

LUIZA VITAL OLIVEIRA

**AVALIAÇÃO DE DESEMPENHO DA SOLUÇÃO ALTERNATIVA COLETIVA
SIMPLIFICADA DE TRATAMENTO DE ÁGUA PARA CONSUMO HUMANO EM
PEQUENAS COMUNIDADES (SALTA-Z)**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, para obtenção do título de *Magister Scientiae*.

Orientador: Rafael Kopschitz Xavier Bastos

**VIÇOSA - MINAS GERAIS
2022**

Ficha catalográfica elaborada pela Biblioteca Central da Universidade Federal de Viçosa – Campus Viçosa

T

O48a
2022
Oliveira, Luiza Vital, 1995-
Avaliação de desempenho da solução alternativa coletiva simplificada de tratamento de água para consumo humano em pequenas comunidades (Salta-z) / Luiza Vital Oliveira. - Viçosa, MG, 2022.
1 dissertação eletrônica (143 f.): il. (algumas color.).

Inclui anexos.

Inclui apêndices.

Orientador: Rafael Kopschitz Xavier Bastos.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Viçosa, Departamento de Engenharia Civil, 2022.

Referências bibliográficas: f. 131-136.

DOI: <https://doi.org/10.47328/ufvbbt.2022.460>

Modo de acesso: World Wide Web.

1. Saneamento rural. 2. Água - Purificação. 3. Turbidez.
4. Esporos bacterianos. I. Bastos, Rafael Kopschitz Xavier, 1958-.
II. Universidade Federal de Viçosa. Departamento de Engenharia Civil.
Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil. III. Título.

CDD 22. ed. 628.7

Bibliotecário(a) responsável: Bruna Silva CRB6/2552

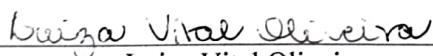
LUIZA VITAL OLIVEIRA

**AVALIAÇÃO DE DESEMPENHO DA SOLUÇÃO ALTERNATIVA COLETIVA
SIMPLIFICADA DE TRATAMENTO DE ÁGUA PARA CONSUMO HUMANO EM
PEQUENAS COMUNIDADES (SALTA-Z)**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, para obtenção do título de *Magister Scientiae*.

APROVADA: 18 de abril de 2022

Assentimento:



Luiza Vital Oliveira
Autora



Rafael Kopschitz Xavier Bastos
Orientador

*Pela universalização do saneamento e por todas
as famílias que sofrem com a falta desse serviço
essencial.*

AGRADECIMENTOS

Primeiramente, agradeço a Deus por ter me capacitado e me concedido a oportunidade de desenvolver esse projeto. Aos meus pais e meu irmão, que tanto amo, por sempre apoiarem incondicionalmente minhas decisões; e aos meus familiares e amigos, que também sempre me apoiaram e incentivaram.

Ao rafa, meu companheiro de vida, por sempre me lembrar que eu sou capaz e nunca me deixar desistir – além de sua ajuda direta ao longo dos experimentos no laboratório, principalmente nos fins de semana.

À Fiocruz/Fiotec e à Funasa, instituições que fazem tanto pelo desenvolvimento científico, de saúde, social e ambiental desse país, pela viabilização desse projeto, bem como por me permitirem desenvolvê-lo. Em especial, à Daniel Cobucci, ex-servidor da Funasa, pela idealização e por ter dado os primeiros passos com esse projeto.

Ao meu orientador Prof. Dr. Rafael Kopschitz Xavier Bastos, por toda sua contribuição – de uma vida inteira – ao setor de saneamento do Brasil, por ter me transmitido um pouco de seu vasto conhecimento ao longo da minha carreira acadêmica e pela confiança depositada em mim neste projeto.

Aos membros da banca, Profa. Dra. Ann Honour Munteer e Prof. Dr. Aníbal da Fonseca Santiago, por me honrarem com suas contribuições desde o início deste projeto.

Ao Prof. Dr. José Ivo Ribeiro Júnior, pela disponibilidade e paciência ao me ajudar com as análises estatísticas desse trabalho.

À DAG UFV por conceder o espaço para o desenvolvimento dos experimentos.

Agradeço imensamente às queridas estagiárias Bruna e Nádia, que foram anjos na minha vida; ao meu amigo Bruno por toda a ajuda e conselhos; ao Janderson e ao Guilherme do LCQA por toda a ajuda sempre que precisei; aos operadores da ETA UFV que me ajudaram em grande parte do trabalho pesado e tiveram paciência ao dividir comigo o espaço do laboratório; ao Joanito, que, além de manter nosso local de trabalho muito bem cuidado, sempre me deu uma mãozinha para carregar os baldes pesados de água. Todas essas pessoas, além de ajudarem diretamente nos experimentos, ajudaram a tornar minha jornada mais leve.

À Universidade Federal de Viçosa, pela oportunidade de realizar a pós-graduação.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pela concessão da bolsa de estudos.

Por fim, à todas as pessoas que lutam pelos Direitos Humanos à Água e ao Saneamento no Brasil e no mundo.

“A utopia está lá no horizonte. Me aproximo dois passos, ela se afasta dois passos. Caminho dez passos e o horizonte corre dez passos. Por mais que eu caminhe, jamais alcançarei. Para que serve a utopia? Serve para isso: para que eu não deixe de caminhar.”

- Eduardo Galeano

RESUMO

OLIVEIRA, Luiza Vital, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, abril de 2022. **Avaliação de desempenho da solução alternativa coletiva simplificada de tratamento de água para consumo humano em pequenas comunidades (Salta-z)**. Orientador: Rafael Kopschitz Xavier Bastos.

Com o objetivo de alcançar a universalização do acesso à água potável, a Fundação Nacional da Saúde (Funasa) desenvolveu e vem implementando no Brasil a Solução Alternativa Coletiva Simplificada para Tratamento de Água em Pequenas Comunidades (Salta-z). Apesar de sua crescente aplicação, reconheceu-se a necessidade de uma avaliação apurada de seu desempenho. Sendo assim, o objetivo desse trabalho foi avaliar o desempenho da Salta-z em diferentes condições operacionais, além de indicar possíveis intervenções e boas práticas. Foi instalada uma unidade da Salta-z nas dependências da estação de tratamento de água da Universidade Federal de Viçosa com os mesmos elementos daquelas distribuídas pela Funasa, acrescidos de um filtro de areia (em paralelo ao de zeólita) e dois tanques de contato após cada filtro. Foram realizadas três etapas de experimentação. Na etapa 1, definiu-se que o melhor arranjo operacional para realização da desinfecção é a desinfecção pós-filtração, com uso do tanque de contato operado em batelada e do dosador de coagulante para dosagem do desinfetante. Na etapa 2, definiu-se o procedimento operacional para realização da dosagem de coagulante e avaliou-se a capacidade do sistema quanto à remoção de turbidez, esporos de bactérias aeróbias (EBA), coliformes totais e *E. coli* em diferentes condições de turbidez da água bruta, materiais filtrantes e taxas de filtração. Por fim, na etapa 3 o objetivo foi avaliar o desempenho dos filtros em condições de turbidez mais elevada na água decantada e em carreiras longas de filtração. Seguindo-se os procedimentos e arranjos operacionais definidos e recomendados neste trabalho, a Salta-z foi capaz de alcançar elevada eficiência em todas as condições avaliadas, alcançando de 86,7 a 98,5% de remoção de turbidez, 3,6 a 4,8 log₁₀ e 3,4 a 4,7₁₀ log de remoção de EBA no sistema operado com o filtro de areia e com o de zeólita, respectivamente, e ausência de coliformes totais e *E. coli* em todas as amostras de água desinfetada. O filtro de areia foi mais eficiente na operação de retrolavagem e na remoção de EBA (2,5 log₁₀ em média) do que o de zeólita (2,0 log₁₀ em média), apesar de que, após a desinfecção, a remoção total foi similar entre ambos os sistemas. Mesmo na etapa 3, a turbidez da água filtrada foi mantida abaixo de 0,30 uT em ambos os filtros, na maior parte do tempo, e o término das carreiras de filtração se deu por esgotamento da carga hidráulica, sem ocorrência de trespasse, o que evidencia a resiliência do sistema. A Salta-z demonstrou, portanto, ser uma

tecnologia eficiente e com potencial de ser aplicada em diferentes condições e mananciais de água. Entretanto, para a confirmação desse potencial, recomenda-se a realização de estudos para avaliar alternativas de flexibilidade operacional e remoção simultânea de diferentes variáveis, além de uma melhor apropriação das condições hidrodinâmicas da floculação e dos mecanismos de filtração em zeólita.

Palavras-chave: Saneamento rural. Tratamento de água. Turbidez. Esporos de bactérias aeróbias.

ABSTRACT

OLIVEIRA, Luiza Vital, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, April 2022. **Performance evaluation of the simplified collective alternative solution for water treatment for small communities (Salta-z)**. Adviser: Rafael Kopschitz Xavier Bastos.

With the aim of universalizing the access to potable water, Brazil's National Health Foundation (Funasa) developed the Simplified Collective Alternative Solution for Water Treatment for Small Communities (Salta-z). Despite the increasing implementation of this solution, the need for an accurate evaluation of its performance in water treatment was recognized. Therefore, the aim of this work was to evaluate the performance of Salta-z under different operating conditions and to indicate possible interventions and good operational practices. A unit of the Salta-z was installed on the premises of the water treatment plant of the Federal University of Viçosa, with the same elements as the ones distributed by Funasa, with the addition of a sand filter (in parallel with the zeolite one) and two contact tanks after each filter. Three stages of experimentation were conducted. At Stage 1, it was defined that the best operational arrangement for carrying out disinfection was the post-filtration disinfection, with the contact tank operated in a batch flow and using the coagulant dosing device for disinfectant dosing. At Stage 2, the operational procedure for the coagulant dosing was defined and the system's ability to remove turbidity, aerobic spore bacteria (ASB), total coliforms and *E. coli* under different conditions of turbidity of the raw water, filter media and filtration rates were evaluated. Finally, at Stage 3 the aim was to evaluate the performance of the filters in conditions of higher turbidity in decanted water and in longer filtration runs. Following the procedures and operational designs defined and recommended in this work, the Salta-z was able to achieve high efficiency in all the conditions assessed. The system achieved turbidity removals of 86.7% to 98.5% with both filter medias, overall ASB removals of 3.6 to 4.8 log and 3.4 to 4.7 log with the system operated with the sand and zeolite filter, respectively, and, in all of the disinfected water samples was detected the absence of total coliforms and *E. coli*. The difference between the two systems was that the sand filter achieved higher efficiency at the backwash operation and higher ASB removal (an average of 2.5 log) than the zeolite one (an average of 2.0 log), although, after disinfection, the overall removal of ASB was similar. Even at Stage 3, the filtered water turbidity, for both filter medias, were lower than 0.30 uT for most of the time. Moreover, the filter runs ended with the hydraulic load depletion and not with turbidity breakthrough. These observations point to the resilience of the filters. Therefore, the Salta-z proved to be an efficient technology with the

potential for implementation in different conditions and water sources. However, to confirm this potential, there are some recommendations, such as to carry out studies to evaluate alternatives of operational flexibility and simultaneous removal of different parameters, in addition to a better appropriation of the hydrodynamic conditions of flocculation and of the filtration mechanisms in the zeolite filter.

Keywords: Rural sanitation. Water treatment. Turbidity. Aerobic spore-forming bacteria

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 - Ilustração esquemática da Salta-z para tratamento de águas superficiais.....	36
Figura 2 - Ilustração esquemática do dosador de coagulante da Salta-z.	37
Figura 3 - Ilustração esquemática do dosador de cloro granulado da Salta-z.	37
Figura 4 - Ilustração esquemática do filtro da Salta-z.	38
Figura 5 - Instalação de captação de água bruta para alimentação da Salta-z: (a) detalhe da derivação instalada na adutora de água bruta da ETA UFV; (b) hidrômetro para o controle da vazão de bombeamento.	41
Figura 6 - Configuração das unidades da Salta-z instaladas nas dependências da DAG-UFV.	42
Figura 7 - Esquerda (A): decantador, dosador de coagulante e pontos para coleta de amostras de água bruta e de água coagulada. Direita (B): detalhe da tubulação de entrada de água no decantador.....	43
Figura 8 - Sistema de registros para: (1) controle e ajuste da vazão/taxa de filtração; (2) ponto de medição de vazão e coleta de água decantada; (3) descarte do lodo de fundo; (4) tubulação de entrada de água decantada nos filtros; (5) ponto de encaixe dos dosadores para ensaios de desinfecção pré-filtração; (6) saída da água de lavagem; (7) entrada da água de lavagem; (8) ponto de coleta de água filtrada; (9) saída de água filtrada.	44
Figura 9 - Tanques de contato, com indicação dos pontos de conexão do dosador de cloro (A) e dos pontos de coleta de água clorada (B).	45
Figura 10 - Dosador de coagulante acoplado à tubulação de entrada de água bruta (esquerda) e detalhe da restrição de abertura do registro do dispositivo.....	46
Figura 11 - Dosador de cloro da Salta-z.	47
Figura 12 - Instalação do dosador de cloro para desinfecção (a) pré e (b) pós filtração e instalação do dosador de coagulante para desinfecção (c) pré e (d) pós filtração.....	51
Figura 13 - Solo utilizado para produção da turbidez da água bruta: (a) torrões, (b) após peneira grossa e (c) após peneira fina.....	56
Figura 14 - (a) Reservatório de água bruta, bombona e dispositivo misturador utilizados para preparar a suspensão a ser adicionada ao reservatório; (b) água bruta sendo adicionada à bombona; (c) mistura da água dentro do reservatório após adição da suspensão de solo preparada na bombona.....	56
Figura 15 - Sistema de tubulação dos filtros destacando os registros para ajuste de vazão, o ponto de coleta e medição de vazão e a tubulação de entrada de água decantada nos filtros. .	58
Figura 16 - Tubulação de recalque de água bruta onde ocorre a coagulação e detalhes externos (esquerda) e no interior do decantador (direita).	59

Figura 17 - Monitoramento do pH na água coagulada (COAG) e na água floculada (FLOC) durante o enchimento do decantador com os procedimentos A e B.....	62
Figura 18 - Turbidez da água filtrada ao longo das carreiras de filtração de acordo com os procedimentos de coagulação (A) e (B), filtros de areia e zeólita, taxa de filtração = 360 m ³ /m ² .d.	64
Figura 19 - Monitoramento do pH na água coagulada e na água floculada durante o enchimento do decantador com os procedimentos 1, 2 e 3 para baixa turbidez da água bruta.	66
Figura 20 - Monitoramento do pH na água coagulada e na água floculada durante o enchimento do decantador com os procedimentos 1, 2 e 3 para elevada turbidez da água bruta.	66
Figura 21 - Turbidez da água filtrada ao longo das carreiras de filtração de acordo com os procedimentos de coagulação 1, 2 e 3, filtros de areia e zeólita, taxa de filtração = 450 m ³ /m ² .d, turbidez da água bruta baixa.	68
Figura 22 - Turbidez da água filtrada ao longo das carreiras de filtração de acordo com os procedimentos de coagulação 1 e 3, turbidez da água bruta de 159 uT e 463 uT, respectivamente, filtros de areia e zeólita, taxa de filtração = 360 m ³ /m ² .d.....	69
Figura 23 - Turbidez da água filtrada ao longo das carreiras de filtração de acordo com os procedimentos de coagulação 1 e 3, turbidez da água bruta de 500 uT e 463 uT, respectivamente, filtros de areia e zeólita, taxa de filtração = 360 m ³ /m ² .d.....	70
Figura 24 - Cloro residual na água filtrada (filtro de zeólita) e na saída do tanque de contato, desinfecção pré-filtração, fluxo contínuo, dosador de cloro, ensaio 1.	71
Figura 25 - Cloro residual na água filtrada (filtro de zeólita) e na saída do tanque de contato, desinfecção pré-filtração, fluxo contínuo, dosador de cloro, ensaio 2.	71
Figura 26 - Cloro residual na água filtrada e na saída do tanque de contato, ensaio com os filtros de areia e de zeólita, desinfecção pré-filtração, fluxo contínuo, dosador de cloro.	73
Figura 27 - Dosador de cloro com destaque para o registro de regulação da dosagem e detalhe das aberturas que provocam (a) maior e (b) menor dosagem.	74
Figura 28 - Cloro residual na saída do tanque de contato após o filtro de areia, desinfecção pós-filtração, fluxo contínuo, dosador de cloro, ensaio 1.....	74
Figura 29 - Cloro residual na saída do tanque de contato após o filtro de areia, desinfecção pós-filtração, fluxo contínuo, dosador de cloro, ensaio 2.....	75
Figura 30 - Cloro residual na saída do tanque de contato após os filtros de areia e de zeólita, desinfecção pós-filtração, fluxo contínuo, dosador de cloro, ensaio 1.....	75
Figura 31 - Cloro residual na saída do tanque de contato após os filtros de areia e de zeólita, desinfecção pós-filtração, fluxo contínuo, dosador de cloro, ensaio 2.....	76
Figura 32 - Cloro residual na saída do filtro de areia, ensaios de desinfecção pré-filtração, fluxo contínuo, dosador de coagulante, ensaios 1 e 2.	77

Figura 33 - Cloro residual no tanque de contato, filtros de zeólita e de areia, desinfecção pós-filtração em batelada, dosador de coagulante, ensaio 1.....	78
Figura 34 - Cloro residual no tanque de contato, filtros de zeólita e de areia, desinfecção pós-filtração em batelada, dosador de coagulante, ensaio 2.....	78
Figura 35 - Cloro residual no tanque de contato, filtros de zeólita e de areia, desinfecção pós-filtração em batelada, dosador de coagulante, ensaio 3.....	78
Figura 36 - Cloro residual nos tanques de contato, filtros de areia e de zeólita, desinfecção pré-filtração em batelada, dosador de coagulante, ensaio 1.	79
Figura 37 - Cloro residual nos tanques de contato, filtros de areia e de zeólita, desinfecção pré-filtração em batelada, dosador de coagulante, ensaio 2.	80
Figura 38 - Cloro residual na água filtrada e nos tanques de contato, filtros de areia e de zeólita, desinfecção pré-filtração em batelada, dosador de cloro.	81
Figura 39 - Floculador de fluxo helicoidal para pequenas comunidades.	85
Figura 40 - Flocos observados em amostra de água floculada.	86
Figura 41 - Flocos observados em ensaio de jarro.	86
Figura 42 - Turbidez da água decantada em função do tempo de sedimentação; ensaios para a faixa de baixa turbidez da água bruta (1 a 20 uT).	90
Figura 43 - Turbidez da água decantada em função do tempo de sedimentação; ensaios para a faixa de média turbidez da água bruta (40 a 80 uT).	91
Figura 44 - Turbidez da água decantada em função do tempo de sedimentação; ensaios para a faixa de alta turbidez da água bruta (100 a 200 uT).	92
Figura 45 - Turbidez da água decantada em função do tempo de sedimentação; ensaios para a faixa muito alta de turbidez da água bruta (300 a 500 uT).	93
Figura 46 - Turbidez da água filtrada ao longo das carreiras de filtração, turbidez baixa da água bruta (1 a 20 uT), filtros de areia e zeólita, taxa de filtração baixa (180 m ³ /m ² .d).	95
Figura 47 - Turbidez da água filtrada ao longo das carreiras de filtração, turbidez baixa da água bruta (1 a 20 uT), filtros de areia e zeólita, taxa de filtração média (360 m ³ /m ² .d)... ..	95
Figura 48 - Turbidez da água filtrada ao longo das carreiras de filtração, turbidez baixa da água bruta (1 a 20 uT), filtros de areia e zeólita, taxa de filtração alta (450 m ³ /m ² .d).	96
Figura 49 - Turbidez da água filtrada ao longo das carreiras de filtração, turbidez média da água bruta (40 a 80 uT), filtros de areia e zeólita, taxa de filtração baixa (180 m ³ /m ² .d).	97
Figura 50 - Turbidez da água filtrada ao longo das carreiras de filtração, turbidez média da água bruta (40 a 80 uT), filtros de areia e zeólita, taxa de filtração média (360 m ³ /m ² .d).	97
Figura 51 - Turbidez da água filtrada ao longo das carreiras de filtração, turbidez média da água bruta (40 a 80 uT), filtros de areia e zeólita, taxa de filtração alta (450 m ³ /m ² .d).	98

Figura 52 - Turbidez da água filtrada ao longo das carreiras de filtração, turbidez alta da água bruta (100 a 200 uT), filtros de areia e zeólita, taxa de filtração baixa (180 m ³ /m ² .d).....	99
Figura 53 - Turbidez da água filtrada ao longo das carreiras de filtração, turbidez alta da água bruta (100 a 200 uT), filtros de areia e zeólita, taxa de filtração média (360 m ³ /m ² .d).....	99
Figura 54 - Turbidez da água filtrada ao longo das carreiras de filtração, turbidez alta da água bruta (100 a 200 uT), filtros de areia e zeólita, taxa de filtração alta (450 m ³ /m ² .d).....	100
Figura 55 - Turbidez da água filtrada ao longo das carreiras de filtração, turbidez muito alta da água bruta (300 a 500 uT), filtros de areia e zeólita, taxa de filtração baixa (180 m ³ /m ² .d) .	101
Figura 56 - Turbidez da água filtrada ao longo das carreiras de filtração, turbidez muito alta da água bruta (300 a 500 uT), filtros de areia e zeólita, taxa de filtração média (360 m ³ /m ² .d).	101
Figura 57 - Turbidez da água filtrada ao longo das carreiras de filtração, turbidez muito alta da água bruta (300 a 500 uT), filtros de areia e zeólita, taxa de filtração alta (450 m ³ /m ² .d) .	102
Figura 58 - Amostra de água de lavagem (a) no início e (b) no final da retrolavagem do filtro de areia e (c) no início e (d) no final da retrolavagem do filtro de zeólita.	105
Figura 59 - Filtros com detalhamento das camadas de meio suporte, leito filtrante e da distância disponível para expansão do leito.	107
Figura 60 - Turbidez da água filtrada ao longo das carreiras de filtração, filtros de areia e zeólita, taxa de filtração baixa (180 m ³ /m ² .d), Etapa 3. OP. = operação.....	119
Figura 61 - Turbidez da água filtrada ao longo das carreiras de filtração, filtros de areia e zeólita, taxa de filtração média (360 m ³ /m ² .d), Etapa 3. OP. = operação.....	120
Figura 62 - Turbidez da água filtrada ao longo das carreiras de filtração, filtros de areia e zeólita, taxa de filtração alta (450 m ³ /m ² .d), Etapa 3. OP. = operação.....	120
Figura 63 - Concentração de EBA na água bruta, água decantada, água filtrada e água desinfetada, etapas 2 e 3.	125
Figura 64 - Log de remoção de EBA por etapa do tratamento nas etapas experimentais 2 e 3. Em vermelho, destaca-se o valor de referência da norma de potabilidade (BRASIL, 2021).	125
Figura 65 - Comparação entre a remoção de turbidez e de EBA, em log, para (a) o filtro de areia e para (b) o filtro de zeólita.....	126
Figura 66 - Curva granulométrica da zeólita.	138
Figura 67 - Curva granulométrica da areia.	138
Figura 68 - Amostras de água desinfetada contaminadas.....	139
Figura 69 - Acúmulo de zeólita na tubulação de saída de água filtrada.....	139
Figura 70 - Zeólita dentro do tanque de contato que estava acumulada na tubulação.	140
Figura 71 - Tubulação suja dentro do tanque de contato após o filtro de areia.....	140

Figura 72 - Croqui das unidades da Salta-z instaladas na ETA UFV.	141
Figura 73 - Diagrama de coagulação do sulfato de alumínio.	142
Figura 74 - Expansão do leito filtrante de acordo com a taxa de retrolavagem.	143

