: <<https://cetesb.sp.gov.br/aguas-subterraneas/informacoes-basicas/poluicao-das-aguas-subterraneas/>>. Acesso em: 02 mar 2023.

CPRM – SERVIÇO GEOLÓGICO DO BRASIL. Carta Geológica Guaratinguetá, Escala 1:250.000, 1998. Disponível em: <<https://geosgb.cprm.gov.br/geosgb/downloads.html>>. Acesso em 28 de janeiro de 2023.

CPRM. Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais. **Portal SIAGAS**. Sistema de informação de águas subterrâneas – SIAGAS. Base de dados atualizada em 08 out. de 2018. Disponível em: <<http://siagasweb.cprm.gov.br/layout/index.php>>. Acesso em: 19 mar. 2023.

CUSTODIO, M.; PEÑALOZA, R. Data on the spatial and temporal variability of physical-chemical water quality indicators of the Cunas River, Peru. **Chemical Data Collections**, v.33, p. 1-14, 2021.

DA SILVA, N. *et al.* Manual de métodos de análise microbiológica de alimentos e água. **Editora Blucher**, 2017.

DE FREITAS, C. A.; CLEMENTE, A. R.; NETTO, J. P. Reabilitação de poços tubulares paralisados por baixa vazão, através de processos químicos de alta eficiência. **Águas Subterrâneas**, 2008.

DE FREITAS, C.; INEZ, G. B.; JOROSKI, Rogério. Projeto piloto de combate às ferrobactérias em poços tubulares no aurífero aluvionar de Amaro Lanari no Vale do Aço-MG. **Águas Subterrâneas**, 2002.

DEEBA, F.; ABBAS, N.; BUTT, M. T.; IRFAN, M. Ground water quality of selected areas of Punjab and Sind Provinces, Pakistan: Chemical and microbiological aspects. **Chemistry International**, v. 5, n. 4, p. 241-246, 2019.

DI BERNARDO, L. Removal of humic substances by means of oxidation with ozone and hydrogen peroxide and FiME. **Eng. Sanit. Ambiental**, v. 10, n. 4, p. 290-298, 2005.

DOSDOGRU, F.; KALIN, I.; WANG, R.; YEN, H. Potential impacts of land use/cover and climate changes on ecologically relevant flows. **Journal Hydrology**, v. 527, p. 234-250, 2020.

DURSUN, S.; SARCAN, A. Determination of water quality in Hadim District of Konya (Turkey) and the investigation of disinfection efficiency. **Advanced Engineering Science**, v. 2, p. 101–108, 2022.

EL-GHZIZEL, S.; ZEGGAR, H. TAHAIKT, M.; TIYAL, F.; ELMIDAOU, A.; TAKY, M. Nanofiltration process combined with electrochemical disinfection for drinking water production: Feasibility study and optimization. **Journal of Water Process Engineering**, v. 36, a 101225, 2020.

FERREIRA, L. A.; PIMENTEL, E. T.; SILVA, R. B. P.; SANTOS, A. A. Avaliação da qualidade de potabilidade da água subterrânea em áreas rurais no município de Humaitá/AM. **Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais**, v. 12, n. 1, 2021.

FONTANA, A. C. D. *et al.* Investigação ambiental de indicadores de qualidade da água em trechos dos rios urbanos em Lucaia e Jaguaribe em Salvador, Bahia, Brasil. **Revista de Gestão de Água da América Latina**, v.16 n.8, p. 1-13, 2019.

FRIEDRICH, K.; ROBERT L.; HUNTINGTON, G. J.; BLANKEN, P. D.; LENTERS, J.; HOLMAN, K. D.; GOCHIS, D. Reservoir evaporation in the western United States. Current Science, Challenges, and Future Needs. **American Meteorological Society**, v. 99, a. 1, p. 167-187, 2018.

FUNASA. Ministério da Saúde. Fundação Nacional da Saúde. **Manual de controle da qualidade da água para técnicos que trabalham em ETAs**. Brasília: FUNASA. 2014.

