

**UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO
CENTRO UNIVERSITÁRIO NORTE DO ESPÍRITO SANTO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRICULTURA TROPICAL**

VINICIUS ALVARENGA LIPRANDE

**ADEQUAÇÃO DE ÁGUAS FERRUGINOSAS
PARA USO EM IRRIGAÇÃO POR
GOTEJAMENTO**

São Mateus - ES

2024

**UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO
CENTRO UNIVERSITÁRIO NORTE DO ESPÍRITO SANTO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRICULTURA TROPICAL**

**ADEQUAÇÃO DE ÁGUAS FERRUGINOSAS PARA
USO EM IRRIGAÇÃO POR GOTEJAMENTO**

VINICIUS ALVARENGA LIPRANDE

Dissertação apresentada à Universidade Federal do Espírito Santo, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Agricultura Tropical, para a obtenção do título de mestre em Agricultura Tropical.

Orientador: Prof. Dr. Robson Bonomo
Coorientador: Prof. Dr. Aloísio José Bueno Cotta

São Mateus - ES

2024

Ficha catalográfica disponibilizada pelo Sistema Integrado de Bibliotecas - SIBI/UFES e elaborada pelo autor

A473a alvarenga liprande, vinicius, 1995-
ADEQUAÇÃO DE ÁGUAS FERRUGINOSAS PARA USO
EM IRRIGAÇÃO POR GOTEJAMENTO / vinicius alvarenga
liprande. - 2024.
77 f. : il.

Orientador: Robson Bonomo.
Coorientador: Aloísio José Bueno Cotta.
Dissertação (Mestrado em Agricultura Tropical) -
Universidade Federal do Espírito Santo, Centro Universitário
Norte do Espírito Santo.

1. Irrigação. 2. Água de irrigação. 3. Irrigação agrícola. 4. Irrigação
por gotejamento. I. Bonomo, Robson. II. Bueno Cotta, Aloísio
José. III. Universidade Federal do Espírito Santo. Centro
Universitário Norte do Espírito Santo. IV. Título.

CDU: 63

VINICIUS ALVARENGA LIPRANDE

ADEQUAÇÃO DE ÁGUAS FERRUGINOSAS PARA USO EM IRRIGAÇÃO POR GOTEJAMENTO

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Agricultura Tropical da Universidade Federal do Espírito Santo, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Agricultura Tropical.

Aprovada em 27 de março de 2024.

COMISSÃO EXAMINADORA



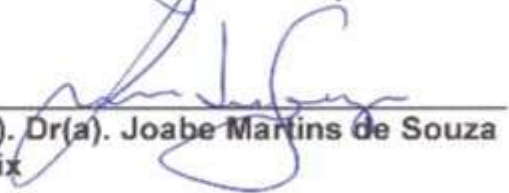
Prof(a). Dr(a). Robson Bonomo
Universidade Federal do Espírito Santo
Orientador(a)



Prof(a). Dr(a). Aloisio José Bueno Cotta
Universidade Federal do Espírito Santo
Coorientador



Prof(a). Dr(a). Edilson Romais Schimldt
Universidade Federal do Espírito Santo



Prof(a). Dr(a). Joabe Martins de Souza
Multivix

Dedico a Deus por estar abençoando os meus passos e meu caminho. Aos meus pais, Dulcinéia Alvarenga e João Arlindo Liprande pelo amor gratidão e educação. A minha esposa Tainara Oliveira Candeias e minha filha Liz Oliveira Alvarenga, pelo apoio, incentivo e amor. Aos demais amigos e familiares, pelo apoio e incentivo recebido ao longo de minha formação.

AGRADECIMENTOS

Aos professores Dr. Robson Bonomo e Dr. Aloísio José Bueno Cotta pela orientação acadêmica durante o mestrado, pela amizade, pelos conhecimentos transmitidos, pela confiança e compreensão.

O avaliador externo Joabe Martins de Souza pelas contribuições e por todo incentivo e ao avaliador Edilson Romais Schmildt pelas contribuições.

Aos alunos da iniciação científica Antonio Cardozo Neto e Amanda Parmagnani Bonatto pela amizade, pelo apoio na realização das análises.

Aos professores, por partilharem seus conhecimentos e experiências de vida e pela amizade.

Aos amigos do Programa de Pós-Graduação em Agricultura Tropical pela amizade, pelas conversas, e pelos bons momentos de descontração.

Universidade Federal do Espírito Santo e ao Centro Universitário Norte do Espírito Santo, pela oportunidade de realização do curso de mestrado, por todo o suporte e apoio recebido.

Comissão de Aperfeiçoamento de Pessoal do Nível Superior (CAPES) pelo financiamento da bolsa de pesquisa, e a Fundação de Amparo à Pesquisa e Inovação do Estado do Espírito Santo pelo financiamento ao projeto de pesquisa.

A todos que, de alguma forma, contribuíram direta e indiretamente para a realização deste trabalho.

Muito obrigado!

RESUMO

LIPRANDE, Vinicius Alvarenga; M.Sc.; Universidade Federal do Espírito Santo; março de 2024; **Adequação de águas ferruginosas para uso em irrigação por gotejamento**; Orientador: Robson Bonomo, Co-orientador: Aloísio José Bueno Cotta

Muitas regiões do Brasil, apresentam baixos índices pluviométricos ou uma distribuição irregular das chuvas, como a região norte do estado do Espírito Santo, incluída no polígono das secas, onde o uso da irrigação faz-se necessário. Nas áreas desta região é frequente a presença de águas com elevados teores de ferro total (FeT), um elemento capaz de causar sérios problemas de entupimento em emissores. Isso ocorre principalmente quando o ferro está em forma reduzida, propenso a precipitar-se no interior das tubulações após a oxidação, favorecendo também o desenvolvimento de ferrobactérias. Levando em considerações dificuldades para utilização de águas com alto teor de ferro em sistema de irrigação, objetivou-se com esse trabalho avaliar o desempenho de filtros de areia, constituídos por proporções de zeólitas (0; 33 e 67%, m/m), associados a aeração/decantação, correção de pH e adição de cloro, além de um tratamento utilizando aparelho magnetizador, na adequação de águas ferruginosas, com altos teores de FeT, superiores a 2 mg L^{-1} , oriundos de poços tubulares a serem utilizadas em sistema de irrigação por gotejamento. Adicionalmente, estas águas foram aplicadas em um protótipo de sistema de irrigação por gotejamento, com emissores labirinto do tipo plano. Avaliou-se então o grau de entupimento e uniformidade, bem como as reduções de ferro total (FeT) após passagem da água pelo sistema de tratamento. Foram coletadas amostras de água com frequência quinzenal, bimestral e trimestral, em 24 pontos do projeto. As análises foram submetidas a análise descritiva, a fim de identificar os tratamentos como maior eficiência para a redução do ferro presente na água, no qual identificou que o uso de aeração e decantação reduziram de forma expressiva a concentração de ferro presente na água, reduzindo os riscos de entupimento dos emissores de alto para médio quando avaliados. Todos os tratamentos, para o período de avaliação, possibilitaram Coeficientes de Emissão de água (CUE) classificados como “excelentes”, porém, foi observado que com o emprego de água com alto teor de ferro, sem tratamento adicional, com o tempo começou a apresentar queda dos valores de CUE, decorrente dos altos índices de ferro em sua composição.

Palavras-chave: Qualidade de água, Zeólitas, Irrigação localizada, Eficiência

ABSTRACT

Many regions of Brazil have low rainfall or an irregular distribution of rainfall, such as the northern region of the state of Espírito Santo, included in the drought polygon, where the use of irrigation is necessary. In areas of this region, water with high levels of total iron (FeT) is frequently present, an element capable of causing serious clogging problems in emitters. This occurs mainly when the iron is in a reduced form, prone to precipitate inside the pipes after oxidation, also favoring the development of iron bacteria. Taking into account difficulties in using water with a high iron content in an irrigation system, the objective of this work was to evaluate the performance of sand filters, consisting of proportions of zeolites (0; 33 and 67%, m/m), associated with aeration/decantation, pH correction and addition of chlorine, in addition to treatment using a magnetizing device, in the adaptation of ferruginous waters, with high FeT contents exceeding 2 mg L⁻¹, originating from tubular wells to be used in a system drip irrigation. Additionally, these waters were applied to a prototype drip irrigation system without a self-compensation system (SPC), flat-type labyrinth emitters. The degree of clogging and uniformity were then evaluated, as well as the reductions in total iron (FeT) after the water passed through the treatment system. Water samples were collected biweekly, bimonthly and quarterly, at 26 points of the project. The analyzes were subjected to descriptive analysis, in order to identify the treatments with the greatest efficiency in reducing the iron present in the water, which identified that the use of aeration and decantation significantly reduced the concentration of iron present in the water, reducing the risks of clogging of emitters from high to medium when assessed. All treatments, for the evaluation period, provided water emission coefficients (CUE) classified as "excellent", however, it was observed that with the use of water with a high iron content, without additional treatment, this source over time began to show a drop in CUE values, due to the high levels of iron in its composition.

Keywords: Water quality, Zeolites, Localized irrigation, Efficiency

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	12
2	REVISÃO DE LITERATURA	17
2.1	IRRIGAÇÃO LOCALIZADA	17
2.2	ÁGUAS FERRUGINOSAS	18
2.3	SISTEMAS DE TRATAMENTO ÁGUA FERRUGINOSAS	19
2.3.1	Aeração e decantação	19
2.3.2	Filtragem	21
2.3.3	Emprego de Magnetizador para água de Irrigação	23
2.3.4	Tratamento Químico de Água para Irrigação	23
3	MATERIAL E MÉTODOS	25
3.1	ÁREA DE ESTUDO	25
3.2	ARRANJO EXPERIMENTAL REFERENTE A ADEQUAÇÃO DA ÁGUA	26
3.3	ARRANJO EXPERIMENTAL REFERENTE AO EFEITO DAS DIFERENTES FONTES DE ÁGUA NA OBSTRUÇÃO DE GOTEJADORES	34
4	RESULTADOS E DISCUSSÃO	40
4.1	RESULTADOS REFERENTE A ADEQUAÇÃO DA ÁGUA	40
4.1.1	Concentrações médias de ferro total (FeT), ferro ferroso (Fe ²⁺) e ferro oxidado (Fe ³⁺)	40
4.1.2	Potencial de Risco de Entupimento dos Emissores	49
4.1.3	Concentrações de manganês	51
4.1.5	Potencial Hidrogeniônico	53
4.1.6	Oxigênio dissolvido e porcentagem de Oxigênio dissolvido	55
4.1.7	Condutividade elétrica	58
4.2	OBSTRUÇÃO DE GOTEJADORES	60
4.2.1	Vazão média dos emissores	60
4.2.2	Coeficiente de Uniformidade de Distribuição (CUD)	62
4.2.3	Grau de entupimento	63
4.2.4	Variação da vazão relativa (Q _r)	68
5	CONCLUSÃO	71
	REFERÊNCIAS	72

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1. Local do experimento.....	25
FIGURA 2. Filtros utilizados no tratamento. (a) conjunto de filtros, (b) modelo construtivo.....	28
FIGURA 3. Dosadora. (a) esquema de armazenamento de CaO e Ca (ClO) ₂ , (b) bomba dosadora para injeção de CaO e Ca (ClO) ₂	29
FIGURA 4. (a) Início da retrolavagem com alto índice de ferro nos filtros, (b) final da retrolavagem.....	30
FIGURA 5. Realização de avaliação em campo com Multiparâmetro.....	31
FIGURA 6. Amostras coletadas para análise em laboratório.....	31
FIGURA 7. Realização das análises de laboratório. (a) preparo do padrão e das amostras, (b) colorimetria método Ferro GA.....	32
FIGURA 8. Protótipo de sistema de irrigação. Vista lateral (a) e frontal (b).....	35
FIGURA 9. Avaliação de pressão na entrada das linhas de gotejadores.....	36
FIGURA 10. Procedimento de coleta de vazão dos gotejadores.....	36
FIGURA 11. Método gravimétrico utilizado na avaliação de vazão.....	37
FIGURA 12. Concentrações de FeT e Fe ²⁺ (mg L ⁻¹).....	41
FIGURA 13. Eficiência de filtros em com 0,33 e 66% zeólitas. (a) poço com altas concentrações de ferro, (b) poço com baixas concentrações de ferro.....	42
FIGURA 14. Eficiência nos tratamentos B, C, D, E, com filtros de 33 e 66% zeólitas respectivamente.....	43
FIGURA 15. Sistema de irrigação. (a) tubulação antes do sistema de aeração e decantação, utilizando água com alto teor de ferro, (b) tanque decantador com elevado índice de Fe precipitado.....	44
FIGURA 16. Tratamento B. (a) redução das concentrações médias de FeT e Fe ²⁺ em tratamento aeração e decantação, (b) sistema de tratamento aeração e decantação.....	45
FIGURA 17. Tratamento C. Concentrações e redução Média de FeT e Fe ²⁺ no tratamento C (a), sistema com uso de magnetizador (b).....	46
FIGURA 18. Concentração Média de FeT e Fe ²⁺ (mg L ⁻¹). (a) Tratamento D, (b) Tratamento E.....	47
FIGURA 19. Redução entre os tanques de decantação e magnetização.....	48
FIGURA 20. Concentrações de pH ao longo dos meses avaliados.....	55

FIGURA 21. Concentrações de Oxigênio Dissolvido (mg L^{-1}).	56
FIGURA 22. Índices de porcentagem de OD nas águas.	57
FIGURA 23. Variação temporal da condutividade elétrica da água nos pontos de amostragem.	59
FIGURA 24. Vazão médias dos emissores.	61
FIGURA 25. Valores de CUD Tratamento “F” – Poço Fe alto ao longo das avaliações.	63
FIGURA 26. Porcentagemde Grau de Entupimento (GE) em avaliação feita no dia 08/02/2023 em função do tipo de elemento filtrante e fonte de água. (a) filtro 0% Zeólita, (b) filtro 33% Zeólita, (c) filtro 66% Zeólita.	64
Figura 27. Porcentagemde Grau de Entupimento (GE) em avaliação feita no dia 09/05/2023 em função do tipo de elemento filtrante e fonte de água. (a) filtro 0% Zeólita, (b) filtro 33% Zeólita, (c) filtro 66% Zeólita.	65
FIGURA 28. Porcentagemde Grau de Entupimento (GE) em avaliação feita no dia 31/09/2023 em função do tipo de elemento filtrante e fonte de água. (a) filtro 0% Zeólita, (b) filtro 33% Zeólita, (c) filtro 66% Zeólita.	66
FIGURA 29. Vazão Relativa (L h^{-1}) dos emissores.	69

LISTA DE TABELAS

TABELA 1. Características físico-químicas médias das fontes de água utilizadas. ...	26
TABELA 2. Disposição dos tratamentos em campo.....	27
TABELA 3. Pontos de amostragem.....	30
TABELA 4. Lâmina mensal total de irrigação (ITN), Tempo mensal de funcionamento do protótipo de irrigação por mês (TIM), Tempo médio diário de irrigação (TID).....	35
TABELA 5. Classificação do coeficiente de uniformidade de distribuição descrita por Mantovani (2001).	38
TABELA 6. Severidade do grau de entupimento dos gotejadores descrita por Morata e outros (2014).....	39
TABELA 7. Concentrações médias de FeT e Fe ²⁺ ao longo de 2022 e 2023.	40
TABELA 8. Potencial risco de entupimento por tratamento.	50
TABELA 9. Concentrações de sólidos em suspensão e sólidos solúveis totais e suas restrições de uso para irrigação.	52
Tabela 10 - Classificação da condutividade elétrica da água.....	58
TABELA 11. Vazões médias de cada tratamento e filtro.....	60
TABELA 12. Coeficiente de uniformidade de distribuição.	62
TABELA 13. Grau de entupimento (GE) e classificação quanto a severidade para as análises realizadas.....	67
TABELA 14. Variação da vazão relativa.	68

1 INTRODUÇÃO

A irrigação é uma técnica utilizado na agricultura, para fornecer água e nutrientes às plantas de forma controlada, suprimindo a necessidade hídrica das culturas agrícolas. Esse processo é fundamental em regiões onde as chuvas são insuficientes ou irregularmente distribuídas, e contribui para otimizar o crescimento e desenvolvimento das plantas, aumentar a produtividade e garantir a sustentabilidade dos cultivos.

A água é um recurso essencial para a vida, a saúde, os alimentos, o desenvolvimento econômico e o meio ambiente sustentável. Segundo Schuch (2012) a água ocupa uma posição única na história, nenhum outro recurso natural pode comparar-se com a água a respeito da sua influência sobre o curso da agricultura irrigada no Brasil e no mundo. Seguramente sua existência abundante nas três fases (sólido, líquido e gasoso) no ambiente, provê uma das características mais distintiva da Terra comparada com outros planetas do sistema solar (FARIAS et al., 2016).

A prática da irrigação encontra limitações tanto na quantidade quanto na qualidade da água. Portanto, é essencial ter um bom planejamento e manutenção do sistema FARIAS et al., (2016). Sistemas de irrigação que distribuem água por toda a superfície podem se tornar menos viáveis devido ao elevado consumo de água por unidade de área. Nesse contexto, a irrigação localizada, especialmente por meio do gotejamento, se destaca como uma alternativa promissora, esse sistema direciona a água apenas para a área explorada pelo sistema radicular da cultura, resultando em uma menor demanda hídrica por unidade de área cultivada (SOLOMON, 2018).

Lima et al. (1999) relataram que a evolução da área irrigada no Brasil foi consideravelmente grande, no qual o país passou de 64 hectares irrigados em 1950 para 2870 hectares irrigados em 1998, um crescimento superior a 4 mil por cento. Apesar do constante crescimento das áreas irrigadas no Brasil a implementação da irrigação localizada no país teve início no final da década de 70, expandindo-se ao longo das décadas subsequentes e continuando a evoluir de maneira significativa até os dias atuais, conforme destacado por Paolinelli (2020). Atualmente o Brasil ocupa a sexta posição dos países, com mais áreas irrigadas no mundo, com cerca 8,2 milhões de hectares (FAO 2021).

Entretanto, Lemos Filho (2009) destaca que na irrigação localizada, diversos elementos podem comprometer a uniformidade na distribuição de água. Fatores como a irregularidade dos emissores, dimensionamento inadequado do sistema e a ocorrência de entupimentos ou desequilíbrio de vazão nos emissores são potenciais causas. Essas irregularidades podem ser originadas por partículas minerais ou orgânicas presentes na água utilizada no processo.

As características da água utilizada na irrigação podem impactar o funcionamento dos dispositivos dispersores. Assim, a avaliação desse recurso permite a identificação de eventuais riscos (FRANCO e HERNANDEZ, 2009).

Para Barroso (2010) a análise da qualidade da água demanda a avaliação de vários parâmetros físicos, químicos e biológicos. No estudo específico da qualidade da água para irrigação, é notável a prioridade dada à análise da composição química, embora as características físicas e a presença de sedimentos também desempenhem um papel relevante.

O ferro, dentre os metais pesados, destaca-se como o mais prevalente na Terra, distribuindo-se por rios, lagos, águas oceânicas e subterrâneas. Sua presença nas águas naturais resulta da dissolução de minerais silicatos e de rochas ígneas, apresentando-se na forma de óxidos, como magnetita (Fe_2O_4) e hematita (Fe_2O_3), além de minerais carbonatados, como a siderita (FeCO_3). Outras fontes de ferro incluem minerais sulfurados, como a pirita (FeS_2) (GUIMARÃES et al., 2017).

A obstrução dos emissores emerge como a principal complicação nos sistemas de irrigação localizada, representando a principal razão para as variações na descarga dentro do sistema. Mesmo uma pequena porcentagem de emissores entupidos pode provocar uma considerável redução na uniformidade da aplicação de água, resultando, por conseguinte, em danos às plantas (NAKAYAMA E BUCKS, 1981).

Um método frequentemente empregado para mitigar a presença de ferro na água combina técnicas de aeração e decantação. De acordo com Azevedo Neto et al. (1987), a aeração é recomendada antes da filtração em sistemas nos quais a concentração de FeT exceda 1 mg L^{-1} . A redução do teor de FeT envolve o aumento do oxigênio dissolvido na água e a diminuição do dióxido de carbono (CO_2), principalmente através da aeração, onde a água é submetida a quedas sucessivas

em cascatas, induzindo reações químicas que oxidam o ferro, convertendo-o em partículas sólidas que podem ser filtradas (LOPEZ et al., 1992). Este método, conforme destacado por Pizarro (1990), é uma solução econômica e simples que também auxilia na redução de sólidos em suspensão, comuns em fontes subterrâneas, como areia, silte e argila.

Já a etapa de decantação desempenha um papel crucial ao permitir a deposição desses precipitados no fundo do tanque decantador, contribuindo assim para reduzir o risco de obstrução dos elementos do sistema de irrigação (BOSWELL, 1990; PIZARRO, 1990). Como metodologia alternativa, a utilização de zeólita, por ser um mineral que apresenta a habilidade de trocar íons metálicos devido às suas propriedades físico-químicas, incluindo a seletividade na troca iônica, tem sido empregado para tratamento de águas com presença de altos teores de ferro (VISTUBA J. P., 2010).

Resende, Monte e Paiva (2008) destacaram que a zeólita pode ser aplicada em filtros para a remoção de contaminantes sólidos, além de ser eficaz na purificação de efluentes e na eliminação de metais pesados como ferro, arsênio e chumbo. Assim, que sistemas de filtração com diversas concentrações de zeólita têm a capacidade de absorver e funcionar como agentes filtrantes para remover o ferro e promover o enquadramento da água e assim, minimizar os risco para seu uso na irrigação. Essa abordagem pode resultar em melhorias notáveis na preparação de águas ferruginosas para serem utilizadas na irrigação por gotejamento.

Para Pitts (1990) o uso de corretores de pH da água é fundamental para uma boa retenção do elemento pelo material filtrante, além disso, os fabricantes de zeólitas para sistemas de filtração destacam a importância da correção do pH das águas a serem filtradas.