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Parâmetros analisados em cada amostra de água.	53
Tabela 2. Diluições para as análises de EBA.	54
Tabela 3. Massa aproximada de solo, número de bombonas e turbidez obtida na bombona para a produção das faixas de turbidez da água bruta.	57
Tabela 4. Vazão correspondente a cada taxa de filtração e tempo necessário para encher o béquer de 3,5 L para o ajuste das taxas de filtração.	57
Tabela 5. Peças especiais, quantidade e seus respectivos coeficientes de perda de carga localizada (NETTO; FERNÁNDEZ, 2015).	61
Tabela 6. Turbidez e pH da água bruta e da água decantada e pH da água floculada para os procedimentos A e B.	62
Tabela 7. Turbidez e pH da água bruta e da água decantada e pH da água floculada para os procedimentos 1, 2 e 3.	65
Tabela 8. Faixas de turbidez e pH da água bruta e doses de coagulante determinadas em ensaios de jarro.	83
Tabela 9. Mecanismos de coagulação de acordo com a dose de coagulante e o pH da água decantada para cada faixa de turbidez da água bruta.	84
Tabela 10. Turbidez e pH da água bruta, dose de coagulante, tempo de sedimentação da água decantada, turbidez da água decantada e eficiência de remoção de turbidez na sedimentação para os ensaios realizados.	89
Tabela 11. Turbidez e pH da água bruta, dose de coagulante, tempo de sedimentação da água decantada, turbidez da água decantada e eficiência de remoção de turbidez na sedimentação para as águas naturais monitoradas na etapa 1.	91
Tabela 12. Turbidez da água decantada (TDEC) utilizada para retrolavagem com taxa de 450 m ³ /m ² .d e acompanhamento da turbidez da água de lavagem e da água filtrada após retrolavagem.	106
Tabela 13. Resultados das análises de coliformes totais e <i>E. coli</i> , em NMP/100 mL, para a água bruta e desinfetada após cada filtro para as faixas de turbidez avaliadas.	109
Tabela 14. Valores médios de turbidez e concentrações de EBA na água bruta, decantada, filtrada e desinfetada, Etapa 2.	110
Tabela 15. Valores médios de log de remoção de EBA por etapas do tratamento e total do sistema operado com areia e zeólita, Etapa 2.	111
Tabela 16. Resultado do teste de Tukey da remoção de turbidez para o fator A.	113
Tabela 17. Resultado do teste de Tukey da remoção de EBA para os fatores B e C.	113

Tabela 18 – Remoção de EBA nos filtros de areia e de zeólita cada filtro por taxa de filtração e geral, valores médios e desvios-padrão.	114
Tabela 19. Resultado do teste de Tukey da remoção de EBA no filtro de zeólita para o fator B.	115
Tabela 20. Turbidez e pH da água bruta e da água decantada, dose de coagulante, tempo de sedimentação e mecanismo de coagulação, por taxa de filtração, Etapa 3.	117
Tabela 21. Tempo de sedimentação e turbidez da água decantada para cada faixa de turbidez da água bruta nas etapas 2 e 3.....	117
Tabela 22. Tempo total de carreira e volume de água produzido para cada taxa de filtração.	121
Tabela 23. Turbidez da água decantada (TDEC) utilizada para retrolavagem, da água de lavagem e da água filtrada após retrolavagem realizada ao final dos ensaios de cada taxa de filtração, Etapa 3.....	122
Tabela 24. Turbidez e concentração de EBA nos ensaios realizados para cada taxa de filtração, Etapa 3.....	123
Tabela 25. Coeficientes de correlação de Pearson para as variáveis correlacionadas. A presença do símbolo * indica correlação significativa (p-valor < 0,05).....	127
Tabela 26. Características granulométricas da zeólita.....	137
Tabela 27. Características granulométricas da areia.	137
Tabela 28. Diâmetro efetivo (d10), d60 e coeficiente de desuniformidade dos leitos de areia e zeólita.	138

LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS

AB	Água bruta
ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
AFA	Água filtrada da areia
AFZ	Água filtrada da zeólita
ANOVA	Análise de Variância
COAG	Água coagulada
CNM	Confederação Nacional dos Municípios
CONAMA	Conselho Nacional de Meio Ambiente
DAG	Divisão de Água e Esgoto
DEC	Água decantada
DESA	Água desinfetada da areia
DESZ	Água desinfetada da zeólita
DHAES	Direito Humano à Água e ao Esgotamento Sanitário
EBA	Esporos de Bactérias Aeróbias
ETA	Estação de Tratamento de Água
Fiocruz	Fundação Oswaldo Cruz
FLOC	Água floculada
Funasa	Fundação Nacional da Saúde
GCA	Gestão Comunitária da Água
ODS	Objetivo do Desenvolvimento Sustentável
ONU	Organização das Nações Unidas
PNAD	Pesquisa Nacional por Amostra de Domicílio
PNSR	Programa Nacional de Saneamento Rural
Salta-z	Solução Alternativa Coletiva Simplificada de Tratamento de Água.
Suest	Superintendência Estadual da Funasa
TAB	Turbidez da água bruta
TC	Tanque de contato
TCA	Tanque de contato após filtro de areia
TCZ	Tanque de contato após filtro de zeólita
TDEC	Turbidez da água decantada
UFV	Universidade Federal de Viçosa

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO.....	21
1.1. Caracterização do problema	21
1.2. Hipóteses e objetivos.....	22
1.2.1. Hipóteses.....	22
1.2.2. Objetivos.....	23
2. REVISÃO DE LITERATURA	24
2.1. Tratamento convencional da água.....	24
2.1.1. Mistura rápida e coagulação	24
2.1.2. Mecanismos de coagulação e características dos flocos formados	25
2.1.3. Floculação.....	26
2.1.4. Decantação.....	28
2.1.5. Filtração	28
2.1.6. Características dos leitos filtrantes e diferentes materiais utilizados.....	30
2.1.7. Encerramento das carreiras de filtração e retrolavagem.....	31
2.1.8. Desinfecção.....	32
2.1.9. Turbidez e esporos de bactérias aeróbias (EBA) como indicadores de remoção de protozoários	33
2.2. A SALTA -Z: Solução Alternativa Coletiva Simplificada de Tratamento de Água com zeólita.....	34
2.2.1. Aplicabilidade.....	34
2.2.2. Concepção e configuração da Salta-z	35
2.2.3. Experiências de implantação da Salta-z no país	38
3. MATERIAL E MÉTODOS.....	41
3.1. Unidade experimental	41
3.2. Testes iniciais	45
3.2.1. Dosagem de coagulante	45
3.2.2. Desinfecção.....	47
3.3. Arranjo experimental.....	48
3.3.1. Etapa 1	48
3.3.1.1. Avaliação dos procedimentos para dosagem de coagulante	48
3.3.1.2. Avaliação das configurações operacionais para realização da desinfecção.....	50
3.3.2. Etapa 2	51
3.3.3. Etapa 3	52
3.4. Caracterização granulométrica dos leitos filtrantes	52

3.5. Monitoramento e análises laboratoriais.....	53
3.6. Análises estatísticas.....	54
3.7. Produção de turbidez na água bruta	55
3.8. Ajuste das taxas de filtração e da retrolavagem dos filtros	57
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO	59
4.1. Etapa 1.....	59
4.1.1. Parâmetros hidráulicos da mistura rápida.....	59
4.1.2. Avaliação dos procedimentos operacionais para coagulação.....	62
4.1.3. Avaliação dos arranjos operacionais para a desinfecção	71
4.1.3.1. Desinfecção pré-filtração, com TC operado em fluxo contínuo e uso do dosador de cloro.....	71
4.1.3.2. Desinfecção pós-filtração, com TC operado em fluxo contínuo e uso do dosador de cloro.....	74
4.1.3.3. Desinfecção pré-filtração, com TC operado em fluxo contínuo e uso do dosador de coagulante	76
4.1.3.4. Desinfecção pós-filtração, com TC operado em batelada e uso do dosador de coagulante	77
4.1.3.5. Desinfecção pré-filtração, com TC operado em batelada e uso do dosador de coagulante	79
4.1.3.6. Desinfecção pré-filtração, com TC operado em batelada e uso do dosador de cloro	80
4.1.4. Conclusões da Etapa 1	81
4.2. Etapa 2.....	82
4.2.1. Mistura rápida e coagulação	82
4.2.2. Floculação.....	85
4.2.3. Decantação.....	88
4.2.4. Filtração	94
4.2.5. Retrolavagem.....	104
4.2.6. Desinfecção e análises microbiológicas	108
4.2.7. Análises estatísticas	112
4.2.8. Conclusões da Etapa 2	115
4.3. Etapa 3.....	116
4.3.1. Avaliação das etapas de clarificação da água	116
4.3.2. Análises de esporos de bactérias aeróbias	123
4.3.3. Conclusões da Etapa 3	128
5. CONCLUSÃO E RECOMENDAÇÕES.....	129
6. REFERÊNCIAS	131

7. APÊNDICE A – Caracterização granulométrica dos leitos filtrantes	137
8. APÊNDICE B – Ilustrações da contaminação das amostras de EBA	139
9. APÊNDICE C – Croqui das unidades da Salta-z instaladas na ETA-UFV	141
10. ANEXO A – Diagrama de coagulação com sulfato de alumínio	142
11. ANEXO B – Expansão do leito de zeólita	143

1. INTRODUÇÃO

1.1. Caracterização do problema

O saneamento básico é essencial para a garantia da saúde humana e para a manutenção da qualidade das águas e o acesso a este serviço deve ser garantido pelo Estado, obedecendo os ditames dos direitos humanos básicos universais da igualdade e da não discriminação (BRASIL, 2019). O direito humano à água e ao esgotamento sanitário (DHAES) foi internacionalmente reconhecido em 2010, com a aprovação pela Assembleia Geral das Nações Unidas da Resolução A/RES/64/292 (ONU, 2018). O acesso à água potável e ao saneamento a todos é também parte dos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável da Agenda 2030 da ONU, mais especificamente o ODS 6 (“garantir disponibilidade e manejo sustentável da água e saneamento para todos”), que tem como meta, entre outras (subscrita pelo Brasil), “até 2030, alcançar o acesso universal e equitativo à água para consumo humano, segura e acessível para todas e todos” (<https://www.ipea.gov.br/ods/index.html>).

Apesar disso, em muitos países, incluindo o Brasil, esse direito ainda não é garantido à toda a população, especialmente quando se trata de comunidades rurais e periféricas. No Brasil, de acordo com Santos e Santana (2020), dados da Pesquisa Nacional por Amostra de Domicílio (PNAD) mostram que apenas 30,3% da população rural contava com algum tipo de abastecimento de água em 2016; além disso, das 31 milhões de pessoas que dependem de soluções comunitárias ou isoladas de água no país, 17 milhões não têm registro de acesso a esse bem essencial de forma segura (BRASIL, 2019).

A prestação de serviços de saneamento no meio rural, na maioria das vezes, não possui apelo mercadológico, visto que para as empresas de saneamento, sejam públicas ou privadas, os serviços nessas áreas não são lucrativos, já que a distância dos centros urbanos exige custo adicional com infraestrutura (SANTOS; SANTANA, 2020) e, muito frequentemente, a capacidade de pagamento de parte das populações rurais é limitada (SILVEIRA, 2013).

Assim sendo, e tendo em vista o cumprimento dos objetivos do Programa Nacional de Saneamento Rural (BRASIL, 2019), tornam-se necessários o desenvolvimento e a implementação de soluções simplificadas e adaptadas às realidades das diversas comunidades rurais e tradicionais brasileiras.

Nesse sentido se apresenta a Solução Alternativa Coletiva Simplificada de Tratamento de Água com zeólita (Salta-z), desenvolvida pela Fundação Nacional da Saúde (FUNASA) não somente como uma tecnologia simplificada de tratamento de água, mas também como tecnologia social, de baixo custo, fácil instalação e operação, com o objetivo de prover água potável para populações rurais e tradicionais que não possuem acesso a uma fonte de água segura e que, portanto, encontram-se mais vulneráveis à doenças de veiculação hídrica (SANTOS; CARVALHO, 2018).

Apesar da crescente aplicação da Salta-z há também, de parte da própria FUNASA, o reconhecimento da necessidade de uma avaliação mais atenta do desempenho desta unidade de tratamento de água e, eventualmente, de revisões / adaptações em termos de concepção / configuração, sendo este o elemento motivador deste projeto.

O presente estudo foi desenvolvido em parceria com a Fundação Oswaldo Cruz (Fiocruz) e se insere em um projeto maior de avaliação da Salta-z realizado pela Fiocruz para a FUNASA. Seu objetivo foi avaliar o desempenho da Salta-z na clarificação e desinfecção da água, em diferentes condições de qualidade da água bruta e de taxas de filtração.

1.2. Hipóteses e objetivos

1.2.1. Hipóteses

- (i) A Salta-z é capaz de produzir água de acordo com o padrão microbiológico de potabilidade da água estabelecido na norma brasileira de qualidade da água para consumo humano, em diferentes condições de qualidade da água bruta.

Pressuposto: apesar de se apresentar, dos pontos de vista de configuração e operacional, como “tecnologia simplificada” de tratamento de água, desde o ponto de vista de concepção a Salta-z emprega o chamado tratamento convencional, ou tratamento em ciclo completo, reconhecidamente capaz de atender o padrão microbiológico de potabilidade da água estabelecido na norma brasileira de qualidade da água para consumo humano.

- (ii) Tendo em vista a otimização operacional e de desempenho no cumprimento do padrão microbiológico de potabilidade da água estabelecido na norma brasileira de qualidade da água para consumo humano, em diferentes condições de qualidade da água bruta, se fazem necessárias revisões / adaptações em termos de concepção / configuração e operação da Salta-z.

Pressuposto: o estado da arte do conhecimento em tratamento da água em ciclo completo indica que:

- (a) a zeólita (utilizada como meio granular de filtração na concepção original da Salta-z) é, primordialmente, empregada no tratamento de água para remoção de ferro e manganês, mas não necessariamente é a melhor opção para remoção de turbidez e de microrganismos – para o que, tradicionalmente, a primeira opção têm sido filtros com leitos de areia;
- (b) a desinfecção deve ser realizada após a filtração, pois, sendo realizada antes da filtração tal como na configuração original da Salta-z, pode ter sua eficiência comprometida, além de provocar consumo desnecessário de cloro;
- (c) a garantia da eficiência da desinfecção requer o controle adequado da variável Ct (produto residual de cloro x tempo de contato), o que requer a instalação de tanque de contato.

1.2.2. Objetivos

- Objetivo geral

Avaliar o desempenho da Salta-z no tratamento de água superficial sob diferentes condições de operação – configuração do sistema, arranjos operacionais e qualidade da água bruta – e indicar possíveis intervenções ou boas práticas de operação que garantam a eficiência do tratamento.

- Objetivos específicos

- (i) avaliar a eficiência do sistema na remoção de turbidez, *E. coli*, coliformes totais e esporos de bactérias aeróbias (EBA) sob diferentes condições de turbidez da água bruta e de taxa de filtração;
- (ii) avaliar, comparativamente, a eficiência da Salta-z sob diferentes arranjos operacionais: uso dos filtros de areia natural de rio e zeólita, realização da desinfecção antes e após a filtração, inclusão do tanque de contato e uso de diferentes dispositivos para dosagem do desinfetante;
- (iii) identificar necessidades de intervenções e de boas práticas de operação para garantia da eficiência do tratamento.

2. REVISÃO DE LITERATURA

2.1. Tratamento convencional da água

O tratamento convencional, ou tratamento em ciclo completo, é a técnica mais comumente empregada no país para o tratamento da água para consumo humano, e abrange cinco etapas sequenciais: coagulação, floculação, sedimentação, filtração e desinfecção.

2.1.1. Mistura rápida e coagulação

A coagulação é a etapa mais importante do tratamento de água e tem como objetivo promover a desestabilização das partículas em suspensão e dissolvidas na água (KATRIVESIS *et al.*, 2019). Uma boa coagulação, ou seja, uma boa desestabilização das partículas é essencial para a formação satisfatória de flocos, durante a floculação, capazes de serem removidos nas etapas posteriores de separação sólido-líquido – decantação e filtração.

As partículas responsáveis pela turbidez da água possuem, de maneira geral, carga superficial negativa, que lhes garante estabilidade eletrostática para se manterem dispersas (DI BERNARDO; DANTAS; VOLTAN, 2017). Assim, o objetivo da coagulação é provocar a desestabilização das partículas com adição de coagulante, sendo os sais metálicos de ferro e alumínio os mais comumente utilizados. Em contato com a água, os sais metálicos sofrem reações sequenciais de hidrólise, produzindo espécies hidrolisadas com carga superficial positiva e precipitados de hidróxidos metálicos, responsáveis, respectivamente, pelos mecanismos de adsorção-neutralização de cargas e de varredura (BRATBY, 2016).

As reações que ocorrem a partir da aplicação do coagulante na água são muito rápidas, da ordem de milissegundos para a adsorção-neutralização e entre 1 a 7 segundos para varredura (AMIRTHARAJAH; MILLS, 1982). Sendo assim, a unidade de mistura rápida, onde a coagulação ocorre, deve ser capaz de gerar elevado gradiente de velocidade (elevada turbulência), por meio hidráulico ou mecânico, de modo a permitir a dispersão rápida e a mais homogênea possível dos produtos químicos na massa líquida (DI BERNARDO; DANTAS; VOLTAN, 2017).

O mecanismo de adsorção-neutralização, no qual as reações ocorrem quase instantaneamente, requer gradiente de velocidade elevado e tempo de mistura reduzido para efetivamente desestabilizar as partículas coloidais e promover a formação de flocos menores e que apresentem boa capacidade de aderência ao leito filtrante; é o mecanismo mais adequado para

tratamento por filtração direta e águas de melhor qualidade – turbidez baixa (DI BERNARDO; DANTAS; VOLTAN, 2017; LIBÂNIO, 2010). Quanto à varredura, como a reação de formação dos hidróxidos precipitados ocorre de forma mais lenta, desde que se adeque o pH e a dose de coagulante, não há necessidade de promover gradientes tão elevados e tempos de mistura tão baixos quanto aqueles requeridos para a adsorção-neutralização; de toda maneira, o gradiente de mistura deve ser suficientemente elevado para promover a distribuição uniforme do coagulante em toda a massa de água (DI BERNARDO; DANTAS; VOLTAN, 2017).

2.1.2. Mecanismos de coagulação e características dos flocos formados

As reações de hidrólise que os sais metálicos sofrem ao entrar em contato com a água promovem a liberação de íons H^+ e a consequente queda do pH da solução (AMIRTHARAJAH; MILLS, 1982). Sendo assim, o pH, juntamente com a dose de coagulante, determina qual espécie e, conseqüentemente, qual mecanismo de coagulação serão predominantes no processo (DI BERNARDO; DANTAS; VOLTAN, 2017).

As primeiras espécies hidrolisadas que são instantaneamente formadas são monoméricas, que, ao reagirem entre si, vão formando espécies diméricas, triméricas e poliméricas. Tais espécies possuem carga superficial positiva e predominam em faixas de pH mais baixo, sendo que quanto mais baixo o pH, maior a predominância das espécies poliméricas (pH em torno e abaixo de 5,7 (DI BERNARDO; DANTAS, 2005).

As espécies monoméricas são as mais instáveis, mas possuem maior densidade de carga superficial e, assim, elevada capacidade de neutralização das partículas negativamente carregadas em suspensão e dissolvidas na água (SAXENA; BRIGHU; CHOUDHARY, 2018). Já as espécies poliméricas, por terem a formação mais lenta, são mais estáveis, além de possuírem alto peso molecular; por essas características, essas espécies podem promover a formação de pontes interpartículas, além da adsorção e neutralização de cargas (CAO *et al.*, 2015).

Em valores de pH mais próximos da neutralidade e em doses mais elevadas de coagulante, ocorre a formação e predominância do hidróxido metálico precipitado amorfo, que consiste na espécie mais estável e com maior peso molecular (SAXENA; BRIGHU; CHOUDHARY, 2018). O hidróxido amorfo possui uma estrutura mais aberta, o que permite a captura e o aprisionamento de partículas, caracterizando o mecanismo de varredura (DUAN; GREGORY, 2003).

Dessa forma, as espécies hidrolisadas determinam os mecanismos de coagulação que irão predominar no processo, consequentemente influenciando características dos flocos tais como: força, tamanho, compactação, densidade e capacidade de recuperação, (GREGORY; CAMPOS, 2010; CAO *et al.*, 2015). Além disso, as condições hidráulicas, como gradiente de velocidade e tempo de mistura rápida e lenta, também influenciam na formação e características dos flocos (SAXENA; BRIGHU, 2020).

As características dos flocos formados nas etapas de coagulação e floculação influenciam diretamente na eficiência das etapas subsequentes de separação sólido-líquido do tratamento de água. A decantação, por exemplo, requer que os flocos possuam boas características de sedimentabilidade, isto é, apresentem dimensões e densidades tais que resultem em elevada velocidade de sedimentação; a filtração, por sua vez, requer flocos muito bem desestabilizados, menores, porém resistentes, de tal forma que apresentem boa aderência ao leito filtrante e elevada resistência à tensão de cisalhamento (SAXENA; BRIGHU, 2020).

Geralmente, os flocos formados pelo mecanismo de varredura são maiores e mais compactos, apresentando elevada velocidade de sedimentação (LI *et al.*, 2006; PERNITSKY; EDZWALD, 2006). Por possuírem estrutura fractal, isto é, irregular e “aberta”, quanto maior o floco, mais fraco ele será, isto é, mais susceptível às forças de cisalhamento (GREGORY, 1998; BACHE; GREGORY, 2010). Os flocos formados por adsorção-neutralização de cargas, por sua vez, são menores e menos densos, com baixa velocidade de sedimentação, mas com elevada força, isto é, resistência ao cisalhamento (DI BERNARDO; DANTAS; VOLTAN, 2017). Dessa forma, para o tratamento de água em ciclo completo, é desejável que se faça predominar o mecanismo de varredura na coagulação, enquanto para tratamento em filtração direta, recomenda-se a predominância da adsorção-neutralização de cargas (LIBÂNIO, 2010).

2.1.3. Floculação

Durante a coagulação, isto é, a desestabilização de partículas, são formadas partículas primárias, também chamadas de microflocos. O objetivo da floculação é, portanto, permitir a colisão e agregação entre estes microflocos, formando flocos maiores que poderão ser removidos mais facilmente na decantação e filtração (SPICER *et al.*, 1998). Para que a formação de flocos seja eficiente, após a colisão é preciso que a ligação entre microflocos seja suficiente para suportar as forças hidrodinâmicas de cisalhamento durante a mistura, o que só é possível caso a coagulação tenha sido efetiva (BACHE; GREGORY, 2010).

A floculação pode ocorrer por três mecanismos distintos: interação pericinetica, que ocorre devido ao movimento aleatório de partículas (movimento Browniano); interação ortocinética, que ocorre pela introdução de energia externa para promover as colisões; e sedimentação diferencial, que se dá pela colisão de partículas com diferentes velocidades de sedimentação (DI BERNARDO; DANTAS; VOLTAN, 2017).

No tratamento de água, os microflocos formados na coagulação são considerados relativamente grandes para se movimentarem aleatoriamente com energia própria, segundo o movimento Browniano (DI BERNARDO; DANTAS; VOLTAN, 2017). Por esse motivo, há necessidade de introdução de energia para induzir as colisões, ou seja, a floculação ortocinética é o mecanismo preponderante (GREGORY, 1998).

Após a coagulação, a taxa de crescimento dos flocos nos momentos iniciais da floculação, isto é, a agregação das partículas primárias, é determinada principalmente pela energia aplicada, pela concentração de partículas e pela intensidade da colisão entre estas; à medida que os agregados vão aumentando de tamanho, seu crescimento passa a ser restrito pela energia aplicada, porque os flocos existentes podem sofrer quebra e a taxa de colisões passa a diminuir (SOLOMENTSEVA; BÁRÁNY; GREGORY, 2007). Durante o processo, os fenômenos de agregação e ruptura de flocos ocorrem simultaneamente – à medida que os flocos aumentam de tamanho, se tornam mais susceptíveis às forças de hidrodinâmicas cisalhamento – até que se atinja um equilíbrio na distribuição de tamanho dos flocos.

A introdução de energia ou turbulência no processo de floculação pode ser realizada hidráulica ou mecanicamente e depende fundamentalmente de dois parâmetros hidráulicos: o gradiente de velocidade e o tempo de floculação (DI BERNARDO; DANTAS; VOLTAN, 2017). O gradiente de velocidade é o principal parâmetro que interfere nas taxas de agregação e ruptura dos flocos, ou seja, deve ser suficiente para promover o choque e agregação das partículas desestabilizadas, porém não deve ser elevado ao ponto de promover a ruptura dos flocos formados. Por esse motivo, é desejável que o gradiente de velocidade decresça gradualmente ao longo do processo e da unidade de floculação. Segundo Di Bernardo, Dantas e Voltan (2017), para determinado tempo de floculação, existe um gradiente que conduz à eficiência máxima de remoção de turbidez e, com o aumento do tempo, o gradiente tende a um valor aproximadamente constante.