GAIKWAD, S.; GAIKWAD, S.; MESHARAM, D.; WAGH, V.; KANDERKAR, A.; KADAM, A. Geochemical mobility of ions in groundwater from the tropical western coast of Maharashtra, India: implication to groundwater quality. **Environment, Development and Sustainability**, v. 22, p. 2591-2624, 2020.

GALDAMES, A.; RUBIO, L.; ORUETA, M.; ARZALLUZ, M. S.; VILELA, J. L. V. Zero-Valent Iron Nanoparticles for Soil and Groundwater Remediation. **Journal Environment Research and Public Health**, v. 17, n. 16, a. 5817, 2020.

GAO, H. L.; WEN, Z. N.; SUN, B. C.; ZOU, H. K.; CHU, G. W. Intensification of ozone mass transfer for wastewater treatment using a rotating bar reactor. **Chemical Engineering and Processing**, v. 176, a. 108946, 2022.

GONÇALVES, R. D. L. F.; DE FREITAS, C. A.; DE MELO, D. C. S. Reabilitação de poços tubulares – A experiência da COPASA. **Águas Subterrâneas**, v. 1, 2005. Recuperado de <https://aguassubterraneas.abas.org/asubterraneas/article/view/23222>

GONÇALVES, R. F. **Desinfecção de efluentes sanitários**. Rio de Janeiro: ABES, RiMa, 438 p. 2003.

HAFEEZ, A.; SHEZAD, N.; JAVED, F.; FAZAL, T.; REHMAN, M. S.; REHMAN, F. Developing multiplexed plasma micro-reactor for ozone intensification and wastewater treatment. **Chemical Engineering and Processing**, v. 162, a. 108337, 2021.

HAILEMARIAM, R. H.; WOO, Y. C.; DAMTIE, M. M.; KIM, B. C.; PARK, K. D.; CHOI, J. S. Reverse osmosis membrane fabrication and modification technologies and future trends: A review. **Advances in Colloid and Interface Science**, v. 276, a. 102100, 2020.

HAMID, A.; BHAT, S. U.; JEHANGIR, A. Local determinants influencing stream water quality. **Water Science**, v.10, a.24, 2020.

HIRATA, R.; SUHOGUSOFF, A.; MARCELLINI, S.; VILLAR, P.; MARCELLINI, L. A revolução silenciosa das águas subterrâneas no Brasil: uma análise da importância do recurso e os riscos pela falta de saneamento [São Paulo]: **Instituto Trata Brasil**, 2019.

IBGE-PPP. Disponível em: <<https://ibge.gov.br/brasil/sirgas.html>>. Acesso em: 20 mar. 2023. **IGAM – Instituto Mineiro de Gestão das Águas**. Circunscrições Hidrográficas do Estado de Minas Gerais, 2018. Disponível em: <<http://comites.igam.mg.gov.br/mapa-unidades-de-planejamento>>. Acesso em: 8 mar. 2023.

IKHLAQ, A.; QAZI, U. Y.; AKRAM, A.; RIZVI, S.; SULTAN, A.; JAVAID, R. Potable Water Treatment in a Batch Reactor Benefited by Combined Filtration and Catalytic Ozonation Water. **Research Journal**, v. 14, n. 15, a. 2357, 2022.

IMBULANA, S.; OGUMA, K.; TAKIZAWA, S. Evaluation of groundwater quality and reverse osmosis water treatment plants in the endemic areas of Chronic Kidney Disease of Unknown Etiology (CKDu) in Sri Lanka. **Science of the Total Environment**, v. 745, a. 140716, 2020.

ITYEL, D. Ground water: dealing with iron contamination. **Filtration & Separation**, v. 48, n. 1, p. 26-28. 2011.

ITZEL, F.; BAETZ, N.; HOHRENK, L.; GEHRMANN, L.; ANTAKYALI, D.; SCHMIDT, T. C.; TUERK, J. Evaluation of a biological post-treatment after full-scale ozonation at a municipal wastewater treatment plant. **Water Research**, v. 170, n. 1, a. 115316. 2020.