Outra opção que está sendo pesquisada e utilizada é o emprego de um campo magnético. Conforme observado por Putti, et al., (2015), as principais alterações na água incluem um aumento na adsorção à superfície do solo, a formação de cristais e precipitação de sais, a solubilização de determinados minerais e um aumento na tensão superficial. Quando exposta a um campo magnético, a água demonstra uma maior permeabilidade do solo, resultando consequentemente em uma melhoria na

eficácia da irrigação. Alguns fabricantes de magnetizadores afirmam que esses dispositivos podem gerar um campo magnético capaz de reorganizar molecularmente a água, levando à redução de íons ferruginosos presentes na água ao atraí-los, de modo análogo a um ímã.

Estudos realizados por Fernandes, et al., (2016), utilizando água magnetizada em cultivo de cafeeiro no município de Araguari (MG), após três anos de acompanhamento e pesquisas, não foram identificadas diferenças significativas nos valores ferro.

Para SHI et al. (2023) ao passar por um campo magnético, a água experimenta uma redução na estrutura do aglomerado de suas moléculas, provocando alterações nas propriedades físicas e químicas do líquido. Contudo este tratamento tem gerado estudos e diferentes resultados, quando comparado a condição da água a ser tratada, resultados significativos no contexto do combate à incrustação em sistemas de tratamento de água, seja em ambientes industriais ou domésticos, ao longo dos últimos anos (SURENDRAN et al., 2016).

Assim como o emprego de produtos químicos para controle de obstrução dos emissores, tem sido empregado amplamente. A injeção hipoclorito de cálcio no sistema, a fim de prevenir o crescimento de microrganismos, algas e bactérias no sistema. A presença desses organismos pode causar obstrução de emissores, formação de depósitos e deterioração da qualidade da água, afetando negativamente o desempenho do sistema de irrigação (PITTS et al., 1990).

Estudos realizados por Suszek (2014), constatou uma eficiência notória no emprego de hipoclorito de cálcio para o controle de entupimento de aspersores por meio de limpeza das linhas gotejadoras. Foi verificado um menor grau de entupimento quando comparado a aplicação de ácido fosfórico. No entanto, a interpretação correta da qualidade da água para irrigação requer que os parâmetros analisados estejam associados aos seus impactos no solo, na cultura plantada e nas práticas de manejo da irrigação. Essas considerações são cruciais para o controle adequado dos problemas relacionados à qualidade da água utilizada no sistema de irrigação (FARIAS et al., 2016).

Para evitar problemas no uso da água na irrigação, é crucial planejar

cuidadosamente e monitorar regularmente sua qualidade, como afirmado por Silva et al. (2011). A supervisão eficaz é essencial para economizar recursos hídricos e energéticos, melhorar a produtividade agrícola e a qualidade dos produtos, como destacado por Bonomo et al. (2013).

Este estudo teve como objetivo avaliar a eficácia de diferentes processos de tratamento de água de irrigação para remover o excesso de ferro. Os processos incluíram aeração, decantação, uso de um magnetizador, filtração com diferentes quantidades de zeólitas (0%, 33% e 66%), além de cloração e controle de pH. Concomitantemente, em um protótipo de irrigação, simulando uma situação de campo, objetivou-se avaliar o entupimento dos gotejadores e a uniformidade do fluxo de água, além da quantificação da eficiência dos tratamentos na remoção do ferro através das análises químicas da água coletadas antes e ao longo do sistema de tratamento.

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 IRRIGAÇÃO LOCALIZADA

O uso da irrigação localizada vem crescendo cada vez mais, devido ao avanço tecnológico na agricultura irrigada, que procura métodos de irrigação que tenham grande eficiência aliada à redução nos custos de produção e no consumo de água e energia. Portanto, a irrigação localizada compreende os sistemas de irrigação nos quais a água é aplicada ao solo, diretamente na região radicular, em pequenas intensidades (1 a 160 litros por hora), porém com alta frequência (turno de rega de um a quatro dias), de modo que mantenha a umidade do solo na zona radicular próximo à capacidade de campo (TESTEZLAF, 2017).

Para isso, a aplicação da água é feita por meio de tubos perfurados com orifícios de diâmetros reduzidos ou por meio de gotejamento e microaspersores denominados emissores, dos mais diferentes tipos, modelos e características. Gotejamento e microaspersores são sistemas muito difundidos, sendo o primeiro mais antigo no Brasil (1972) e o segundo mais recente (1985). Diferem entre si quanto à aplicação de água: no gotejamento aplicam-se vazões menores de 1 a 20 L h⁻¹, gota a gota, e na microaspersão as vazões são aplicadas de forma pulverizada de 20 a 150 L h⁻¹ (GUIMARÃES; SOUZA; MARTINS, 2012).

A irrigação localizada não deve ser considerada somente como nova técnica para suprir a necessidade de água das culturas, mas como parte integrante de um conjunto de técnicas agrícolas nos cultivos de determinadas plantas, sob condições controladas de umidade do solo, adubação, salinidade, doenças e variedades selecionadas, de modo que se obtenham efeitos significativos na produção por área e por água consumida, assim como na época da colheita e na qualidade do produto (FARIAS et al., 2016).

As principais desvantagens ou limitações da irrigação localizada são: entupimento; distribuição. No entupimento uma das características gerais de qualquer tipo de gotejador é o fluxo de água através de pequenos orifícios, cujo diâmetro varia com os diferentes modelos, em geral entre 0,5 e 1,5 mm, assim, a exigência de água limpa é uma característica deste método de irrigação. Já a distribuição irregular da água ao

longo da área irrigada resulta em um sub ou super irrigação em algumas partes do campo, que pode afetar o crescimento das culturas e o uso eficiente dos recursos hídricos (FARIAS et al., 2016).

2.2 ÁGUAS FERRUGINOSAS

Dentre os metais pesados, o ferro é o mais abundante na terra e se distribui em rios, lagos, águas oceânicas e águas subterrâneas. Sua presença nas águas naturais se deve à dissolução de minerais de silicatos, de rochas ígneas na forma de óxidos tais como a magnetita, Fe_2O_4 , a hematita, Fe_2O_3 e minerais carbonatados como a siderita, FeCO_3 . Outras fontes de ferro são minerais saturados como a pirita, FeS_2 (GUIMARÃES et al., 2017).

O fluxo gradual das águas subterrâneas promove a criação de um equilíbrio entre íons dissolvidos e minerais sólidos. Nessas águas o teor de ferro é em torno de 10 mg L^{-1} e os problemas a ele associados são de natureza estética e econômica. Teores acima de $0,30 \text{ mg L}^{-1}$ produzem gosto metálico, nódoas e manchas em louças, tecidos e outros. Em termos econômicos, o acúmulo de ferro precipitado em tubulações de água provoca perda em sua capacidade de transporte (GUIMARÃES; SOUZA; MARTINS, 2012).

A remoção de ferro de águas naturais compreende um tratamento químico aplicado antes ou após a aeração. Na literatura encontra-se tratamento químico de baixo custo constituído pelos processos de aeração para oxidar os íons ferrosos (Fe^{2+}) em íons férricos (Fe^{3+}), uso de cal (CaO) e de hipoclorito de sódio, ou de cálcio em dosagens pré-determinadas de modo a elevar o pH e oxidar os íons ferrosos remanescentes (MAUPIN, 2014).

No que tange a qualidade da água de irrigação nem sempre é definida com perfeição, pois, inúmeras vezes, refere-se apenas à sua salinidade com relação à quantidade total de sólidos dissolvidos, expressa em miligramas por litro, por partes por milhão ou por meio de sua condutividade elétrica (TESTEZLAF, 2017).

No entanto, para que se possa fazer correta interpretação da qualidade da água para irrigação, os parâmetros analisados devem estar relacionados com seus efeitos no

solo, na cultura e no sistema e manejo da irrigação, o quais serão necessários para controlar ou compensar os problemas relacionados com a qualidade da água (FARIAS et al., 2016).

As concentrações de ferro presentes na água, podem variar muito, com o local (variação espacial), com o tempo (variação temporal) e com a umidade do solo. Uma vez que a variação da umidade do solo e a movimentação da água no seu perfil são intensas (GUIMARÃES et al., 2017).

A presença de ferro na água de irrigação pode provocar sérios problemas, sobretudo quando presente na forma reduzida, podendo precipitar-se no interior das tubulações quando oxidado, favorecendo ainda, o desenvolvimento de ferrobactérias (MAUPIN, 2014).

O entupimento do sistema de irrigação por acúmulo de ferro nos emissores e tubulações é um problema que vem causando contratempos em várias áreas cultivadas, não só no Brasil, como em todo o mundo, sendo necessário analisar as características químicas e físicas da água a ser utilizada na irrigação, principalmente quanto à concentração do ferro. Detectada a presença de ferro é imprescindível que este seja removido para que a obstrução dos emissores seja evitada (FARIAS et al., 2016).

2.3 SISTEMAS DE TRATAMENTO ÁGUA FERRUGINOSAS

2.3.1 Aeração e decantação

A oxidação do ferro pode ser realizada por meio de técnicas como aeração da água, empregando saltos, bandejas, sistemas mecânicos em tanques abertos, ou introduzindo ar na água. Após a precipitação resultante, a separação do ferro é viabilizada através de processos de filtração. Entretanto, é imperativo avaliar a viabilidade econômica de ambos os métodos (PIZARRO, 1990).

Conforme relatado por Vieira et al., (2004) a água com elevado teor de ferro ocasiona entupimento, inviabilizando a irrigação por gotejamento, sendo necessário a sua remoção para o sucesso da irrigação localizada. Sendo assim, na seleção do

processo para remoção de ferro, deve ser considerada a forma como este elemento se apresenta na água: composto dissolvidos (não ligados à matéria orgânica), ferro ligado à matéria orgânica ou ferro combinado com matéria orgânica (FARIAS et al., 2016).

Quando os compostos de ferro estão dissolvidos, sua remoção pode ser alcançada simplesmente pela aeração, que envolve a exposição da água ao ar para promover a oxidação do ferro, transformando-o em uma forma insolúvel que pode ser removida por processos de filtração. No entanto, quando o ferro está ligado à matéria orgânica, como em águas residuais ou naturais contaminadas, a remoção requer mais do que apenas aeração. Além disso, é necessário um processo de contato com produtos adsorventes, como leitos de contato, para garantir a eficácia da remoção.

Quando o ferro está combinado com matéria orgânica, a situação se torna mais complexa, pois a presença da matéria orgânica cria uma competição pela remoção com o ferro. Nesses casos, o tratamento químico se torna necessário para separar o ferro da matéria orgânica e permitir sua remoção eficaz.

As formas reduzidas de ferro, como o Fe^{2+} , são especialmente favoráveis ao tratamento composto por sistema de aeração, pois o Fe^{2+} é mais propenso a reagir com o oxigênio durante este processo, resultando em um processo de oxidação do ferro transformando em Fe^{3+} . A presença prolongada de Fe^{2+} na água pode criar condições favoráveis para o crescimento de diferentes tipos de bactérias, algumas das quais podem produzir mucilagem. Essa mucilagem pode causar o entupimento dos emissores e afetar a qualidade da água. Portanto, é importante considerar não apenas a remoção do ferro, mas também o controle das condições que favorecem o crescimento bacteriano para garantir a eficácia do tratamento da água (ALMEIDA 2009).

Na irrigação a aeração seguida de sedimentação é o método mais empregado para remover ferro da água. Para tanto, o sistema opera arejando a água logo na entrada da bacia de sedimentação. Isso pode ser feito por uma série de difusão da água através do ar, esse método permitirá a incorporação de grande quantidade de oxigênio na água, o qual transformará o óxido ferroso em óxido férrico. De acordo com Souza (2012) a aeração é um método de remoção férrea bastante simples e que requer baixa

manutenção.

O conceito de sedimentação é aplicado para a eliminação de partículas em suspensão que são mais densas que a água, sendo influenciado pela força da gravidade. Em situações específicas, substâncias dissolvidas na solução passam por processos de oxidação, precipitação e floculação, originando agregados de tamanho significativo capazes de sedimentar devido ao aumento de sua massa; a oxidação e floculação do ferro exemplificam esse processo (PITTS et al., 1990).

Já a utilização de tanques de decantação oferece uma solução simples e econômica para a remoção de sólidos em suspensão e alguns precipitados químicos, como o ferro, que surgem durante a aeração da água. Este problema é mais comum em águas provenientes de fontes subterrâneas (BOSWELL, 1990; PIZARRO, 1990).

A adoção desse procedimento decantação melhora a eficiência do filtro, resultando em uma menor frequência necessária para a sua limpeza. Para Haman (1989), o dimensionamento do tanque está diretamente relacionado ao volume de água a ser tratado, à dimensão dos sedimentos presentes na água e à qualidade desejada na água tratada.

2.3.2 Filtragem

Os filtros de areia consistem em tanques ou reservatórios cilíndricos, geralmente feitos de metal ou plástico. No interior desses recipientes, é depositada uma camada densa de areia, por onde a água de irrigação passa para realizar a filtração. Quando utilizados em sistemas de irrigação localizada, esses filtros operam sob pressão e demandam um dimensionamento mecânico preciso, baseado na teoria de vasos de pressão, para evitar a ocorrência de rupturas nas paredes do filtro em decorrência das pressões operacionais (TESTEZLAF, 2008).

Com o propósito de mitigar a incidência de obstrução, a inclusão da filtração da água é intrínseca ao sistema, visando evitar a obstrução dos emissores por partículas minerais ou orgânicas. Contudo, subsiste o desafio de entupimento devido à precipitação de sais e/ou sedimentação nos emissores, originados a partir de partículas de argila e silte em suspensão na água de irrigação, as quais não são

retidas pelos filtros convencionais (SOUZA, 2012).

Quando a concentração de sólidos em suspensão é substancialmente elevada, a implementação de dois ou mais tipos de filtros em configuração serial pode tornar-se necessária (MATOS; Lo MONACO 2003).

Os filtros de areia são reconhecidos por sua excelência como removentes de material orgânico presente na água, devido à trajetória da água que ocorre na camada de areia e à capacidade de acumular consideráveis quantidades de materiais suspensos e orgânicos, antes de exigir procedimentos de limpeza. (TESTEZLAF, 2008).

O referido padrão de comportamento foi empiricamente evidenciado por Dehghanisani et al. (2004), os quais, ao investigarem os efeitos dos contaminantes biológicos na obstrução de gotejadores, constataram que o filtro de areia demonstrou uma eficácia superior na remoção desses agentes biológicos quando comparado aos filtros de poliuretano e de disco, embora necessite de uma frequência mais elevada de procedimentos de retrolavagem.

Para aumentar a capacidade de filtração e adsorção, a utilização de filtros de areia em conjunto com outro agente adsorvente, como a zeólita, tem a capacidade de ampliar sua eficiência de filtração. As zeólitas demonstram a habilidade de realizar trocas iônicas na água, sendo notáveis por sua eficácia na remoção de íons metálicos devido às propriedades físico-químicas que incluem cristalinidade, estabilidade térmica, cadeia bem definida e seletividade iônica. Adicionalmente, destaca-se a notável capacidade de reutilização sem comprometer a eficácia de adsorção (VISTUBA et al., 2010). Em estudos realizados por este autor, as zeólitas apresentaram uma enorme eficácia como material adsorvente na remoção de ferro (Fe) em concentrações baixas (0,1 – 1,0 mg L⁻¹).

A retrolavagem emerge como uma solução de fácil implementação e economicamente vantajosa, sendo acionada em resposta à perda de carga nos filtros, ocasionada pelo uso intensivo e elevadas concentrações de ferro (Fe) na água (TESTEZLAF, 2008).

A execução da retrolavagem promove a restauração das características iniciais dos elementos filtrantes e do poder de adsorção das zeólitas, resultando no aumento da vida útil dos elementos filtrantes e do sistema de irrigação (VISTUBA, 2010).

2.3.3 Emprego de Magnetizador para água de Irrigação

Nos últimos anos, houve um aumento nas pesquisas dedicadas à inovação e tecnologia agrícola. No entanto, as investigações, especialmente aquelas relacionadas aos efeitos do campo magnético na germinação e desenvolvimento de plantas, demonstraram resultados que estimulam sua adoção no meio agrícola (ASGHAR et al., 2017).

Este efeito é atribuído à presença de um magnetizador que contém um gerador de campo elétrico, utilizando a polaridade natural de ímãs para gerar um campo magnético. Esse campo magnético, por sua vez, possui a capacidade de reorganizar as moléculas de água em aglomerados menores, resultando na redução da tensão superficial e viscosidade da água (SURENDRAN et al., 2016). Além de reduzir, discretamente (entre 1 a 2° C), sua temperatura de ebulição com maior efeito atingido com a exposição a campo de 3.000 Gauss, conforme Wang et al. (2018).

Segundo Pradela et al. (2018), essa reorganização é possível devido à facilidade das moléculas de hidrogênio em se conectar e/ou desconectar dos sítios de prótons do oxigênio. Os efeitos induzidos pelo campo magnético estão correlacionados com múltiplas variáveis, como polaridade, intensidade, duração da exposição e natureza magnética, podendo gerar tanto efeitos benéficos, conforme anteriormente citado, quanto adversos (SURENDRAN et al., 2016).

Com base em estudos anteriores conduzidos pela SEMA-DF (2022), a utilização de água tratada magneticamente tem sido associada à redução dos intervalos entre os períodos de irrigação, proporcionando uma estratégia mais eficiente, aceleração da taxa e do índice de germinação das sementes, além de melhorias no rendimento e na produtividade das culturas agrícolas.

2.3.4 Tratamento Químico de Água para Irrigação

A obstrução dos emissores pode ser ocasionada por fatores físicos, químicos e biológicos. Identificar a causa específica dessas obstruções pode ser complexo, dada a possibilidade de interações entre os vários agentes presentes na água, agravando o problema, conforme discutido por Ravina et al. (1992).

A abordagem eficaz para gerenciar a obstrução dos gotejadores envolve o tratamento químico da água, que demanda a injeção de produtos químicos no sistema.

Para José et al. (2005) o hipoclorito de cálcio e os redutores de pH são os agentes mais frequentemente utilizados, tanto como medidas preventivas quanto para a reabilitação de emissores obstruídos.

A utilização de hipoclorito de cálcio representa a abordagem predominante para o controle da população microbológica, conforme destacado por Macêdo (2000). Entretanto, é crucial ressaltar a considerável onerosidade econômica associada a este método de tratamento.

Para otimizar a eficiência da adsorção pela zeólita, recomenda-se que ela seja aplicada em águas com pH situado entre 6,8 e 7,0. No caso de águas com pH abaixo dessa faixa desejável, destaca-se o uso de cal virgem como uma medida de controle de pH, devido à sua ampla disponibilidade no mercado e custo acessível. A elevação do pH da água visa manter a água dentro da faixa de pH recomendada pelo fabricante da zeólita.

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 ÁREA DE ESTUDO

O ensaio experimental foi realizado nas instalações da Fazenda Experimental do Centro Universitário Norte do Espírito Santo (CEUNES) da Universidade Federal do Espírito Santo São Mateus, região norte do Espírito Santo (Figura 01). A área apresenta um clima do tipo Aw, caracterizado como quente e úmido, com estação seca durante o outono-inverno e estação chuvosa na primavera-verão, conforme a classificação climática de Köppen. As coordenadas geográficas são 18°40'32"S de latitude, 39°51'39"W de longitude, e altitude de 37,7 m. Os solos predominantes são do tipo tabuleiros costeiros, comumente associados à presença elevada de ferro nas águas superficiais e subterrâneas.



FIGURA 1. Local do experimento.

Fonte. Campos (2006); Google Maps (2022).

Nota: Dados adaptados pelo autor.

A região de São Mateus, localizada no estado do Espírito Santo, apresenta extensas áreas dedicadas à prática agrícola, notadamente em regiões caracterizadas pela formação geológica denominada tabuleiros costeiros. Estas formações são constituídos por depósitos sedimentares continentais do período terciário da Formação Barreiras (FB), aos quais se sobrepõem sedimentos quaternários (ANTONGIOVANNI; COELHO, 2005)

A presença de concentrações elevadas de ferro é uma ocorrência frequente tanto nas

águas superficiais quanto nas águas subterrâneas na região, caracterizando-se como um fenômeno comum (ANTONGIOVANNI; COELHO, 2005).

3.2 ARRANJO EXPERIMENTAL REFERENTE A ADEQUAÇÃO DA ÁGUA

Conduziu-se um experimento de campo, com análise descritiva, utilizando água proveniente de poços rasos, um com baixa concentração de ferro, e outro com elevada concentração de ferro. Os tratamentos foram variadas combinações de água, provenientes destas fontes, com e sem sistemas de aeração.

Foram utilizadas duas fontes primárias de água, sendo uma designada como "água de baixo teor de ferro" proveniente de um poço tubular com 40 metros de profundidade, e a outra identificada como "água de alto teor de ferro" originária de um poço tubular raso com 6 metros de profundidade. Os dados relacionados às características químico-físicas iniciais dessas águas, coletados em 09/11/2022, estão apresentados na Tabela 1.

TABELA 1. Características físico-químicas médias das fontes de água utilizadas.

PARAMETROS	UNIDADE	POÇO FERRO BAIXO	POÇO FERRO ALTO
pH	-	4,36	5,00
CE	d.S m ⁻¹	0,097	0,073
DQO	mg.L ⁻¹	4,03	1,29
Ferro total	mg.L ⁻¹	0,00	2,43
Cálcio	mg.L ⁻¹	2,90	3,80
Magnésio	mg.L ⁻¹	0,50	1,30
Cloreto	mg.L ⁻¹	42,50	35,50
Sulfato	NTU	28,22	6,89
Potássio	mg.L ⁻¹	1,10	0,80
Sódio	mg.L ⁻¹	9,60	8,20
Alcalinidade total	mg.L ⁻¹	5,10	10,30
Turbidez	NTU	0,00	2,02

Os tratamentos referentes às fontes de água, foram delineados conforme apresentado na Tabela 2, onde cada linha descreve as características da água associadas a cada tratamento, abrangendo a presença ou ausência de Aeração, Decantação, Magnetização, Adição de cal virgem (Linhal), para ajuste do pH, e adição de hipoclorito de cálcio (HTH), para controle microbiológico. Cada tratamento fonte foi submetido a três configurações distintas de filtro de areia, com proporções de zeólita de 0%, 33% e 66%, totalizando assim 18 tratamentos.