2.1.4. Decantação

A decantação é o processo por meio do qual se promove, pela ação da gravidade e em tanques com velocidade de escoamento drasticamente reduzida, a sedimentação dos flocos formados nas etapas de coagulação e floculação com massa específica suficiente, isto é, maior do que a da água.

O principal parâmetro de dimensionamento e de operação de decantadores é a taxa de aplicação superficial (vazão aplicada por unidade de área), análogo conceitualmente, e coincidente numericamente, à velocidade de sedimentação da partícula de menor densidade que se pretende remover.

A velocidade de sedimentação, como discutido anteriormente, depende das características dos flocos. Segundo Moruzzi, Bridgerman e Silva (2020), na prática, a velocidade de sedimentação será função do tamanho e da dimensão fractal dos flocos, sendo esta relacionada à forma, porosidade e densidade dos mesmos. Em estudo recente, os autores observaram que o grau de compactação – representado pela dimensão fractal – influencia mais a velocidade de sedimentação do que o tamanho dos flocos, já que flocos grandes, mas pouco compactos, ou seja, com elevada porosidade, resultam em baixas velocidades de sedimentação. Ademais, esses efeitos foram mais significantes em flocos grandes do que em flocos pequenos, do tamanho das partículas primárias.

Num decantador real, a sedimentação se dá essencialmente na forma de sedimentação floculenta, durante a qual os flocos continuam se agregando à medida que sedimentam, já que flocos com características diversas e, conseqüentemente, com diferentes velocidades de sedimentação serão formados. Na prática, além da taxa de aplicação (ou seja, a área necessária), há também que se garantir que os decantadores tenham profundidade e tempo de detenção adequados (DI BERNARDO; DANTAS; VOLTAN, 2017).

2.1.5. Filtração

A filtração é o processo final da clarificação da água e consiste na retenção, em meio granular ou poroso, de partículas que não puderam ser removidas nas etapas antecedentes (DI BERNARDO; DANTAS; VOLTAN, 2017). É importante observar que organismos patogênicos, e mais especificamente cistos de protozoários, se comportam de maneira semelhante às partículas coloidais ou em suspensão (por exemplo, possuem carga elétrica

superficial negativa) e, portanto, são passíveis de remoção por técnicas usuais de tratamento de água, tais como coagulação, floculação, decantação e, principalmente, filtração, desde que submetidas aos devidos cuidados operacionais (BASTOS *et al.*, 2009). Sendo assim, a filtração constitui também uma importante etapa de produção de água segura para consumo humano do ponto de vista de qualidade microbiológica.

Em abordagem similar à apresentada para a decantação, o principal parâmetro de dimensionamento e de operação dos filtros é a taxa de filtração (vazão aplicada por unidade de área) – conceito análogo a, e numericamente coincidente com a velocidade de filtração.

Na técnica de filtração lenta são empregadas taxas de filtração bem baixas (até 6 m³/m².d) e granulometria fina de areia, sendo indicada para vazões baixas e águas de qualidade boa e pouco variável, que não necessitem de coagulação. Porém, o tratamento em ciclo completo requer filtração rápida, com taxas de filtração bem mais elevadas (até 180 m³/m².d) e granulometria mais grossa do que a de filtração lenta (ABNT, 1992).

Além das diferentes taxas de filtração, os métodos também se diferem quanto aos mecanismos de remoção, dado que na filtração lenta os mecanismos são associados à processos biológicos e físicos de ação superficial (retenção ocorre preferencialmente no topo do leito) e na filtração rápida ocorrem mecanismos físico-químicos de transporte e aderência com ação de profundidade, ou seja, ao longo de todo o leito filtrante (DI BERNARDO; DANTAS; VOLTAN, 2017).

Na filtração rápida, os mecanismos pelos quais as partículas em suspensão são removidas são complexos e influenciados pelas características físicas e químicas da suspensão e do meio granular, pela taxa de filtração, e pelo método de operação do filtro; em geral, a filtração envolve três mecanismos principais: transporte, aderência e desprendimento (AMIRTHARAJAH, 1988).

Os poros do leito filtrante são geralmente de 100 a 1000 vezes maiores do que o tamanho das partículas e, por isso, estas precisam ser transportadas das linhas de fluxo até bem próximas à superfície dos grânulos do meio filtrante, também chamados de coletores (AMIRTHARAJAH, 1988). Quando as partículas estão suficientemente próximas dos coletores, forças de superfície promovem a aderência das partículas ao material do leito filtrante, o que pode envolver interações eletrostáticas, forças de van der Waals ou interações químicas. À medida que as partículas são retidas nos grânulos, o tamanho dos poros diminui e, se a taxa de filtração for

mantida constante, a velocidade intersticial e, conseqüentemente, a força de cisalhamento aumentam; se a força de cisalhamento se igualar ou superar a força de aderência, ocorre o desprendimento das partículas, que vão alcançar maiores profundidades (DI BERNARDO; DANTAS; VOLTAN, 2017).

2.1.6. Características dos leitos filtrantes e diferentes materiais utilizados

As principais características do leito filtrante que intervêm na eficiência do processo são: tipo de material granular, tamanho efetivo, tamanho do maior e do menor grão, coeficiente de desuniformidade, massa específica do material granular e espessura da camada filtrante (DI BERNARDO; DANTAS; VOLTAN, 2017).

A penetração das partículas no leito filtrante está relacionada ao coeficiente de desuniformidade: relação entre a abertura da peneira que permite a passagem de 60% (D60) do material poroso e a abertura da peneira que permite a passagem de 10%. Quanto menor o coeficiente, ou seja, quanto mais uniforme o meio granular, mais profundamente os flocos irão adentrar nos filtros e mais longa será a carreira de filtração (DI BERNARDO; DANTAS, 2005). Quanto à granulometria, representada pelo tamanho efetivo (diâmetro da abertura da peneira que permite a passagem de 10% da amostra do material granular) e pelo tamanho do maior e do menor grão, quanto menores os tamanhos dos grãos, mais rapidamente irá ocorrer a colmatação dos filtros e menor será a carreira de duração.

O material mais utilizado no Brasil, de fato na quase totalidade das estações de tratamento de água em operação no país, é a areia quartzosa natural de rio, composta por dióxido de silício, ou sílica (SiO₂) (LIBÂNIO, 2010; DI BERNARDO; DANTAS; VOLTAN, 2017). O antracito é um material geralmente usado como segunda camada em leitos filtrantes de camada dupla, o que permite o uso de maiores taxas de filtração. Outros materiais também podem ser utilizados, porém são menos convencionais, como aluminossilicato expandido, vidro reciclado moído, fibra de polipropileno, carvão ativado granular (CESCON; JIANG, 2020), púmice (FARIZOGLU et al., 2003), perlita (ULUATAM, 1992), areia de britagem (SILVA, 2018), entre outros.

Outro material utilizado como leito de filtros para tratamento da água, na verdade não comumente utilizado para remoção de turbidez, é a zeólita. Esse termo abrange um grande número de minerais naturais e sintéticos, que são aluminossilicatos hidratados cristalinos com características estruturais comuns que permitem a ocorrência de cavidades estruturais. Tais

cavidades podem ser ocupadas por cátions, como Na^+ , K^+ , Ca^{+2} e Mg^{+2} e moléculas de água, ambos com liberdade de movimento, o que confere a esses minerais a capacidade de troca iônica, sem que haja alteração em sua estrutura básica (SOARES, 2010).

Comparada com a areia, a zeólita possui maior área superficial e maiores poros inter e intrapartículas (LI *et al.*, 2011) e sua aplicação vem sendo estudada visando, principalmente a remoção de cátions de soluções aquosas, como amônio e diversos metais (WANG; PENG, 2010), como, por exemplo: arsênio (LI *et al.*, 2011), ferro e manganês (GARCÍA-MENDIETA; SOLACHE-RÍOS; OLGUÍN, 2009; KWAKYE-AWUAH *et al.*, 2019), cálcio e magnésio (EL-NAHAS *et al.*, 2020), cobre e mercúrio (RASSOULINEJAD-MOUSAVI *et al.*, 2020), cádmio, cobalto, cromo, cobre e zinco (SOARES, 2010). Entretanto, segundo Wang & Peng (2010), as zeólitas não apresentam bom desempenho quanto à remoção de ânions e substâncias orgânicas, como ácido húmico, substância que comumente confere cor verdadeira à água. Não foram encontrados estudos quanto à remoção de turbidez por filtração em leitos de zeólita.

2.1.7. Encerramento das carreiras de filtração e retrolavagem

As carreiras de filtração geralmente seguem as seguintes etapas: período de amadurecimento (etapa inicial, com turbidez mais elevada devido à de água de lavagem remanescente); etapa intermediária (redução e manutenção de baixos valores da turbidez da água filtrada); e etapa final ou encerramento da carreira, que pode ocorrer por esgotamento da carga hidráulica ou ocorrência de trespasse, caracterizado pelo aumento súbito de algum parâmetro da qualidade da água, geralmente a turbidez (DI BERNARDO; DANTAS; VOLTAN, 2017). A duração da carreira de filtração é afetada por fatores como as características dos flocos formados na coagulação e floculação, qualidade da água afluyente aos filtros, taxa de filtração e eficiência da retrolavagem (CEPIS, 2004).

Após o encerramento da carreira de filtração, realiza-se a retrolavagem dos filtros. Para filtros rápidos descendentes, isso consiste em aplicar água tratada no sentido ascensional para promover o desprendimento dos flocos do meio granular. O processo é controlado pela velocidade ascensional, que deve ser suficiente para promover expansão de 20 a 30 % do leito filtrante (ABNT, 1992), para garantir o desprendimento das partículas. Sua duração deve ser tal que seja suficiente para limpar o filtro, com menor consumo de água possível.

2.1.8. Desinfecção

A desinfecção é a etapa que finaliza o processo de potabilização da água e tem por objetivo a inativação de microrganismos patogênicos, por um mais dos seguintes mecanismos: destruição ou ruptura da parede celular, interferência no metabolismo com inativação de enzimas, interferência na biossíntese e no crescimento celular, evitando a síntese de proteínas, ácidos nucleicos e coenzimas (DI BERNARDO; DANTAS; VOLTAN, 2017). A desinfecção pode ser realizada por agentes químicos, que apresentam potencial de oxidação (cloro, dióxido de cloro, peróxido de hidrogênio, iodo, permanganato de potássio, ozônio, entre outros), ou agente físicos, como radiação UV, gama e solar, cujo mecanismo de ação está relacionado à energia de radiação (LIBÂNIO, 2010).

De acordo com Di Bernardo, Dantas e Voltan (2017), o principal mecanismo de desinfecção por oxidação é a ruptura da parede celular, com consequente desintegração das células e difusão do agente no interior da célula, interferindo na atividade metabólica. Ainda segundo estes autores, os desinfetantes devem: i) inativar ou destruir, em tempo razoável os patógenos; ii) não ser tóxico ao ser humano e a animais domésticos, nem causar gosto e odor na água; iii) ser economicamente viável e seguro para transporte, armazenamento, manuseio e aplicação na água; iv) ser determinado por método analítico simples e confiável; v) manter residual persistente na água ao longo do sistema de distribuição.

Entre os desinfetantes citados, o mais comum no tratamento de água é o cloro, mas nas últimas décadas o interesse e pesquisas acerca de desinfetantes alternativos tem sido crescente, tendo em vista a possibilidade de formação de subprodutos tóxicos da desinfecção a partir da reação do cloro com substâncias orgânicas, mais especificamente as substâncias húmicas (DI BERNARDO; DANTAS; VOLTAN, 2017). Inclusive, é por essa razão que a remoção e controle de cor verdadeira antes da desinfecção é importante, dado que esse parâmetro é representante do teor de matéria orgânica na água. A turbidez também deve ser monitorada, dado que as partículas em suspensão podem proteger os microrganismos da ação do desinfetante, pelo chamado efeito escudo (LIBÂNIO, 2010).

A eficiência do processo de desinfecção depende da dose e do tempo de contato do agente com a água, do tipo e concentração dos microrganismos e das características físicas e químicas da água (LIBÂNIO, 2010). O principal parâmetro de projeto e controle da etapa de desinfecção é o produto Ct (concentração residual do desinfetante em mg/L x tempo de contato do

desinfetante com a água em minutos), que varia com o microrganismo e o desinfetante em questão.

2.1.9. Turbidez e esporos de bactérias aeróbias (EBA) como indicadores de remoção de protozoários

Cistos de *Giardia* e, principalmente, oocistos de *Cryptosporidium* são resistentes à ação de desinfetantes, particularmente ao cloro. Entretanto, como referido no item 2.1.5, cistos e oocistos são passíveis de remoção pelos processos de clarificação da água, ou seja, pelos mesmos mecanismos de remoção de turbidez.

Assim sendo, e dado que o monitoramento rotineiro de protozoários esbarra em limitações financeiras e analítico-laboratoriais, é prática comum a utilização da turbidez como indicador da eficiência de remoção desses organismos no tratamento da água, mais especificamente da eficiência da filtração (BASTOS *et al.*, 2009). O estado atual da arte do conhecimento permite identificar o padrão de turbidez da água filtrada de 0,5 uT como medida de controle de cistos de *Giardia* (correspondendo, em tese, a 2,5 log de remoção), e 0,3 uT voltado ao controle de oocistos de *Cryptosporidium* (em tese, associado à remoção de 3 log de oocistos) (USEPA, 2006). Diversos países, incorporam tal abordagem em suas normas de potabilidade, como Estados Unidos (USEPA, 2006), Canadá (HEALTH CANADA, 2014), Austrália (NHMRC/NRMMC, 2016) e Nova Zelândia (MINISTRY OF HEALTH, 2008), além do próprio Brasil (BRASIL, 2021).

Outros indicadores têm sido testados para avaliação da remoção / inativação de cistos e oocistos de protozoários por meio do tratamento de água, entre os quais os esporos de bactérias aeróbias, pois estas formas esporuladas, comparativamente aos (oo)cistos: (i) são abundantes em águas naturais; (ii) são de fácil detecção laboratorial; (iii) são mais resistentes à ação do cloro; (iv) apresentam menores dimensões e potencial zeta similar (HEADD; BRADFORD, 2016). Brown & Cornwell (2007) e Dugan et al. (2001) corroboram estes postulados e referenciam o potencial do uso de EBA como indicador conservador da remoção de protozoários, considerando que oocistos de *Cryptosporidium* foram mais facilmente removidos pelos processos de clarificação, especialmente pela filtração, do que os indicadores.

2.2. A SALTA -Z: Solução Alternativa Coletiva Simplificada de Tratamento de Água com zeólita

2.2.1. Aplicabilidade

A prestação de serviços de saneamento no meio rural é, na maioria das vezes, negligenciada pelas empresas de saneamento, públicas ou privadas, pois, usualmente, os serviços nessas áreas não são rentáveis, já que a distância dos centros urbanos exige custo adicional com infraestrutura (SANTOS; SANTANA, 2020) e, em geral, populações rurais possuem capacidade limitada de pagamento pelos serviços (SILVEIRA, 2013).

É fato que particularidades das áreas rurais, como dispersão demográfica ou isolamento geográfico, dificuldade de acesso, falta de recursos financeiros ou de pessoal dos municípios, entre outras, dificultam a provisão de serviços, mas não devem ser usadas como justificativa para a negligência por parte do Estado nessas áreas (BRASIL, 2019).

Como desdobramento do marco regulatório do saneamento no Brasil instituído em 2007 – a Lei nº 11.445/2007 (BRASIL, 2007) – o extinto Ministério das Cidades promoveu a elaboração do Plano Nacional de Saneamento Básico - Plansab, publicado em 2013, revisado e republicado em 2019 (BRASIL, 2019), que indicava, como medida complementar, a elaboração de um programa de saneamento rural. Assim, a Fundação Nacional da Saúde (FUNASA) promoveu a elaboração do Programa Nacional de Saneamento Rural (PNSR), que prevê o fomento e execução de ações que garantam a equidade, integralidade, intersetorialidade, sustentabilidade dos serviços e a participação e controle social, e ressalta a necessidade de que essas ações sejam adaptadas às particularidades étnico-culturais, sociais, econômicas e territoriais das populações rurais, tradicionais e povos originários (BRASIL, 2019).

Contudo, cabe ressaltar que mudanças políticas recentes no setor de saneamento nos últimos anos têm favorecido a privatização dos serviços públicos e, por conseguinte, a lógica mercantil que visa o lucro, o que pode dificultar ainda mais a garantia do atendimento de serviços de saneamento às populações rurais (ROLAND *et al.*, 2019). Não obstante, a diretriz de garantia de “meios adequados para o atendimento da população rural dispersa, a partir da utilização de soluções que sejam compatíveis com suas características socioeconômicas”, prevista na Lei Federal nº 11.445/2007, foi mantida na reformulação do marco legal do saneamento promovida pela Lei Federal nº 14.026/2020 (BRASIL, 2020).

O PNSR (BRASIL, 2019) aponta que, no contexto rural, a preocupação não deve ser somente a implantação de uma tecnologia de tratamento e/ou abastecimento de água, mas deve incluir estratégias de educação, participação e controle social para que a população seja envolvida em todo o processo decisório e se aproprie do conhecimento para alcançar autonomia na utilização de qualquer que seja a solução tecnológica implementada.

Nesse contexto, a Gestão Comunitária da Água se destaca por partir de premissas importantes para se garantir a aceitabilidade e a sustentabilidade de sistemas de tratamento de água em comunidades rurais: implantação de tecnologias simples e adaptadas à realidade local, aliada à capacitação das comunidades para promover a gestão e a governança (SANTOS; SANTANA, 2020). O desenvolvimento e a implementação da Salta-z vem de encontro à essas premissas, considerando que é uma tecnologia simplificada e com potencial de ser adaptada às condições de diversas localidades rurais.

A Salta-z foi desenvolvida em 2009, por técnicos do Serviço de Saúde Ambiental da Superintendência Estadual da Funasa no Pará (Suest/PA) com o objetivo de prover água potável aos moradores da zona rural e comunidades tradicionais que sofrem com a ausência de sistema público de abastecimento e distribuição de água (SANTOS; CARVALHO, 2018; BRASIL, 2017).

Segundo Santos e Carvalho (2018), a solução configura-se como “uma tecnologia de interesse social que contempla o baixo custo como atrativo favorável à sua aplicação, além de apresentar viabilidade técnica e operacional, compreendendo-se a capacidade de o projeto ser tecnicamente exequível”, com a capacidade de tratar águas superficiais e subterrâneas

A aquisição do sistema por parte dos municípios ocorre pelo estabelecimento de um Acordo de Cooperação Técnica com as Suest da FUNASA, desde que o município atenda critérios de elegibilidade, como perfil epidemiológico, densidade populacional, ter comunidades sem fornecimento de água potável e manancial superficial até classe II, conforme classificação da Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005, para água doce, e manancial subterrâneo com presença de ferro e manganês.

2.2.2. Concepção e configuração da Salta-z

Inicialmente, o sistema foi pensado para tratamento de águas subterrâneas com elevados teores de ferro e manganês e, por isso, contava apenas com as etapas de filtração e desinfecção e foi

utilizada a zeólita como material para o leito filtrante. Depois disso, a Salta-z foi adaptada para o tratamento de águas superficiais, incorporando as etapas de coagulação, floculação e decantação, mas mantendo a zeólita como leito filtrante (Figura 1)

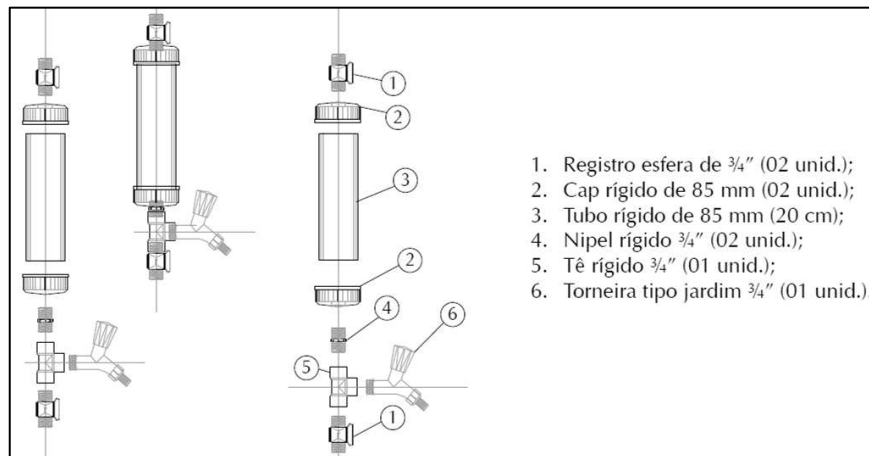
Figura 1 - Ilustração esquemática da Salta-z para tratamento de águas superficiais.



Fonte: Brasil, 2017.

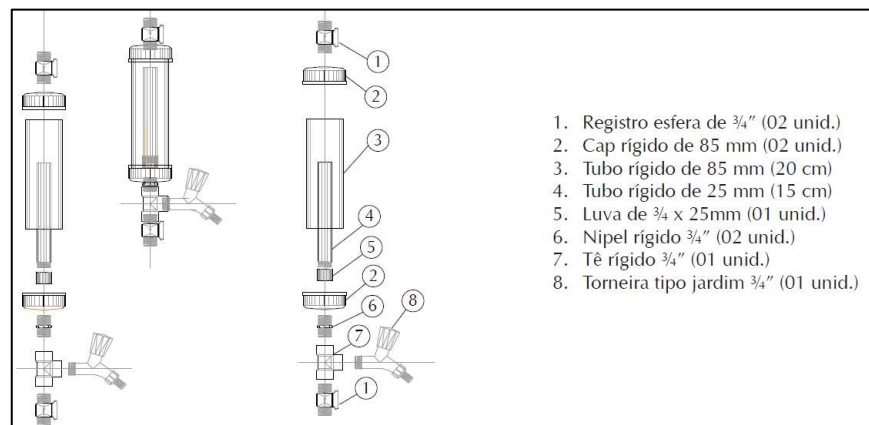
A Salta-z compreende todas as etapas do tratamento convencional: coagulação, floculação, sedimentação, filtração e desinfecção. Em sua concepção original: (i) a dosagem de coagulante é realizada por meio de um dispositivo, desenvolvido pela FUNASA (Figura 2), acoplado à tubulação de entrada da água bruta, na qual ocorre hidraulicamente a mistura rápida; (ii) no decantador ocorrem as etapas de floculação hidráulica e de sedimentação; (iii) a desinfecção é realizada previamente à filtração por meio de um dosador de cloro (Figura 3), também desenvolvido pela FUNASA, acoplado à tubulação de entrada de água decantada no filtro; (iv) a filtração rápida descendente ocorre em uma unidade, também desenvolvida pela Funasa especialmente para compor a Salta-z, com leito filtrante de zeólita do tipo clinoptilolita (Figura 4) (BRASIL, 2017).

Figura 2 - Ilustração esquemática do dosador de coagulante da Salta-z.



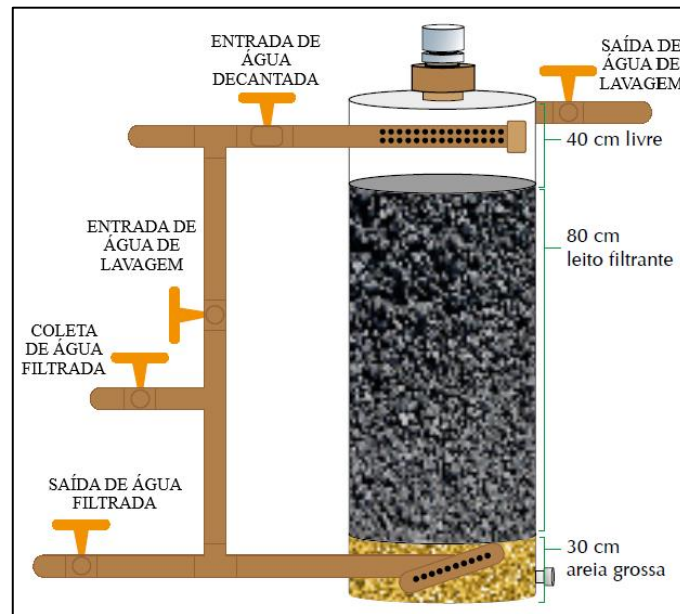
Fonte: Brasil, 2017.