JOHN, A. *et al.* Microbubbles and their application to ozonation in water treatment: A critical review exploring their benefit and future application. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, v. 52, n. 9, p. 1561-1603, 2022.

JOHN, A.; BROOKES, A.; CARR, I.; JEFFERSON, B.; JARVIS, P. Microbubbles and their application to ozonation in water treatment: A critical review exploring their benefit and future application. **Environmental Science and Technology**, v. 52, n. 9, p. 1561-1603, 2022.

JUNIOR, O. B.; SANDRI, D.; ALENCAR, E.; HEBLING, L. Ozonation improves physical attributes in domestic sewage effluent. **Revista Ambiente e Água**, v. 14, n. 2, a. 2328, 2019.

KACHROUD, TROLARD, F.; KEFI, M.; JEBARI, S.; BOURRIÉ, G. Water quality indices: challenges and application limits in the literature. **Water**, v. 11, n. 2, a. 361, 2019.

KAMMLER, J.; GARYFALIA A. ZOUMPOULI, J.; SELLMANN, Y. M.; JOHN C.; WENK, M. E. Decolorization and control of bromate formation in membrane ozonation of humic-rich groundwater. **Water Research**, v. 221, a. 118739. 2022.

KÄMMLER, J.; ZOUMPOULI, G. A.; SELLMANN, J. Y. M.; CHEW, J.; WENK, J.; ERNST, M. Decolorization and control of bromate formation in membrane ozonation of humic-rich groundwater. **Water Research**, v. 221, n.1, a. 118739. 2022.

KÄNDLER, M.; BLECHINGER, K.; SEIDLER, C.; PAVLŮ, V.; ŠANDA, M.; DOSTÁL, T.; KRÁSA, J.; VITVAR, T.; ŠTICH, M. Impact of land use on water quality in the upper Nisa catchment in the Czech Republic and in Germany. **Science of the Total Environment**, v. 586, p. 1316-1325, 2017.

KHOZYEM, H.; HAMDAN, A.; TANTAWY, A. A.; EMAM, A.; ELBADRY, E. Distribution and origin of iron and manganese in groundwater: case study, Balat-Teneida area, El-Dakhla Basin, Egypt. **Arabian Journal of Geosciences**, v. 12, a. 523, 2019.

KOZUSNY A. D.; ANDREANI G.; AVEZUM P. L. F. Inativação in vitro de bactérias patogênicas pelo uso de ozônio em diferentes tempos de exposição. **Rev Cubana Med Trop**, v. 70, n. 1, p. 34-44, 2018.

KUMAR, V.; BHARTI, P. K.; TALWAR, M.; TYAGI, A. K.; KUMAR, P. Studies on high iron content in water resources of Moradabad district (UP), India. **Water Science**, v. 31, n. 1, p. 44-51, 2017.

LI, Z.; MA, J.; GUO, J.; PAERL, H.W.; BROOKES, J.D.; XIAO, Y.; FANG, F.; OUYANG, W.; LU, L. Water quality trends in the Three Gorges Reservoir region before and after impoundment (1992–2016). **Ecohydrology & Hydrobiology**, v. 19, n. 3, p. 317-327, 2019.

LIM, Y. J.; GOH, K., KURIHARA, M.; WANG, R. Seawater desalination by reverse osmosis: Current development and future challenges in membrane fabrication – A review. **Journal of Membrane Science**, v. 629, a. 119292, 2021.

LINDEN, K. G.; HULL, N.; SPEIGHT, V. Thinking Outside the Treatment Plant: UV for Water Distribution System Disinfection. **Chemical Research**, v. 52, n. 5, p. 1226-1233, 2019.

LIU, J.; HAN, G. Distributions and Source Identification of the Major Ions in Zhujiang River, Southwest China: Examining the Relationships Between Human Perturbations, Chemical Weathering, **Water Quality and Health Risk. Exposure and Health**, v.12, p. 849-862, 2020.

LIU, X.; ZHANG, G.; SUN, G.; WU, Y.; CHEN, Y. Assessment of lake water quality and eutrophication risk in an agricultural irrigation area: a case study of the Chagan Lake in Northeast China. **Water**, v. 11, n. 11, p. 2380, 2019.