TABELA 2. Disposição dos tratamentos em campo.

TRATAMENTO	FONTE DE CAPTAÇÃO DE ÁGUA (POÇO)	AERAÇÃO		DECANTAÇÃO			Teor de zeólita nos filtros (F1, F2 e F3)
		COM DECANTAÇÃO	DECANTAÇÃO	COM MAGNETIZADOR	CaO	Ca(CLO) ₂	
A	Fe BAIXO	-	-	-	-	-	0 ; 33 e 66%
B	Fe ALTO	SIM	SIM	-	-	-	0 ; 33 e 66%
C	Fe ALTO	SIM	-	SIM	-	-	0 ; 33 e 66%
D	Fe ALTO	SIM	SIM	-	SIM	SIM	0 ; 33 e 66%
E	Fe ALTO	SIM	SIM	-	SIM	-	0 ; 33 e 66%
F	Fe ALTO	-	-	-	-	-	0 ; 33 e 66%

Para a aeração foi construída uma cascata, a partir de telha ondulada de aço galvanizado, a pleno sol onde a pressão do ar no local média é de 100,15 kPa. A cascata possuía seis degraus, com largura de 50 cm e inclinação de 25%, posicionados com quedas de 0,20m entre um e outro. A saída da água encontrava-se posicionada na parte superior do aerador, a 0,40 m do primeiro degrau, saindo de uma tubulação, com pressão interna de 10 kPa, com 32 bocais voltados para baixo, totalizando uma vazão de 1,2 m³ h⁻¹.

A decantação era constituída inicialmente em um tanque de 5m³, posicionado sob o aerador, onde tinha um tempo de deposição inicial de cerca de 4 horas.

Para os tratamentos com aeração e sem magnetizador a água proveniente deste primeiro decantador era transferida para um segundo tanque de sedimentação com capacidade 5 m³, onde permanecia por cerca de 15 horas para ser bombeada para os tratamentos. Esta fonte de água dava origem a três tratamentos: um com correção de pH, um segundo com adição de cloro, e um terceiro sem adições.

No tratamento com magnetizador, a água proveniente do primeiro decantador era depositada em um reservatório com capacidade de 3 m³, onde permanecia na presença do magnetizador por cerca de 15 horas. Esta água era magnetizada por um magnetizador Sylocimol da marca TIMOL, com comprimento de 20 cm e intensidade de campo magnético de 3860 Gauss (TIMOL, 2012).

cálcio (HTH), com 65% de cloro ativo, objetivando obter uma concentração mínima de cloro livre de 2 ppm, no tratamento D, foi realizada de acordo com as diretrizes estabelecidas no guia de manutenção preventiva da NETAFIM, fabricante de equipamentos de irrigação.

Os insumos diluídos e armazenados em recipientes de 100 litros, teve sua dosagem de injeção aos tratamentos D e E, conduzida por dosadoras automáticas da marca Exatta, modelo EX0507, com injeção de 5 L h⁻¹. As dosadoras foram programadas de maneira a se adequar à ativação dos tratamentos, conforme Figuras 3a e 3b.



FIGURA 3. Dosadora. (a) esquema de armazenamento de CaO e Ca (ClO)₂, (b) bomba dosadora para injeção de CaO e Ca (ClO)₂.

Ao longo do experimento, a taxa de filtragem implementada no meio filtrante foi de 40 m³m⁻²h⁻¹, conforme preconizado por TESTEZLAF et al. (2014). As variações de pressão e o incremento da perda de carga foram continuamente monitorados. O procedimento de retrolavagem (Figuras 4) dos filtros foi iniciado quando a perda de carga excedia 40 kPa.

Durante o período de avaliação, é importante destacar que não houve regeneração das zeólitas. Foram realizadas apenas retrolavagem dos filtros de areia/zeólita utilizando água comum, sem o propósito de restaurar a capacidade de adsorção da zeólita. Este procedimento difere da abordagem discutida por Cardozo (2016), que demonstrou a eficácia da regeneração da zeólita utilizando uma solução salina de Cloreto de Sódio a 5% (NaCl 5%), alcançando um percentual de regeneração de 76% em toda a faixa de concentração avaliada.



FIGURA 4. (a) Início da retrolavagem com alto índice de ferro nos filtros, (b) final da retrolavagem.

Mensalmente foram conduzidas análises da água em pontos específicos (conforme detalhado na Tabela 3, sendo: nos poços de captação, nos tanques de aeração, decantação, magnetização e ferro baixo, na entrada dos filtros com adição de CaO e $\text{Ca}(\text{ClO})_2$, e nas saídas dos filtros com diferentes proporções de material filtrante.

TABELA 3. Pontos de amostragem.

Nº	Ponto de amostragem	Nº	Ponto de amostragem
1	Saída Poço Fe alto	14	Trat C2
2	Tanque aerador	15	Trat C3
3	Tanque magnetizador	16	Trat D I
4	Tanque Fe baixo	17	Trat D2
5	Entrada filtro com CaO (E)	18	Trat D3
6	Entrada filtro com CaO e $\text{Ca}(\text{ClO})_2$ (D)	19	Trat E I
7	Trat A I	20	Trat E2
8	Trat A2	21	Trat E3
9	Trat A3	22	Trat F I
10	Trat B I	23	Trat F2
11	Trat B2	24	Trat F3
12	Trat B3		

As análises referente às condições físico-químicas da água utilizada no sistema de irrigação, realizadas em campo foram conduzida por equipamento multiparâmetro modelo HI9829 (Figura 5), periodicamente calibrado, coletando informações sobre pH, porcentagem de Oxigênio dissolvido (OD), (DO) Oxigênio dissolvido (mg L^{-1}), condutividade elétrica (uS/cm) e temperatura ($^{\circ}\text{C}$).



FIGURA 5. Realização de avaliação em campo com Multiparâmetro.

Para as análises de laboratório, a coleta das amostras foi realizada em recipientes de plástico de 500 ml previamente esterilizados (Figura 6).



FIGURA 6. Amostras coletadas para análise em laboratório.

As determinações das concentrações de ferro na água foram efetuadas a partir de dez coletas efetuadas no período entre novembro de 2022 (quando o sistema foi

recém ligado) a setembro de 2023 (com o sistema com 336 dias de funcionamento). As metodologias laboratoriais foram conduzidas de acordo com o método descrito por Favero et al. (2022). Utilizou-se o método de colorimetria com 1,10-fenantrolina para determinar as concentrações de ferro. Os teores totais de ferro (FeT) foram obtidos ao reduzir o Fe^{3+} a Fe^{2+} com o uso de hidroxilamina. O Fe^{2+} é uma espécie de ferro que reage com a fenantrolina, formando um complexo de cor vermelha. Portanto, para quantificar o ferro total (FeT), o procedimento incluiu a etapa com cloridrato de hidroxilamina. Para dosar apenas o Fe^{2+} , o procedimento foi realizado sem adição de cloridrato de hidroxilamina. A concentração de Fe^{3+} foi determinada pela diferença entre as concentrações de FeT e Fe^{2+} .

Os utensílios e instrumentos utilizados consistiram em recipientes plásticos de 500 ml, pipetas automáticas de 10 e 1 mL, copos plásticos descartáveis, ponteiras para pipetas, pissetas contendo água destilada e o Fotômetro Multiparamétrico HI 83200 da Hanna.

Após a coleta, realizou-se o preparo do padrão e das amostras de cada ponto de amostragem (figura 7a), seguido pela determinação das concentrações de ferro total (FeT) e ferro divalente (Fe^{2+}) por meio da colorimetria utilizando o Fotômetro Multiparamétrico HI 83200 da Hanna, no método Ferro GA (figura 7b). Todas as amostras dos pontos de amostragem foram analisadas conforme ilustrado na Figura 7a e 7b.



FIGURA 7. Realização das análises de laboratório. (a) preparo do padrão e das amostras, (b) colorimetria método Ferro GA.

Para determinação da concentração de manganês nos tratamentos foi conduzida por meio de uma única coleta de amostras nos 24 pontos amostrais do projeto, seguindo

as diretrizes estabelecidas pela norma NBR-13739.

Foram determinadas as concentrações de sólidos solúveis (mg L^{-1}) e sólidos totais (mg L^{-1}), no qual utilizou-se do método de gravimétrico.

Para determinação dos valores de Sólidos Totais (S.T), foram seguidos os procedimentos descritos a seguir:

Um recipiente de vidro predefinido para a amostra foi higienizado e levado à estufa, mantendo uma temperatura constante de $103\text{ }^{\circ}\text{C}$ – $105\text{ }^{\circ}\text{C}$ por duas horas, até que o recipiente estivesse completamente seco. Após resfriamento até atingir peso constante, o recipiente foi pesado em uma balança analítica. A amostra coletada foi agitada adequadamente, retirando-se 200 ml da mesma e transferindo para o recipiente anteriormente preparado. O recipiente com a amostra foi novamente levado à estufa, mantendo a temperatura constante de $103\text{ }^{\circ}\text{C}$ – $105\text{ }^{\circ}\text{C}$, até que todo o líquido amostral presente estivesse completamente seco. Posteriormente, aguardou-se o esfriamento até atingir o peso final.

Para determinação de valores finais, utilizou a equação abaixo:

$$S.T = \frac{(P2 - P1) \cdot 1000}{V} \quad 01$$

Em que:

P1 = Peso do recipiente vazio seco em estufa (g);

P2 = Peso do recipiente com resíduo após secagem em estufa (g);

V = Volume amostral (mL).

A determinação de Sólidos Solúveis (S.S) foi realizada por meio do método gravimétrico, conforme os procedimentos descritos a seguir: Os filtros com porosidade de $0,45\text{ }\mu\text{m}$ foram submetidos à estufa a uma temperatura constante de $110\text{ }^{\circ}\text{C}$ por duas horas. Após o tempo estipulado, os filtros foram resfriados em um dessecador até atingirem peso constante. Os filtros foram posicionados em um equipamento de filtração (funil) e fixados ao funil, sendo umedecidos com água destilada. Em seguida, uma quantidade de 250 mL da amostra problema, previamente homogeneizada, foi vertida sobre o filtro. A proveta foi lavada com água destilada, e a água de lavagem foi adicionada ao filtro. O filtro contendo os sólidos em suspensão foi colocado sobre

um vidro de relógio e submetido à secagem em estufa a 110 °C por duas horas. Posteriormente, os filtros foram resfriados em um dessecador até alcançarem peso constante. Para determinação de valores finais, utilizou a equação abaixo:

$$S.S = \frac{(A - B) \cdot 1000}{V} \quad 02$$

Em que:

A = Peso do filtro + resíduo (mg);

B = Peso do filtro (mg);

V = Volume amostral (mL).

3.3 ARRANJO EXPERIMENTAL REFERENTE AO EFEITO DAS DIFERENTES FONTES DE ÁGUA NA OBSTRUÇÃO DE GOTEJADORES.

Para a avaliação das águas obtidas, a partir dos diferentes tratamento de filtragem/adequações descritos anteriormente, foi montado um protótipo de um sistema de irrigação por gotejamento. Foram utilizados emissores do tipo labirinto, operando a uma pressão de 68,9 kPa (10 PSI), com uma vazão nominal de 1,5 L h⁻¹ nessa pressão.

O sistema de irrigação era acionado diariamente, por meio de um sistema de programação de regas. Os tempos diários de funcionamento do sistema de irrigação foi determinado com base na demanda média mensal para cafeeiros (Tabela 4). Esses períodos foram estabelecidos por meio da simulação da lâmina de água necessária para a irrigação suplementar por gotejamento de cafeeiros conilon adultos, considerando as condições do município de São Mateus, ES.

Os cafeeiros foram considerados com espaçamento de 3 metros entre linhas e 1 metro entre plantas, com emissores, com vazão de 1,5 L h⁻¹, posicionados a cada 0,50 metros na linha lateral, resultando em uma intensidade média de aplicação de água de 1,0 mm h⁻¹ nas condições adotadas. Essas simulações foram baseadas em dados de precipitação e evapotranspiração observados na estação meteorológica automática do INMET em São Mateus (A616), durante o período de 2010 a 2021.

TABELA 4. Lâmina mensal total de irrigação (ITN), Tempo mensal de funcionamento do protótipo de irrigação por mês (TIM), Tempo médio diário de irrigação (TID).

	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez	Ano
ITN (mm mês ⁻¹)	97,5	87,4	80,2	53,6	51,3	44,9	34,9	53,6	77,3	65,3	43,3	83,6	772,8
TIM (h mês ⁻¹)	97,5	87,4	80,2	53,6	51,3	44,9	34,9	53,6	77,3	65,3	43,3	83,6	772,8
TID (h dia ⁻¹)	3,15	3,12	2,59	1,79	1,66	1,5	1,13	1,73	2,58	2,11	1,44	2,7	

As avaliações dos gotejadores foram conduzidas em um protótipo do sistema de irrigação, composto por quatro linhas, cada uma equipada com nove gotejadores cada, totalizando 36 gotejadores por tratamento, conforme figuras 8a e 8b.



FIGURA 8. Protótipo de sistema de irrigação. Vista lateral (a) e frontal (b).

As avaliações de vazões foram efetuadas a cada três meses, envolvendo a medição da pressão de serviço na entrada da linha dos emissores por meio de um manômetro (Figura 9).



FIGURA 9. Avaliação de pressão na entrada das linhas de gotejadores.

O procedimento para a leitura individual da vazão dos gotejadores incluiu a pressurização do sistema até a estabilização, seguida pelo posicionamento de coletores abaixo dos gotejadores para a coleta de volume ao longo de cinco minutos. O escoamento de cada gotejador foi direcionado para assegurar a coleta precisa da vazão individual dos emissores avaliados, conforme ilustrado na Figura 10.



FIGURA 10. Procedimento de coleta de vazão dos gotejadores.

Para garantir maior precisão dos dados, adotou-se o método gravimétrico, utilizando uma balança digital de precisão, para a determinação do volume coletado de cada emissor, como representado na Figura 11. Posteriormente, a vazão foi determinada em litros por hora.



FIGURA 11. Método gravimétrico utilizado na avaliação de vazão.

Os dados foram tabulados, e os cálculos relativos à vazão, uniformidade de distribuição de água, vazão relativa e grau de entupimento foram realizados conforme descrito por Cunha et al. (2016).

Para a análise do efeito das fontes de água nos emissores com o tempo de uso, procedeu-se ao acompanhamento da vazão dos gotejadores (expressa em $L h^{-1}$), do coeficiente de uniformidade de distribuição (CUD, em %), da vazão relativa (Q_r) e do grau de entupimento (%). Esses parâmetros foram calculados conforme as equações (3), (4), (5) e (6), respectivamente.

A Vazão dos gotejadores foi calculada conforme a seguir:

$$q = \frac{m}{1000 t y} 60$$

03

Em que:

q = vazão do gotejador, $L h^{-1}$;

m = massa da água coletada, g;

t = tempo de coleta, minutos;

y = massa específica da água utilizada no ensaio (o valor médio utilizado para conversão da água para $25^{\circ}C$ foi de $0,997 g cm^{-3}$).

Coeficiente de Uniformidade de Distribuição (CUD, em %)

$$CUD = \frac{q_{25}}{qm} 100 \quad 04$$

Em que:

q_{25} = é a média de 25% das observações com menores valores, L h⁻¹; e

qm = vazão média geral, L h⁻¹.

vazão relativa (Q_r)

$$Q_r = \frac{Q_a}{Q_i} \quad 05$$

Em que:

Q_a = vazão atual, L h⁻¹.

Q_i = vazão no início do experimento, L h⁻¹; e

Grau de entupimento (%).

$$GE = \left(1 - \frac{Q_i}{Q_a}\right) 100 \quad 06$$

Em que:

Q_i - vazão no início do experimento, L h⁻¹; e

Q_a - vazão atual, L h⁻¹.

A interpretação dos valores de CUD baseou-se na proposição de Mantovani (2001), apresentada na Tabela 5.

TABELA 5. Classificação do coeficiente de uniformidade de distribuição descrita por Mantovani (2001).

Classificação	CUD (%)
Excelente	>80
Bom	80-90
Razoável	70-80
Ruim	<70
Inaceitável	-

Fonte. Mantovani (2001).

Nota. Adaptado pelo autor.

Devido a ausência de literatura especializada para identificação de um índice consolidado, quanto ao grau de entupimento, utilizou-se das recomendações propostas por Morata (2014), sugere que utilize os índices do grau de entupimento, conforme tabela 6, abaixo.

TABELA 6. Severidade do grau de entupimento dos gotejadores descrita por Morata e outros (2014)

Classificação	GE (%)
Sem entupimento	>0
Baixo	0-10
Médio	10-40
Alto	40-90
Muito Alto	90-100

Fonte.Morata et al. (2014).

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 RESULTADOS REFERENTE A ADEQUAÇÃO DA ÁGUA

4.1.1 Concentrações médias de ferro total (FeT), ferro ferroso (Fe²⁺) e ferro oxidado (Fe³⁺)

Com fundamentação nos resultados adquiridos referentes à concentração de ferro nas dez coletas efetuadas no período entre novembro de 2022 (quando o sistema foi recém ligado) e setembro de 2023 (com o sistema com 336 dias de funcionamento), foram estabelecidas as médias de concentração de FeT e Fe²⁺ e dispostas na Tabela 7 e na figura 12.

TABELA 7. Concentrações médias de FeT e Fe²⁺ ao longo de 2022 e 2023.

N°	Pontos de Amostragem	CONCENTRAÇÃO EM		N°	Pontos de Amostragem	CONCENTRAÇÃO EM	
		(mg L ⁻¹)				(mg L ⁻¹)	
		Média				Média	
		FeT	Fe ²⁺			FeT	Fe ²⁺
1	Saída do Poço Fe Alto	2,30	2,34	13	Trat C I	0,30	0,25
2	Tanque Aerador	1,03	0,99	14	Trat C2	0,27	0,22
3	Tanque Magnetizador	0,34	0,29	15	Trat C3	0,32	0,21
4	Tanque Fe Baixo	0,04	0,03	16	Trat D I	0,36	0,27
5	Entrada Trat. injeção CaO	0,35	0,32	17	Trat D2	0,31	0,26
6	Entrada Trat. Injeção CaO + Ca(ClO) ₂	0,36	0,28	18	Trat D3	0,37	0,26
7	Trat A I	0,01	0,02	19	Trat E I	0,35	0,28
8	Trat A2	0,05	0,04	20	Trat E2	0,34	0,27
9	Trat A3	0,04	0,04	21	Trat E3	0,33	0,26
10	Trat B I	0,34	0,27	22	Trat F I	2,02	1,87
11	Trat B2	0,31	0,25	23	Trat F2	1,50	1,58
12	Trat B3	0,33	0,25	24	Trat F3	1,38	1,29

Nota. Os índices 1, 2 e 3 nos tratamentos indicam usos de filtros com 0, 33 e 66% de zeólitas.

Considerando que o íon Fe³⁺ representa uma discrepância mínima entre as concentrações de FeT (ferro total) e Fe²⁺ (ferro ferroso), identificou-se que a principal espécie de íons de ferro solúveis nas amostras testadas é o Fe²⁺. Ao longo do período

de análise, conforme demonstrado na Tabela 7, não foram identificadas diferenças expressivas entre as concentrações de FeT (ferro total) e Fe²⁺ (ferro ferroso), indicando a ausência de concentrações relevantes de Fe³⁺ nas fontes de água utilizadas. Apresentando uma média de variação nos pontos de aproximadamente 0,05 mg.L⁻¹, o que se aproxima do limite de precisão do fotômetro utilizado, conforme especificado no manual da HANNA, com uma precisão estabelecida de ±0,04 mg L⁻¹.

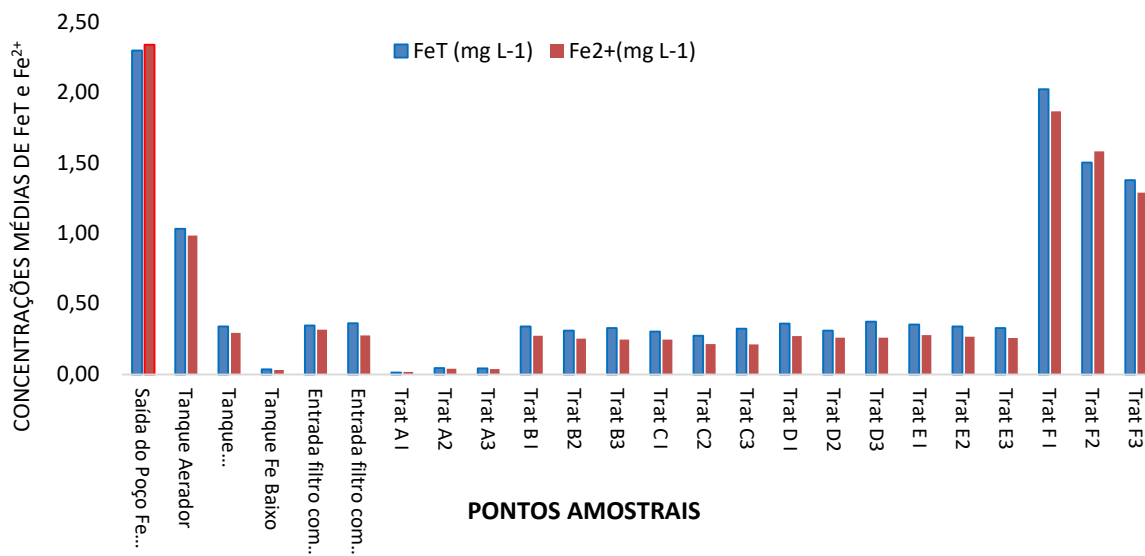


FIGURA 12. Concentrações de FeT e Fe²⁺ (mg L⁻¹).