Figura 3 - Ilustração esquemática do dosador de cloro granulado da Salta-z.



Fonte: Brasil, 2017.

Figura 4 - Ilustração esquemática do filtro da Salta-z.



Fonte: Brasil, 2017.

O sistema é operado em batelada, com tempo de operação determinado, inicialmente, pelo volume do reservatório que serve de floculador / decantador. A massa de sulfato de alumínio a ser colocada no dosador é calculada em função da dose de coagulante desejada e do volume de água a ser tratada, coincidente com o volume do tanque-floculador / decantador. Com o reservatório abastecido, aguarda-se pelo menos 20 min para a decantação e então a água decantada é liberada para a desinfecção e a filtração e distribuída para consumo.

As unidades da Salta-z são todas em PVC, de dimensões padronizadas, e os filtros e dosadores possuem características artesanais (SANTOS; CARVALHO, 2018). Mais detalhes sobre concepção do sistema, as dimensões das unidades, peças que compõem o sistema e aspectos operacionais podem ser encontrados no “Manual da Salta-z” (BRASIL, 2017)

2.2.3. Experiências de implantação da Salta-z no país

Nos últimos anos, a tecnologia tem sido implantada em diversas regiões do país. Em boletim informativo de 2018 publicado pela FUNASA, a instituição tinha como objetivo a instalação de 565 unidades da Salta-z, distribuídas em 54 municípios e 20 estados brasileiros (BRASIL, 2018).

Um exemplo de vulto é o município de Abaetetuba (PA). Em março de 2019 a SALTA-Z havia sido instalada em 50 comunidades rurais, com previsão de atender todas as 72 comunidades em 2020, o que rendeu ao município o Prêmio MuniCiência, conferido pela Confederação Nacional de Municípios (CNM, 2019). Após a instalação dos sistemas, houve diminuição da evasão escolar e o índice de atendimento devido a doenças de veiculação hídrica (CNM, 2019). Segundo o idealizador do projeto, o Secretário de Agricultura do município, “Ninguém tinha ainda perguntado aos moradores das ilhas o que eles queriam primeiro”; sendo assim, o fato de a prefeitura ter inserido a comunidade durante todo o processo foi essencial para o êxito do mesmo (CNM, 2019). O projeto contou com iniciativas de conscientização e mobilização das comunidades, promovendo programas educacionais voltados para a saúde ambiental e capacitações contínuas dos líderes comunitários para monitorar o funcionamento dos sistemas. Tais iniciativas reforçaram a sensação de pertencimento da comunidade e contribuíram para a aceitabilidade e, conseqüentemente, sustentabilidade da tecnologia (CNM, 2019).

De acordo com Machado *et al.* (2021), por ter sido desenvolvida para sanar problemas de acesso à água potável no Pará, a Salta-z possui boa aceitação na região. Entretanto, os autores ressaltam que, ao replicar a tecnologia para outras regiões do país, começaram a surgir divergências na aceitabilidade da mesma, por questões relacionadas à educação, mobilização, engajamento e cultura hídrica de cada localidade.

Uma questão importante que afeta negativamente a aceitabilidade da Salta-z é o fato de não haver um sistema de distribuição da água direto para as moradias (MACHADO, *et al.*, 2021). Em diversos casos, as pessoas preferiam consumir água direto do rio localizado mais perto de suas casas do que ter que se deslocar por uma distância maior até o local onde o sistema foi implantado, coletar a água e carregar até suas casas (SEABRA, 2019; SANTOS *et al.*, 2020).

Machado *et al.* (2021), avaliaram a implementação da Salta-z em quatro comunidades com contextos e níveis de adesão à Salta-z diferentes: “duas experiências de alta adesão (Rio do Oeste – SC e Limoeiro do Ajuru - PA), uma experiência em processo de adesão (Mamanguape - PB) e uma experiência de conflito (Comunidade Remanescente de Quilombo Boa Esperança, Areal - RJ), com falta de adesão e ruídos na comunicação entre os atores locais”. Os autores destacaram o potencial da Salta-z para provimento de água potável em comunidades rurais, desde que observados fatores essenciais que garantam a adesão das comunidades, tais como: ações de educação em saúde ambiental, alinhamento de expectativas e responsabilidades entre as prefeituras e as comunidades, inclusão dos moradores durante todo o processo de decisão e

implementação, mobilização e comprometimento das lideranças comunitárias e presença de equipes para acompanhamento e monitoramento na tecnologia em campo.

Em relação à qualidade da água tratada nas unidades Salta-z instaladas no país, foi encontrado somente um estudo, realizado por Rocha e Braga (2020) em duas comunidades no município de Manacapuru (AM), onde a captação de água ocorre em mananciais superficiais. As autoras constataram que o sistema melhorou a qualidade de vida nas comunidades, sendo que os moradores realmente utilizavam a água tratada pelo sistema. Quanto à eficiência do sistema, observaram a ausência de coliformes totais, o que está de acordo com o exigido pela Portaria GM/MS nº 888/2021; porém, os valores de turbidez da água tratada variaram de 1,7 a 3,0 uT, o que está de acordo com o padrão organoléptico da Portaria GM/MS nº 888/2021, mas não com o padrão microbiológico, que exige que a turbidez da água filtrada seja menor ou igual à 0,5 uT em 95% das amostras e nas demais, no máximo 1 uT. Os resultados desse estudo evidenciam a necessidade de uma avaliação mais aprofundada do desempenho da Salta-z.

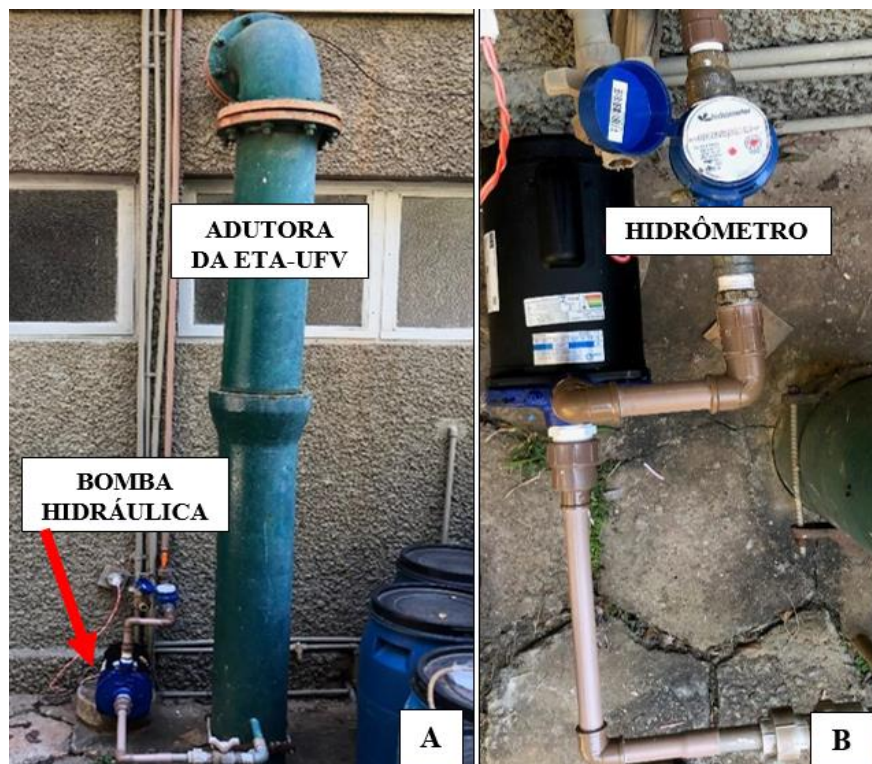
3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1. Unidade experimental

Uma unidade da Salta-z, fornecida pela FUNASA, foi instalada nas dependências da Divisão de Água e Esgoto (DAG) da Universidade Federal de Viçosa (UFV), próxima à Estação de Tratamento de Água da universidade (ETA UFV).

A Salta-z foi alimentada a partir de uma derivação da adutora de água bruta da ETA UFV, utilizando uma bomba hidráulica centrífuga marca KSB, modelo HYDROBLOC C 1500N (Figura 5). A água bombeada era armazenada em reservatório de água bruta de 5.000 L, a partir do qual o sistema era alimentado por gravidade. A Salta-z é usualmente operada em batelada e assim foi feito na unidade instalada na UFV.

Figura 5 - Instalação de captação de água bruta para alimentação da Salta-z: (a) detalhe da derivação instalada na adutora de água bruta da ETA UFV; (b) hidrômetro para o controle da vazão de bombeamento.



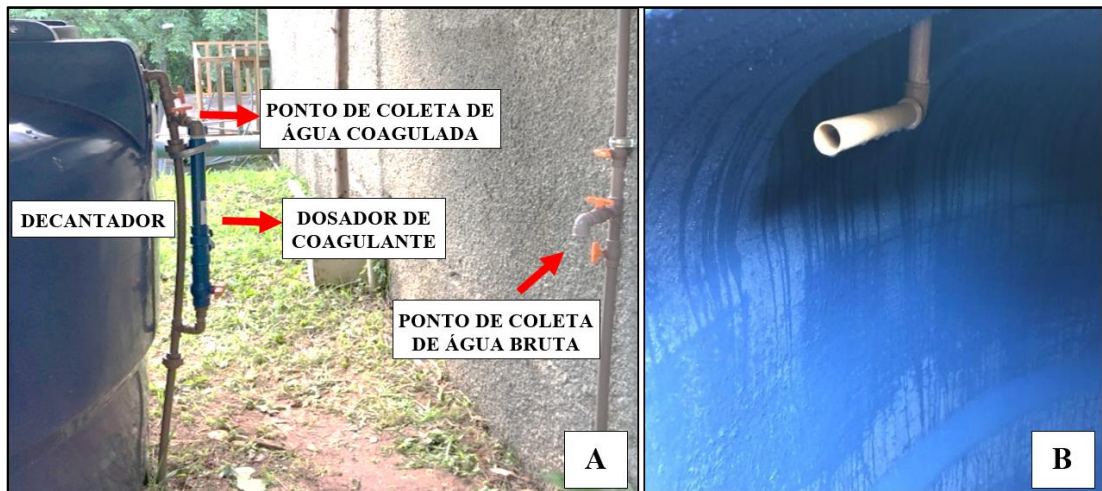
A Figura 6 apresenta a configuração geral do sistema instalado, de forma adaptada às condições locais em termos de disponibilidade de área e relevo. No Apêndice D encontra-se um croqui detalhado do sistema todo.

Figura 6 - Configuração das unidades da Salta-z instaladas nas dependências da DAG-UFV.



De acordo com a configuração original da Salta-z, a floculação é realizada em uma caixa d'água de 5.000 L, onde também se dá a decantação, em operações em batelada. Na tubulação entre o reservatório de água bruta e o decantador foi instalado o dosador de coagulante e um ponto para coleta de amostras de água bruta e medição de vazão (Figura 7A). Tal como recomendado no Manual da Salta-z, no interior da caixa o fluxo da água é direcionado por meio de um joelho acoplado à tubulação de entrada, de forma favorecer a movimentação da água e o processo de floculação (Figura 7B).

Figura 7 - Esquerda (A): decantador, dosador de coagulante e pontos para coleta de amostras de água bruta e de água coagulada. Direita (B): detalhe da tubulação de entrada de água no decantador.



Após o decantador foram instalados dois filtros idênticos em dimensões, em paralelo, para filtração rápida descendente. Os filtros possuem 300 mm de diâmetro, 30 cm de material suporte (areia de 2,38 mm a 4,76 mm) e 70 cm de altura do leito filtrante, sendo um de zeólita e o outro de areia natural de rio. Nas tubulações entre o decantador e cada um dos filtros foram instalados registros com as seguintes finalidades: (i) ajuste de vazão; (ii) medição de vazão e coleta de água decantada; (iii) descarte do lodo de fundo do decantador; (iv) entrada de água decantada; (v) entrada da água de lavagem; (vi) descarte da água de lavagem; (vii) saída de água filtrada; (viii) ponto de coleta de água filtrada (Figura 8).

Figura 8 - Sistema de registros para: (1) controle e ajuste da vazão/taxa de filtração; (2) ponto de medição de vazão e coleta de água decantada; (3) descarte do lodo de fundo; (4) tubulação de entrada de água decantada nos filtros; (5) ponto de encaixe dos dosadores para ensaios de desinfecção pré-filtração; (6) saída da água de lavagem; (7) entrada da água de lavagem; (8) ponto de coleta de água filtrada; (9) saída de água filtrada.



Duas caixas d'água de 1.000 L (uma para cada filtro) foram instaladas como tanques de contato. Na tubulação entre o filtro e o tanque de contato foi instalado um ponto de espera para conexão do dosador de cloro, para os ensaios com desinfecção pós-filtração (Figura 9A); na saída de cada tanque de contato foi instalado um ponto para coleta de amostras de água clorada (Figura 9B).

Figura 9 - Tanques de contato, com indicação dos pontos de conexão do dosador de cloro (A) e dos pontos de coleta de água clorada (B).



3.2. Testes iniciais

Foram realizados testes de operação da Salta-z antes de iniciar os experimentos de fato e, durante esses testes, foram encontradas dificuldades nas etapas de coagulação e de desinfecção, mais especificamente quanto à operação dos dosadores de coagulante e de cloro, o que levou à necessidade da realização das três etapas desse projeto. Os itens a seguir indicam as observações feitas durante os testes iniciais, que nortearam a definição e o delineamento dos experimentos realizados nesse projeto.

3.2.1. Dosagem de coagulante

A coagulação ocorre na tubulação de entrada de água no decantador, por todo o tempo de enchimento da unidade, que era de duas horas e vinte minutos. Durante os testes iniciais de operação da Salta-z, foram feitas algumas observações quanto ao processo da dosagem de coagulante, mais especificamente quanto ao momento de iniciar a dosagem e ao controle da abertura do registro do dosador. As observações feitas e as hipóteses levantadas foram:

- i. Ao final de uma operação, percebeu-se que o descarte do lodo não ocorria completamente, ou seja, ainda restava lodo no fundo do decantador. Supôs-se que o contato direto do coagulante com o lodo de fundo provocaria a ressuspensão das partículas sedimentadas e resultaria em retenção ou consumo do coagulante, o que prejudicaria o processo.

- ii. Quando o registro do dosador de coagulante era aberto completamente no início da operação, foi observada uma queda brusca do pH da água bruta (7,5) para a água coagulada (4,8), logo depois de iniciada a dosagem. Com este tipo de operação, houve prejuízo na eficiência dos processos subsequentes do tratamento. Inferiu-se, então, que a dosagem tenha ocorrido como em um único pulso, somente nos minutos iniciais.
- iii. Com a abertura apenas parcial do registro do dosador (Figura 10), inferiu-se que a dosagem ocorreria gradualmente durante todo o tempo de enchimento do decantador. Entretanto, ao final de uma operação realizada dessa forma, foi observada presença de residual de coagulante dentro do dosador.

Figura 10 - Dosador de coagulante acoplado à tubulação de entrada de água bruta (esquerda) e detalhe da restrição de abertura do registro do dispositivo (direita).



Tudo isso constatado, foi definido um procedimento que sanasse os problemas descritos: iniciar a dosagem após 20 minutos de enchimento do decantador, para evitar contato direto do coagulante com o lodo de fundo; iniciar a dosagem com abertura restrita do registro do dosador e realizar, próximo do final do tempo de enchimento do decantador, a abertura total do registro, para garantir a dosagem gradual de toda a solução do coagulante. Uma operação realizada seguindo esses procedimentos resultou em elevada eficiência de remoção de turbidez na Salta-z. Diferentes procedimentos foram avaliados com o objetivo de definir aquele que resultasse no melhor desempenho do sistema (ver item 3.3.1.1).

3.2.2. Desinfecção

Durante os primeiros testes, foram encontradas dificuldades com a operação do dosador de cloro e com a manutenção da dosagem de desinfetante ao longo do tempo. Analisando amostras da água desinfetada para cloro residual, em operações de desinfecção pré-filtração, observou-se que não ocorria dosagem contínua do cloro.

Em vista disso, foi solicitada uma reunião com técnicos da Funasa, na qual nos foram passadas as seguintes orientações para a operação do dosador de cloro da Salta-z:

- (i) utilizar 150 g a 300 g de hipoclorito de cálcio no recipiente do dosador;
- (ii) manter o registro de entrada de água decantada (Figura 11a) fechado;
- (iii) abrir todos os registros do dosador e esperar encher até o topo;
- (iv) fechar os registros do dosador;
- (v) abrir o registro de entrada da água decantada (Figura 11a);
- (vi) abrir os registros inferiores (Figura 11b e 11c).

Figura 11 - Dosador de cloro da Salta-z.



3.3. Arranjo experimental

Inicialmente, o projeto tinha como objetivo geral a avaliação do sistema em termos de remoção de turbidez e da capacidade de desinfecção da água em duas situações de operação: tratamento de água de “alta turbidez” e tratamento de água de “baixa turbidez”. Entretanto, durante os testes iniciais, como explicitado no item 3.2, foram encontradas algumas dificuldades quanto à operação das etapas de coagulação e de desinfecção e, por isso, uma etapa inicial se tornou necessária para definição da melhor configuração operacional do sistema para a desinfecção e para a definição do melhor procedimento de dosagem do coagulante.

Além dessa etapa inicial (Etapa 1), foram realizadas outras duas etapas: Etapa 2, cujo foco principal foi a avaliação da eficiência da Salta-z no tratamento de água superficial sob diferentes condições de turbidez da água bruta, materiais filtrantes e taxas de filtração; e Etapa 3, com o objetivo de avaliar o desempenho dos filtros em condições de maior turbidez da água decantada e em carreiras mais longas de filtração.

3.3.1. Etapa 1

3.3.1.1. Avaliação dos procedimentos para dosagem de coagulante

Foi realizada uma avaliação comparativa entre os procedimentos operacionais para realização da dosagem de coagulante (vide item 3.2.1). Os experimentos foram realizados para água bruta com turbidez baixa (8 a 11 uT) e alta (100 a 500 uT). Inicialmente, para água bruta com baixa turbidez, foram realizados três ensaios de jarros para definição das doses de coagulante. Em todos os testes, a dose que resultou na melhor eficiência de remoção de turbidez foi similar à determinada na ETA UFV, para uma mesma água. Sendo assim, para os ensaios descritos nessa seção, as doses de coagulante utilizadas foram baseadas nos testes de jarros de rotina da ETA UFV. Já para as condições de turbidez alta, como o valor da turbidez produzida no reservatório de água bruta (ver item 3.7) era diferente da água captada na ETA UFV, foram realizados ensaios de jarros com as seguintes configurações de tempo (T) e gradientes de velocidade (G) de coagulação e de floculação, e tempo de sedimentação:

- Mistura rápida (coagulação)¹: $T_m = 10$ s; $G_m = 600$ rpm (1100 s⁻¹);
- Floculação²: (i) $G_f = 30$ rpm ($.20$ s⁻¹), $T_f = 6.600$ s; (ii) $G_f = 20$ rpm (10 s⁻¹), $T_f = 600$ s;
- Tempo de sedimentação³: $T_s = .9,6$ min.

Primeiramente, avaliou-se se o procedimento de aguardar 20 minutos para iniciar a dosagem de coagulante era de fato justificado. Para tanto, foram testadas duas formas de operação:

(A) a dosagem de coagulante era iniciada após 20 min de enchimento do decantador com abertura parcial do registro, sendo a abertura total do registro efetuada nos 10 min finais;

(B) a dosagem de coagulante era iniciada, com a abertura parcial do registro, junto com o enchimento do decantador, sendo a abertura total do registro efetuada nos 10 min finais.

A seguir, foram avaliados três procedimentos de abertura do registro do dosador de coagulante:

(1) iniciar a dosagem com abertura parcial do registro do dosador, sendo a abertura total do registro efetuada nos 10 min finais do enchimento do decantador;

(2) iniciar a dosagem com o registro do dosador completamente aberto e assim mantê-lo até o enchimento por cor completo do decantador;

(3) iniciar a dosagem com abertura parcial do registro do dosador, sem realizar a abertura completa nos 10 minutos finais do enchimento do decantador.

Para avaliar comparativamente esses procedimentos, foram monitorados o pH da água coagulada e da água floculada (amostras coletadas dentro do decantador) durante o enchimento do decantador; o pH e da turbidez da água bruta e da água decantada; o pH da água dentro do dosador de coagulante; e a turbidez após cada filtro durante a carreira de filtração, em análises de 10 em 10 minutos.

¹ Máximo valor possível no equipamento de jar-test, considerando o gradiente de velocidade calculado no item 4.1.

² Não foi possível calcular os gradientes da floculação (ver item 4.4.2), então foram utilizados os dois menores gradientes disponíveis no equipamento.

³ Correspondente ao tempo de sedimentação de 3 horas.

3.3.1.2. Avaliação das configurações operacionais para realização da desinfecção

Dadas as dificuldades de operação com o dosador de cloro, componente original da Salta-z, decidiu-se avaliar a cloração também com o dispositivo que no “Manual da Salta-z” (BRASIL, 2017) é chamado de dosador de coagulante. Cabe, entretanto, notar que no “Manual de cloração de água para pequenas comunidades” (BRASIL, 2014), o dispositivo aqui chamado de dosador de coagulante é recomendado também para dosagem de cloro.

Sendo assim, foram realizados ensaios de cloração para diferentes configurações para os dois filtros (zeólita e areia): (i) cloração pré e pós filtração; (ii) dosador de cloro e “dosador de coagulante” para adição do hipoclorito de cálcio; (iii) inclusão de tanques de contato (TC) após os filtros, operados em regime de batelada e em fluxo contínuo.

Na operação em fluxo contínuo, o tanque de contato era alimentado continuamente pelo filtro e a coleta de amostras de água era realizada na saída do tanque, ou seja, na tubulação de água clorada. Já na operação em batelada, o tanque era esvaziado, procedia-se à filtração até encher o tanque de contato e, encerrada a filtração, iniciava-se o acompanhamento do cloro residual no tanque.

Nos ensaios em fluxo contínuo e nos ensaios em batelada, a massa utilizada de hipoclorito de cálcio no dosador de cloro foi de cerca de 200 g. Para o dosador de coagulante, a massa utilizada de hipoclorito de cálcio foi de 10 g nos ensaios em fluxo contínuo. Nos ensaios em batelada, diferentes massas foram testadas para o dosador de coagulante, definidas de acordo com a concentração de cloro residual desejada.

As configurações operacionais avaliadas para a desinfecção foram:

- i. pré-filtração com TC operado em fluxo contínuo e uso do dosador de cloro;
- ii. pós-filtração com TC operado em fluxo contínuo e uso do dosador de cloro;
- iii. pré-filtração com TC operado em fluxo contínuo e uso do dosador de coagulante;
- iv. pós-filtração com TC operado em batelada e uso do dosador de coagulante;
- v. pré-filtração com TC operado em batelada e uso do dosador de coagulante;
- vi. pré-filtração com TC operado em batelada e uso do dosador de cloro.

A Figura 12 apresenta a instalação de cada um dos dosadores para os ensaios de desinfecção pré e pós filtração.

Figura 12 - Instalação do dosador de cloro para desinfecção (a) pré e (b) pós filtração e instalação do dosador de coagulante para desinfecção (c) pré e (d) pós filtração.



3.3.2. Etapa 2

A Etapa 2 teve como objetivo a avaliação do desempenho da Salta-z em diferentes condições de operação. A desinfecção foi realizada de acordo com o arranjo definido na Etapa 1. Foram considerados três fatores controláveis: turbidez da água bruta, taxa de filtração e materiais filtrantes.

Os valores de turbidez testados foram baseados no exposto no “Manual da Salta-z” (BRASIL, 2017), tendo sido definidas as seguintes faixas de turbidez: baixa (1 – 20 uT); média (40 – 80 uT); alta (100 – 200 uT); e muito alta (300 – 500 uT). Foram testados três valores de taxa de

filtração, um valor médio, de 360 m³/m².d (recomendação do “Manual da Salta-z” e correspondente ao valor recomendado pela NBR 12216/1992 para filtração em dupla camada – areia e antracito), um valor baixo - 180 m³/m².d (valor recomendado pela NBR 12216/1992 para filtração em camada simples, de areia), e um valor elevado – 450 m³/m².d (arbitrário). Quanto aos materiais filtrantes, foram avaliadas a zeólita, de acordo com a concepção original da Salta-z, e areia natural de rio, comumente utilizada no tratamento de água.