MAFTOUH, A.; FATNI, O. E.; BOUZEKRI, S.; RAJABI, F.; SILLANPAA, M.; BUTT, M. H. Economic feasibility of solar-powered reverse osmosis water desalination: a comparative systemic review. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 30, p. 2341-2354, 2022.

MAGALHÃES, V. A. V. Bentonite sódica com propriedade antibacteriana para inibição de biocorrosão em poços tubulares profundos. **Araraquara [s.n.]**. 64 p. 2016.

MAHMOUD, A.; FREIRE, R. S. Métodos emergentes para aumentar a eficiência do ozônio no tratamento de águas contaminadas. **Química Nova**, v. 30, n.1, p. 198-205, 2007.

MANSAS, Clémentine et al. Coupling catalytic ozonation and membrane separation: A review. **Separation and Purification Technology**, v. 236, p. 116221, 2020.

MARGAT, J.; VAN DER GUN, J. Groundwater around the World: A Geographic Synopsis. **CRC Press/Balkema**. Leiden. 2013.

MAZHAR, M. A.; KHAN, N. A.; AHMED, S. KHAN, A. H.; HUSSAIN, A.; CHANGANI, F.; YOUSEFI, M. VAMBOL, V. Chlorination disinfection by-products in municipal drinking water – A review. **Journal of Cleaner Production**, v. 237, n. 10, 2020.

MEBARKIA, A.; BOUFEKANE, A. Human activity impact on surface water quality in semi-arid regions: a case study of Aïnzedda lake (North-East Algeria). **Water Supply**, v. 20, n. 5, p. 1726-1744, 2020.

MEKONNEM, M.M.; HOEKSTRA, A. Y. Four billion people facing severe water scarcity. **Science Adv.**, v. 2, p. 1500323, 2016.

MENEZES, J. P. C.; BERTOSSI, A. P. A.; SANTOS, A. R.; NEVES, M. A. Correlation between land use and groundwater quality. **Engenharia Sanitária Ambiental**, v. 19. n.21, p. 173-186, 2014.

MESTRINHO, S.S.P. **Geoquímica das águas subterrâneas**. In: FEITOSA, F. A. C.; *et al.* (Org.). Hidrogeologia: Conceitos e Aplicações - organização e coordenação científica. 3. ed. rev. e ampl. Rio de Janeiro: CPRM, LABHID, p.359-379, 2008.

MEYER, S. T. O uso de cloro na desinfecção de águas, a formação de trihalometanos e os riscos potenciais à saúde pública. **Caderno de Saúde Pública**, v. 10, n. 1, 2017.

MICHELAN, D. C. G. S.; BATISTA, I. F.; BATISTA, D. F.; SANTOS, D. G.; MENDONÇA, L. C.; LIMA, D. M. F. Desempenho das etapas de tratamento de água da estação de tratamento de água Poxim. **Scientia Indústria**, v. 7, n. 3, p. 7, 2019.

MORUZZI, R. B.; REALI, M. A. P. Oxidação e remoção de ferro e manganês em águas para fins de abastecimento público ou industrial: Uma abordagem geral. **Revista de Engenharia e Tecnologia**, v. 4, n. 1. 2012.

MWAIJENGO, G. N. *et al.* Where does land use matter most? Contrasting land use effects on river quality at different spatial scales. **Science of the Total Environment**, v. 715, p. 1-13, 2020.

NEVES, M. A.; MORALES, N. Fatores que influenciam a produtividade dos poços nas rochas cristalinas da bacia do Rio Jundiá (SP). **Águas Subterrâneas**, 2006.

ONGA, L.; SALUSOO, E. K.; TRAPIDO, M.; PREIS, S. Oxidation of Aqueous Dexamethasone Solution by Gas-Phase Pulsed Corona Discharge. **Water**, v. 14, n. 3, a.467, 2022.

ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS. **A ONU e a água**. 2021. Disponível em: <<https://nacoesunidas.org/ação/agua/>>. Acesso em: 16 fev. 2023.