Em relação ao efeito da adição de zeólitas no sistema de filtragem, conforme Fungaro & Silva (2002), a eficiência na remoção do elemento desejado é substancialmente influenciada pela relação entre a massa de zeólita e o volume da solução. Dessa forma, a elevação da razão (massa de zeólita/volume da solução) está diretamente relacionada a uma melhoria na eficácia de remoção do referido elemento.

Os resultados mais expressivos do uso de zeólitas foram observados no tratamento F que utilizava água oriundo do poço com alto teor de FeT (2,3 mg L⁻¹), conforme evidenciado pela Figura 13. A água do poço foi diretamente bombeada para o tratamento no sistema de filtração F (F1, F2 e F3), contendo respectivamente 0, 33 e 66% (m/m) de zeólita. Considerando os valores médios obtidos ao longo dos dez meses de ensaios, este sistema foi capaz de reduzir os teores de FeT para 2,02 mg L⁻¹, 1,5 mg L⁻¹ e 1,38 mg L⁻¹, respectivamente para os filtros F1, F2 e F3. Esses valores representam reduções de 12 %, 34 % e 40 % do FeT,

Em comparação com o tratamento A, Figura 14, no qual se empregou água do poço

de baixo teor de FeT(0,035 mg L⁻¹), as reduções alcançadas foram na casa dos centésimos em 0,04 mg L⁻¹, na máxima variação, estando esse valor no limite de precisão do fotômetro, podendo ser desconsiderada essas variações. Neste caso, a menor remoção de Fe se explica pelo fato da água tratada já conter baixos valores de FeT, com baixo risco de entupimento e cuja remoção provavelmente demande um maior tempo de contato da água com a zeólita para favorecer a adsorção dos íons de Fe²⁺, conforme evidenciado nos tratamentos B (2 e 3), C (2 e 3), D (2 e 3) e E (2 e 3),destacado pela Figura 15. Para fins de análise, pode-se considerar que a forma preponderante de ferro detectada nesses poços é a forma Fe²⁺, ferroso, solúvel, invisível e completamente dissolvido em água.

Nesses casos, os filtros demonstraram eficácia na redução dos níveis de ferro, principalmente quando a zeólita foi combinada com a areia na proporção de 34% de areia e 66% de zeólita, destacando-se como a composição mais eficiente, Assim, pode-se inferir que, nesse contexto, a zeólita superou o filtro convencional contendo apenas areia, e maiores proporções de zeólita apresentaram melhores resultados.

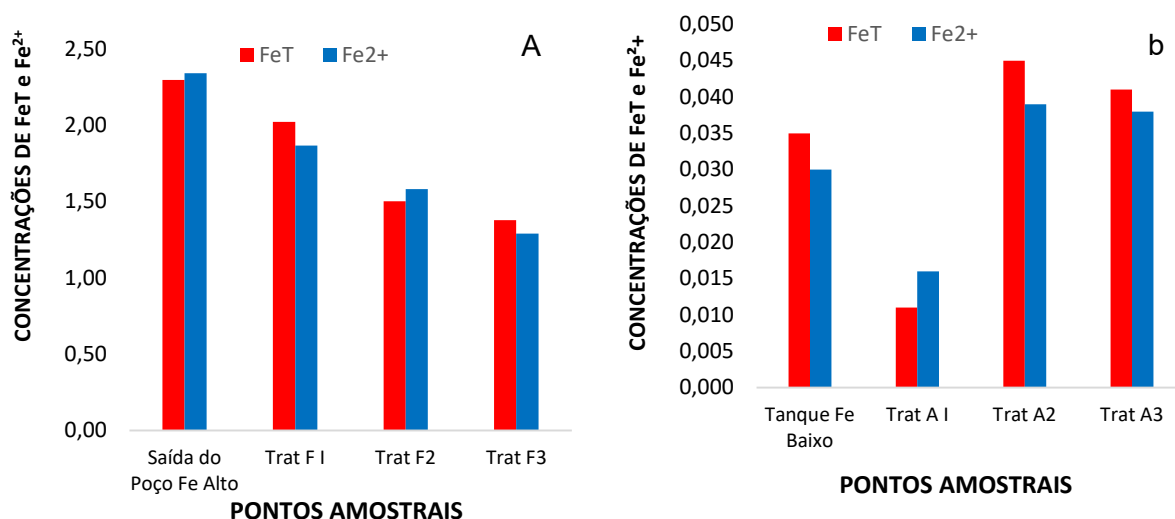


FIGURA 13. Eficiência de filtros em com 0,33 e 66% zeólitas. (a) poço com altas concentrações de ferro, (b) poço com baixas concentrações de ferro.

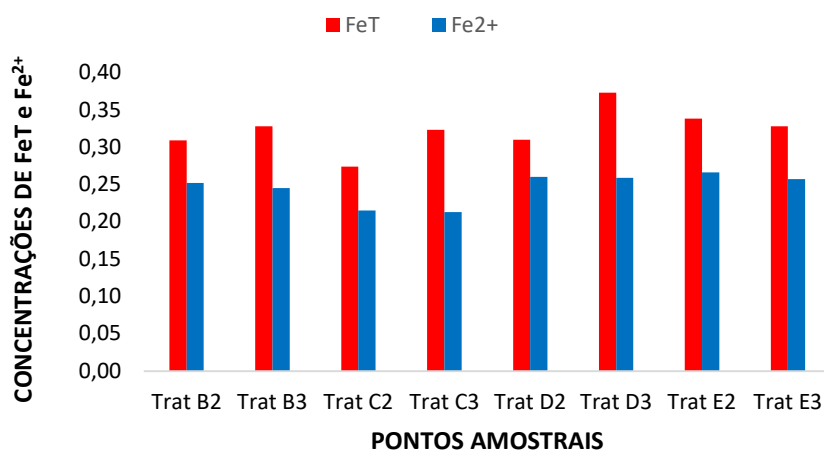


FIGURA 14. Eficiência nos tratamentos B, C, D, E, com filtros de 33 e 66% zeólitas respectivamente.

Resultados semelhantes foram observados por Alves (2008), indicando que a combinação de zeólitas com areia em proporções adequadas é uma técnica viável para remover ferro da água, obtendo em seus estudos, reduções próximas a 80% da concentração de ferro, após passagem pelos sistemas de filtragem.

De acordo com os resultados dos estudos realizados por Wang et al. (2016), a capacidade de adsorção de ferro por zeólitas é significativamente maior em águas com concentrações elevadas desse elemento, em comparação com águas que apresentam baixos teores de ferro. Esta constatação sugere que as zeólitas possuem uma eficácia particularmente notável na remoção de ferro em condições de alta concentração desse elemento.

Conforme ressaltado por Andrade (2021), a transformação do ferro solúvel (Fe^{2+}) em ferro insolúvel (Fe^{3+}) resulta em sua visibilidade, apresentando uma coloração marrom escura. Esse ferro insolúvel adere às superfícies das tubulações e gotejadores, levando à ocorrência de obstruções dos gotejadores com o passar do tempo, caso não haja uma manutenção preventiva do sistema de irrigação. Assim como identificado na manutenção da tubulação da captação do reservatório (tanque de decantação) utilizado para atendimento dos tratamentos B, C, D, E, após 366 dias de funcionamento, destacado pela Figura 16a e 16b.

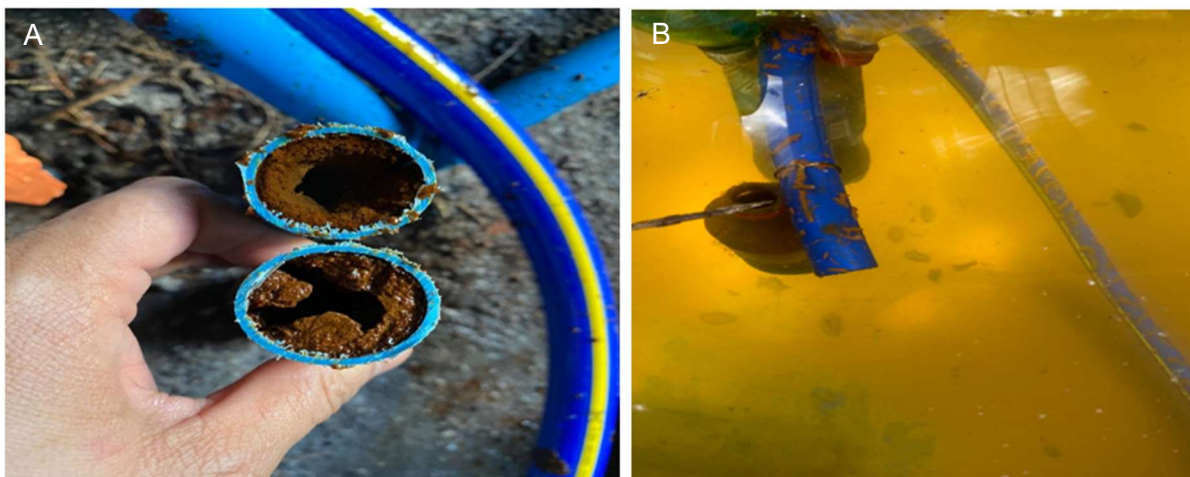


FIGURA 15. Sistema de irrigação. (a) tubulação antes do sistema de aeração e decantação, utilizando água com alto teor de ferro, (b) tanque decantador com elevado índice de Fe precipitado.

No tratamento B, no qual a água passava pela tubulação apresentada na Figura 15a, no qual este tratamento incluiu etapas de aeração e decantação Figura 15b e filtração. Os resultados apontam que a concentração média original na saída do poço de FeT ($2,3 \text{ mg L}^{-1}$) pôde ser reduzida para $1,03 \text{ mg L}^{-1}$ após passagem apenas pelo sistema de tratamento composto apenas por aeração e decantação. Alcançando $0,34 \text{ mg L}^{-1}$ no filtro F1 (0% de zeólita), $0,31 \text{ mg L}^{-1}$ no filtro F2 (33% de zeólita) e $0,33 \text{ mg L}^{-1}$ no filtro F3 (66% de zeólita). Isso implica em 55% de remoção do FeT pela combinação de aeração e decantação, alcançando entre 85 e 87% após aos três sistemas de filtração, independentemente da presença ou do teor de zeólita no filtro. Isto é, a remoção do FeT foi equivalente entre os sistemas de filtração (filtro 1, sem zeólita) e dos sistemas 2 e 3 (com 33 e 66%) de zeólita. Resultados idênticos foram também observados ao interpretar os dados de Fe^{2+} , os quais indicam um remoção total de 88% para filtro 1 e 89% para os filtros 2 e 3.

No caso do tratamento B (figura 16a), as etapas iniciais de aeração e decantação (figura 16b) foram eficiente para reduzir o teor de Fe à níveis que a filtração simples (filtro com areia sem adição de zeólita – 1) já é capaz de promover uma redução adicional no teor de Fe na água. A passagem pelos elementos filtrantes com 33 e 66% de zeólita (filtros 2 e 3) não implicaram em maiores eficiências de remoção do Fe, dado que ambos apresentaram remoções de 89% frente aos 88% alcançados com o filtro sem zeólita.

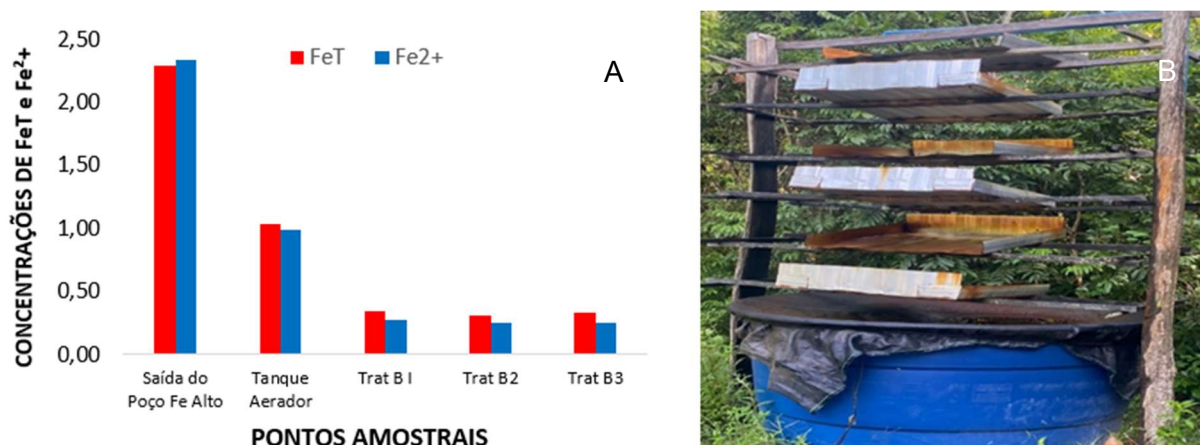


FIGURA 16. Tratamento B. (a) redução das concentrações médias de FeT e Fe²⁺ em tratamento aeração e decantação, (b) sistema de tratamento aeração e decantação.

Resultados análogos foram identificados por Lemos Filho (2009) ao empregar uma fonte de água com concentração inicial de 2,09 mg L⁻¹. Notou-se que as concentrações diminuíram durante a passagem da água pelo sistema de aeração e decantação, reduzindo os teores de ferro para 0,55 mg L⁻¹, após o sistema de filtragem, representando 73% de eficiência. Vistuba (2010) observou resultados promissores nos tratamentos com elevada concentração de Fe e Mn. Após a passagem por processos de aeração e decantação, tornaram-se notáveis os resultados alcançados ao utilizar zeólitas como elemento filtrante.

Em fontes de água, onde a concentração de Fe é significativamente elevada, apenas a utilização de filtros de areia não reduz de forma eficiente as concentrações de ferro (CORDEIRO 2002). O mesmo autor ressalta que a utilização de aerador seguido de decantador antes do sistema de filtragem acarreta em uma significativa melhoria na uniformidade da aplicação de água para os emissores mais suscetíveis a obstruções. Isso demonstra que as reduções nas concentrações de ferro proporcionadas pelo sistema de aeração e decantação atuam de maneira eficiente na aprimoração da uniformidade, ou seja, há uma redução na obstrução dos emissores devido à diminuição do FeT.

No tratamento C, analisando o processo de tratamento de forma individualizada, considerando o resultado obtido após a passagem da água pela estabilização em tanque com a presença do magnetizador (Sylicimol Rural 3000 – C-F), no qual neste ponto (tanque), apresentaram valores médios de FeT 0,34 mg L⁻¹ verificou-se

valores similares aos observados no tanque sem magnetizador na ordem de $0,35 \text{ mg L}^{-1}$ que servia de fonte ao tratamento B. Os resultados obtidos, após a passagem desta água magnetizada pelos filtros, os valores médios de FeT obtidos foram modestos, de $0,30 \text{ mg L}^{-1}$, $0,27 \text{ mg L}^{-1}$ e $0,32 \text{ mg L}^{-1}$. Levando a uma redução de FeT 12%, 20% e 5% nos filtros C1, C2 C3, compostos por (0%, 33% e 66%) de zeólitas. conforme apresentado pelo figura 17a. Estes resultados apresentados com o uso do magnetizador foram silimares aos obtidos sem a presença do mesmo, no cado o tratamento B, onde após a passagem nos filtros, compostos por (0%, 33% e 66%) de zeólitas, tratamentos B1, B2 e B3 apresentaram valores médios de FeT de $0,34 \text{ mg L}^{-1}$, $0,31 \text{ mg L}^{-1}$, $0,33 \text{ mg L}^{-1}$, respectivamente.

Contudo o processo prévio onde a água teve passagem pelo sistema de aeração mais decantação, já obteve percentual de redução de FeT de 85%, conforme destacado pela figura 17b reduzindo a concentração de $2,30 \text{ mg L}^{-1}$ na saída do poço, para $0,34 \text{ mg L}^{-1}$ no no tanque magnetizador.

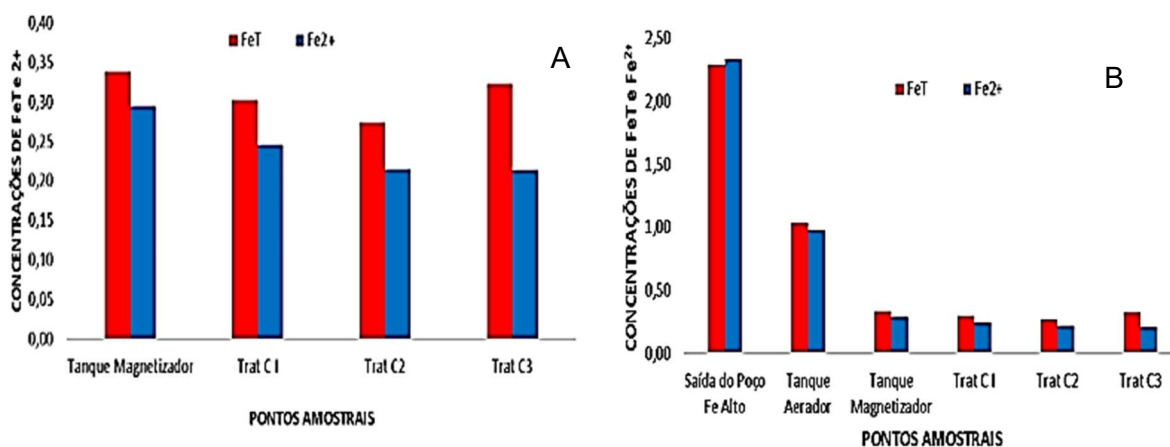


FIGURA 17. Tratamento C. Concentrações e redução Média de FeT e Fe²⁺ no tratamento C (a), sistema com uso de magnetizador (b).

PUZOWSKI e SKOCZKO (2020) encontraram resultados expressivos ao utilizar um campo magnético para o tratamento de água potável urbana, sem a aplicação de aeração. Nesse estudo, foi alcançada uma redução expressiva de 75%, diminuindo de $0,2 \text{ mg L}^{-1}$ para $0,05 \text{ mg L}^{-1}$, com um limite recomendado para consumo humano de $0,2 \text{ mg L}^{-1}$.

Dessa forma, neste presente trabalho não foram observados efeitos expressivos na diminuição da concentração de FeT devido à utilização do magnetizador

(Sylicimol Rural 3000 – C-F), sendo necessário realizar estudos adicionais para validar sua eficácia nesse contexto.

Os tratamentos D e E (figuras 18a e 18b), passaram por prévio tratamento similar ao tratamento C e B, que consistiu passagem pelo sistema de aeração e decantação. Os tratamentos secundários, consistem em injeção contínua de hipoclorito de cálcio $\text{Ca}(\text{ClO})_2$ e cal virgem (CaO) no tratamento D, e injeção contínua apenas de cal virgem (CaO) para o tratamento E.

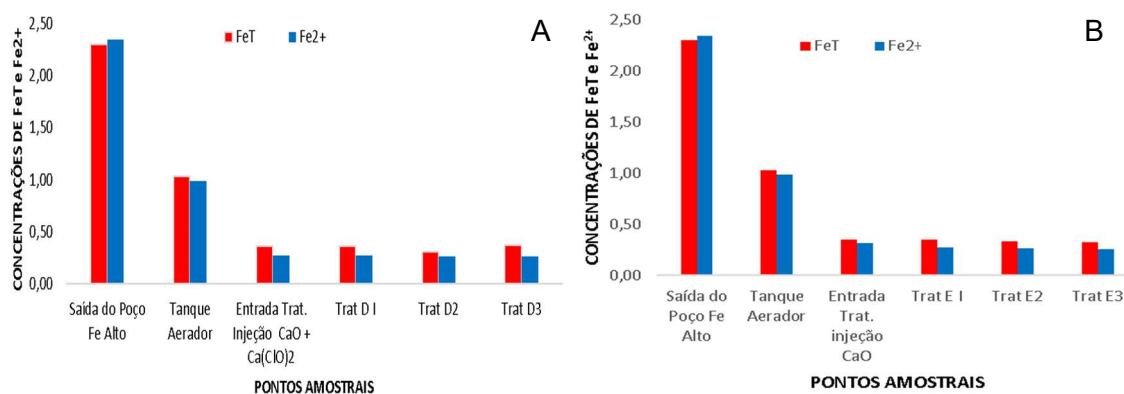


FIGURA 18. Concentração Média de FeT e Fe²⁺ (mg L⁻¹). (a) Tratamento D, (b) Tratamento E.

Contudo, não se constataram disparidades notáveis na entrada dos filtros, isto é, imediatamente após a introdução dos produtos químicos até os sistemas de filtragem. As oscilações nas concentrações de FeT alcançaram, no máximo, 0,10 mg L⁻¹, registrando-se 0,06 mg L⁻¹, (Figura 18a) e 0,02 mg L⁻¹ (Figura 18b) nos tratamentos D e E, respectivamente. Essas leituras estão próximas do limite de precisão do fotômetro, que é de $\pm 0,04$ mg L⁻¹. Além disso, não foram identificadas disparidades notáveis entre os filtros em ambos os tratamentos.

Nos sistemas B, C, D e E, a água permanece em repouso no tanque de decantação por 19 horas. Ao compararmos apenas os valores das concentrações de FeT coletados após a decantação, nas entradas dos filtros com injeção de cal virgem e hipoclorito de cálcio (0,36 mg L⁻¹ no tratamento D e 0,35 mg L⁻¹ no tratamento E), com a concentração de 0,34 mg L⁻¹ no tanque de magnetização. Não foram evidenciadas diferenças expressivas entre o tanque de decantação e o tanque de decantação com a aplicação de magnetização. Sendo que para os tratamentos D e E, a redução máxima na adição de cal virgem e hipoclorito de cálcio foi de cerca de

13%, quando avaliada no filtro contendo 33% de zeólita (tratamento D), e 5% no filtro com 66% de zeólita, apenas na adição de cal virgem (tratamento E).

Ao analisar o sistema de tratamento como um todo, incluindo todas as etapas, observou-se uma redução média de 85% na concentração total de ferro nos três tratamentos (C, D e E), desde a saída do poço até o tanque/entrada do filtro, conforme mostrado na Figura 19.