As combinações dos fatores qualitativos A (turbidez da água bruta – A1 = baixa, A2 = média, A3 = alta e A4 = muito alta), B (taxa de filtração – B1 = baixa, B2 = média e B3 = alta) e C (material filtrante – C1 = zeólita e C2 = areia) foram determinadas com base no delineamento inteiramente casualizado, fatorial 4 x 3 x 2, com duas repetições para cada combinação, totalizando 24 tratamentos e 48 unidades experimentais. Foram realizadas operações de retrolavagem em cada troca de experimento, isto é, entre taxas de filtração ou faixas de turbidez.

3.3.3. Etapa 3

A terceira etapa teve como foco a avaliação do desempenho dos filtros em condições mais desfavoráveis de turbidez da água decantada (entre 10 a 20 uT) e em carreiras mais longas de filtração. Foram realizadas operações com turbidez da água bruta média, alta e muito alta, com as taxas de filtração definidas na Etapa 2, para cada filtro.

Para cada taxa de filtração, os experimentos foram realizados em “ciclos”, com operações consecutivas, iniciando com a turbidez da água bruta muito alta (300 a 500 uT), seguida da faixa alta (100 a 200 uT) e, por fim, a faixa média (40 a 80 uT), repetindo-se os ciclos até que a carreira fosse encerrada por ocorrência de trespasse ou esgotamento da carga hidráulica. Foi realizado o acompanhamento da turbidez da água decantada em intervalos de 30 minutos até que fosse alcançado valor de turbidez na água decantada na faixa de 10 a 20 uT. Somente após encerramento da carreira era realizada a retrolavagem, antes de iniciar os experimentos com outra taxa de filtração.

3.4. Caracterização granulométrica dos leitos filtrantes

A caracterização granulométrica da areia foi obtida com a empresa Petranova Saneamento e construções Ltda. Para a zeólita clinoptilolita (Watercel ZF), fornecida pela empresa Celta Brasil, a ficha técnica não apresenta a caracterização granulométrica do material. Sendo assim,

a zeólita foi caracterizada no Laboratório de Materiais de Construção do Departamento de Engenharia Civil da UFV.

Uma amostra da zeólita foi homogeneizada e separada em quartis. Dois quartis, de massa aproximada de 774 g cada, foram secos em estufa por 24 horas. A seguir, cada amostra foi peneirada em peneirador eletromecânico PAVITEST, em peneiras de 20,3 cm de diâmetro, por 20 minutos, com as aberturas de 0,150; 0,300; 0,425; 0,600; 0,850; 1,20; e 1,70 mm. A massa retida em cada peneira foi mensurada em balança analítica. A distribuição granulométrica da zeólita foi então obtida com a média de valores dos dois quartis utilizados.

3.5. Monitoramento e análises laboratoriais

A Salta-z foi operada em batelada, sendo que em cada operação foram coletadas amostras de água bruta (AB), água decantada (DEC), água filtrada pelo filtro de zeólita (FILZ), água filtrada pelo filtro de areia (FILA), água desinfetada pós filtro de zeólita (DESZ) e água desinfetada pós filtro de areia (DESA). A Tabela 1 apresenta os parâmetros que foram analisados em cada amostra.

Tabela 1. Parâmetros analisados em cada amostra de água.

Amostra	Turbidez	pH	EBA ¹	Coliformes totais e <i>E.coli</i> ²	Cloro residual	Temperatura
AB	x	x	x	x		
DEC	x	x	x			
FILA/Z	x		x		x ³	
DESA/Z	x	x	x	x	x	x

¹Realizadas somente nas etapas 2 e 3; ²Realizadas somente na etapa 2. ³Somente nos ensaios de desinfecção pré-filtração da etapa 1.

Para a água bruta, as amostras para todas as análises foram coletadas pontualmente, no início da operação; para a água decantada, pH e turbidez, foram analisadas em intervalos de 30 minutos (após o enchimento total do decantador); a turbidez foi analisada em intervalos de 10 e 15 minutos na água filtrada (após início da filtração), em cada filtro.

Na Etapa 1, foram realizadas análises de cloro residual em intervalos de 10 minutos nas operações em fluxo contínuo; nas operações em batelada, as análises foram feitas em intervalos

de 10 minutos na primeira hora e depois em intervalos de 1 hora. Para as etapas 2 e 3, as análises de cloro residual, pH e temperatura na água desinfetada foram realizadas ao finalizar o enchimento dos tanques de contato. As amostras para análises microbiológicas foram coletadas uma única vez, ao final de cada batelada.

As análises de EBA foram feitas em duplicatas e de acordo com as diluições apresentadas na Tabela 2. As análises de coliformes totais e *E. coli* foram feitas sem replicatas, sem diluição na água desinfetada e com diluição 10^{-1} para a água bruta.

Tabela 2. Diluições para as análises de EBA.

Amostra	Diluição
AB	10^{-2}
DEC	10^{-1}
FILA/Z	4
DESA/Z	4

Todas as análises foram realizadas conforme o disposto no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, AWWA, WEF, 2017). A turbidez foi determinada pelo método nefelométrico (SM 2130 B) com turbidímetro portátil da marca Hach, modelo 2100QISO1. O cloro residual foi determinado pelo método DPD (SM 4500-Cl G), em medidor de cloro portátil, marca PoliControl AquaColor Cloro. Para as análises de *E. coli* foi utilizado o método cromogênico / fluorogênico, com o meio de cultura Colilert®. As análises de EBA foram realizadas de acordo com o método SM 9218, envolvendo as seguintes etapas: (i) tratamento térmico; (ii) filtração em membrana; (iii) incubação e (iv) contagem de colônias (APHA, AWWA, WEF, 2017).

3.6. Análises estatísticas

Com o objetivo de avaliar comparativamente o desempenho dos filtros, e considerando o delineamento experimental da Etapa 2 descrito no item 3.3.2, empregou-se a análise de variância (ANOVA) para avaliar o efeito individual e combinado dos fatores controláveis na remoção de turbidez e EBA na filtração – turbidez da água bruta (fator A, com 4 níveis); taxa de filtração (fator B, com 3 níveis); e tipo de leito filtrante (fator C, com 2 níveis).

A ANOVA foi aplicada somente após a verificação das seguintes pressuposições para os resíduos: normalidade, pelo teste de Kolmogorov-Smirnov; homogeneidade, pelo teste de Bartlett; e independência, pela avaliação do gráfico de dispersão dos resíduos em função ordem de realização dos experimentos. No caso de não verificação de alguma das pressuposições, foi realizada a transformação dos dados para equalizar as variâncias dos resíduos e possibilitar a aplicação da ANOVA (DEAN; VOSS; DRAGULJIC, 2017). Posteriormente, nos casos em que a ANOVA revelou diferenças significativas, aplicou-se o teste de Tukey, para comparação de médias e definição dos níveis de cada fator que apresentaram maior remoção dos parâmetros considerados.

Após a Etapa 3, foram realizadas análises de correlação para avaliar a relação entre a concentração de EBA e a turbidez em cada etapa do tratamento, bem como entre a remoção de turbidez e a remoção de EBA. Foi utilizado o coeficiente de correlação de Kendall, que minimiza os efeitos de outliers e é recomendado para bases de dados pequenas e com repetições de dados (FIELD, 2013).

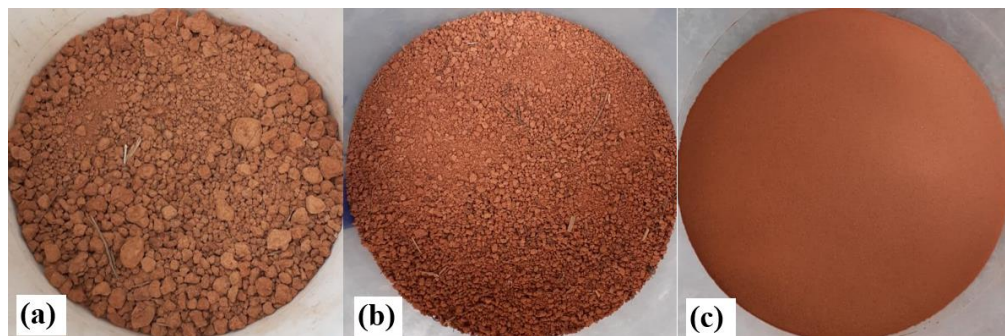
Todas as análises estatísticas foram realizadas com auxílio do software R (R Core Team, 2021). A ANOVA e o teste de Tukey foram realizados com o pacote ExpDes.pt (FERREIRA; CAVALCANTI; NOGUEIRA, 2021) do software R (R Core Team, 2021).

3.7. Produção de turbidez na água bruta

Os experimentos das etapas 2 e 3 foram realizados durante período de seca (abril a agosto) e, por isso, a turbidez do manancial que abastece a ETA UFV e a Salta-z se manteve baixa. Sendo assim, houve necessidade de “produzir” turbidez para alcançar as faixas média, alta e muito alta de turbidez

Para tanto, com o objetivo de não se afastar muito da condição de “turbidez natural”, foi utilizado solo coletado das dependências da ETA UFV. De forma a facilitar a dispersão na água, as amostras de solo foram peneiradas em duas peneiras: uma de malha mais grossa, de 3 a 5 mm, e uma mais fina, de 0,425 mm. Na Figura 13, apresentam-se os torrões de solo, o solo passado na peneira grossa e o solo passado na peneira mais fina.

Figura 13 - Solo utilizado para produção da turbidez da água bruta: (a) torrões, (b) após peneira grossa e (c) após peneira fina.



Depois de peneirado, o solo foi adicionado a uma bombona de 80 L com água bruta, onde era feita uma mistura inicial com a ajuda de um misturador mecânico por 15 a 20 minutos (Figura 14a e 14b). O conteúdo da bombona era despejado manualmente no reservatório, onde com auxílio de um rodo era realizada a mistura da água com a suspensão durante o enchimento do reservatório (Figura 14c).

Figura 14 - (a) Reservatório de água bruta, bombona e dispositivo misturador utilizados para preparar a suspensão a ser adicionada ao reservatório; (b) água bruta sendo adicionada à bombona; (c) mistura da água dentro do reservatório após adição da suspensão de solo preparada na bombona.



A Tabela 3 apresenta a quantidade de solo e o número de bombonas utilizados, além da turbidez obtida na bombona para alcançar cada faixa desejada de turbidez da água bruta.

Tabela 3. Massa aproximada de solo, número de bombonas e turbidez obtida na bombona para a produção das faixas de turbidez da água bruta.

Faixa de turbidez da água bruta (uT)	Massa aproximada de solo (kg)	Nº de bombonas	Turbidez na bombona (uT)
40 a 80	0,5 a 1 kg	1	900 a 1000
100 a 200	2 a 3 kg	1	5000 a 8000
300 a 500	4 a 6 kg	2	5000 a 9000

3.8. Ajuste das taxas de filtração e da retrolavagem dos filtros

As taxas de filtração foram ajustadas por meio a regulagem da abertura de registro de controle da vazão de água decantada na entrada dos filtros (Figura 15).

Sabendo-se que o diâmetro dos filtros é de 300 mm, foi calculada a área superficial e, a partir da Equação 1, calculou-se a vazão correspondente a cada taxa de filtração.

$$Q = Tf \times \text{Área} = Tf \times \pi R^2 = Tf \times 0,15m^2 = Tf \times 0,07 m^2 \quad (1)$$

Com cada vazão, foi calculado o tempo necessário para encher um béquer de 3,5 L, cujo volume foi previamente aferido. A vazão foi ajustada pelo controle da abertura dos registros até que o tempo para enchimento do béquer fosse igual ao tempo calculado para cada taxa de filtração desejada. A Tabela 4 apresenta a vazão e o tempo de enchimento do béquer para cada taxa de filtração.

Tabela 4. Vazão correspondente a cada taxa de filtração e tempo necessário para encher o béquer de 3,5 L para o ajuste das taxas de filtração.

Taxa de filtração (m ³ /m ² .d)	Vazão (L/s)	Tempo (s)
180	0,15	24
360	0,29	12
450	0,37	10

Figura 15 - Sistema de tubulação dos filtros destacando os registros para ajuste de vazão, o ponto de coleta e medição de vazão e a tubulação de entrada de água decantada nos filtros.



As operações de retrolavagem foram realizadas com água decantada, sempre entre dois ensaios subsequentes, ou seja, quando se alteravam faixas de turbidez da água bruta ou taxas de filtração. O “Manual da Salta-z” (BRASIL, 2017) recomenda que a retrolavagem seja realizada “até a água clarear”, não especificando o tempo. Dessa forma, durante a retrolavagem, foram coletadas amostras da água de lavagem de 5 em 5 minutos para análise da turbidez para auxiliar na determinação do momento de encerrar a operação.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1. Etapa 1

4.1.1. Parâmetros hidráulicos da mistura rápida

Os parâmetros hidráulicos da mistura rápida são o tempo e o gradiente de velocidade da mistura e foram calculados de acordo com o registrado em Di Bernardo, Dantas e Voltan (2017). A Figura 16 apresenta a tubulação e as peças especiais no trecho onde ocorre a coagulação.

Figura 16 - Tubulação de recalque de água bruta onde ocorre a coagulação e detalhes externos (esquerda) e no interior do decantador (direita).



A vazão média de água bruta foi calculada de acordo com a Equação 2:

$$Q_{ab} = \frac{V_{DEC}}{t_e} = \frac{4500 L}{140 min} = 32,14 \frac{L}{min} = 1,93 \frac{m^3}{h} = 5,36 * 10^{-4} \frac{m^3}{s} \quad (2)$$

Q_{ab} = vazão de água bruta ($m^3 s^{-1}$)

V_{DEC} = volume útil do decantador (L)

t_e = tempo de enchimento do decantador (min)

O tempo de mistura foi calculado com base na vazão de água bruta e no volume de água na tubulação entre o dosador de coagulante e a entrada do decantador (Equação 3).

$$T_m = \frac{V}{Q_{ab}} = \frac{A_t * l_t}{Q_{ab}} = \frac{\pi * d_t^2 * l_t}{4Q_{ab}} = \frac{\pi * 0,025^2 * 1,22}{4 * 5,36 * 10^{-4}} = \mathbf{1,12 \text{ s}} \quad (3)$$

T_m = tempo de mistura rápida (s)

Q_{ab} = vazão de água bruta ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$)

A_t = área da seção transversal da tubulação de água bruta (m^2)

l_t = comprimento da tubulação entre dosador de coagulante e a entrada do decantador (m)

d_t = diâmetro da tubulação (m)

O gradiente de mistura rápida depende, além do tempo de mistura rápida, da perda de carga total (soma das perdas e carga contínua e localizada) entre o dosador de coagulante e entrada do decantador. A perda de carga contínua foi calculada a partir da equação de Hazen-Williams (Equação 4), considerando o coeficiente da fórmula de Hazen-Williams para PVC com diâmetro nominal até 125 mm igual a 137,5 (NETTO; FERNÁNDEZ, 2015)

$$h_f = \frac{10,65 * l_t * Q_{ab}^{1,85}}{C^{1,85} * d_t^{4,87}} = \frac{10,65 * 1,22 * (5,36 * 10^{-4})^{1,85}}{137,5^{1,85} * 0,025^{4,87}} = \mathbf{0,081 \text{ m}} \quad (4)$$

h_f = perda de carga contínua (m)

l_t = comprimento da tubulação entre dosador de coagulante e a entrada do decantador (m)

Q_{ab} = vazão de água bruta ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$)

C = coeficiente de rugosidade

d_t = diâmetro da tubulação (m)

As perdas de carga localizadas foram calculadas a partir dos coeficientes de perda de carga (K), apresentados na tabela 5, das peças utilizadas no trecho entre o dosador de coagulante e a entrada do decantador e da velocidade da água na tubulação de água bruta (Equação 5).

$$h_p = \sum K * \frac{v_{ab}^2}{2g} = 14,4 * \frac{1,09^2}{2 * 9,8} = \mathbf{0,085 \text{ m}} \quad (5)$$

h_p = perda carga localizada (m)

k = coeficiente de perda de carga da peça

v_{ab} = velocidade da água na tubulação de água bruta ($m s^{-1}$)

g = aceleração da gravidade ($m s^{-2}$)

Tabela 5. Peças especiais, quantidade e seus respectivos coeficientes de perda de carga localizada (NETTO; FERNÁNDEZ, 2015).

Peça	Quantidade	K
Joelho de 90°	3	0,9
Tê (passagem direta)	1	0,6
Registro de globo	1	10
Luva de união	1	0,1
Saída da tubulação	1	1

Dessa forma, o gradiente de velocidade foi calculado a partir da Equação 6.

$$G_m = \sqrt{\frac{\gamma * h_t}{\mu * T_m}} = \sqrt{\frac{\gamma * (h_f + h_p)}{\mu * T_m}} = \sqrt{\frac{10000 * 0,956}{0,001002 * 1,12}} = 2921 s^{-1} \quad (6)$$

G_m = Gradiente de velocidades na mistura rápida (s^{-1})

γ = peso específico da água ($N m^{-3}$)

h_t = perda de carga total (m)

μ = viscosidade dinâmica da água ($N s m^{-2}$)

T_m = tempo de mistura rápida (s)

Sabe-se que a unidade de mistura rápida, onde a coagulação ocorre, deve ser capaz de gerar elevado gradiente de velocidade (elevada turbulência), de modo a permitir a dispersão rápida e a mais homogênea possível do coagulante na massa líquida (DI BERNARDO; DANTAS; VOLTAN, 2017). Segundo a NBR 12216/1992 (ABNT, 1992), o gradiente de velocidade da mistura rápida deve estar compreendido na faixa de 700 a 1100 s^{-1} e o tempo de mistura não deve exceder 5 s. O tempo de mistura está de acordo e, apesar do gradiente de velocidade calculado para a Salta-z ter sido maior do que a faixa recomendada, isso não é prejudicial à eficiência do tratamento.

Enfatiza-se que o gradiente da mistura rápida hidráulica na tubulação depende diretamente do diâmetro da tubulação e das peças especiais presentes. Portanto, em casos em que algum desses

fatores seja distinto daqueles da Salta-z instalada na ETA UFV, haverá alteração no valor do gradiente de velocidade.

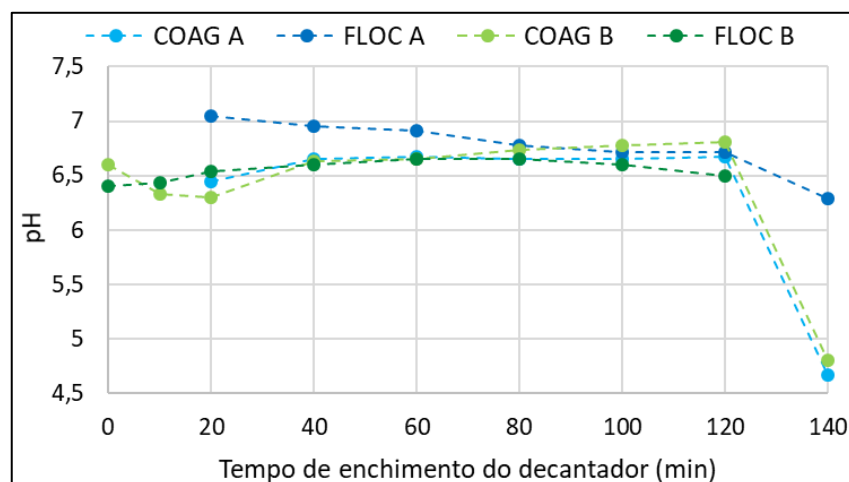
4.1.2. Avaliação dos procedimentos operacionais para coagulação

A Tabela 6 apresenta os resultados da turbidez e pH da água bruta e da água decantada e o pH dentro do dosador de coagulante ao final da operação; a Figura 17 apresenta os resultados do monitoramento do pH da água coagulada e da água floculada (água dentro do decantador) para comparação dos procedimentos operacionais (A)⁴ e (B)⁵. Foram aplicadas a mesma dose de coagulante (12 mg $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3/\text{L}$), definida em jar-test, e o mesmo tempo de sedimentação (17 horas) para ambos os procedimentos.

Tabela 6. Turbidez e pH da água bruta e da água decantada e pH da água floculada para os procedimentos A e B.

Procedimento	Água bruta		Água decantada		pH dentro do dosador de coagulante
	Turbidez (uT)	pH	Turbidez (uT)	pH	
A	159	7,4	3,2	6,7	4,3
B	132	7,1	5,5	6,7	4,4

Figura 17 - Monitoramento do pH na água coagulada (COAG) e na água floculada (FLOC) durante o enchimento do decantador com os procedimentos A e B.



⁴ Dosagem de coagulante iniciada após 20 min de enchimento do decantador com abertura parcial do registro, e abertura total do registro efetuada nos 10 min finais.

⁵ Dosagem de coagulante iniciada, com abertura parcial do registro, junto com o enchimento do decantador, e abertura total do registro nos 10 minutos finais.

Sabe-se que as reações sequenciais de hidrólise do coagulante, ao entrar em contato com a água, promovem a liberação de íons H^+ , ocasionando diminuição do pH da solução (AMIRTHARAJAH; MILLS, 1982). Em ambos os procedimentos, a diminuição do pH da água bruta (7,4 e 7,1 para os procedimentos A e B, respectivamente) para a água coagulada (6,5 e 6,6 para os procedimentos A e B, respectivamente) indica que a dosagem de coagulante estava ocorrendo.

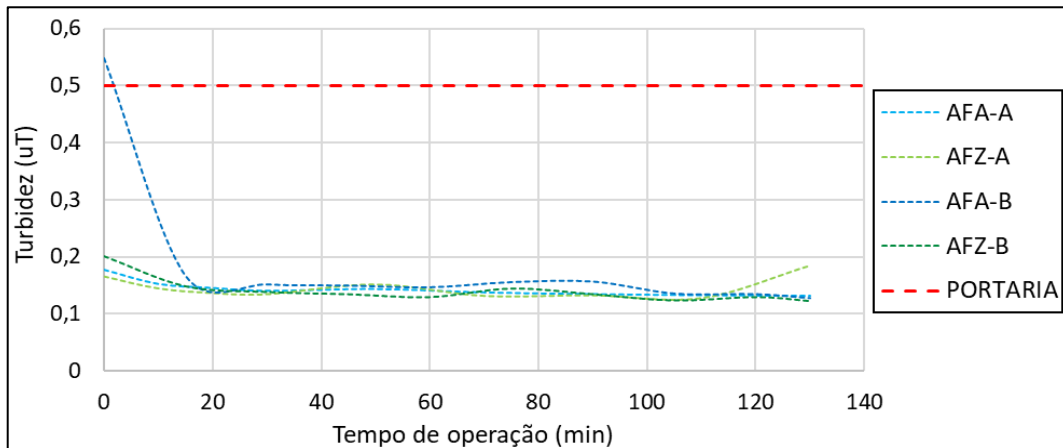
No procedimento (A) o pH da água coagulada se manteve estável até o momento da abertura final do registro do dosador, indicando que a dosagem ocorreu de forma mais homogênea/uniforme durante o enchimento de decantador. No segundo procedimento, o pH da água coagulada apresentou tendência de aumento ao longo do tempo, indicando que a dosagem caiu durante o enchimento decantador, ou seja, não se deu de forma tão uniforme como no primeiro caso. Em ambos os casos, a queda do pH ao final da operação se deu por conta da abertura completa do registro do dosador, o que já era esperado.

Nota-se ainda que no procedimento (A) a diminuição do pH da água bruta para a água coagulada foi amenizada no decantador, e em nenhum momento o pH da água floculada foi mais baixo do que na água coagulada. Já no procedimento (B), os valores de pH observados na água floculada foram mais baixos do que no procedimento (A). Nos dois casos, ao final da operação foram registrados valores baixos de pH na água dentro dos dosadores (4,3 - 4,4), o que sugere a permanência ali de residuais de coagulante.

Não obstante, para o mesmo tempo de sedimentação (17 horas), a turbidez da água decantada para o procedimento A (3,2 uT) foi ligeiramente mais baixa do que para o procedimento B (5,5 uT), correspondendo a eficiências de remoção de 98% e 96% nos procedimentos (A) e (B), respectivamente.