PALMER, M.; RUHI, A. Linkages between flow regime, biota, and ecosystem processes: Implications for river restoration. **Science**, v. 365, n. 6459, p. 2087, 2019.

PALMUCCI, W.; RUSI, S.; CURZIO, D. D. Mobilisation processes responsible for iron and manganese contamination of groundwater in Central Adriatic Italy. **Environ Sci. Pollut. Res.**, v. 23, p. 11790-11805, 2016.

PAPAGEORGIU A; VOUTSA D.; PAPADAKIS, N. Occurrence and fate of ozonation by-products at a full-scale drinking water treatment plant. **Science of the Total Environment**, v. 481, p. 392–400, 2014.

PARK, M.; WU, S.; LOPEZ, I. J.; CHANG, J. Y.; KARANFIL, T.; SNYDER, S. A. Adsorption of perfluoroalkyl substances (PFAS) in groundwater by granular activated carbons: Roles of hydrophobicity of PFAS and carbon characteristics. **Water Research**, v. 170, a. 115364, 2020.

PASCHOALATO, C. F. P. R.; TRIMAILOVAS, M.R.; DI BERNARDO, L. Formação de subprodutos orgânicos halogenados nas operações de pré-oxidação com cloro, ozônio e peroxônio e pós-cloração e água contendo substância húmica. **Revista Engenharia Sanitária Ambiental**, v. 13, n3, p. 313-322, 2008.

PIPATTANAJAROENKUL, P.; CHOTPANTARAT, S.; TERMSAITHONG, T.; SONTHIPHAND, P. Effects of Arsenic and Iron on the Community and Abundance of Arsenite-Oxidizing Bacteria in an Groundwater Aquifer. **Current Microbiology**, v. 78, p. 1324-1334, 2021.

PRATES, A. M. Q *et al.* A dinâmica da estrutura produtiva da região sul/sudoeste de Minas Gerais nos anos recentes: Apontamentos de sua inserção na economia mineira. In: **Anais do XIV Seminário sobre a economia mineira**. Cedeplar, Universidade Federal de Minas Gerais, 2010.

PULICHARLA, Rama et al. Trends in ozonation disinfection by-products—occurrence, analysis and toxicity of carboxylic acids. **Water**, v. 12, n. 3, p. 756, 2020.

RAHEEM, S. A.; KADHIM, E. J.; ABDULHASAN. M. J. Comparative Study of IRON Removal from Groundwater Using Low-Cost Adsorbents, **Journal of Ecological Engineering**, v. 23, n. 11, p. 18-23, 2022.

REBOITA, M. S. *et al.* Aspectos climáticos do estado de minas gerais (climate aspects in minas gerais state). **Revista Brasileira de Climatologia**, v. 17, 2015.

REBOUÇAS, A.C.; BRAGA, B.; TUNDISI, J.G. Água Doce no Mundo e no Brasil, In: (Org.). *Águas Doce no Brasil: capital ecológico, uso e conservação - organização e coordenação científica*. São Paulo. **2. ed. rev. e ampl.**, p. 01-37, 2002.

REGINATO, P.A.R.; MICHALSKI, E.Z.; PAIM, R.A. Água subterrânea, p.209-218. In: SCHÄFER, A.; LANZER, R.; SCUR, L. (Org.). **Atlas socioambiental do município de Osório**. Caxias do Sul: EDUCS, 237 p. 2017.

REHMAN, M. Determining the efficiency of in situ iron remediation (ISIR) technology using ozonation in the Atlantis primary aquifer, Western Cape, South Africa. 178 p. **Dissertação (Master of Science)** – University of the Western Cape. South Africa. 2022.

REIS, S. S. Prospecção geofísica em área de ocorrências de manganês supergênico na região de Heliódora, sul de Minas Gerais. 39 f. 2015.

RIBEIRO, A. S.; MINCATO, R. L.; CURI, N.; KAWAKUBO, F.S. Vulnerabilidade ambiental à erosão hídrica em uma sub-bacia hidrográfica pelo processo analítico hierárquico. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 9, p. 16-31, 2016.