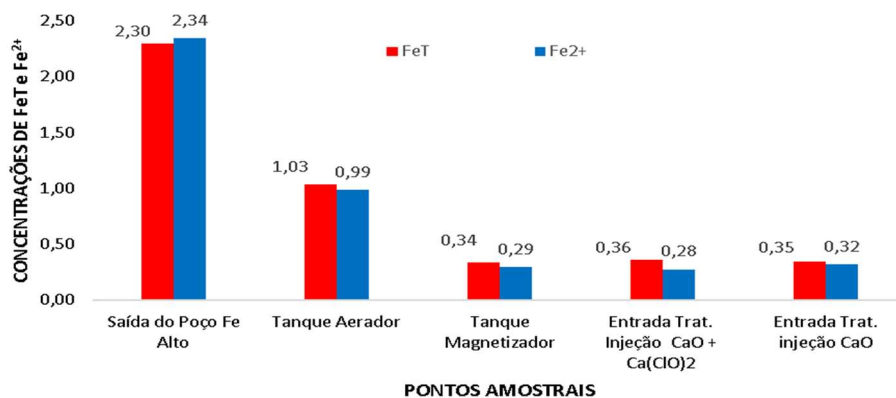


FIGURA 19. Redução entre os tanques de decantação e magnetização.

Estudos realizados por Souza et al. (2018), o uso de hipoclorito de cálcio se mostrou eficaz no tratamento de águas com alto teor de ferro. Este composto tem a capacidade de oxidar o ferro ferroso (Fe^{2+}) para ferro férrico (Fe^{3+}), promovendo sua precipitação e subsequente remoção por processos de filtração e decantação.

Contudo, o resultado apresentado na Figura 20, se deu em sua grande maioria, pelo uso do tratamento composto por sistema de aeração e decantação, conforme mencionado anteriormente.

Conforme relatado por Benjamin (2010), a aeração seguida de decantação pode reduzir a concentração de ferro em água de forma significativa, frequentemente alcançando reduções superiores a 80%.

Outro estudo realizado por Johnson e Hallberg (2005) demonstrou que em sistemas de tratamento onde a aeração é combinada com uma etapa de decantação, a redução de ferro pode chegar a 85%, dependendo das condições operacionais e da qualidade inicial da água.

A variação da concentração de FeT, do poço para após os filtros do tratamento F, apresentou reduções de 12%, 34%, e 40% nos filtros contendo 0%, 33%, e 66% de zeólita, respectivamente, enquanto a redução de Fe^{2+} foi de, 20%, 32% e 44% nos

filtros contendo 0%, 33%, e 66% de zeólita, respectivamente, seguindo proporcionalmente com o FeT, uma dessas situações pode ser observado devido a baixa expressividade do Fe^{3+} encontrados neste trabalho, conforme já discutido anteriormente.

Tal como mencionado por VISTUBA (2010), o tratamento de águas contendo concentrações de FeT utilizando distintos elementos filtrantes, tais como areia em combinação com um adsorvente como a zeólita, em diferentes proporções, resultou em reduções significativas, apresentou uma eficiência de remoção de Fe superior a 60% nas concentrações de FeT. Esses resultados sugerem que o filtro com 66% de zeólita demonstrou maior eficiência na remoção de ferro.

Apesar da redução expressiva de 40% na concentração de FeT com o filtro contendo Zeólitas na proporção de 66%, os valores obtidos foram consideravelmente inferiores em comparação com o tratamento de aeração seguido de decantação. Este último apresentou, na primeira etapa de decantação no ponto de amostragem no tanque do aerador, uma redução superior a 57% na concentração de Fe^{2+} e 55% na concentração de FeT, diminuindo a concentração de Fe^{2+} de $2,34 \text{ mg L}^{-1}$ para $0,99 \text{ mg L}^{-1}$ e a de FeT de $2,3 \text{ mg L}^{-1}$ para $1,03 \text{ mg L}^{-1}$. Já na segunda etapa de decantação as concentrações médias foram reduzidas para Fe^{2+} de $2,34 \text{ mg L}^{-1}$ para $0,32 \text{ mg L}^{-1}$ e a de FeT de $2,3 \text{ mg L}^{-1}$ para $0,35 \text{ mg L}^{-1}$, uma redução superior a 85% na concentração de Fe^{2+} e 86% na concentração de FeT.

4.1.2 Potencial de Risco de Entupimento dos Emissores

A avaliação do potencial de entupimento dos emissores baseou-se nas concentrações totais de ferro, conforme apresentado na Tabela 8. A análise adota a classificação de NAKAYAMA & BUCKS (1986), classificando as concentrações de FeT como baixo quando $< 0,2 \text{ mg L}^{-1}$, médio entre $0,2-1,5 \text{ mg L}^{-1}$ e alto quando $> 1,5 \text{ mg L}^{-1}$.

TABELA 8. Potencial risco de entupimento por tratamento.

N°	Pontos de Amostragem	CONCENTRAÇÃO		RISCO	N°	Pontos de Amostragem	CONCENTRAÇÃO		RISCO
		EM (mg L ⁻¹)					EM (mg L ⁻¹)		
		Média					Média		
FeT		FeT							
1	Saída do Poço Fe Alto	2,30	ALTO	13	Trat. C I	0,30	MÉDIO		
2	Tanque Aerador	1,03	MÉDIO	14	Trat. C2	0,27	MÉDIO		
3	Tanque Magnetizador	0,34	MÉDIO	15	Trat. C3	0,32	MÉDIO		
4	Tanque Fe Baixo	0,04	BAIXO	16	Trat. D I	0,36	MÉDIO		
5	Entrada Trat. injeção CaO	0,35	MÉDIO	17	Trat. D2	0,31	MÉDIO		
6	Entrada Trat. Injeção CaO + Ca(ClO) ₂	0,36	MÉDIO	18	Trat. D3	0,37	MÉDIO		
7	Trat. A I	0,01	BAIXO	19	Trat. E I	0,35	MÉDIO		
8	Trat. A2	0,05	BAIXO	20	Trat. E2	0,34	MÉDIO		
9	Trat. A3	0,04	BAIXO	21	Trat. E3	0,33	MÉDIO		
10	Trat. B I	0,34	MÉDIO	22	Trat. F I	2,02	ALTO		
11	Trat. B2	0,31	MÉDIO	23	Trat. F2	1,50	MÉDIO		
12	Trat. B3	0,33	MÉDIO	24	Trat. F3	1,38	MÉDIO		

Baixo (< 0,2 mg.L⁻¹) - Médio (0,2-1,5 mg.L⁻¹) - Alto (> 1,5 mg.L⁻¹)

Adaptado NAKAYAMA & BUCKS (1986)

Conforme esperado, as águas provenientes da fonte com baixos teores de ferro foram categorizadas como baixo risco. Em contrapartida, a fonte de água com elevados níveis de ferro foi classificada como de alto risco. O tratamento F1 (filtro 0% de zeólita), que emprega apenas filtro de areia, não possibilitou redução expressivas nos teores de Fe, sendo a água tratada por este ainda considerada de alto risco, enquanto nos tratamentos F2 e F3 (filtros 33 e 66% de zeólita), a presença de zeólita resultou em uma redução para risco médio.

Estes resultados corroboram com os estudos feitos por Rêgo Filho et al., (2018), no qual obtiveram uma redução de 0,23 mg L⁻¹ para 0,10 mg L⁻¹ este resultado apresenta uma redução de 56% do teor de Ferro.

Resultados similares, também foram identificados nas pesquisas feitas por Soares et al. (2021), no qual os estudos para redução de Fe em água de nascente Serra de Andrade no estado de MG, constataram uma redução de 0,614 mg L⁻¹ para 0,23 mg L⁻¹ uma redução de 62,54%, de FeT.

É relevante destacar que os sistemas foram submetidos apenas à retrolavagem simples, utilizando água bruta, sem o intuito de realizar a regeneração das zeólitas durante o experimento.

4.1.3 Concentrações de manganês

Os valores da concentração de manganês, encontrados na análise realizada dia 08/12/2023 variam de <0,1 até 0,2 mg L⁻¹ (mínimo até o máximo). Na média o teor de Mn foi de 0,05 mg L⁻¹, sendo pouco expressivas, considerando que segundo Nakayama e Bucks (1982) as restrições de uso de água em sistema de irrigação, pelo manganês são: Nenhuma (<0,1 mg L⁻¹), Moderada (0,1 – 1,5 mg L⁻¹) – e Severa (>1,5 mg L⁻¹). Resultados analogos foram encontrados por Kummer et al. (2017), no qual os resultados após estudo de analisar os índices de ferro e manganês para reuso de água em sistema de irrigação por gotejamento, os resultados referente ao manganês após as analizes foram classificados como desprezíveis, visto que os teores não ultrapassaram 0,05 mg L⁻¹.

Resultados obtidos por Thebaldi et al. (2010), constatou em seu estudo, moderado risco de entupimento de emissores do sistema de irrigação, devido a concentração de manganês presente na água serem superiores a 1,0 mg L⁻¹. Estes resultados apontaram que o uso da água deve ser feita com cautela e o sistema monitorado de forma continua, seguindo rigido sistema de limpeza dos filtros. Resultados expressivos, foram obtidos por Reali (2012), no qual utilizou sistema de filtragem por carvão ativado, reduzindo de forma significativa os valores de manganês presentes na água.

4.1.4 Concentrações de sólidos solúveis (SS) e Sólidos totais (ST)

As análises revelaram resultados referentes aos sólidos solúveis e totais (Tabela 9), onde os valores de sólidos solúveis variaram entre 4,00 mg L⁻¹ e 44,00 mg L⁻¹. Os maiores valores foram observados nos pontos de amostragem do tanque de baixo teor de ferro e do tanque aerador, enquanto os menores valores foram registrados nos tratamentos C1, D2, D3 e na caixa de estabilização da água do aerador.

Em relação aos sólidos totais, os valores variaram de 15 mg L⁻¹ a 90 mg L⁻¹, com as maiores concentrações identificadas nos pontos de amostragem do tanque

magnetizador e do Tratamento A1 (filtro com 0% de zeólitas), e o menor valor observado na caixa de estabilização da água do aerador.

Os resultados obtidos permaneceram dentro dos limites permitidos, não representando riscos significativos de prejuízo ao sistema de irrigação. O valor máximo identificado para sólidos em suspensão foi de 44 mg L⁻¹, no ponto de amostragem do tanque de baixo teor de ferro, porém este valor está 13% abaixo do limite para ser classificado como moderado e 56% abaixo do limite para ser classificado como severo, conforme definido por (Nakayama e Bucks 1991) e apresentado pela Tabela 9.

TABELA 9. Concentrações de sólidos em suspensão e sólidos solúveis totais e suas restrições de uso para irrigação.

LOCAL DE AMOSTRA	SÓLIDOS SOLÚVEIS (mg.L ⁻¹)	SÓLIDOS TOTAIS (mg.L ⁻¹)	RESTRIÇÃO DE USO	LOCAL DE AMOSTRA	SÓLIDOS EM SUSPENSÃO (mg.L ⁻¹)	SÓLIDOS SOLÚVEIS TOTAIS (mg.L ⁻¹) ¹⁾	RESTRIÇÃO DE USO
Saída do Poço Fe Alto	28,0	70,0	NENHUMA	Trat. C2	8,0	40,0	NENHUMA
Tanque Aerador	36,0	55,0	NENHUMA	Trat. C3	8,0	50,0	NENHUMA
Tanque Magnetizador	24,0	90,0	NENHUMA	Trat. D I	12,0	50,0	NENHUMA
Tanque Fe Baixo	44,0	65,0	NENHUMA	Trat. D2	4,0	35,0	NENHUMA
Entrada Trat. injeção CaO	12,0	70,0	NENHUMA	Trat. D3	4,0	40,0	NENHUMA
Entrada Trat. Injeção CaO +				Trat. E I			
Ca(ClO) ₂	20,0	75,0	NENHUMA		20,0	50,0	NENHUMA
Trat. A I	8,0	90,0	NENHUMA	Trat. E2	24,0	25,0	NENHUMA
Trat. A2	20,0	85,0	NENHUMA	Trat. E3	12,0	25,0	NENHUMA
Trat. A3	32,0	50,0	NENHUMA	Trat. F I	4,0	30,0	NENHUMA
Trat. B I	28,0	50,0	NENHUMA	Trat. F2	12,0	45,0	NENHUMA
Trat. B2	4,0	45,0	NENHUMA	Trat. F3	8,0	45,0	NENHUMA
Trat. B3	20,0	50,0	NENHUMA	Caixa estab. água			
Trat. C I	4,0	35,0	NENHUMA	aerador	4,0	15,0	NENHUMA

Restrições de uso sólidos solúveis: Nenhuma (<50 mg.L⁻¹) - Moderada (50-70 mg.L⁻¹) - Severa (>100 mg.L⁻¹)

Restrições de uso Sólidos Totais: Nenhuma (<500 mg.L⁻¹) - Moderada (500 - 2.000 mg.L⁻¹) - Severa (>2.000 mg.L⁻¹)

Nakayama e Bucks (1991).

Os valores referentes a sólidos solúveis totais, não apresentarem valores expressivos para caracterização ou potencial risco de agravamento dos emissores. Isso significa que a presença desses sólidos não apresentam potencial de impactar diretamente o funcionamento do sistema de irrigação.

Resultados similares a este, foram obtidos por Fravet et al. (2007) onde 100% das amostras ficaram dentro do padrão estabelecido, em estudos realizados para verificar a qualidade de água utilizada em hortaliças na região de Botucatu-SP.

De acordo com Nakayama e Bucks (1986), a ocorrência de concentrações acima de

50 mg L⁻¹ de sólidos suspensos e 500 mg L⁻¹ de sólidos totais na água, apresenta potencial para causar danos moderados, particularmente no que se refere ao entupimento de emissores em sistemas de irrigação localizada.

Apesar de os valores de sólidos solúveis, obtidos após análises, apresentados pela Tabela 09, não serem considerados inadequados aos padrões de qualidade de água de irrigação, constatou que as concentrações de sólidos solúveis, reduziram após passagem por sistema de filtragem do tratamento A (0,33, 66%), tendo uma redução de 44,0 mg L⁻¹ no tanque Fe baixo para 8,0 mg L⁻¹ no tratamento A (filtro 0% de zeólitas), uma redução de 81%.

Resultados obtidos após estudos realizados por Lemos Filho et al. (2011), obtiveram resultados significativos após a água com alto teor de sólidos solúveis e sólidos totais, passarem por sistemas de filtros constituídos por areia, obtendo uma redução de 56% dos valores de sólidos totais e 60% nas concentrações de sólidos solúveis.

4.1.5 Potencial Hidrogeniônico

Um aspecto relevante emerge das análises, que é a acidez da água nos tratamentos, com destaque especial para o tratamento proveniente do tanque de Fe baixo, conforme apresentado pela Figura 20. Onde apresenta todos os resultados identificados nos pontos amostrais (saída do poço Fe alto, tanque aerador, tanque magnetizador e tanque Fe baixo), no qual o maior valor encontrado foi de 6,78 nos dias 23/01/2023 e 24/02/2023 ambos no mesmo ponto de saída do aerador. Assim como o menor valor identificado foi de 3,99 no ponto amostral tanque de Fe baixo, no dia 16/12/2022.

Resultados de bruscas alterações de pH, podem ter relação direta com os teores de Fe, presentes na água, contudo mesmo os pontos amostrais, saída do poço Fe alto, tanque aerador, apresentando teores de FeT (2,35 mg L⁻¹ e 1,03 mg L⁻¹) respectivamente não apresentaram quedas bruscas de pH. Quando o pH da água utilizado para irrigação é mais elevado (alcalino), o ferro tende a se precipitar e formar sólidos insolúveis. Esse processo pode levar à obstrução de canais de irrigação, formação de depósitos em sistemas de irrigação por gotejamento e formação de incrustações em superfícies de irrigação.

Estudos realizados por Li et al. (2017); Wang et al. (2018), verificaram que as precipitações do ferro em ambientes alcalinos podem acarretar em redução dos valores de pH, e estudos destacam os desafios que isso pode representar para sistemas de irrigação localizada. A tendência à precipitação de ferro em águas alcalinas ocorre devido à formação de Fe^{3+} como hidróxido. Durante esse processo, três íons de hidróxido (OH^-) são consumidos. No entanto, como a oxidação de Fe^{2+} para Fe^{3+} resulta na produção de quatro íons de hidróxido, o saldo líquido é de um íon de hidróxido, levando a um aumento do pH como resultado dos processos de oxidação do Fe^{2+} para Fe^{3+} e subsequente precipitação do $\text{Fe}(\text{OH})_3(\text{s})$. A oxidação do Fe^{2+} para Fe^{3+} torna o meio mais alcalino, pois consome íons de hidrogênio (H^+).

Os valores se mantiveram constantes ao longo de todo o período avaliado, resultados divergentes a este foram encontrados por Maheshwari et al. (2009), que ao testar diferentes tipos de água de irrigação, submetidas ao campo magnético, observaram uma redução do pH.

Por outro lado, em águas com pH mais baixo (ácido), como o identificado em todos os pontos amostrais analisados, o ferro tende a ser mais solúvel. A solubilidade do ferro aumenta em ambientes ácidos, o que pode resultar em águas com coloração e sabor metálico devido à presença de ferro dissolvido. Essa condição pode ser prejudicial às plantas, uma vez que altas concentrações de ferro na solução do solo podem impactar negativamente o desenvolvimento radicular e a absorção de nutrientes pelas plantas (KABATA-PENDIAS, 2011).

Conforme ressaltado por Almeida (2010), o pH é um parâmetro indicativo do grau de acidez ou alcalinidade do meio no qual a faixa de pH considerada ideal para águas de irrigação situa-se entre 6,5 e 8,4. Valores além dessa faixa indicam anormalidades na qualidade da água ou a presença de íons tóxicos, o que pode ter impactos adversos na população microbiana do solo e causar danos ao sistema radicular das plantas.

Segundo Nakayama (1982) o pH $<7,0$ não causa nenhum risco de obstrução aos emissores. O principal risco associado às águas com valores anômalos de pH baixo conforme os identificados nos pontos amostrais, reside nos potenciais problemas de

corrosão do equipamento de irrigação, tal situação não foi constatada devido ao curto período de avaliação.

Os resultados das análises (Figura 20) efetuadas ao longo do estudo demonstraram uma estabilidade ao longo do tempo, com variações mínimas.

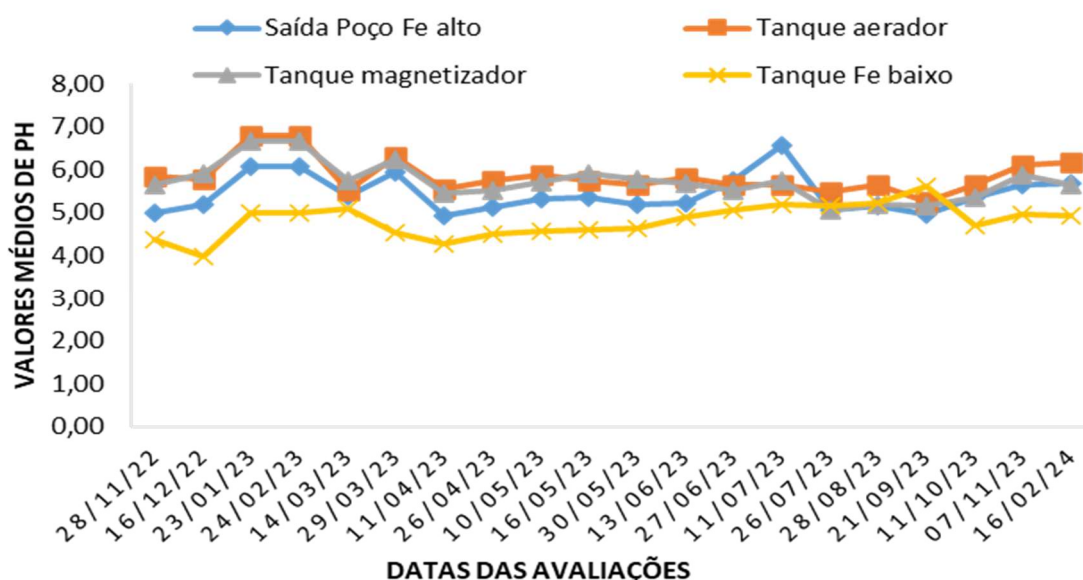


FIGURA 20. Concentrações de pH ao longo dos meses avaliados.

Tais valores, quando não corrigidos, têm o potencial de ocasionar uma redução na eficácia da capacidade de adsorção das zeólitas, conforme orientações do fabricante. Para otimizar o processo de adsorção de ferro, é recomendável manter o pH da água tratada dentro da faixa entre 6,8 e 7,0.

4.1.6 Oxigênio dissolvido e porcentagem de Oxigênio dissolvido

Os resultados obtidos das análises, com a primeira realizada em 28/11/2022 e a última em 16/02/2024, revelaram que as concentrações de Oxigênio Dissolvido (O.D) estão intimamente vinculadas à fonte de captação. Os índices mais baixos foram observados no dia 29/03/2023, sendo na saída do poço de Fe baixo, registrando o menor valor de 0,97 mg L⁻¹ e a maior concentrações sendo identificadas na saída do poço Fe alto, registrando o valor de 7,79 mg L⁻¹. Contudo os valores no tanque de aeração, foram os que se mantiveram mais constantes ao longo de todas as análises destacado pela Figura 21.