Na Figura 18 se apresenta o acompanhamento da turbidez da água filtrada nos filtros de areia e de zeólita durante as carreiras de filtração, após cada um dos procedimentos de coagulação testados, além de se indicar o padrão de turbidez de 0,50 uT exigido pela Portaria GM/MS nº 888/2021.

Figura 18 - Turbidez da água filtrada ao longo das carreiras de filtração de acordo com os procedimentos de coagulação (A) e (B), filtros de areia e zeólita, taxa de filtração = 360 m³/m².d.



AFA: água filtrada no filtro de areia; AFZ= água filtrada no filtro de zeólita.

Com o procedimento de coagulação (B) foi observada ocorrência de trespasse no início da operação do filtro de areia. Acredita-se, porém, que isso tenha ocorrido por conta de uma abertura abrupta do registro de entrada de água decantada, ocasionando choque hidráulico no filtro. Apesar disso, a recuperação foi rápida e a turbidez da água filtrada se manteve abaixo de 0,20 uT durante o restante da carreira. Excetuando-se essa ocorrência, o desempenho dos filtros nos dois casos foi semelhante, indicando que ambos os procedimentos de coagulação foram capazes de promover a desestabilização das partículas em suspensão, resultando em elevada eficiência da filtração.

O procedimento (A), de iniciar a dosagem somente após 20 min de enchimento do decantador, não se mostrou estritamente necessário, mas pode trazer benefícios tais como a queda mais amena do pH durante a coagulação e floculação e, por conseguinte, sedimentação mais eficiente. Por esse motivo, optou-se por manter o procedimento (A) nos ensaios seguintes de avaliação da operação de abertura do registro do dosador de coagulante.

Na Tabela 7 apresentam-se os resultados da turbidez e pH da água bruta e da água decantada e o pH dentro do dosador de coagulante ao final das operações; nas Figuras 19 e 20 apresentam-se os resultados do monitoramento do pH na água coagulada e na água floculada para

comparação dos procedimentos operacionais (1)⁶, (2)⁷ e (3)⁸, para turbidez da água bruta baixa e alta. Para turbidez baixa da água bruta, foram aplicados a mesma dose de coagulante (8 mg Al₂(SO₄)₃/L), definida em ensaio de jarro, e o mesmo tempo de sedimentação (16 horas) para os três procedimentos. Para turbidez alta da água bruta, o tempo de sedimentação também foi o mesmo (17 horas). Para o procedimento 1 foi usada dose de 12 mg Al₂(SO₄)₃/L, enquanto que para os procedimentos 2 e 3, a dose foi 14 mg Al₂(SO₄)₃/L, ambas definidas em ensaios de jarro.

Tabela 7. Turbidez e pH da água bruta e da água decantada e pH da água floculada para os procedimentos 1, 2 e 3.

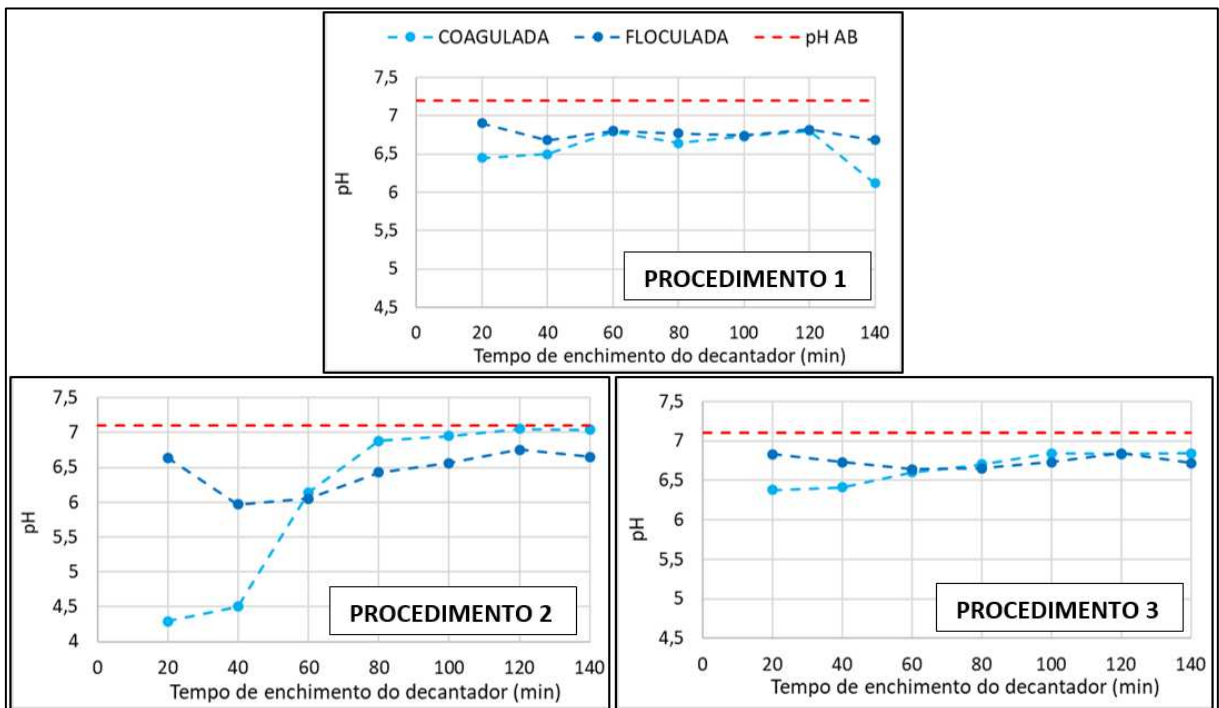
Procedimento	Água bruta		Água decantada		pH dentro do dosador de coagulante	
	Turbidez (uT)	pH	Turbidez (uT)	pH		
Turbidez baixa	1	10	7,2	1,3	6,9	4,2
	2	8,7	7,1	3,4	6,8	4,7
	3	11	7,1	2,2	7,0	3,6
Turbidez alta	1	159	7,4	3,2	6,7	4,3
	2	447	7,2	49	6,4	4,1
	3	463	7,1	8,6	6,8	3,9

⁶ Iniciar a dosagem com abertura parcial do registro do dosador, sendo a abertura total do registro efetuada nos 10 min finais do enchimento do decantador.

⁷ Iniciar a dosagem com o registro do dosador completamente aberto e assim mantê-lo até o enchimento por cor completo do decantador.

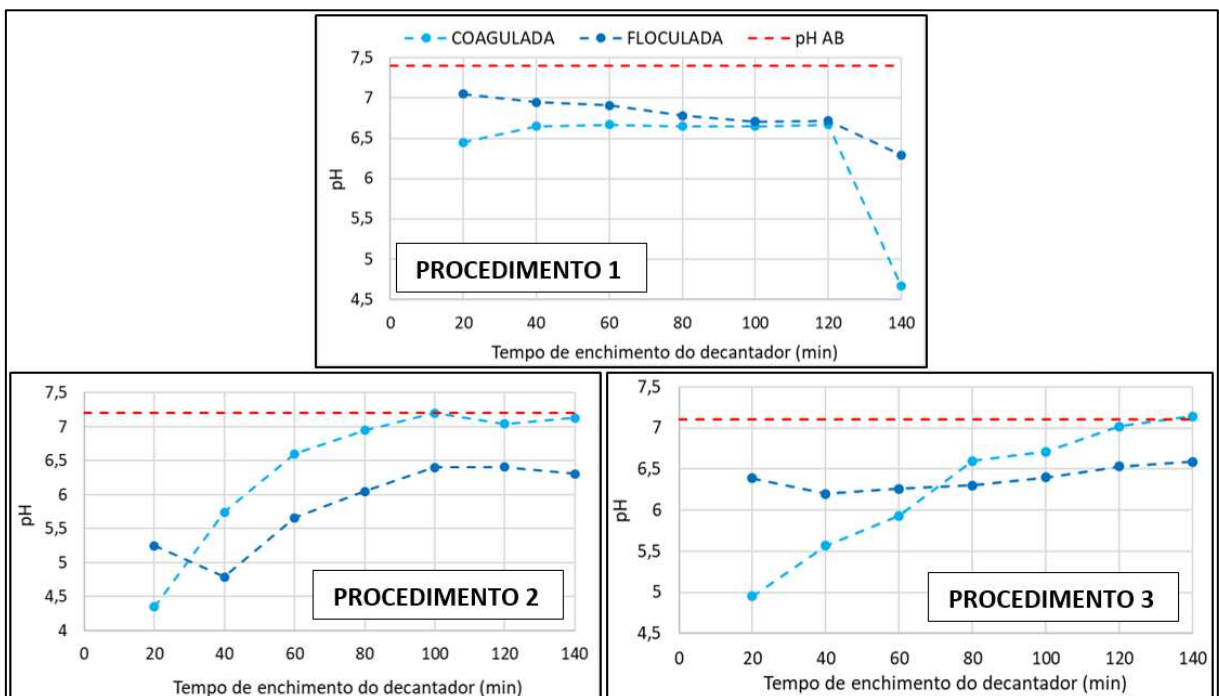
⁸ Iniciar a dosagem com abertura parcial do registro do dosador, sem realizar a abertura completa nos 10 minutos finais do enchimento do decantador.

Figura 19 - Monitoramento do pH na água coagulada e na água floculada durante o enchimento do decantador com os procedimentos 1, 2 e 3 para baixa turbidez da água bruta.



AB = água bruta.

Figura 20 - Monitoramento do pH na água coagulada e na água floculada durante o enchimento do decantador com os procedimentos 1, 2 e 3 para elevada turbidez da água bruta.



AB = água bruta.

Em todos os casos é possível perceber a diminuição do pH da água bruta para a água coagulada, indicando a ocorrência da dosagem de coagulante; percebe-se ainda a amenização dessa queda de pH na água floculada. Para os procedimentos 1 e 3, o pH da água coagulada aumenta ao longo do tempo, mas se mantém menor do que o da água bruta, indicando que a dosagem ocorre de forma gradual durante todo o enchimento. No caso do procedimento 1, nos minutos finais ocorre uma queda brusca do pH em decorrência da abertura completa do registro do dosador de coagulante. Já para o procedimento 2, o pH da água coagulada nos 60 minutos iniciais é muito mais baixo, o que já era esperado, considerando que o registro do dosador foi aberto completamente desde o início da dosagem. Após os 60 minutos, o pH da água coagulada aumenta até um valor próximo ou igual ao pH da água bruta, indicando que a dosagem de coagulante parou de ocorrer.

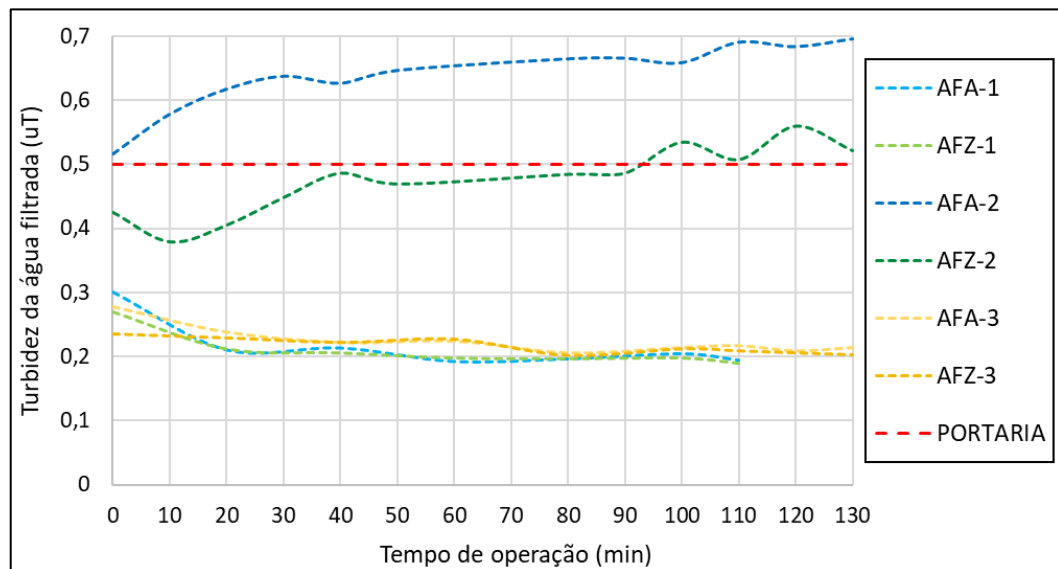
Os resultados do monitoramento do pH ao longo do enchimento do decantador confirmam as hipóteses de que: (i) ao manter a abertura parcial do registro do dosador é possível garantir que a dosagem ocorra de forma gradual durante todo o tempo de enchimento do decantador; e (ii) o procedimento de abrir o registro completamente desde o início faz com que a dosagem ocorra somente nos minutos iniciais de enchimento do decantador.

Quanto aos valores de pH observados dentro do dosador de coagulante ao final de cada operação, em todos os procedimentos avaliados os valores foram baixos, indicando que um residual de coagulante permaneceu no dosador ao final de cada operação, ou seja, em nenhum dos casos todo o coagulante foi efetivamente dosado. Os valores mais baixos observados para o procedimento 3 indicam que o fato de não se abrir o registro do dosador de coagulante nos minutos finais do enchimento do decantador faz com que esse residual seja maior. Apesar disso, para os procedimentos 1 e 3 a eficiência da sedimentação não foi prejudicada. Com o procedimento 1 se alcançou eficiências de 87% e 98% de remoção de turbidez para a água bruta com turbidez de 10 uT e 159 uT, respectivamente; já o procedimento 3 resultou em eficiências de 79% e 98% para a água bruta com 11 uT e 463 uT, respectivamente.

No caso do procedimento 2, foram alcançadas eficiências de remoção de turbidez de 61% e 89% para água bruta com, respectivamente, 8,7 uT e 447 uT, porém, a turbidez da água decantada ao final da sedimentação para a água bruta de elevada turbidez foi de 49 uT, situação na qual não foi possível realizar a filtração. Mesmo no caso da água bruta com baixa turbidez, ainda que tenha sido alcançado um valor mais baixo de turbidez na água decantada, a filtração não ocorreu de forma eficiente, em ambos os filtros, como visto a seguir.

Na Figura 21 apresentam-se os gráficos de acompanhamento das carreiras de filtração nos ensaios realizados nas condições de baixa turbidez da água bruta. O desempenho da filtração foi eficiente e similar entre os filtros e entre os procedimentos 1 e 3, sendo a turbidez da água filtrada mantida abaixo de 0,30 uT por todo o tempo das carreiras de filtração. Já com o procedimento 2, a filtração não ocorreu de forma eficiente: o filtro de areia não conseguiu produzir água com turbidez abaixo de 0,50 uT, como exigido na Portaria GM/MS nº 888/2021; com o filtro de zeólita, apesar da turbidez da água filtrada ter se mantido abaixo de 0,50 uT até 90 minutos de operação, a partir daí ocorreu trespasse. Isso indica que o procedimento 2 não foi capaz de promover desestabilização eficiente das partículas, já que uma filtração eficiente depende de coagulação eficiente que produza flocos bem desestabilizados e, conseqüentemente, com boa aderência ao leito filtrante.

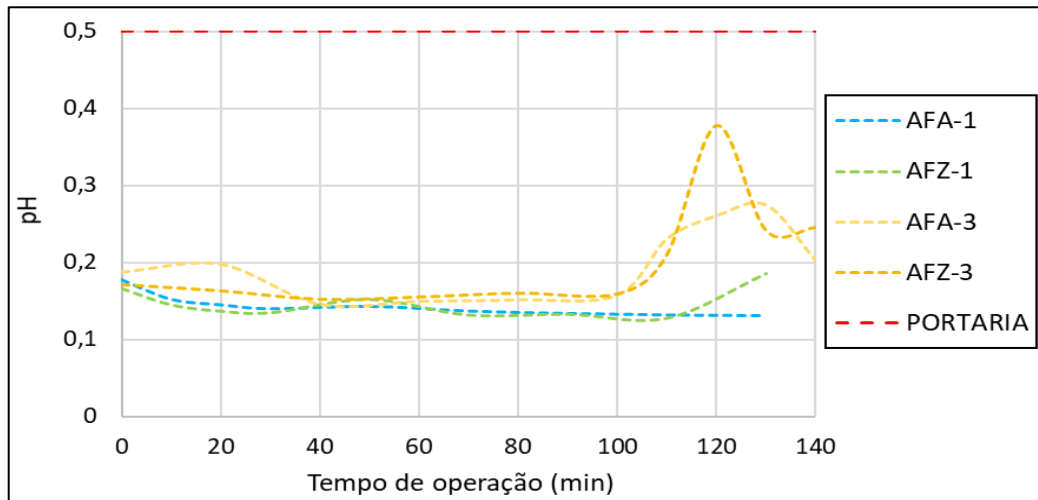
Figura 21 - Turbidez da água filtrada ao longo das carreiras de filtração de acordo com os procedimentos de coagulação 1, 2 e 3, filtros de areia e zeólita, taxa de filtração = 450 m³/m².d, turbidez da água bruta baixa.



AFA: água filtrada no filtro de areia; AFZ= água filtrada no filtro de zeólita.

Na Figura 22 apresentam-se os gráficos de acompanhamento das carreiras de filtração para os ensaios realizados nas condições de elevada turbidez para os procedimentos 1 e 3. Como previamente explicado, como a turbidez da água decantada após operação com o procedimento 2 foi muito alta (49 uT), a filtração não foi realizada.

Figura 22 - Turbidez da água filtrada ao longo das carreiras de filtração de acordo com os procedimentos de coagulação 1 e 3, turbidez da água bruta de 159 uT e 463 uT, respectivamente, filtros de areia e zeólita, taxa de filtração = 360 m³/m².d.

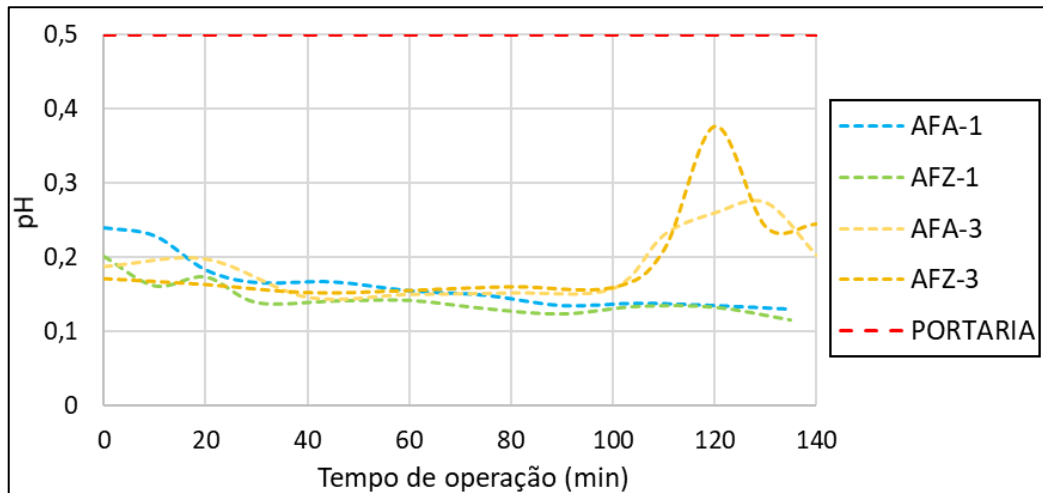


AFA: água filtrada no filtro de areia; AFZ= água filtrada no filtro de zeólita.

Observa-se na Figura 22 que o comportamento dos filtros foi similar nos primeiros 100 min. para ambos os procedimentos, sendo que a turbidez da água filtrada se manteve ligeiramente mais baixa em ambos os filtros na operação com o procedimento 1. Ao final das carreiras com o procedimento 3 ocorreu aumento da turbidez da água filtrada, o que poderia ser indicativo do trespasse; porém, como a água do decantador acabou, a operação foi encerrada e não foi possível confirmar se esse aumento de fato indicava o trespasse.

Apesar dos resultados apontarem que o procedimento 1 resulta em melhor eficiência de filtração, deve-se considerar que a turbidez da água bruta utilizada para o procedimento 3 foi quase três vezes mais elevada do que a utilizada no procedimento 1. Na Figura 23 a carreira de filtração do procedimento 3 é rerepresentada, porém, agora comparada com uma operação com o procedimento 1 na qual foi utilizada água bruta com 500 uT e com turbidez da água decantada de 9,3 uT, também após 17 horas de sedimentação e com dose de coagulante de 14 mg Al₂(SO₄)₃/L.

Figura 23 - Turbidez da água filtrada ao longo das carreiras de filtração de acordo com os procedimentos de coagulação 1 e 3, turbidez da água bruta de 500 uT e 463 uT, respectivamente, filtros de areia e zeólita, taxa de filtração = 360 m³/m².d.



AFA: água filtrada no filtro de areia; AFZ= água filtrada no filtro de zeólita.

Apesar do desempenho dos filtros ter sido similar durante boa parte das carreiras de filtração em ambos os procedimentos, para o procedimento 1 não foi observado o aumento da turbidez da água filtrada ao final da carreira. Além disso, com o procedimento 1, a partir dos 60 min de filtração foi alcançada e mantida turbidez menor ou igual a 0,15 uT no efluente dos dois filtros, sendo que com o procedimento 3 isso não foi alcançado.

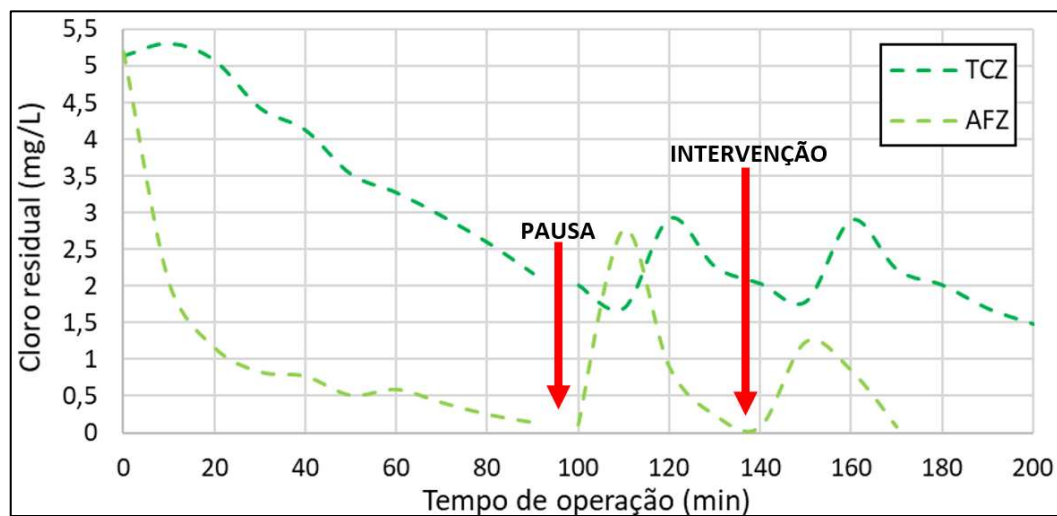
Pode-se, então, concluir que o procedimento 2 resultou no pior desempenho do sistema, tanto na etapa de sedimentação quanto na filtração. Quanto aos procedimentos 1 e 3, o desempenho do sistema se mostrou similar, principalmente para água bruta com baixa turbidez, mas o procedimento 1 garantiu melhor eficiência na filtração para água bruta e água decantada com turbidez mais elevada, além de ter resultado em um menor residual da solução de coagulante dentro do dosador ao final da operação. Sendo assim, concluiu-se que o procedimento operacional de coagulação mais seguro para garantir melhor eficiência de todo o sistema de tratamento foi o procedimento 1 e, por esse motivo, foi o procedimento utilizado para realização dos experimentos seguintes.