ROBEY, K. A feasibility study of in-situ iron removal in the atlantis primary aquifer, Western Cape province, South Africa, University of the Free State. **Geohydrology**. 2014.

RODRIGUES, T. O. **Processo de obtenção de outorgas de recursos hídricos no estado de Minas Gerais** [manuscrito]: Estudo das principais mudanças a partir da Portaria n 48/2019 do Instituto Mineiro de Gestão das Águas, v.9, 54 p. 2020.

ROMERO, P. A. L. **Sistema compacto para desinfecção de água potável com uso de ozônio para aplicação a escala domiciliar: concepção, construção, avaliação operacional, estudo do desempenho e viabilidade econômica**. Dissertação (Mestrado). Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, 95f. 2022.

SAMPAIO, C. A. P.; IDE, G. M.; BATALHA, C. P.; PEREIRA, L. C.; BUENO, L. F. Análise técnica de água de fontes rurais. **Engenharia Sanitária Ambiental**, v. 24, n. 2, 2019.

SANTOS, A.C. Noções de hidroquímica, In: FEITOSA, F. A. C.; *et al.* (Org.). **Hidrogeologia: Conceitos e Aplicações** - organização e coordenação científica. 3. ed. rev. e ampl. Rio de Janeiro: CPRM, LABHID, p. 325-357. 2008.

SCHIAVON, S.; FRONTZAK, M.; Goins, J., Arens, E.; Zhang, H.; Wargocki, P. Quantitative relationships between occupant satisfaction and satisfactions aspects of indoor environmental quality and building design. **Indoor Air**, v. 22, n. 2, p. 119-131, 2012.

SCOLFORO, J. R. S.; MELLO, J. M.; SILVA, C. P. C. Inventário Florestal de Minas Gerais: Floresta Estacional Semidecidual e Ombrófila – Florística, Estrutura, Diversidade, Similaridade, Distribuição diamétrica e de altura, Volumetria e Tendências de crescimento e Áreas aptas para manejo florestal. **Lavras: UFLA**, p. 1029, 2008.

SGARBI, G. N. C; DARDENNE, M. A. Evolução climática do Gondwana nas regiões centro-sul do Brasil e seus registros geológicos continentais durante o Mesozóico, enfatizando o ardo

do Alto Paranaíba, a borda NNE da bacia do Paraná e a porção meridional da bacia sanfranciscana no oeste do estado de Minas Gerais. **Geonomos**, v. 4, p 21-49, 2002.

SHAHIN, K.; ELSAYED, A.; ZENELDIN, A.; ISMAIL, S. Sustainable treatment for high iron concentration in groundwater for irrigation purposes. **American Society of Agricultural**, v.27, a. 1900019, 2019.

SILLANPAA, M.; NCIBI, M. C.; MATILAINEN, A. Advanced oxidation processes for the removal of natural organic matter from drinking water sources: A comprehensive review. **Journal of Environmental Management**, v. 208, p. 56-76. 2018.

SILVA A. O.; HOLZ M.; HOLZ, J.; FAIÃO, D.; FREIRE, C. A outorga de direito do uso da água subterrânea nos estados brasileiros. **Águas Subterrâneas**. 2008. Disponível em: <<https://aguassubterraneas.abas.org/assubterraneas/article/view/23298>>. Acesso em: 16 jan. 2023.

SILVA, C. *et al.* Determinação dos teores de íons de metais traço no rio Itapeçerica no município de Divinópolis-MG. **Águas Subterrâneas**. 2021.

SILVEIRA, M. N. Análise qualitativa simplificada da concentração de ferro na água subterrânea do município de Osório utilizada para consumo humano. **Dissertação** (Mestrado em ciências biológicas). Universidade Federal do Rio Grande do Sul - Porto Alegre. 59 f. 2020.

SOARES, A. D. Caracterização hidrogeológica e hidrogeoquímica das águas subterrâneas do município de Osório, RS. **Monografia** (Graduação em Geologia). Instituto de Geociências. Universidade Federal do Rio Grande do Sul - Porto Alegre. 2016.