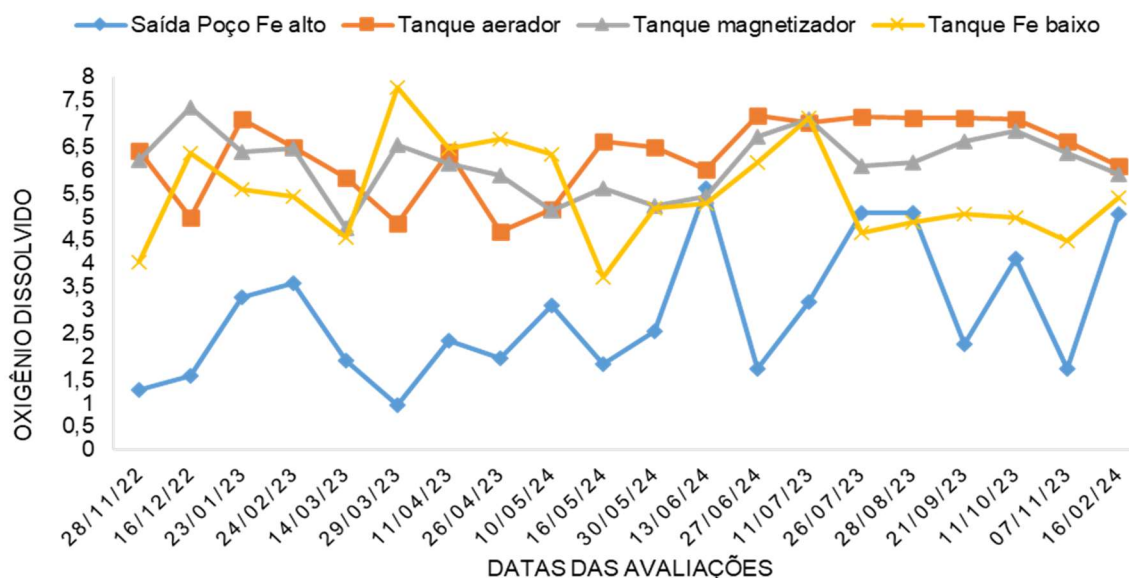


FIGURA 21. Concentrações de Oxigênio Dissolvido (mg L^{-1}).

Os valores obtidos após análises no ponto amostral saída do poço Fe alto, teve os menores valores de oxigênio dissolvido, tendo o menor valor registrado de $0,97 \text{ mg L}^{-1}$. Esses resultados vão de acordo com os estudos realizados por, Andrade Júnior et al. (2007), a presença de altos teores de ferro em águas subterrâneas pode resultar em condições redutoras, levando à diminuição do oxigênio dissolvido. Em ambientes onde há uma predominância de ferro na forma reduzida (Fe^{2+}), o oxigênio dissolvido pode ser consumido no processo de oxidação do ferro, resultando em níveis mais baixos de OD na água.

Além disso, estudos de Favero et al. (2018) corroboram essa relação, indicando que represas com concentrações elevadas de Fe^{2+} apresentaram menores concentrações de OD. A decomposição da matéria orgânica, em condições redutoras, pode contribuir para a diminuição do oxigênio dissolvido, favorecendo a prevalência da forma reduzida de ferro.

Estudos como os de Fageria et al. (2011) e Smith et al. (2017) abordam a importância da oxigenação do solo e da água para otimizar os processos biológicos e químicos no ambiente radicular, influenciando diretamente a produtividade das culturas. Esses autores destacam a necessidade de monitorar e manter níveis adequados de oxigênio dissolvido, especialmente em sistemas de irrigação localizada, para garantir condições ideais de crescimento para as plantas.

Uma vez que a porcentagem de oxigênio dissolvido refere-se à quantidade de oxigênio dissolvida em relação à quantidade máxima que a água poderia conter sob determinadas condições de temperatura e pressão, sendo expressa como uma porcentagem de saturação. Níveis adequados de OD garantem que a água forneça oxigênio suficiente para as raízes das plantas e evita condições anaeróbias que podem prejudicar o desenvolvimento das plantas.

Os resultados das análises para avaliação da porcentagem de oxigênio dissolvido Figura 22, indicaram que a maioria das amostras de água foram classificadas como "aceitáveis" com exceção das amostras coletadas na saída do poço com alto teor de ferro, as quais foram classificadas como "pobre" de acordo com a classificação proposta por Siste et al. (2011).

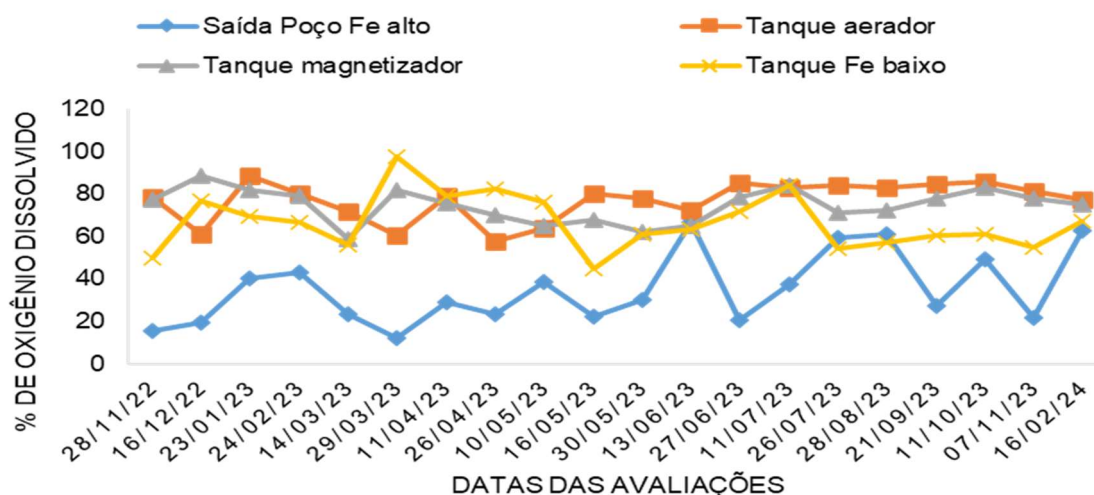


FIGURA 22. Índices de porcentagem de OD nas águas.

A literatura destaca que o ferro, quando presente em concentrações elevadas, pode influenciar negativamente o processo de oxigenação da água. Segundo estudos como os de Smith et al. (2015) e Gupta et al. (2018), a presença excessiva de ferro pode levar a processos de oxidação-redução que consomem oxigênio. Esse fenômeno pode resultar em uma redução nos níveis de oxigênio dissolvido na água.

Além disso, a interação entre o ferro e o oxigênio na água pode criar condições propícias para o crescimento de microrganismos específicos, como as bactérias redutoras de ferro. Essas bactérias podem consumir oxigênio durante seus processos metabólicos, afetando ainda mais os níveis de oxigênio dissolvido na água de irrigação (FERREIRA et al., 2019).

4.1.7 Condutividade elétrica

Os resultados provenientes das análises realizadas (Tabela 10 Figura 23) indicam que, ao ser considerada a relação com o potencial de salinização do solo, todos os pontos examinados e períodos avaliados não apresentam riscos significativos, sendo categorizados como "baixo" conforme a classificação do U.S.D.A. Agriculture Handbook Nº 60.

Foi observado que os maiores índices de condutividade elétrica foram encontrados nos períodos de maio de 2023 a julho de 2023, sendo o maior valor de 0,122 (dS m⁻¹) no dia 10/05/2023 e 0,112 (dS m⁻¹) em 26/07/2023, resultados apresentados pela figura 23.

Tabela 10 - Classificação da condutividade elétrica da água.

PARÂMETRO	MÍNIMO dS m ⁻¹	MÁXIMO dS m ⁻¹	MÉDIA dS m ⁻¹	CLASSIFICAÇÃO		
				BAIXO	MÉDIO	ALTO
CONDUTIVIDADE ELÉTRICA				% DAS AMOSTRAS		
Saída Poço Fe alto	0,062	0,122	0,076	100	0	0
Tanque aerador	0,031	0,082	0,068	100	0	0
Tanque magnetizador	0,044	0,075	0,064	100	0	0
Tanque Fe baixo	0,030	0,112	0,090	100	0	0

Baixo (<0,25dS m⁻¹ a 25°C); Médio (0,25-0,75dS m⁻¹ a 25°C); Alto (>0,75dS m⁻¹ a 25°C)

Fonte: Adaptado U.S.D.A. Agriculture Handbook Nº 60 extraído de Bernardo 1980.

Os dados referente a Tabela 10, apontam que há pouca chance de salinização, pois os valores encontrados estão abaixo de 0,25 dS m⁻¹. Sendo recomendado o uso dessas águas para irrigação da maioria dos cultivos e em quase todos os tipos de solos.

Resultados semelhantes foram obtidos por Reis (2011) em Salto do Lontra - PR, com uma média de CE de 0,02 dS m⁻¹ para água de irrigação, e por Franco e Hernandez (2009) na microbacia do Coqueiro - SP, com valores de 0,1 dS m⁻¹.

Segundo Esteves (1998) os valores de condutividade elétrica nos ambientes aquáticos são mais relacionados com as características geoquímicas da região onde se localizam e com as condições climáticas, estação de seca e chuva.

Na irrigação, a principal complicação associada ao excesso de sais na água reside na deposição de íons no solo e na subsequente evaporação da água, o que pode levar à acumulação de íons e resultar em salinização do solo (AYRES e WESTCOT, 1991).

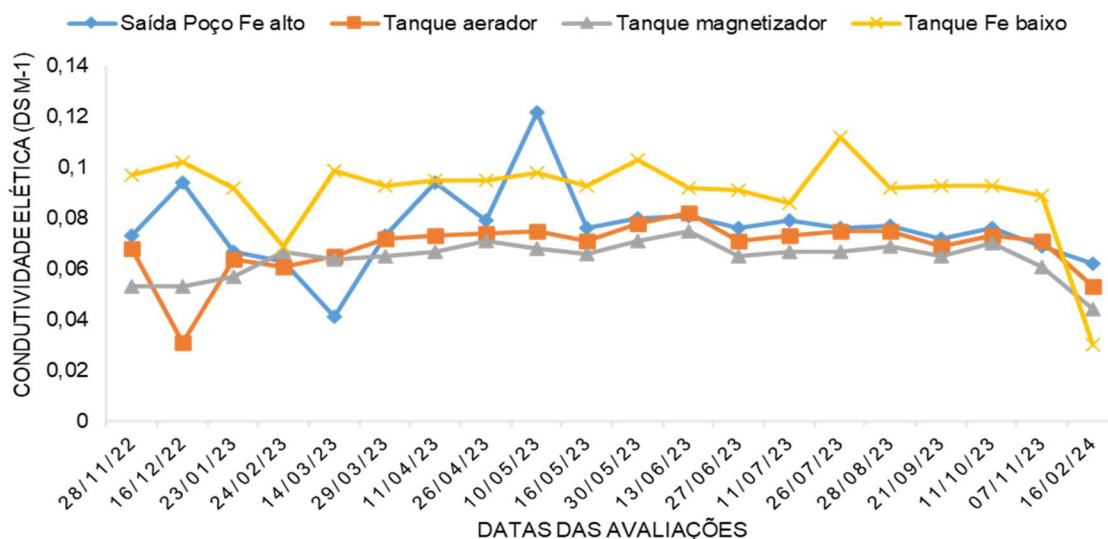


FIGURA 23. Variação temporal da condutividade elétrica da água nos pontos de amostragem.

Durante os períodos de baixos índices pluviométricos, conforme registros da estação meteorológica do INMET (A616), observou-se uma tendência de comportamento da Condutividade Elétrica (CE). Este comportamento, em especial para poços rasos, pode estar correlacionado com eventos de seca. Em condições de precipitação, os sais presentes no solo são transportados para os aquíferos subterrâneos. Em períodos de escassez de chuvas, a demanda por essas águas aumenta, tornando-as mais propensas a apresentar elevados índices de Condutividade Elétrica. Essa relação entre os eventos de seca e as variações na CE destaca a importância do entendimento das condições meteorológicas na dinâmica hidrogeológica subterrânea (SOUZA FILHO, 2004).

Resultados obtidos por Franco e Hernandez (2009) mostraram que no período seco, a condutividade elétrica tende a aumentar em comparação ao período chuvoso, para o Córrego do Coqueiro, e concluíram que os valores de condutividade elétrica observados nesta microbacia devem ser, provavelmente, de origem geoquímica proveniente do solo

O padrão sazonal da condutividade elétrica foi identificado por outros pesquisadores, a exemplo de Lemos et al. (2010), que estudaram um açude, e Zaccaria et al. (2010) e Burte et al. (2011), que investigaram um aquífero em uma região irrigada. É também evidenciado o aumento na concentração de sais na água subterrânea ao longo do tempo.

4.2 OBSTRUÇÃO DE GOTEJADORES

4.2.1 Vazão média dos emissores

Com base nos dados coletados (Tabela 11) nas quatro avaliações de vazão realizadas em 30/09/2022 (sistema recém-implantado), 08/02/2023, 09/05/2023 e 31/08/2023 (sistema com 336 dias (700 horas) de funcionamento) , procedeu-se ao cálculo da vazão média para cada tratamento.

TABELA 11. Vazões médias de cada tratamento e filtro.

Tratamento	MÉDIAS DE VAZÃO L h ⁻¹											
	30/09/2022			08/02/2023			09/05/2023			31/08/2023		
	0%	33%	66%	0%	33%	66%	0%	33%	66%	0%	33%	66%
POÇO Fe BAIXO	1,49	1,57	1,52	1,54	1,57	1,53	1,54	1,62	1,55	1,45	1,53	1,52
AERADOR/ DECANTADOR	1,49	1,49	1,5	1,49	1,48	1,47	1,56	1,58	1,52	1,47	1,5	1,54
MAGNETIZADOR	1,48	1,47	1,47	1,48	1,45	1,43	1,52	1,45	1,39	1,45	1,42	1,41
AERADOR/ TRAT. INJEÇÃO CAO + CA(CLO) ₂	1,52	1,51	1,52	1,47	1,47	1,39	1,53	1,48	1,48	1,54	1,52	1,45
TRAT. INJEÇÃO CAO + CA(CLO) ₂	1,51	1,49	1,48	1,51	1,46	1,45	1,5	1,47	1,47	1,54	1,55	1,47
POÇO Fe ALTO	1,55	1,41	1,49	1,41	1,38	1,41	1,46	1,39	1,36	1,51	1,45	1,45

No geral, não se constatou divergência expressiva nas vazões do sistema. Sendo o menor valor registrado de 1,36 L h⁻¹, valor este 10% apenas abaixo da vazão normal do emissor que é de 1,5 L h⁻¹. Um dos elementos contribuintes para a consistência da vazão foi a realização regular da retrolavagem dos filtros, efetuada semanalmente. Esse procedimento está alinhado com a recomendação de Ayers & Westcot (1991), a abordagem mais eficaz para prevenir obstruções decorrentes da precipitação, é manter o controle sobre o pH da água e realizar limpezas periódicas do sistema.

Verifica-se Figura 24, que as médias das vazões dos emissores nos seis tratamentos ao longo do período das quatro avaliações permaneceram próximas.

Destaca-se que o curto período de avaliação, com última análise em 31/08/2023, com um tempo operacional de apenas 336 dias. Portanto, ressalta-se a necessidade de considerar a vida útil dos sistemas de irrigação destinados a cultivos perenes, como o do protótipo em questão. Esses sistemas são projetados para operar eficientemente por dez anos ou mais, seguindo as diretrizes recomendadas pelo fabricante quanto às práticas de manutenção.

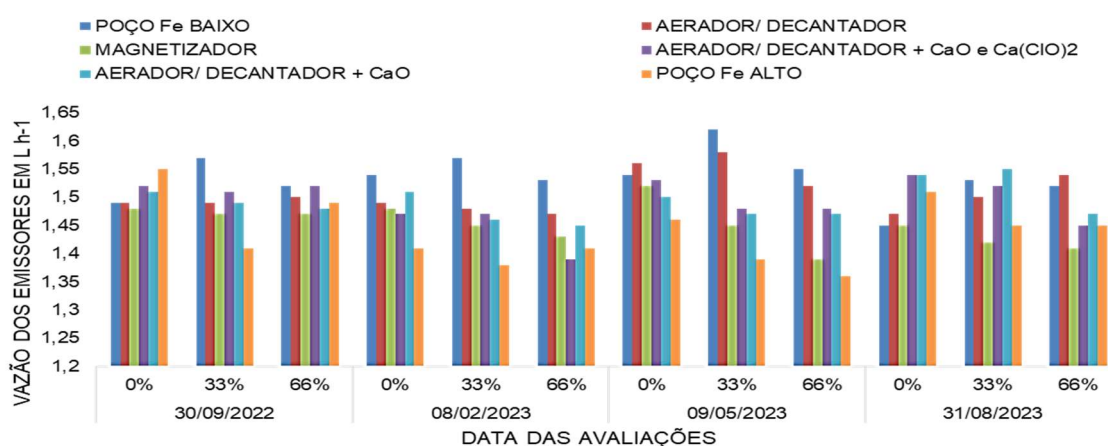


FIGURA 24. Vazão médias dos emissores.

Foi observada uma redução na taxa de fluxo em um modelo similar após 1200 horas de operação, conforme constatado por Resende et al. (2000). Nessa instância, a água alimentando o sistema apresentava uma concentração de $0,05 \text{ Fe}^{2+}$ e baixa presença de sólidos em suspensão.

A análise contínua das vazões dos emissores é realizada para mitigar os efeitos adversos associados à baixa uniformidade na aplicação de água. Essa abordagem visa prevenir diretamente o aumento do volume aplicado. Em situações de baixa uniformidade, os irrigantes, ao constatarem a redução na vazão média dos gotejadores devido a obstruções, tendem a prolongar o tempo de irrigação como resposta (BATISTA et al., 2013).

Resultados divergentes a este foi identificado por Martins et al. (2013) no qual observou maior variação de vazão ao longo da linha lateral, devido a falta de manutenção e limpeza periódica.

4.2.2 Coeficiente de Uniformidade de Distribuição (CUD)

A uniformidade de distribuição mantiveram-se estáveis ao longo do período de avaliação do sistema de irrigação (Tabela 12 e figura 25). Valores superiores a 90%, classificados como "excelentes" conforme a categorização de Mantovani (2001) apresentado na Tabela 4, foram observados para todos os tratamentos, a exceção na última avaliação realizada no tratamento com água diretamente do poço Fe alto, independente do tipo de filtro utilizado.

TABELA 12. Coeficiente de uniformidade de distribuição.

	Coeficiente de Uniformidade de Distribuição (%)											
	30/09/2022			08/02/2023			09/05/2023			31/08/2023		
	0%	33%	66%	0%	33%	66%	0%	33%	66%	0%	33%	66%
POÇO Fe BAIXO	96	92	95	95	95	94	94	97	94	94	96	94
AERADOR/ DECANTADOR	96	97	93	93	93	91	93	90	92	96	94	97
MAGNETIZADOR	95	95	96	95	93	91	94	90	92	94	91	92
AERADOR/ DECANTADOR + CaO e Ca(ClO) ₂	96	96	97	93	93	92	95	90	94	95	94	93
AERADOR/ DECANTADOR + CaO	95	94	94	97	92	94	94	90	90	95	98	90
POÇO Fe ALTO	93	98	96	91	92	95	93	91	90	88	88	87

Excelente: >90% ; Bom: 80 - 90; Razoavel: 70 - 80% ; Ruim <70% ; Inaceitavel: -

Ao analisar os pontos com os menores índices de Coeficiente de Uniformidade de Distribuição (CUD), observa-se que estão associados ao tratamento que consistia em receber água diretamente do poço com alto teor de ferro, considerado como tratamento poço Fe alto, os valores obtidos na avaliação realizada em 31/08/2023 estavam em 88% nos filtros com 0 e 33% de zeólitas e 87% em filtro com 66% de zeólitas. No entanto esses valores ainda classificados como "BOM" de acordo com a classificação de Mantovani (2001).

Resultados semelhantes foram observados por Vicente et al. (2011), após estudo realizado no oeste da Bahia, 43% dos sistemas de irrigação localizada apresentaram CUD acima de 90%. Souza et al. (2006) avaliaram dezesseis sistemas de irrigação localizada no norte do Espírito Santo, obtendo CUD médio de 79,3% e quinze sistemas na região do cerrado de Minas Gerais, com CUD médio de 89,4%.

Resultados analogos a este, em estudos realizados por Martins et al. (2013),

identificaram que baixos índices de uniformidade estão correlacionados ao aumento do consumo de água e energia elétrica, maior perda de nutrientes durante a percolação profunda e a presença considerável de plantas com deficiência hídrica em uma proporção significativa da área irrigada, o que prejudica o rendimento da cultura, tornando os resultados obtidos após estudos como expressivos.

Quando comparado individualmente (Figura 25) o tratamento “F” - poço Fe alto, os resultados indicam uma leve queda nos valores de CUD, contudo com o passar do tempo está se tornando mais expressiva a alteração na vazão dos emissores, conforme observado na última avaliação realizada no dia 31/08/2023, independentemente do tipo de filtro e porcentagem de zeólita adicionado ao mesmo.

Ressaltando que todos os tratamentos receberam o mesmo tempo de funcionamento conforme Tabela 3.

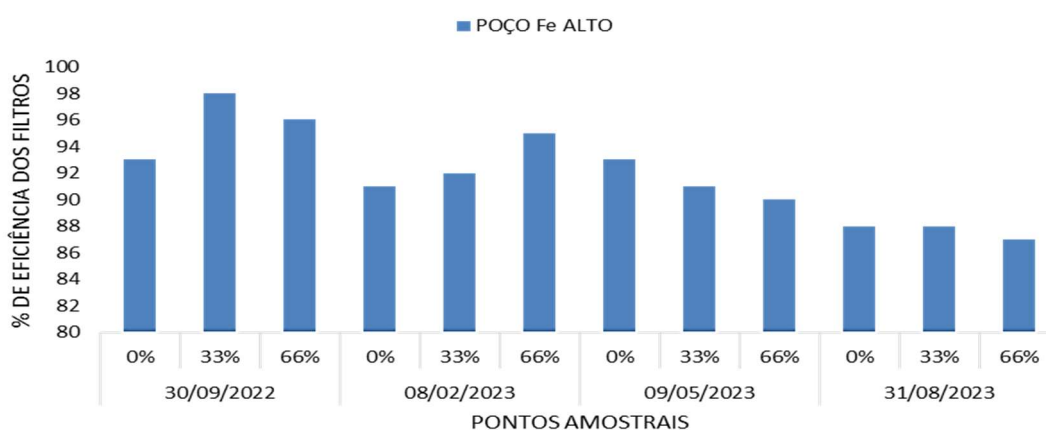


FIGURA 25. Valores de CUD Tratamento “F” – Poço Fe alto ao longo das avaliações.