4.1.3. Avaliação dos arranjos operacionais para a desinfecção

4.1.3.1. Desinfecção pré-filtração, com TC operado em fluxo contínuo e uso do dosador de cloro

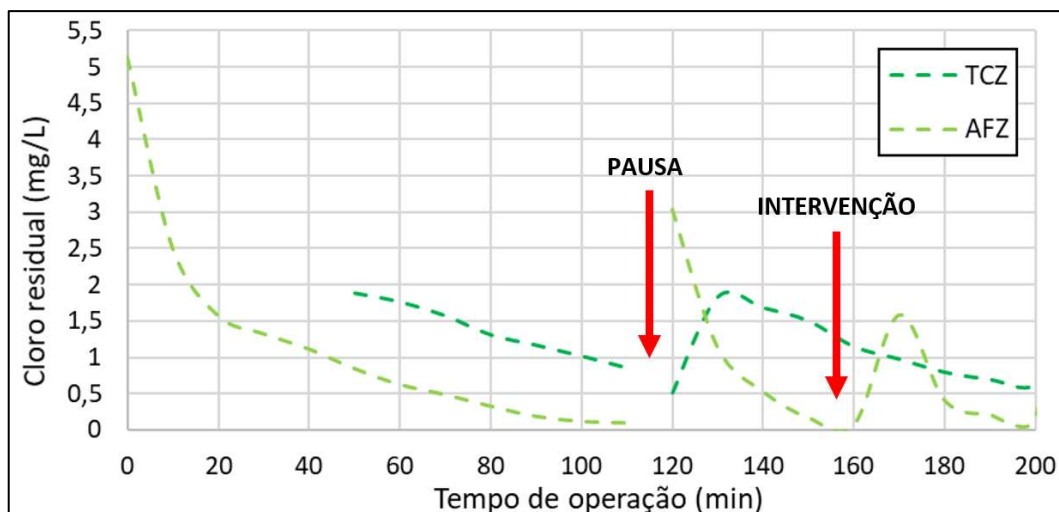
Nas Figuras 24 e 25 apresentam-se os resultados do monitoramento do cloro residual na água filtrada e na saída do tanque de contato (TC) em dois ensaios com o filtro de zeólita.

Figura 24 - Cloro residual na água filtrada (filtro de zeólita) e na saída do tanque de contato, desinfecção pré-filtração, fluxo contínuo, dosador de cloro, ensaio 1.



TCZ = tanque de contato após filtro de zeólita; AFZ = água filtrada zeólita.

Figura 25 - Cloro residual na água filtrada (filtro de zeólita) e na saída do tanque de contato, desinfecção pré-filtração, fluxo contínuo, dosador de cloro, ensaio 2.



TCZ = tanque de contato após filtro de zeólita; AFZ = água filtrada zeólita.

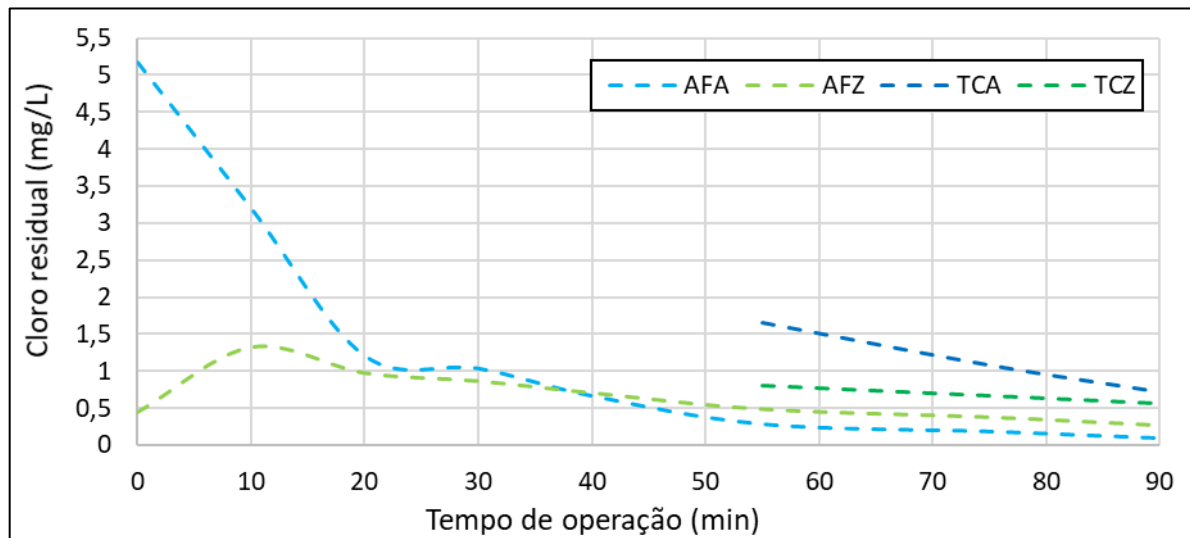
Após a operação apresentada na Figura 24, o tanque de contato passou a ser esvaziado para descartar a água que já estava com cloro devido ao ensaio anterior. O monitoramento do cloro residual na saída só era iniciado após o enchimento da unidade (cerca de 50 minutos na operação apresentada na Figura 24). Esse procedimento foi realizado em todos os ensaios subsequentes.

Nos dois ensaios se pode observar que o uso do tanque de contato amorteceu as variações de concentração de cloro residual obtidas na saída do filtro, mantendo concentrações suficientes para o processo de desinfecção, mesmo quando o cloro residual já não era detectado na saída do filtro. No entanto, como indicado nas Figuras 24 e 25, para manter o cloro residual na saída do tanque de contato ao longo de toda operação eram necessárias as seguintes intervenções⁹: fechamento do registro de alimentação do filtro, abertura do registro superior do dosador e consequente enchimento de todo o volume do dosador de cloro e saída de ar pela parte superior; logo em seguida, o registro de alimentação do filtro era novamente aberto, o registro superior do dosador era fechado e se reiniciava dosagem. No início, ou reinício de operação (identificado como “pausa” nas Figuras 24 e 25) resultados similares foram observados, pois a mesma manobra de registros era realizada para iniciar a dosagem de cloro.

Na Figura 26 apresentam-se os resultados de um ensaio realizado simultaneamente com os dois filtros. Observa-se o mesmo comportamento dos ensaios anteriores de amortecimento no tanque de contato das variações de concentração de cloro residual. Entretanto, comparando o cloro residual da água filtrada de cada filtro, percebe-se que, apesar de ter sido adicionada a mesma massa de cloro nos dois dosadores, e do procedimento de operação dos dosadores ter sido o mesmo, o cloro residual na água filtrada no filtro de areia foi inicialmente maior do que no filtro de zeólita. Isso indica que pode ter ocorrido consumo de cloro no leito de zeólita. Apesar disso, o cloro residual na água filtrada do filtro de areia decaiu rapidamente e, a partir dos 20 minutos de operação, o residual nos dois filtros se manteve próximo.

⁹ Tais intervenções não estão descritas no “Manual da Salta-z” (BRASIL, 2017). Foram repassadas diretamente pelos técnicos da Suest-PA.

Figura 26 - Cloro residual na água filtrada e na saída do tanque de contato, ensaio com os filtros de areia e de zeólita, desinfecção pré-filtração, fluxo contínuo, dosador de cloro.

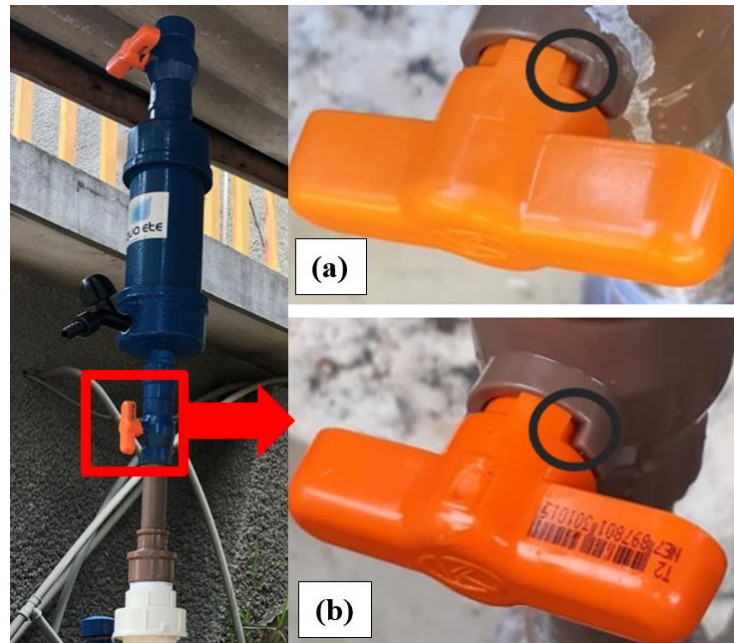


AFA = água filtrada da areia; AFZ = água filtrada da zeólita; TCA = tanque de contato após filtro de areia; TCZ = tanque de contato após filtro de zeólita.

Outra observação importante foi que a abertura do registro regulador da dosagem de cloro, destacado na Figura 27, se mostrou um processo delicado, pois, ao se abrir muito, era liberada elevada quantidade de cloro – como indicado pelos elevados valores iniciais de cloro residual nas figuras anteriores – e, além disso, a dosagem logo se encerrava; em contrapartida, uma abertura pequena resultava em valores mais baixos de cloro residual, mas da mesma forma, a dosagem se encerrava antes do final da operação. Porém, mesmos nos eventos em que a dosagem de cloro se encerrava, foi verificado que ainda havia cloro granulado dentro do dosador e nível de água suficientes para que a dosagem ocorresse.

A Figura 27 ilustra o acima descrito. A abertura apresentada na Figura 27(a) promove a liberação de uma dose mais elevada de cloro; já na Figura 27(b) se apresenta a abertura recomendada. Percebe-se que é uma diferença muito sutil, mas que interfere na dosagem.

Figura 27 - Dosador de cloro com destaque para o registro de regulagem da dosagem e detalhe das aberturas que provocam (a) maior e (b) menor dosagem.



4.1.3.2. Desinfecção pós-filtração, com TC operado em fluxo contínuo e uso do dosador de cloro

As Figuras 28 e 29 apresentam os resultados de monitoramento do cloro residual na saída do tanque de contato após o filtro de areia.

Figura 28 - Cloro residual na saída do tanque de contato após o filtro de areia, desinfecção pós-filtração, fluxo contínuo, dosador de cloro, ensaio 1.

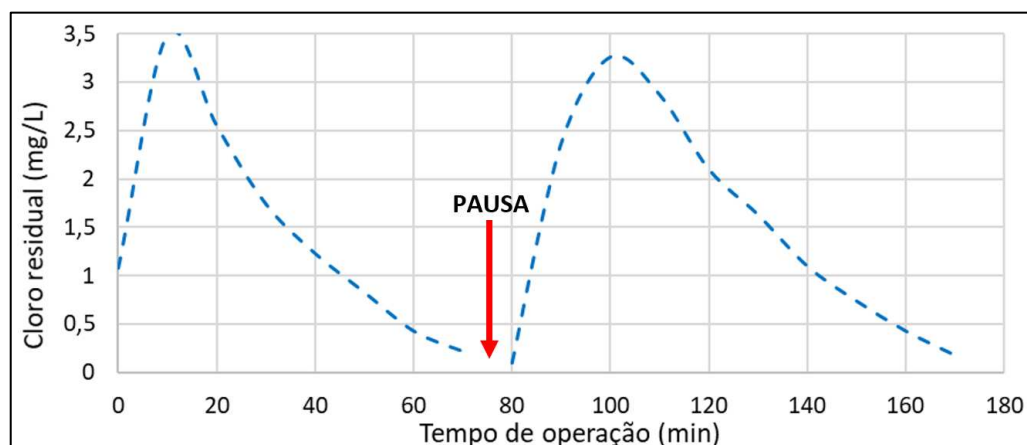
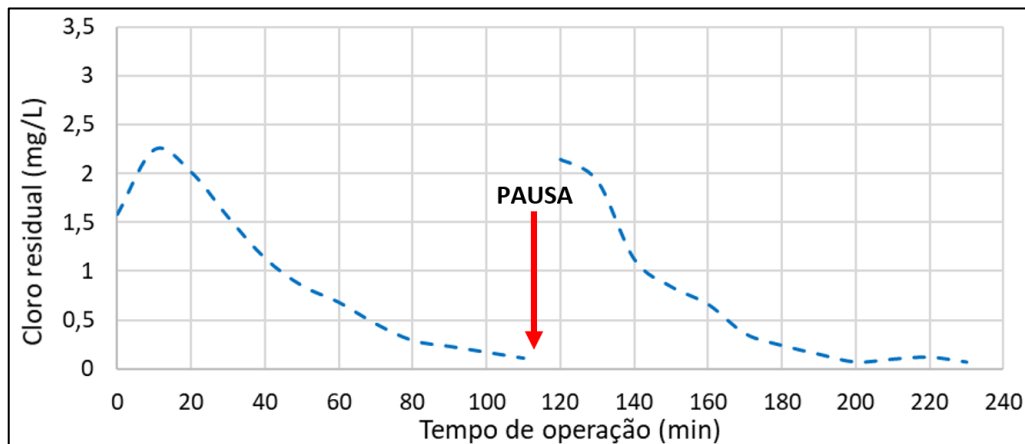


Figura 29 - Cloro residual na saída do tanque de contato após o filtro de areia, desinfecção pós-filtração, fluxo contínuo, dosador de cloro, ensaio 2.



O residual de cloro foi inicialmente mais elevado (de 1 a 3,5 mg/L), mas houve decaimento ao longo do tempo até atingir valores próximos ou iguais a zero por volta de 60 a 80 minutos de operação. Tal como nos ensaios de desinfecção pré-filtração, somente após a intervenção (manobra de registros) ou a parada na operação o dosador de cloro voltava a funcionar.

As Figuras 30 e 31 apresentam os resultados de um ensaio realizado simultaneamente com os dois filtros.

Figura 30 - Cloro residual na saída do tanque de contato após os filtros de areia e de zeólita, desinfecção pós-filtração, fluxo contínuo, dosador de cloro, ensaio 1.

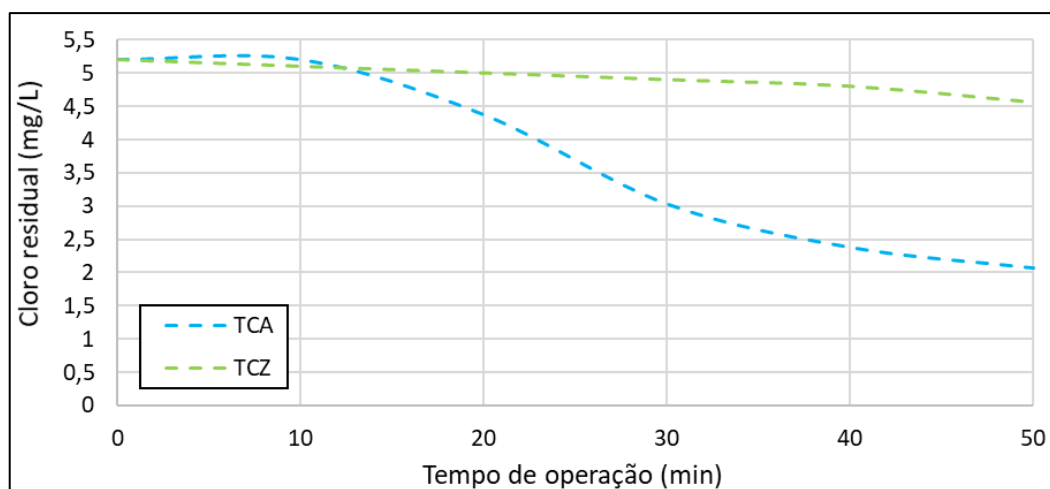
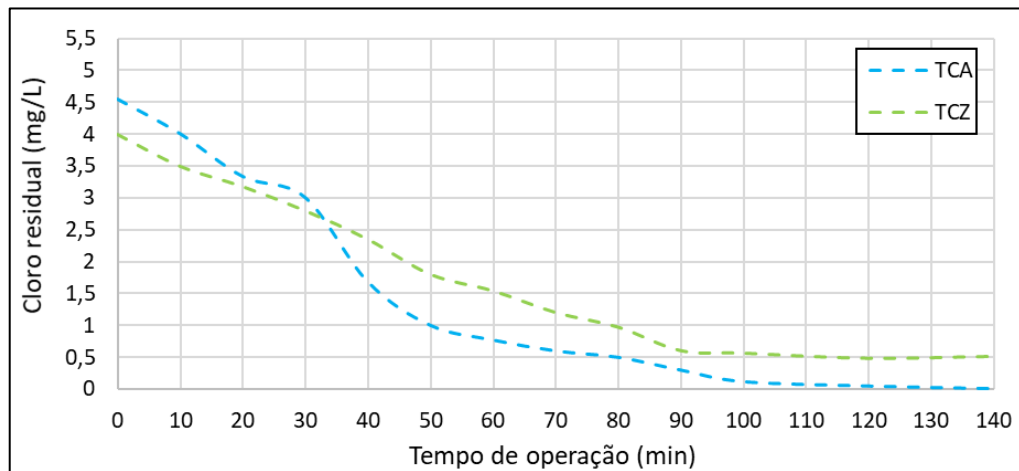


Figura 31 - Cloro residual na saída do tanque de contato após os filtros de areia e de zeólita, desinfecção pós-filtração, fluxo contínuo, dosador de cloro, ensaio 2.

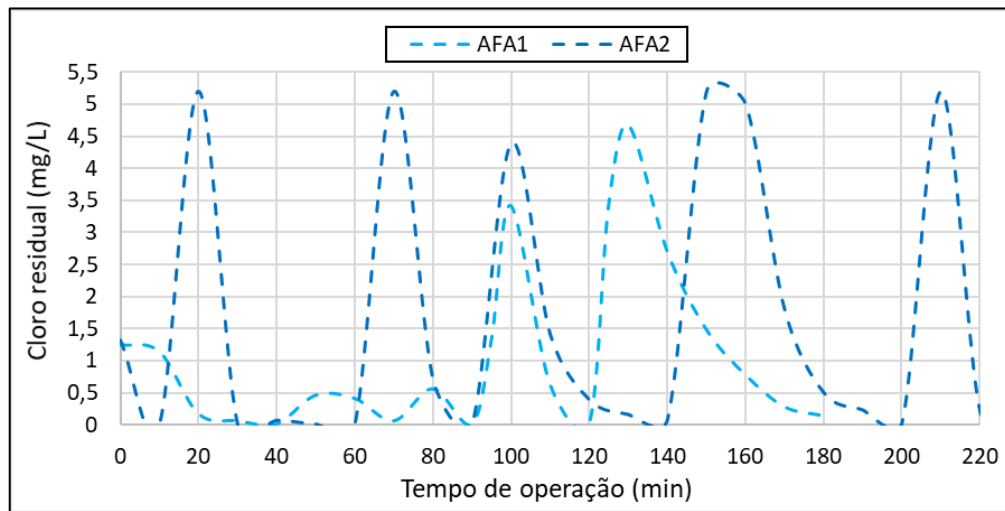


Como se pode perceber, o residual de cloro inicial foi bastante elevado, mais do que os observados nas Figuras 28 e 29. Isso ocorreu porque, na intenção de garantir que a dosagem ocorresse satisfatoriamente, o registro do dosador acabou por ser aberto mais do que necessário, fazendo com que uma quantidade muito alta de hipoclorito fosse liberada. No caso da Figura 30, mesmo depois de se fechar mais o registro, o residual se manteve elevado, especialmente após o filtro de zeólita. Isso corrobora o dito anteriormente que o controle da abertura do registro é um procedimento delicado e que deve ser realizado com muita cautela.

4.1.3.3. *Desinfecção pré-filtração, com TC operado em fluxo contínuo e uso do dosador de coagulante*

Na Figura 32 apresentam-se os resultados de monitoramento do cloro residual na saída do filtro em dois ensaios realizados com o filtro de areia. A quantidade de hipoclorito de cálcio (65% m/m) utilizada foi de 8,6 g, em ambos os ensaios).

Figura 32 - Cloro residual na saída do filtro de areia, ensaios de desinfecção pré-filtração, fluxo contínuo, dosador de coagulante, ensaios 1 e 2.



Das diferentes configurações de desinfecção testadas, a desinfecção pré-filtração em fluxo contínuo com dosador de coagulante foi a que apresentou os resultados mais insatisfatórios. As concentrações de cloro residual foram muito variáveis (0 – 5 mg/L) e a dosagem ocorreu apenas durante curtos períodos de operação (inferior a 40 minutos na maior parte dos ensaios). O controle da abertura do registro do dosador de coagulante se mostrou ainda mais delicado, pois mesmo a mínima abertura do registro fazia com que a dosagem acontecesse durante curto período. No entanto, tal resultado era de certa forma esperado, pois este modelo de dosador não contém controlador de nível, assim como o dosador de cloro.

4.1.3.4. Desinfecção pós-filtração, com TC operado em batelada e uso do dosador de coagulante

Nas Figuras 33, 34 e 35 são apresentados os resultados de monitoramento do cloro residual na saída do tanque de contato após cada filtro. Como destacado nos gráficos, foram empregadas diferentes massas de hipoclorito de cálcio (65% (m/m)) em cada ensaio para avaliar o efeito da porção de cloro utilizada sobre a concentração de cloro residual no tanque de contato. Em todos os ensaios, o registro do dosador foi mantido todo aberto para que toda solução de cloro no dosador fosse efetivamente dosada.

Figura 33 - Cloro residual no tanque de contato, filtros de zeólita e de areia, desinfecção pós-filtração em batelada, dosador de coagulante, ensaio 1.

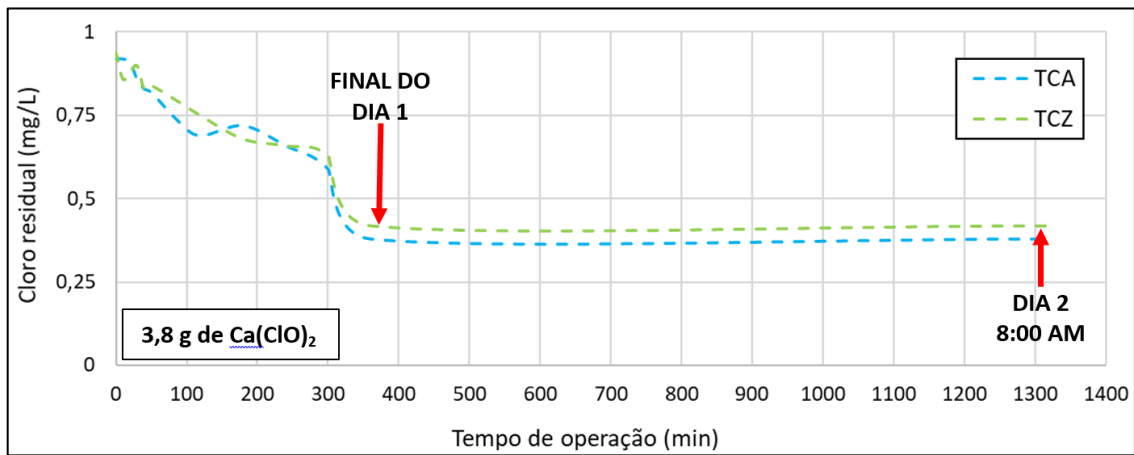


Figura 34 - Cloro residual no tanque de contato, filtros de zeólita e de areia, desinfecção pós-filtração em batelada, dosador de coagulante, ensaio 2.