SONNTAG V. C.; GUNTEN V. U. Ozone kinetics in drinking water and wastewater. Chemistry of ozone in water and wastewater treatment. London: **IWA Publishing**, v. 5, p. 23-47. 2012.

SOUZA, J. C.; BIZAWU, S. K. Preservação dos recursos hídricos e a limitação regulatória administrativa decorrente da outorga de direito de uso das águas subterrâneas no Brasil. **Revista Fac. Dir. UFG**, v. 41, n. 3, p. 184-205. 2017.

STENVIK, L. A.; HILMO, B. O.; FRENGSTAD, B. S. Elevated manganese concentrations in groundwater wells after longtime abstraction with bank filtration: developing and testing of a sorption model for Ringerike waterworks, Norway. **Hidrogeology Journal**, v. 30, p. 2059-2071, 2022.

SUKMILIN, A.; SANGSIRIMONGKOLYING, R. Removal of Iron from Groundwater by Ozonation: The Response Surface Methodology for Parameter Optimization. **Environment and Natural Resources Journal**, v. 19, n. 4, p. 330-336, 2021.

TAVARES, M. G.; MOREIRA, A. S. N. Uso do biossorvente coco verde para remoção de Ferro e Manganês em água de poço. **Vértices**, v. 24, n. 3, 2022.

TIAN, S. *et al.* Heterogeneous catalytic ozonation of atrazine with Mn-loaded and Fe-loaded biochar. **Water research**, v. 193, p. 116860, 2021.

TIKKER, P.; KORNEV, I.; PREIS, S. Oxidation energy efficiency in water treatment with gas-phase pulsed corona discharge as a function of spray density. **Journal of Electrostatics**, v.106, a. 103466, 2020.

TRATA - **Instituto TRATA Brasil**. HIRATA, R.; Suhogusoff, A. V.; Marcellini, S. S.; Villar, P. C. Marcellini, L. A revolução silenciosa das águas subterrâneas no Brasil: uma análise da importância do recurso e os riscos pela falta de saneamento. 2019.

TURNER, R. Drinking Water Disinfection - A History and Improved Monitoring Techniques. **Water Works Association**, v. 132, n. 2, p. 83-89, 2018.

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**, v.122, a. 107218, 2021.

USEPA, Factoids: Drinking water and ground water statistics for 2008 U.S. Environmental Protection Agency, **Off. Water EPA 816-K-08-004**, 16 pp., U.S. Environ. Prot. Agency, Washington, D. C. 2008.

VAIPHEI, S. P.; KURAKALVA, R. M.; SAHADEVAN, D. Water quality index and GIS-based technique for assessment of groundwater quality in Wanaparthy watershed, Telangana, India. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 27, p. 45041-45062, 2020.

VARNIER, C; HIRATA, R; ARAVENA, R. Examining nitrogen dynamics in the unsaturated zone under an inactive cesspit using chemical tracers and environmental isotopes. **Applied Geochemistry**, v. 78, p. 129-138, 2017.

VIANNA, M. P.; AVELAR, W. E. O. Ocorrência da espécie invasora *Corbicula fluminea* (Bivalvia, Corbiculidae) no Rio Sapucaí (São Paulo, Brasil). **Biotemas**, v.23, p. 56-66, 2010.

VIEIRA, Gustavo HS et al. Recuperação de gotejadores obstruídos devido à utilização de águas ferruginosas. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 8, p. 1-6, 2004.

VILLAR, Pilar Carolina. As águas subterrâneas e o direito à água em um contexto de crise. **Ambiente & Sociedade**, v. 19, p. 85-102, 2016.

VON GUTEN, U.; LEE, Y. Advances in predicting organic contaminant abatement during ozonation of municipal wastewater effluent: Reaction kinetics, transformation products, and changes of biological effects. **Water Res. Technol**, v. 2, p. 421-442, 2016.

WAN, J.; TOKUNAGA, T. K.; WILLIAMS, K. H.; DONG, W.; BROWN, W. Predicting sedimentary bedrock subsurface weathering fronts and weathering rates. **Scientific Reports**, v. 9, a. 17198, 2019.