Os valores do Coeficiente de Uniformidade de Distribuição (CUD) são extensamente empregados na caracterização da uniformidade na distribuição da água, sendo mais rigorosos, pois incorporam a variação de vazão no menor quartil. É frequente observar flutuações na vazão ao longo das linhas devido ao tempo de uso e ao entupimento do sistema (CORDEIRO, 2002).

Para Cararo (2004), esses elementos favorecem a necessidade de maior atenção às plantas que recebem uma menor lâmina de irrigação.

4.2.3 Grau de entupimento

Para os pontos amostrais, o GE foi determinado após a segunda avaliação de vazão

dos emissores, que ocorreu dia 08/02/2023, quando o sistema possuía 132 dias de funcionamento. No que diz respeito ao nível de obstrução, ao analisar o desempenho dos gotejadores associados aos filtros correspondentes (0%; 33%; 66%) nos diversos tratamentos, é possível constatar uma tendência de incremento da obstrução ao longo do tempo de operação do sistema evidenciado pelos figura 26a, 26b e 26c.

Diante da carência de literatura específica que quantifique os índices da gravidade do entupimento, Dalri et al. (2014) e Morata et al. (2014), estabelecem que, para $GE < 0$, há aumento do fluxo de água, $GE = 0$ indica ausência de entupimento ou entupimento muito baixo, conforme Tabela 5.

Foi constatado, inclusive em alguns tratamentos, um acréscimo nas vazões dos emissores em comparação aos valores iniciais, conforme indicado por valores negativos de GE.

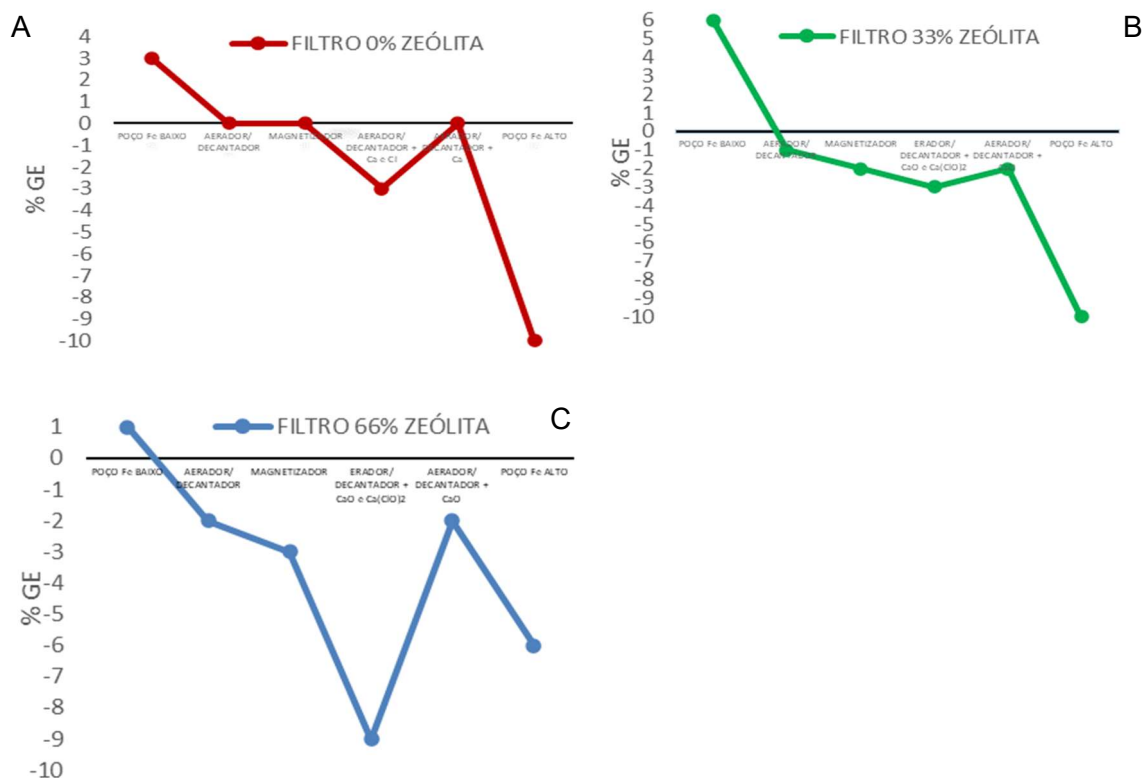


FIGURA 26. Porcentagem de Grau de Entupimento (GE) em avaliação feita no dia 08/02/2023 em função do tipo de elemento filtrante e fonte de água. (a) filtro 0% Zeólita, (b) filtro 33% Zeólita, (c) filtro 66% Zeólita.

Na análise realizada em 09/05/2023, após 222 dias de operação figura 27a, 27b e 27c. Constatou-se uma diminuição na vazão, expressa pelo grau de entupimento,

em todos os tratamentos, com exceção do tratamento C (tratamento com magnetizador), que passou pelo filtro contendo 33% de zeólita, mantendo-se inalterado desde a primeira avaliação. Ainda assim esses valores são categorizados como "baixo" conforme a classificação de Morata et al., (2014). No entanto, os tratamentos que consistiam em utilizar água com alto teor de ferro foram os que apresentaram o maior grau de entupimento sendo registrado 6%, e os demais inferiores a este.

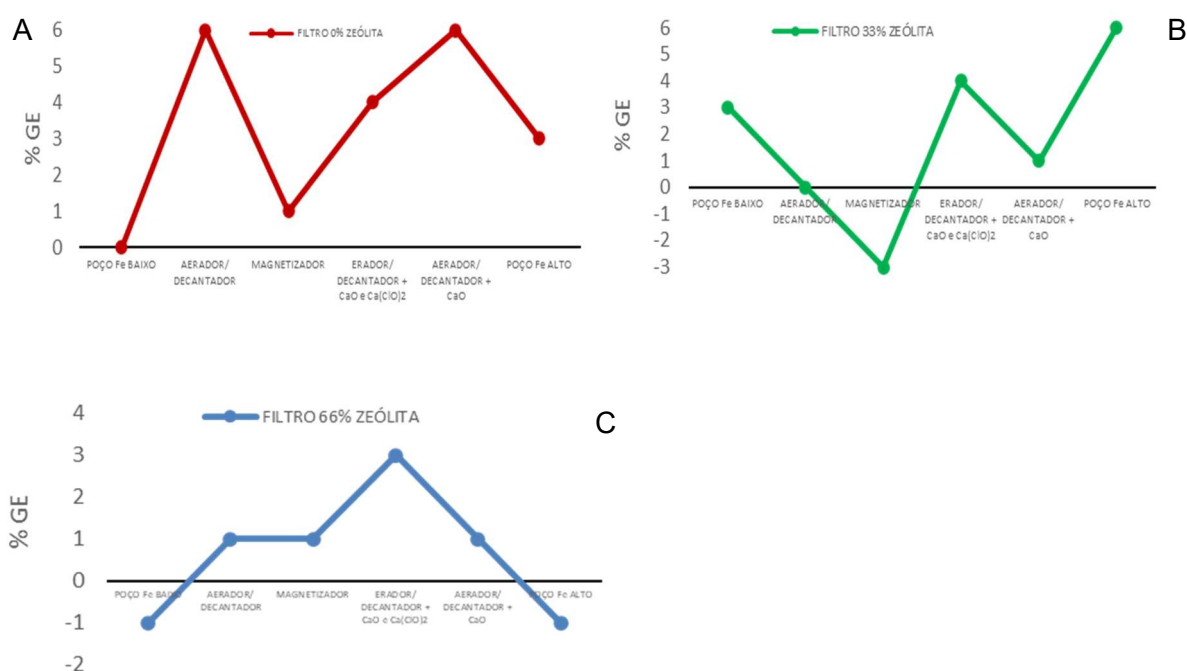


Figura 27. Porcentagem de Grau de Entupimento (GE) em avaliação feita no dia 09/05/2023 em função do tipo de elemento filtrante e fonte de água. (a) filtro 0% Zeólita, (b) filtro 33% Zeólita, (c) filtro 66% Zeólita.

Na última análise conduzida em 31/08/2023, após 336 dias de operação (Figura 28a, 28b e 28c), observou-se um maior entupimento dos gotejadores do tratamento poço Fe alto (testemunha), no qual foi conduzido com água diretamente do poço com elevado teor de ferro.

Esses gotejadores apresentaram um grau de entupimento entre 6 a 10 (Figura 28a e 28c), ainda classificado como "baixo". Este comportamento está associado adicionalmente ao coeficiente de uniformidade de distribuição mais baixo observado neste tratamento destacado pela Figura 25. O tratamento E, que consiste em aeração, decantação e correção de pH, apresentou início de entupimento nos filtros tipo 0% zeólita e filtro com 33% de zeólita.

Resultados analogos, foram obtidos por Mantovani (2005), no qual observou que o aumento das obstruções dos gotejadores, prejudica de forma sistemática a uniformidade na distribuição de água, comprometendo a eficiência do sistema de irrigação.

Em alguns tratamentos, foi observado um aumento na vazão durante a última avaliação, fenômeno que pode ser explicado pelos achados de Cordeiro (2002), que identificou desgaste na membrana dos emissores, resultando no aumento da vazão. Esse comportamento pode estar associado ao alongamento do orifício dos gotejadores, ocasionado pela presença de sólidos, substâncias químicas (como ferro e sódio) e microrganismos, conforme indicado por Ravina et al. (1992). Situações observadas por Resende et al. (2000) constatou um aumento na vazão ao utilizar gotejadores Netafim RAM e Dripline.

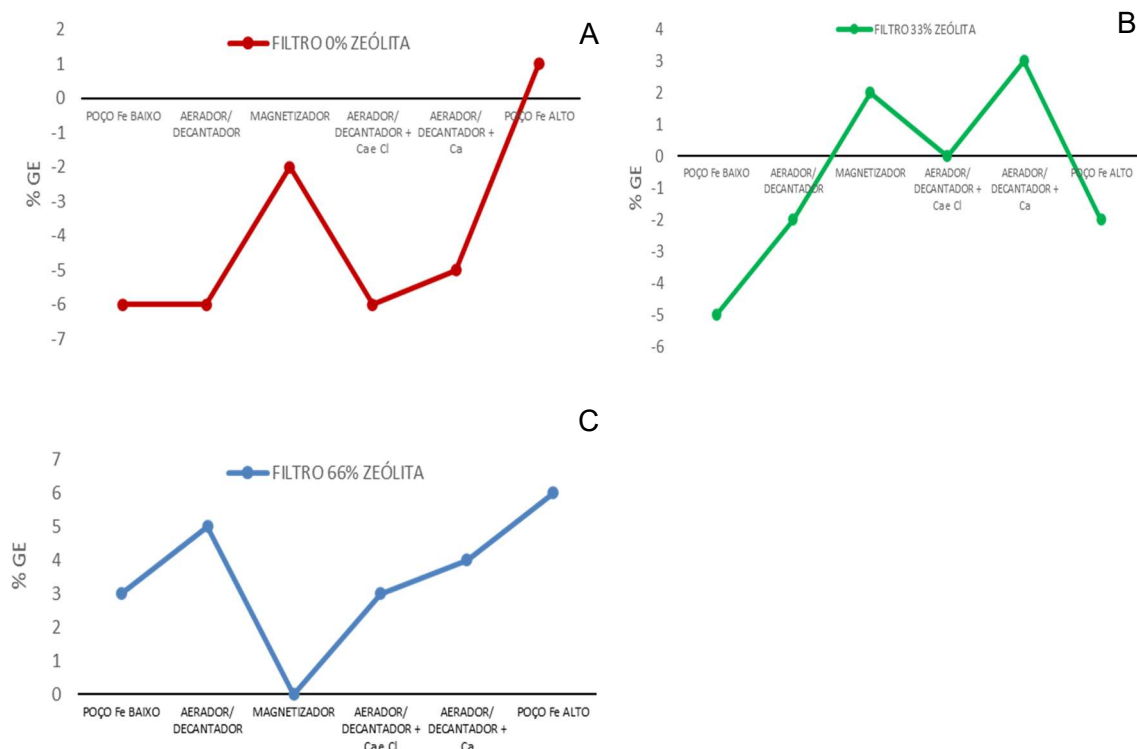


FIGURA 28. Porcentagem de Grau de Entupimento (GE) em avaliação feita no dia 31/09/2023 em função do tipo de elemento filtrante e fonte de água. (a) filtro 0% Zeólita, (b) filtro 33% Zeólita, (c) filtro 66% Zeólita.

De acordo com Ribeiro et al. (2010), os valores de GE, podem variar em porcentagens inferiores a zero e superiores a 100, com isso as avaliações obtiveram resultados negativos, resultam em tratamentos que obtiveram um aumento de vazão

e os que obtiveram resultados positivos uma redução da vazão.

É importante destacar que ao longo do período de avaliação, registrou-se um baixo grau de entupimento e uma redução mínima na vazão, apresentado pela Tabela 13, referência a severidade dos resultados obtidos por GE. Esses resultados podem ser atribuídos às limitações temporais, uma vez que o estudo foi conduzido durante um período relativamente curto.

TABELA 13. Grau de entupimento (GE) e classificação quanto a severidade para as análises realizadas.

	POÇO Fe BAIXO	AERADOR/ DECANTADOR	MAGNETIZADOR	AERADOR/ DECANTADOR + CaO e Ca(ClO) ₂	AERADOR/ DECANTADOR + CaO	POÇO Fe ALTO	
FILTRO 0% ZEÓLITA	3	0	0	-3	0	-10	08/02/2023
FILTRO 33% ZEÓLITA	6	-1	-2	-3	-2	-10	
FILTRO 66% ZEÓLITA	1	-2	-3	-9	-2	-6	
FILTRO 0% ZEÓLITA	0	6	1	4	6	3	09/05/2023
FILTRO 33% ZEÓLITA	3	0	-3	4	1	6	
FILTRO 66% ZEÓLITA	-1	1	1	3	1	-1	
FILTRO 0% ZEÓLITA	-6	-6	-2	-6	-5	1	31/08/2023
FILTRO 33% ZEÓLITA	-5	-2	2	0	3	-2	
FILTRO 66% ZEÓLITA	3	5	0	3	4	6	
	<0	0 a 10	10 a 40	40 a 90	>100		
	sem entupimento	baixo	médio	alto	muito alto		

Segundo Dalri et al. (2014) o grau de entupimento (GE), quando apresentar valor inferior a 40%, indica que não houve emissores entupidos, o que ocorreu, em 93% dos pontos avaliados na primeira e última análise realizada nos dias 08/02/2023 e 31/08/2023. Assim como 80% dos pontos avaliados na segunda análise dia 09/05/2023.

Ressalta-se que, para uma análise abrangente do grau de entupimento dos

emissores, é imprescindível um período de observação mais prolongado, uma vez que o tempo de avaliação deste estudo foi relativamente curto quando comparado ao fato de que, para sistema de irrigação em cafeeiros, é esperado que a vida útil do sistema seja superior a dez anos.

4.2.4 Variação da vazão relativa (Qr)

A alteração da vazão relativa (Qr) (Tabela 14) nos seis tratamentos, ao longo das avaliações, apresentou comportamentos específicos para cada tratamento e tipo de filtro. Foi observado que os tratamentos com Qr superiores a 1 indicaram um aumento na vazão.

TABELA 14. Variação da vazão relativa.

FONTES/ FILTROS	VAZÃO RELATIVA (Qr)								
	08/02/2023			09/05/2023			31/08/2023		
	0%	33%	66%	0%	33%	66%	0%	33%	66%
POÇO Fe BAIXO	0,97	0,94	0,99	1,00	0,97	0,99	1,06	1,06	1,02
AERADOR/ DECANTADOR	1,00	1,01	1,02	0,96	0,94	0,97	1,05	1,06	0,99
MAGNETIZADOR AERADOR/ DECANTADOR + cal virgem e hip.. cálcio	1,00	1,02	1,03	0,97	1,00	1,03	1,05	1,02	0,98
AERADOR/ DECANTADOR + cal virgem	1,03	1,03	1,09	0,96	0,99	0,94	1,00	0,97	1,02
POÇO Fe ALTO	1,00	1,02	1,15	1,01	0,99	0,99	0,97	0,95	1,00
	1,10	1,10	1,06	0,97	0,99	1,01	0,97	0,96	0,94

Na última avaliação conduzida, o tratamento vinculado à água proveniente diretamente do poço com elevado teor de ferro denominado, poço Fe alto (testemunha), demonstrou um aumento considerável no índice de grau de entupimento (GE). Este aumento está associado à diminuição na vazão relativa, sendo o menor valor registrado de 0,94 no filtro com 66% de zeólita, conforme evidenciado na Figura 29.

O tratamento poço Fe alto (testemunha), também exibiu uma redução na vazão

relativa nos filtros com 0% e 33% de zeólita na segunda avaliação realizada no dia 09/05/2023.

Resultados similares, foram observados por Oliver et al. (2014), *no qual* obtiveram reduções nos valores de coeficiente de vazão relativa média de até 53%, após 3600 h de operação dos sistemas de irrigação por gotejamento. Mantovani et al. (2013) avaliaram a performance de sistemas de irrigação por gotejamento no semiárido brasileiro. Eles observaram que, após 3000 horas de operação, a vazão relativa média caiu cerca de 30%, principalmente devido ao entupimento causado pela alta salinidade da água.

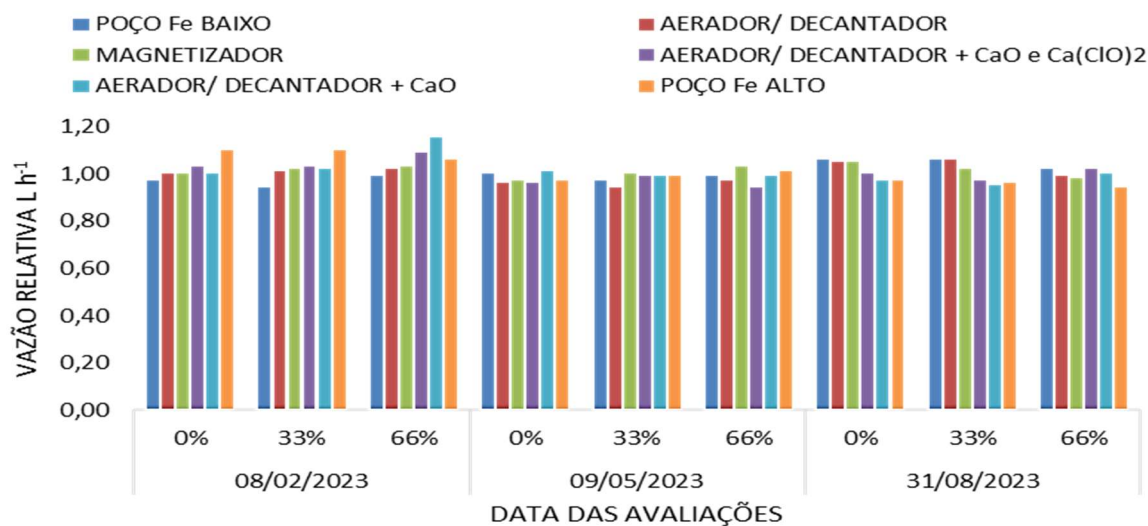


FIGURA 29. Vazão Relativa ($L h^{-1}$) dos emissores.

Resultados constratantes foram observados por Morata et al. (2014), pois não foi notado efeito significativo do tempo de operação na redução da vazão dos gotejadores, após 320 h de funcionamento do sistema de irriação, com água residuária.

A baixa expressividade dos valores de Q_r em águas com elevados teores de Fe, estão associados a manutenção preventivas do sistema, o que corrobora com o estudo realizado por Yavuz et al. (2020) mostrou que o uso de técnicas de manutenção preventiva, como a injeção de ácidos e tratamentos com cloro, pode efetivamente reduzir os problemas de entupimento. Eles observaram que, com estas práticas, a redução na vazão relativa após 2500 horas de operação foi de apenas 15%. Estes resultados indicam que a manutenção regular e adequada pode

prolongar a vida útil dos sistemas de gotejamento.

5 CONCLUSÃO

Sistemas de irrigação que incorporaram aeração e decantação apresentaram uma expressiva redução nas concentrações de ferro, diminuindo o risco de obstrução dos emissores de alto para médio.

A injeção de cal virgem e hipoclorito de cálcio, combinada com aeração e decantação, não mostrou efeitos significativos na diminuição das concentrações de ferro. O uso de campo eletromagnético não apresentou diferenças significativas em comparação aos métodos convencionais de aeração e decantação.

Em águas com alta concentração de ferro (aproximadamente $2,3 \text{ mg L}^{-1}$), filtros com 0%, 33%, e 66% de zeólita apresentaram reduções expressivas, sendo o filtro com 66% de zeólita o mais eficiente. Entretanto, em concentrações mais baixas de ferro (próximas a $0,35 \text{ mg L}^{-1}$), não foram observadas reduções significativas.

Os melhores resultados foram obtidos com tratamentos que combinaram aeração, decantação e filtração, especialmente com o uso de zeólitas, evidenciados pelas reduções significativas nas concentrações totais de ferro (FeT).

A vazão média dos emissores em cada tratamento manteve-se relativamente constante durante o curto período de avaliação. Todos os tratamentos avaliados demonstraram excelentes valores para o Coeficiente de Uniformidade de Distribuição (CUD), com percentuais acima de 90%. No entanto, o uso de água com alto teor de ferro sem tratamento adicional resultou em uma redução progressiva do CUD ao longo do tempo de irrigação.

O índice de entupimento dos emissores permaneceu baixo em todas as avaliações, embora sua variabilidade ao longo do tempo sugira a necessidade de estudos mais prolongados.

REFERÊNCIAS

- ALMEIDA, O. A. de. **Entupimento de emissores em Irrigação localizada**. Cruz das Almas: Embrapa mandioca e fruticultura, 2009. 60p.
- ALMEIDA, O. A. **Qualidade da Água de Irrigação**. Cruz das Almas: Embrapa mandioca e fruticultura, 2010. 227p.
- ALVES, D. N. B. (2008). **Remoção de ferro e água de irrigação através de filtragem em areia e zeólita**. Tese de Doutorado. Lavras: UFLA, 116p.
- ANDRADE JUNIOR, A.S. de; Silva, E.F. de F. e; Bastos, E.A.; Melo, F. de B.; Leal, C.M. Uso e qualidade da água subterrânea para irrigação no semi-árido piauiense. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 10, n.4, p.873-880, 2006.
- ANDRADE, E.M. de; ARAÚJO, L. de F.P.; ROSA, M.F.; DISNEY, W.; ALVES, A.B. Seleção dos indicadores da qualidade das águas superficiais pelo emprego da análise multivariada. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v.27, n.3, p.683-690, set./dez. 2007.
- ANDRADE, L. **Entupimento por Ferro, Mesmo a água mais cristalina pode causar problemas: Como interpretar o teor de ferro na água de irrigação**. Palpiteiro da Irrigação. 2021.
- ANTONGIOVANNI, L. L.; COELHO, A L. N. **Panorama sobre a desertificação no Estado do Espírito Santo**. Consultoria e relatório apresentados para o IEMA do Governo do Estado do Espírito Santo, p. 1-87, 2005.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 13739: Determinação de manganês – Método calorimétrico do persulfato**. Rio de Janeiro, 1997.
- AYERS, R.S.; WESTCOT, D.W. **La calidad del agua para agricultura**. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación: FAO, 1986. 17 p.
- AYRES, R. S.; WESTCOT, D.W. **Qualidade de água na agricultura**. Campina Grande: UFPB, 1991. 218p.
- AZEVEDO NETO; J.M.; PARLATORE, A.C.; ROSSIN, A.C.; MANFRINI, C.; HESPANHOL, C.; CAMPOS, J.R.; POVINELLI, J.; YAGUINUMA, S.; **Técnica de abastecimento e tratamento de água**. CETESB/ASCETESB, São Paulo. 3a edição, v.2. 320p.1987.
- BARROSO, A. D. A. F.; NESS, R. L. L.; GOMES, F., R. R.; SILVA, F. L.; CHAVES, M. J. L.; LIMA, C. A. Avaliação qualitativa das águas subterrâneas para irrigação na região do baixo Jaguaribe – Ceará. **Revista Brasileira de Agricultura Irrigada**, v.4, n.3, p.150-155 2010.

BATISTA, A. D; DAMARIS, J.; POZZETTI, C. **Seleção de carvão ativado pulverizado para pós-tratamento de lixiviado de aterros sanitário.** p. 504-519, 2013.

BENJAMIN, M. M. Water Chemistry. New York: McGraw-Hill Education, 2010.

BONOMO, D. Z. et al. Desenvolvimento vegetativo do cafeeiro Conilon submetido a diferentes lâminas de irrigação. **Revista Brasileira de Agricultura Irrigada**, Fortaleza, v. 7, n. 2, p. 157-169, 2013.

BOSWELL, M.J.; **Manual de diseño y manejo de sistemas de micro-**

BURTE, J. D. P.; COUDRAIN, A.; MARLET, S. Use of water from small alluvial aquifers for irrigation in semi-arid regions. **Revista Ciência Agronômica**, v.42, p.635-643, 2011.

CARDOSO M. G. **Estudo da adsorção do íon amônio utilizando zeólitas naturais e sintetizadas a partir do rejeito do beneficiamento do carvão** (Doutorado em Engenharia Química) UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL – Porto Alegre/R. S 2016.

CORDEIRO, E. A. **Influência do Tratamento de Água Ferruginosa no Desempenho de Sistema de Irrigação por Gotejamento.** 2002. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa. 2002.

CUNHA, F. N.; SILVA, N. F.; TEIXEIRA, M. B.; MOURA, M.F.M.; CABRAL FILHO, F. R.; GOMES, F. H. F. Grau de entupimento de um sistema de gotejamento subsuperficial na cultura do pinhao-manso (*Jatropha curcas* L.), **Revista Brasileira de Agricultura Irrigada** v.10, n°.3, p. 695 – 704, 2016.

ESTEVES, F. A. Fundamentos de limnologia. 2.ed. Rio de Janeiro: Interciência, FINEP, 1998. 575p.

EXATTA BOMBAS: Bomba dosadora ex. Disponível em: <https://exatta.ind.br/produtos/bomba-dosadora-ex/pt-br>> Acesso em: nov. 2024.

FAGERIA, N. K.; CARVALHO, G. D.; SANTOS, A. B.; FERREIRA, E. P. B.; KNUPP A. M. Chemistry of lowland rice soils and nutrient availability. **Communication in Soil Science and Plant Anlaysis**, 42, 1913–1933. 2011.

FAO - FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS. Aquastat main country database. Rome: FAO, 2021. Disponível em: <http://www.fao.org/nr/water/aquastat/dbase/> set. 2011. Acesso em: maio de 2024.

FARIAS, A.R. et al. **Potencial de produção de trigo no Brasil a partir de diferentes cenários de expansão da área de cultivo.** Passo Fundo: Embrapa Trigo; Campinas: Embrapa Gestão Territorial, 2016.

FAVERO, D et al. **Hydrogeochemical characterization and suitability of water for irrigation in new and old reservoirs in northern Espírito Santo, Brazil.** *Environ Dev*

Sustain 24, 320–351, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10668-021-01435-8>.

FAVERO, D., BONOMO R., COTA. A. J.B. - **Monitoramento da qualidade da água de represas e avaliação de riscos aos sistemas de irrigação**. Dissertação (Mestrado em Agricultura tropical – Agronomia), Centro Universitário Espírito Santo – São Mateus – E.S 2018.

FERNANDES, A. L. T; SANTIAGO, R.; SILVA, R.O.; FRAGA JUNIOR, E.F. **Utilização da água magnetizada para a irrigação por gotejamento do cafeeiro**. Universidade de Uberaba – UNIUBE, 2016.

FRANCO, R. A.; HERNANDEZ, F. B. Qualidade da água para irrigação na microbacia do Coqueiro, Estado de São Paulo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.13, n.6. p.772-780, 2009.

FRAVET,A.; MORATO,R., (2007). QUALIDADE DA ÁGUA UTILIZADA PARA IRRIGAÇÃO DE HORTALIÇAS NA REGIÃO DE BOTUCATU-SP. *IRRIGA*. 12. 10.15809/irriga.2007v12n2p144-155.

FURTINI NETO, A. E., FOLEGATTI, M. V., & OLIVEIRA, F. C. (2018). Influência dos íons de manganês no entupimento de gotejadores utilizados na irrigação localizada. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, 22(5), 338-342.

GILBERT, R.G.; FORD, H.W. Operational principles/emitter clogging. In: NAKAYAMA, F.S. BUCKS, D.A.; **Trickle irrigation of crop production**. Elsevier Science Publishers B. V. 383p. 1986.

GUIMARÃES, D. P; LANDAU, E.C; SANTOS, M.C.B; ROSA; K.K.P. Diagnóstico da agricultura irrigada no extremo oeste baiano. In: XX CONGRESSO BRASILEIRO DE AGROMETEOROLOGIA, 20., 2017. **Anais...** Juazeiro-Petrolina: SBA, 2017.

GUIMARÃES, D. P; SOUZA, A. O; MARTINS, R. F. Crescimento da agricultura irrigada por pivô central no Distrito Federal. In: **CONGRESSO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE DE POÇOS DE CALDAS**, 9., 2012.

HAMAN, S.Z.; SMAJSTRLA, A.G.; ZAZUETA, F.S.; **Screen Filters in Trickle Irrigation Systems**. Agricultural Engineering Fact Sheet AE-61. IFAS, University of Florida. 5p. 1989.

HANNA Instruments. **Manual de Instruções HI 9829** Disponível em: www.hannacom.pt/imgGestao/manuais/2094_HI9829PT.pdf. Acesso em: março 2024.

JOHNSON, D. B.; HALLBERG, K. B. Acid mine drainage remediation options: a review. **Science of the Total Environment**, v. 338, n. 1-2, p. 3-14, 2005.

JOSÉ A.A DE SOUZA; ÉLIO DE A. CORDEIRO; ÉDIO L. DA COSTA - Aplicação de hipoclorito de sódio para recuperação de gotejadores entupidos em irrigação com

água ferruginosa. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental** v.10, n.1, p.5–9, 2006.

KABATA-PENDIAS, A. (2011). **Trace Elements in Soils and Plants**. CRC Press.

LEMOS FILHO, M. A. F. **Sistema com Aeração, Decantação e Filtragem para Melhoria da Qualidade da Água para Irrigação Localizada**. Dissertação (Mestrado em Agronomia - Ciência do Solo), Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Jaboticabal – SP, 2009.

LEMOS FILHO, M. A.; ZANINI, J. R.; SILVA, E. R.; CAZETTA, J. O.; FERRAUDO, A.S. System with aeration, sedimentation and filtering for the improving of water quality in drip irrigation. **Engenharia Agrícola**, v. 31, n. 3, p. 506-519, 2011.

LEMOS, M.; FERREIRA NETO, M.; Dias, N. da S. **Sazonalidade e variabilidade**. 2010

LI, Y., CAO, T., ZHANG, J., et al. (2017). **Impact of Water Quality on the Clogging Process of Drip Irrigation Emitters**. *Water*, 9(8), 605.

LIBÂNIO.M. **Fundamentos da Qualidade e Tratamento de Água**. São Paulo: Editora Átomo. 2005.

LIMA, J. E. F. W.; FERREIRA, R. S. A.; CHRISTOFIDIS, D. **O uso da irrigação no Brasil: O estado das águas no Brasil**. Brasília: Agência Nacional de Energia Elétrica, 1999.

MACÊDO, J. A. B. **Águas e Águas**. Belo Horizonte: Ortofarma, 2000.

MAHESHWARI, B. L.; GREWAL, H.S. Magnetic treatment of irrigation water: Its effects on vegetable crop yield and water productivity. *Agricultural Water Management*, Australia, v. 96, n. 8, p. 1229-1236, 2009.

MAHESHWARI, BL; GREWAL, HS. **Tratamento magnético da água de irrigação: Seus efeitos no rendimento das hortaliças e na produtividade da água**. *Agrícola. - Gestão de Água*. 2009, 96, 1229.

MANTOVANI, E. C. Consórcio Brasileiro de Pesquisa e Desenvolvimento do Café CBP&D/café: Núcleo de cafeicultura irrigada e a pesquisa de irrigação do cafeeiro, In: SANTOS, C. M. dos, et. al. (Ed.). **Irrigação da Cafeicultura no Cerrado**. Uberlândia: UFU, p.179-183. 2001.

MANTOVANI, E. C.; BERNARDO, S.; PALARETTI, L. F. Performance of drip irrigation systems in the Brazilian semiarid region. *Irrigation Science*, v. 31, n. 5, p. 1165-1173, 2013.

MARTINS C. L.; BUSATO, C.; SILVA, S. F.; RODRIGUES, W. N.; REIS, E. F. Avaliação do desempenho de sistemas de irrigação no sul do Estado do Espírito Santo. **Revista Agro@ambiente on-line-line**, v. 7, n. 2, p. 236-241, 2013.

MARTINS, C. B.; FERREIRA, C. S.; RODRIGUES, S.; REIS, E. W. Avaliação do desempenho de sistemas de irrigação no sul do Estado do Espírito Santo. 7. 236. 10.18227/1982-8470ragro.v7i2.1069, (2013).

MATOS, A.T.; Lo MONACO, P.A. **Tratamento e aproveitamento agrícola de resíduos sólidos e líquidos da lavagem e despolpa de frutos do cafeeiro**. Viçosa: UFV, 2003. 68 p. (Engenharia na Agricultura, Boletim Técnico, 7).

MAUPIN, M. A. **Estimated use of water in the United States in 2010**. Virginia: USGS, 2014

MENDES, F. M.; COELHO, N. M. M. Estudo do uso da Moringa oleifera para remoção de prata e manganês em águas. Instituto e Química. Universidade Federal de Uberlândia. **Revista Eletrônica Horizonte Científico**, v. 01, n° 07, p. 01 - 18, 2007.

MORATA, G. T.; DANTAS, G. F.; DALRI, A. B.; PALARETTI, L. F.; FARIA, R. T.; SANTOS, G. O. Entupimento de gotejadores com uso de efluente de esgoto tratado sob dois sistemas de filtragem. **Revista Brasileira de Agricultura Irrigada**, v. 8, n. 2, p. 86 - 97, 2014.

NAKAYAMA. BUCKS, 1981 NAKAYAMA, F.S. Water analysis and treatment techniques to control emitter plugging. Proc. Irrigation Association Conference, Portland, Oregon, 1982.

NAKAYAMA, F.S. BUCKS, D.A.; **Emitter clogging effects on trickle irrigation uniformity**. Transactions of the ASAE. p.77-80. 1981.

NETAFIM. **Guia de Manutenção Preventiva**. Disponível em: <http://www.netafim.com/irrigation-products-technical-materials>. Acesso em: nov. 2024.

OLIVER, M. M. H.; HEWA, G. A.; PEZZANITI, D. Bio-fouling of subsurface type drip emitters applying reclaimed water under medium soil thermal variation. *Agricultural Water Management*, v. 133, p. 12-23, 2014. DOI: 10.1016/j.agwat.2013.10.014.

PITTS, D.J.; HAMAN, D.Z.; SMAJSTRIA, A. **Causes and prevention of emitter plugging in microirrigation systems**. Florida Cooperative Extension Service. University of Florida. bulletin 258p.12. 1990.

PIZARRO, F. **Riegos Localizados de Alta Frecuencia**. Madrid. 2ª edición.471p. 1990.

PRADELA, V.A., YOSHIDA, C. H. P., SANTOS, D.C., SANTOS, R.C., LAPAZ, A. M. (2018). **Produção de mudas de alface em resposta ao uso de água tratada magneticamente**. *Brazilian Journal of Biosystems Engineering*. 12(3), 299-306.

PUZOWSKI, P.; SKOCZKO, I. **Investigação sobre o uso do campo magnético para tratamento de água urbana**. *Procedimentos*. 2020. <https://doi.org/10.3390/proceedings2020051031>.

RAVINA, I.; PAZ, E.; SOFER, Z. MARCU, A.; SHISHA, A.; SAGI, G. Control of emitter clogging in drip irrigation with reclaimed wastewater. **Irrigation Science**, New York. v.13. p.129-139, 1992.

REALI, M. A. P.; MORUZZI, R. B.; PATRIZZI, L. J. Comparing Sedimentation and Dissolved Air Flotation (DAF) for organic iron compounds removal focusing coagulation/flocculation process. **Minerva**, v. 4, n. 1, p. 11-18, 2007.

REGO FILHO, A. T. C.; FREITAS FILHO, F.; REIS JUNIOR, J. C. F.; LEMOS, E. J. S.; RODRIGUES, C. A. N. Avaliação das unidades de aerador de tabuleiro, leito de contato simples e conjunto de filtro rápido composto de carvão ativado a partir do caroço de açaí e zeólita A, na eficiência de remoção de ferro de águas subterrâneas. IN: IX **Congresso Brasileiro de Gestão Ambiental**, São Bernardo do Campo, São Paulo, 2018. Anais... São Bernardo do Campo, 2018

REIS, C.; VILAS, B. M. A.; MERCANTE, E.; HERMES, E.; REISDORFER, M. Avaliação da qualidade da água para irrigação em Salto do Lontra-PR. **Engenharia Ambiental, Espírito Santo do Pinhal**, v. 8, n. 1, p. 069-078, 2011.

RESENDE, R. S.; COELHO, R. D.; PIEDADE, S. M. S. Suscetibilidade de gotejadores ao entupimento de causa biológica. **Revista Brasileira Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.4, n.3, p.368-375, 2000.

RIBEIRO, P. A. de A.; COELHO, R. D.; TEIXEIRA, M. B. **Entupimento de tubos gotejadores convencionais com aplicação de cloreto de potássio (branco e vermelho) via duas qualidades de água**. Revista Engenharia Agrícola, Jaboticabal, v.30, n.2, p.279-287, mar./abr. 2010.

SCHUCH, H. – RELATORIO FINAL - SUBCOMISSÃO DE IRRIGAÇÃO. Disponível em: <http://www.al.rs.gov.br/download/SubIrrigacao/RF_Irrigacao.pdf> Acesso em: 21 de março de 2024

SHI, K. et al. Magnetized Water Irrigation Alleviates Emitter Clogging of a Drip Fertigation System. **Agronomy**. 2023. <https://doi.org/10.3390/agronomy13010108>.

SILVA, Í. N. et al. Qualidade de água na irrigação. **Agropecuária Científica no Semi-Árido**, v. 7, n. 3, p. 1–15, 2011.

SISTE. C. E; GIRÃO E. G; DUNCAN. B. L; EMBRAPA - Manual para Formação e Capacitação de Grupos Comunitários em Metodologias Participativas de Monitoramento da Qualidade da Água. **Embrapa**, 2011 doc. 135. ISSN 2179-8184 abril, 2011.

SMITH P, MARTINO D, CAI Z, GWARY D, JANZEN H, KUMAR P, MCCARL B, OGLE S, O'MARA F, RICE O, SCHOLLES B, SIROTKENKO O. 2007. AGRICULTURE. IN: METZ, MENZ B, DAVIDSON O, BOSCH P, DAVE R, MEYER L, eds., **Contribution of Working Group III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change**. Cambridge University Press, Cambridge UK and New York, USA.

SOARES, I. S.; COSTA, M. S. B.; GOMES, M. A.; FREITAS, A. Á.; BARROS, A. J. **Estudo da remoção e controle de ferro nas águas da nascente Serra do Andrade-MG**. Pesquisa, Sociedade e Desenvolvimento, [S. l.], v. 6, pág. e59910615980, 2021. DOI: 10.33448/rsd-v10i6.15980. Disponível em: <https://rsdjournal.org/index.php/rsd/article/view/15980>. Acesso em: 22 mar. 2024.

SOLOMON, K. H. S., EL-GINDY, A. M. & IBATULLIN, S. R. Planning and system selection. In: HOFFMAN. G. J.; EVANS, R. G.; JENSEN, M. L.; MARTIN, D. L.; ELLIOTT, R. L. Design and operation of farm irrigation systems. 2nd edition. St. Joseph, MI: American Society of Agricultural Engineers, p.58-75, 2007

SOUZA FILHO, O. A. DE, VERÍSSIMO, L. S., SILVA, C. M. S. V., SANTIAGO, M. M. F. (2004). Medidas hidroquímicas nas águas subterrâneas da região de Irauçuba, norte do Ceará. Em: **XXIII Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas**.

SOUZA, L. A.; SILVA, M. B.; OLIVEIRA, J. A. Avaliação da Eficiência do Uso do Hipoclorito de Cálcio na Remoção de Ferro de Águas Subterrâneas. ***Revista Brasileira de Engenharia Civil e Ambiental***, v. 22, n. 7, p. 489-497, 2018.

SOUZA, R. O. R. M. Cenário da agricultura irrigada no Estado do Pará. **Irriga**, Botucatu, v. 17, n. 2, p. 177-188, abr.- jun., 2012.

SURENDRAN, U. et al. The impacts of magnetic treatment of irrigation water on plant, water and soil characteristics. **Agricultural Water Management**. 2016. <https://doi.org/10.1016>.

SUSZEK, F. L. **Quimigação á base de ácido fosfórico e hipoclorito de cálcio na irrigação por gotejo**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola – Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) Universidade Estadual do Oeste do Paraná – Cascavel/PR 2014.

TEKERLEKOPOULOU, A. G; VAYENAS, D. V. Simultaneous biological removal of ammonia, iron and manganese from potable water using a trickling filter. **Biochemical Engineering Journal**, v. 39, p. 215-220, 2008.

TESTEZLAF, R et al. **Filtros de areia na irrigação localizada**. Campinas, SP: UNICAMP/Faculdade de Engenharia Agrícola, 2014. 56 p.

TESTEZLAF, R. Filtros de areia aplicados a irrigação localizada: teoria e prática. **Engenharia Agrícola**, v. 28, n. 3, p.604-613, 2008.

TESTEZLAF, R. **Irrigação: métodos, sistemas e aplicações**. Campinas: FEAGRI, 2017.

THEBALDI. M. S.; SANDRI. D.; FELISBERTO. A. B.; ROCHA. S. M.; AVELINO. S. N. Qualidade da água para irrigação de um córrego após receber efluente tratado de abate bovino. 2010.

TIMOL GROUP: Área Rural. Área Rural. 2012. Disponível em: <http://www.timolgroup.com.br/content.asp?contentid=290>. Acesso em: mar. 2024.

VERMEIEN, L.; JOBLING, G.A. **Irrigação localizada**; tradução de H.R. Gheyi, J.F. de Medeiros, F.A.V. Damasceno.; L.G.A. SILVA Jr.; Campina Grande:UFPB,1997. 184p. (Estudos FAO 36. 1980).

VIEIRA, G.H.S.; MANTOVANI, E.C; SILVA, J.G.F; RAMOS, M.M; SILVA, M.C. Recuperação de gotejadores obstruídos devido à utilização de águas ferruginosas. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, [Campina Grande, PB], v.8, n.1, p.1-6, 2004

VISTUBA, J. P. (2010) **Remoção de ferro e manganês de água de abastecimento por meio de filtração adsortiva**. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Santa Catarina.

WANG, S., PENG, Y., & NATURAL, Z. (2016). "Remoção de ferro (III) em água usando zeólita natural como adsorvente." Journal of Environmental Sciences, 41, 36-46

WANG, Z., LIU, Y., MA, J., et al. (2018). Investigation into the mechanism of clogging in subsurface irrigation systems. **Irrigation Science**, 36(3), 239-248.

YAVUZ, D.; KUSLU, Y.; UNLU, M. Drip Irrigation Emitter Clogging and Effects on Water Distribution and Production Efficiency. *Irrigation Science*, v. 38, p. 337-349, 2020.

ZACCARIA, D.; QUESLATI, I.; NEALE, C. M. U.; LAMADDALENA, N.; VURRO, M.; PERCIRA, L. S. Flexible delivery schedules to improve farm irrigation and reduce pressure on groundwater: A case study in southern Italy. **Irrigation Science**, v.28, p.257-270.2010.