WANG, X. D.; WANG, L.; LIU, Y.; DUAN, W.S. Ozonation pretreatment for ultrafiltration of the secondary effluent. **J. Membr. Sci**, v. 287, n. 2, p. 187-191. 2017.

WHO (World Health Organization). Guidelines for Drinking-Water Quality. **Geneva: Recommendations**. Geneva, 3 ed., v. 1, 2017.

XIA, J.; ZHANG, Y.; XIONG, I.; HE, S.; WANG, I.; YU, Z. Opportunities and challenges on the Sponge City construction related to urban water issues in China. **Science China Earth**, v. 60, n. 4, p. 652-658, 2017.

XIA, X.; TENG, Y.; ZHAI, Y.; ZHENG, F.; CAO, X. Influencing factors and mechanism by which DOM in groundwater releases Fe from sediment. **Chemosphere**, v. 300, a. 134524, 2022.

XIANG, H.; SHAO, Y.; GAO, N.; LU, X.; TAN, C.; ZHENG, Z. Degradation of diuron by chlorination and UV/chlorine process: Degradation kinetics and the formation of disinfection by-products. **Separation and Purification Technology**, v. 202, p. 365-372, 2018.

YANG, D.; YANG, Y.; XIA, J. Hydrological cycle and water resources in a changing world: A review. **Geography and Sustainability**, v.2, p. 115-122, 2021.

YANG, K.; YU, J.; GUO, Q.; WANG, C.; YANG, M.; ZHANG, Y.; XIA, P.; ZHANG, D.; YU, Z. Comparison of micropollutants' removal performance between pre-ozonation and post-ozonation using a pilot study. **Water Research**, [S. l.], v. 111, p. 147-153, 2017.

YANG, M.; LIBERATORE, H. K.; ZHANG, X. Current methods for analyzing drinking water disinfection byproducts. **Environmental Science & Health**, v. 7, p. 98-107, 2019.

YAO, W.; UR REHMAN, S. W.; WANG, H.; YANG, H.; YU, G.; WANG, Y. Pilot-scale evaluation of micropollutant abatements by conventional ozonation, UV/O<sub>3</sub>, and electro-peroxone process. **Water Research**, [S. l.], v.138, p.106-117, 2018.

YI, L.; WENHUA, D.; SHUYI, S.; FANXU, M.; JIAJIA, W.; KUN, Y.; DAOHUI, L. Enhancement of E. coli inactivation by photosensitized erythrosine-based solar disinfection under weakly acidic conditions. **Water Research**, v. 212, a. 118125, 2022.

YIN, D. et al. Water quality related to Conservation Reserve Program (CRP) and cropland areas: Evidence from multi-temporal remote sensing. **International Journal of Applied Earth Observations and Geoinformation**, v. 96, p. 1-9, 2020.

YU, W. Z.; XU, L.; GRAHAM, N.; QU, J. H. Pre-treatment for ultrafiltration: effect of pre-chlorination on membrane fouling. **Science Rep.**, v. 4, 2014.

YUAN, X.; LACORTE, S.; CRISTALE, J.; DANTAS, R. F., SANS, C.; ESPLUGAS, S.; QIANG, Z. Removal of organophosphate esters from municipal secondary effluent by ozone and UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> treatments. **Separation and Purification Technology**, p. 1561028-1561034. 2015.

ZEKSTER, I. S.; EVERETT, L. G. **Groundwater resources of the world and their use**, UNESCO. Paris, France, 2004.

ZENG, F.; CAO, S.; JIN, W.; ZHOU, X.; DING, W.; TU, R.; HAN, S. F.; WANG, C.; JIANG, Q.; HUANG, H.; DING, F. Inactivation of chlorine-resistant bacterial spores in drinking water using UV irradiation, UV/Hydrogen peroxide and UV/Peroxymonosulfate: Efficiency and mechanism. **Journal of Cleaner Production**, v, 243, n. 10, a. 118666. 2020.