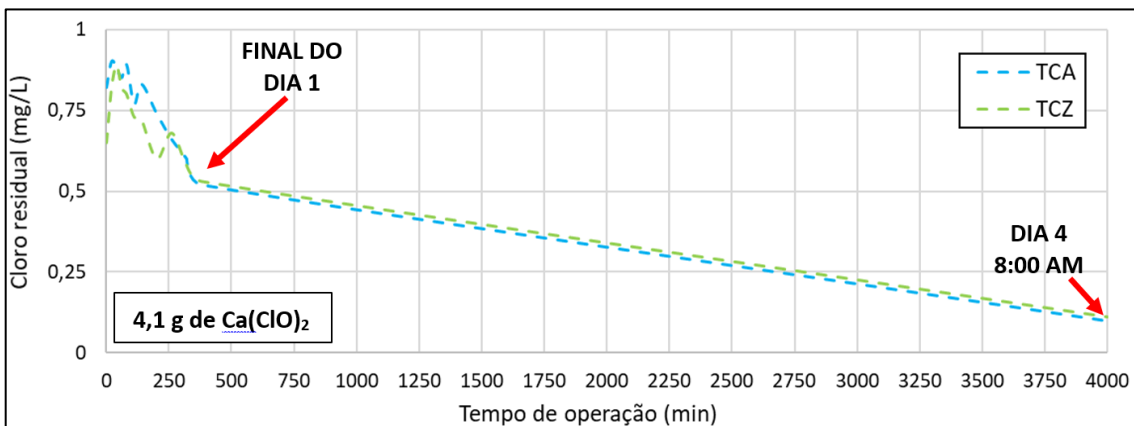
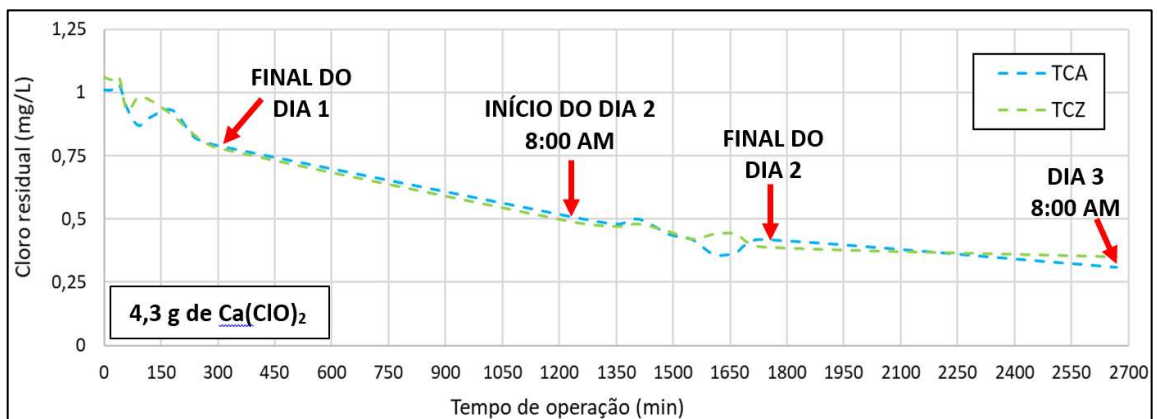


Figura 35 - Cloro residual no tanque de contato, filtros de zeólita e de areia, desinfecção pós-filtração em batelada, dosador de coagulante, ensaio 3.



Diferentemente das operações em fluxo contínuo, a característica do dosador de coagulante de fazer com que a dosagem ocorresse somente nos primeiros minutos da operação, ou seja, como num único pulso ao abrir completamente o registro do dosador, se mostrou vantajosa para a operação em batelada, permitindo um melhor controle da concentração de cloro residual no tanque de contato. Isso porque, nesse tipo de operação, todo o desinfetante dosado, assim como todo o volume de água, ficou retido no tanque de contato.

Conforme pode ser observado nas figuras 33, 34 e 35, alterações na massa de desinfetante utilizada produziram alterações proporcionalmente correspondentes na concentração de cloro residual na saída do tanque de contato. Nestes casos, não foram necessárias intervenções ou controle de abertura de registro para a dosagem de coagulante. Além disso, é possível observar reprodutibilidade nos resultados, uma vez que o monitoramento dos dois tanques de contato, em que a mesma massa foi dosada com o dosador de coagulante, resultou em concentrações de cloro residual bastante similares. Cabe destacar que 0,1 e 0,3 mg/L de cloro residual foram encontrados nos tanques de contato mesmo após períodos de aproximadamente 67 e 45 horas, de monitoramento, respectivamente (Figuras 34 e 35).

4.1.3.5. Desinfecção pré-filtração, com TC operado em batelada e uso do dosador de coagulante

Nas Figuras 36 e 37 apresentam-se os resultados de monitoramento do cloro residual na saída dos TC após os filtros de areia e de zeólita. Assim como nos ensaios anteriores e destacado nos gráficos, foram empregadas diferentes massas de hipoclorito de cálcio (65% (m/m)) em cada ensaio.

Figura 36 - Cloro residual nos tanques de contato, filtros de areia e de zeólita, desinfecção pré-filtração em batelada, dosador de coagulante, ensaio 1.

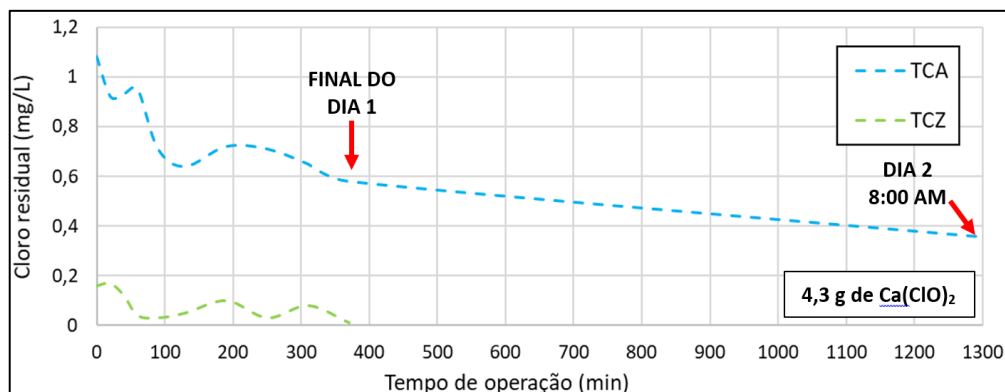
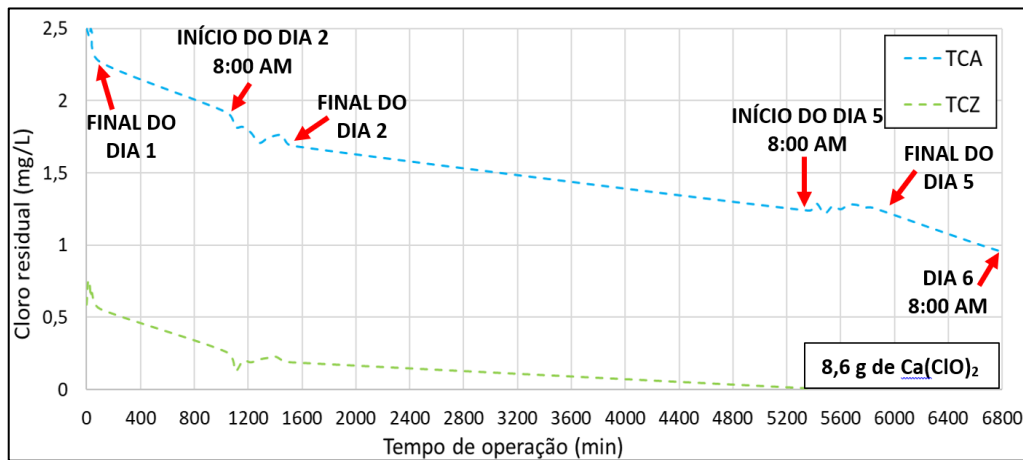


Figura 37 - Cloro residual nos tanques de contato, filtros de areia e de zeólita, desinfecção pré-filtração em batelada, dosador de coagulante, ensaio 2.



Assim como nas operações em batelada com desinfecção pós-filtração, o uso do dosador de coagulante nas operações em batelada com desinfecção pré-filtração permitiu melhor controle da concentração de cloro residual no tanque de contato. Analisando comparativamente as Figuras 34 e 35, 36 e 37, nota-se que o uso da mesma massa de desinfetante na desinfecção pré ou pós-filtração resultou em concentrações de cloro residual no tanque de contato similares para o filtro de areia. No entanto, quando empregado o filtro de zeólita, houve grande redução nas concentrações de cloro residual obtidas, indicando que parte do cloro utilizado é retido ou consumido no leito filtrante de zeólita. Mesmo com o uso de massa mais elevada de desinfetante (8,6 g, Figura 37) não foram obtidos residuais tão elevados quanto os observados na operação de desinfecção pós-filtração (Figura 35).

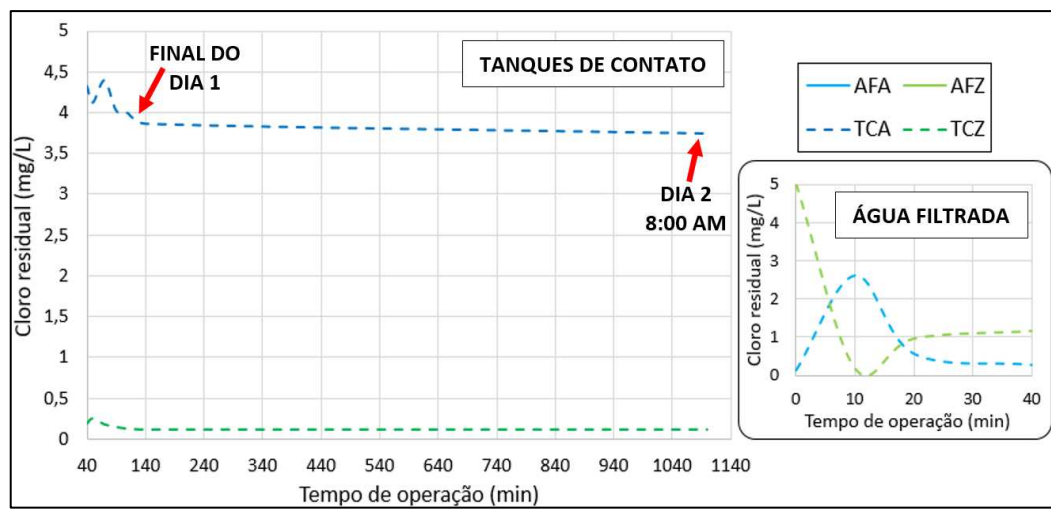
4.1.3.6. Desinfecção pré-filtração, com TC operado em batelada e uso do dosador de cloro

A Figura 38 apresenta os resultados de monitoramento do cloro residual nos tanques de contato após os filtros. Da mesma forma que nos outros ensaios de desinfecção pré-filtração, o cloro residual após o filtro de zeólita se apresentou em concentrações muito mais baixas do que após o filtro de areia, mais uma vez indicando a ocorrência de retenção ou consumo de cloro no leito de zeólita.

Como nos outros ensaios com o dosador de cloro, a massa utilizada de hipoclorito de cálcio foi de 200 g e, na operação em batelada, o residual no tanque de contato após o filtro de areia se manteve elevado (> 3,5 mg/L) durante todo o tempo de operação. Novamente, o uso do tanque de contato permitiu a manutenção dos residuais de cloro; entretanto, como não é possível

controlar a dose desejada com o dosador em questão, ocorre que o residual pode resultar elevado (de 2,5 até 5,2 mg/L) em alguns momentos da operação, como apresentado nas Figuras 28, 30, 31 e 32, ou durante toda a operação, como na Figura 38, o que confere gosto e odor muito fortes de cloro na água e pode acabar provocando rejeição por parte dos consumidores.

Figura 38 - Cloro residual na água filtrada e nos tanques de contato, filtros de areia e de zeólita, desinfecção pré-filtração em batelada, dosador de cloro.



4.1.4. Conclusões da Etapa 1

Com base nos resultados apresentados, ao final da Etapa 1 foi possível concluir que:

- o procedimento de coagulação denominado de procedimento 1 se mostrou o mais seguro para garantir boa eficiência do tratamento de água na Salta-z;
- o uso do tanque de contato, para desinfecção pré ou pós filtração, se mostrou essencial para manutenção de níveis de cloro residual durante todo o período de operação e permitiu o estabelecimento dos tempos de contato requeridos pela Portaria GM/MS nº 888/2021;
- a operação dos tanques de contato em batelada apresentou melhores resultados do que em fluxo contínuo em termos de concentração de cloro residual na água desinfetada e manutenção dos residuais ao longo do tempo;
- a operação dos tanques de contato em batelada e com dosador de coagulante permitiu melhor controle da concentração de cloro residual no tanque de contato; além disso a massa de

hipoclorito de cálcio requerida foi consideravelmente menor do que a utilizada no dosador de cloro;

- a desinfecção pré-filtração em filtro de zeólita consumiu grande parte do cloro dosado, o que não foi observado no filtro de areia.

Em suma, para a etapa de desinfecção, o arranjo operacional que apresentou melhor desempenho foi a desinfecção pós-filtração com o tanque de contato operado em batelada e com o dosador de coagulante para dosagem do cloro. Essa configuração acarretou economia na quantidade de desinfetante utilizada, apresentou operação mais simples (especificamente quanto à operação do dosador) e propiciou melhor controle¹⁰ e manutenção do residual de cloro ao longo do tempo. Sendo assim, essa configuração foi utilizada em nos experimentos posteriores.

4.2. Etapa 2

A segunda etapa desse projeto foi dedicada à avaliação do desempenho do sistema quanto à capacidade de clarificação e desinfecção da água, com base na remoção de turbidez, *E. coli* e esporos de bactérias aeróbias (EBA) em diferentes condições de qualidade da água bruta e taxas de filtração.

4.2.1. Mistura rápida e coagulação

A Tabela 8 apresenta as doses de coagulante determinadas nos ensaios de jarros e utilizadas para cada faixa de turbidez.

¹⁰ Este controle da concentração se refere ao fato de que, com o dosador de coagulante, a massa de desinfetante adicionada é calculada com base num residual pré-definido que se deseja alcançar no tanque de contato, já que todo o desinfetante dosado fica retido no tanque de contato; com o dosador de cloro, isso não é possível, porque para que a dosagem ocorresse, foi necessário adicionar elevada quantidade de desinfetante.

Tabela 8. Faixas de turbidez e pH da água bruta e doses de coagulante determinadas em ensaios de jarro.

Turbidez da água bruta	pH	Dose	
		(mg Al ₂ (SO ₄) ₃ /L)	(mg Al ₂ (SO ₄) ₃ * 18H ₂ O/L)
Baixa (1 a 20 uT)	7,2 a 7,4	7 e 8	13,6 e 15,6
Média (40 a 80 uT)	7,0 a 7,3	10 e 12	19,5 e 23,4
Alta (100 a 200 uT)	7,0 a 7,4	8, 10 e 12	15,6, 19,5 e 23,4
Muito alta (300 a 500 uT)	6,8 a 7,2	10, 12, 14 e 16	19,5, 23,4, 27,3 e 31,2

Conforme esperado, ao aumentar a turbidez, a dose requerida foi maior e, para a mesma faixa de turbidez, as maiores doses foram requeridas para águas com maior valor de pH. Maior concentração de partículas na água bruta, isto é, maior turbidez, significa maior taxa de colisão entre partículas desestabilizadas, otimizando a agregação (CRITTENDEN *et al.*, 2012). Isso pode explicar porque, em alguns casos, para valores próximos de pH, a dose requerida para a faixa de turbidez muito alta da água bruta foi igual ou menor do que para as faixas média e alta.

O mecanismo predominante durante o processo de coagulação depende do par “dose de coagulante x pH”. Amirtharajah & Mills, em 1982, apresentaram um diagrama de coagulação com sulfato de alumínio, pelo qual, com valores de pH e de dose de coagulante, é possível identificar o mecanismo predominante de coagulação. A partir desse diagrama, apresentado no Anexo A, foram identificados os mecanismos predominantes nos experimentos realizados. A Tabela 9 apresenta a turbidez da água bruta, dose de coagulante, pH da água decantada e o mecanismo de coagulação correspondente.

Tabela 9. Mecanismos de coagulação de acordo com a dose de coagulante e o pH da água decantada para cada faixa de turbidez da água bruta.

Faixa de turbidez	Água	Dose (mg Al ₂ (SO ₄) ₃ *14,3 H ₂ O/L)	pH água decantada	Mecanismo de coagulação
Baixa	A1	14	6,9	C
	A2	12,3	7,1	C
	A3	12,3	7	C
	A4	12,3	7	C
	A5	14	7	C
	A6	12,3	6,9	C
	A7	14	6,9	C
Média	A8	17,5	7,2	V
	A9	21	6,9	V
	A10	21	6,9	V
	A11	17,5	7	Limite entre V e C
	A12	17,5	7	Limite entre V e C
	A13	17,5	6,9	C
Alta	A14	21	6,7	Limite entre A/N e V
	A15	21	6,9	V
	A16	21	6,9	V
	A17	17,5	7	Limite entre A/N e V
	A18	21	7,1	V
	A19	21	7,1	V
Muito alta	A20	24,5	6,8	V
	A21	28	6,5	A/N
	A22	21	6,8	V
	A23	17,5	6,8	Limite entre A/N e C
	A24	17,5	6,6	A/N
	A25	17,5	6,9	C
	A26	17,5	6,8	C

V = varredura; A/N = adsorção/neutralização de cargas; C = combinação de mecanismos.

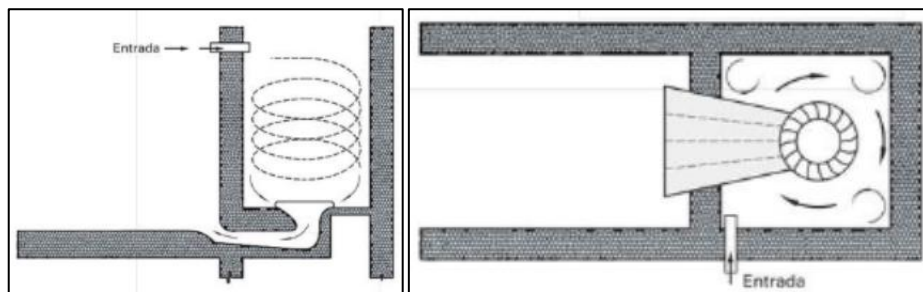
4.2.2. Floculação

A floculação ocorre no decantador. Sendo assim, o tempo de floculação é igual ao tempo de enchimento do decantador a partir do início da dosagem de coagulante, isto é, nas condições deste experimento, 120 minutos (ver item 4.1.2).

O gradiente de velocidade é o principal parâmetro que interfere nas taxas de agregação e ruptura dos flocos, ou seja, deve ser suficiente para promover o choque e agregação das partículas desestabilizadas, porém não deve ser muito elevado, de forma a prevenir a ruptura dos flocos formados (DI BERNARDO; DANTAS; VOLTAN, 2017).

O processo de floculação na Salta-z ocorre hidraulicamente e se assemelha à floculação de ação de jato, mais especificamente a de fluxo helicoidal, descrito por Richter (2009), segundo o qual “a energia hidráulica é usada para gerar um movimento helicoidal à água induzido por sua entrada tangencial na câmara de floculação”. A Figura 39 apresenta um floculador como o descrito pelo autor.

Figura 39 - Floculador de fluxo helicoidal para pequenas comunidades.



Fonte: Richter, 2009.

Para calcular o gradiente de velocidade, é necessário calcular a perda de carga, de forma semelhante ao cálculo de gradiente de velocidade da coagulação, apresentado no item 4.1. O floculador de fluxo de jato foi projetado para estações de tratamento operadas em fluxo contínuo, já que a entrada de água coagulada permanece submersa por todo o tempo e a saída de água também é contínua, mantendo toda a massa de água sempre em movimento. Nessas unidades, a perda de carga ocorre no orifício de entrada e pode ser calculada por equações clássicas da hidráulica para orifícios. Entretanto, na Salta-z, a operação é realizada em batelada e, além disso, a coagulação ocorre na tubulação antes do decantador, como mostrado na Figura 8 (item 4.1). A floculação, de fato, só começa a partir do momento que a água coagulada já se

encontra dentro da unidade de decantação. Dessa forma, não foi possível utilizar a forma de cálculo para flocladores de ação de jato para calcular o gradiente de velocidade da floclação na Salta-z. Caberia, então, um estudo mais aprofundado para que fosse possível calcular os gradientes de velocidades durante a floclação, isto é, ao longo do enchimento do decantador.

Ao longo dos experimentos, como será visto no item 4.2.3, foram observados elevados tempos de sedimentação, como consequência de baixas velocidades de sedimentação dos flocos. Por esse motivo, decidiu-se avaliar visualmente as características dos flocos formados na Salta-z. Para tanto, foi coletada uma amostra de água floclada dentro do decantador ao final do seu enchimento (Figura 40), na qual foi possível perceber os pequenos flocos formados. Para fins de comparação, a Figura 41 apresenta os flocos formados durante o ensaio de jarros que foi realizado para a operação em questão. Nota-se que os flocos formados na Salta-z são bem menores que os flocos formados nos jarros.

Figura 40 - Flocos observados em amostra de água floclada.

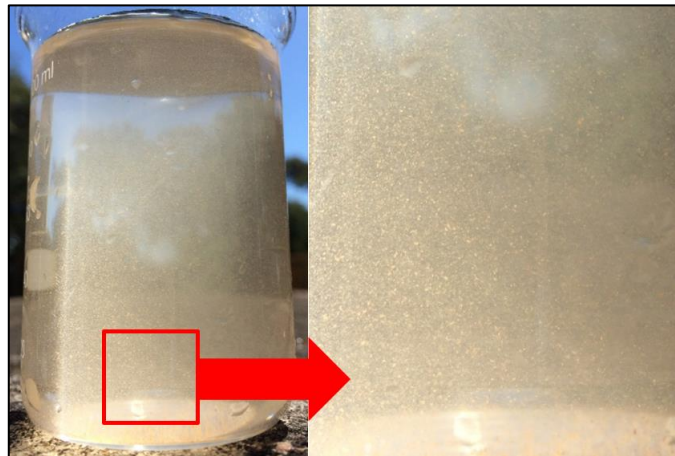


Figura 41 - Flocos observados em ensaio de jarro.



Observando o movimento da água durante o enchimento do decantador, foi possível perceber que, de fato, ocorre um movimento circular na superfície do volume de água, que se mantém durante todo o enchimento. Entretanto, isso não necessariamente significa que toda a massa de água abaixo da superfície estivesse se movimentando da mesma forma. É possível que o gradiente de velocidade que inicialmente ocorria no fundo da unidade, não seja mantido até o final do enchimento do decantador. Caso a entrada de água coagulada fosse localizada na parte inferior da unidade – não no fundo, para não promover ressuspensão de lodo – poderia garantir que toda a massa de água se mantivesse em movimento ao longo de todo o enchimento do decantador.

De acordo com Di Bernardo, Dantas e Voltan (2017), para menores tempos de floculação, o gradiente de velocidade pode, até certo ponto, ser mais elevado no intuito de proporcionar mais encontros entre os microflocos. Entretanto, esses autores verificaram que, para maiores tempos de floculação, menores gradientes resultam em maior eficiência de remoção de turbidez. O mesmo resultado foi observado por Mendes (1989), apud Libânio (2010). Sendo assim, tempos elevados de floculação podem ser utilizados, desde que com baixos gradientes de velocidade. Então, de certa forma, os baixos gradientes que provavelmente ocorrem na Salta-z, considerando que o tempo de floculação é elevado (duas horas) parecem não comprometer o processo. Caso o gradiente fosse muito elevado, a ruptura dos flocos poderia superar a agregação, prejudicando a eficiência do tratamento. Supõe-se que os gradientes sejam baixos, até porque, como discutido anteriormente, é possível que, à medida que o decantador vai enchendo, a água mais ao fundo pouco se movimenta. Dessa forma, não ocorrem colisões suficientes para promover a formação de flocos maiores e com melhores características de sedimentabilidade. Como pode ser visto na Figura 40, os flocos formados são realmente pequenos.

Apesar de, supostamente, na maior parte dos casos ter ocorrido o mecanismo de varredura, ou ao menos a combinação de mecanismos, os flocos não alcançaram elevada velocidade de sedimentação e, por esse motivo, os tempos de sedimentação necessários para se garantir desempenho da decantação tão eficiente quanto a produção de turbidez da água decantada igual ou menor do que 5 uT) foram bastante elevados, como será visto no item a seguir.

4.2.3. Decantação

O “Manual da Salta-z” (BRASIL, 2017) faz a seguinte recomendação quanto ao tempo de sedimentação: “aguardar o tempo mínimo de 20 minutos para que aconteça o processo de floculação e sedimentação. Ressalta-se que tempos maiores favorecem a clarificação. ”

De acordo com técnicos da Funasa, a Salta-z é geralmente operada em batelada, em ciclos que dependem da demanda de água, sendo que, muitas vezes, a água decantada é armazenada por longos períodos. Tendo isto em conta, nos ensaios aqui apresentados, o enchimento do decantador foi realizado na parte da manhã e o monitoramento da turbidez da água decantada foi realizado até às 17h ou 18 h (próximo ao término do turno de trabalho da ETA UFV), sendo retomado às 7h ou 8 h do dia seguinte. A Tabela 10 apresenta a turbidez da água bruta, a dose de coagulante, o tempo de sedimentação e a turbidez final da água decantada para os 26 ensaios realizados.

Nas figuras 42, 43, 44 e 45 apresentam-se os resultados do monitoramento da água decantada de acordo com o tempo de sedimentação para as faixas de turbidez da água bruta (TAB) consideradas, sendo que as curvas diferenciadas por cores correspondem às águas apresentadas na Tabela 10.

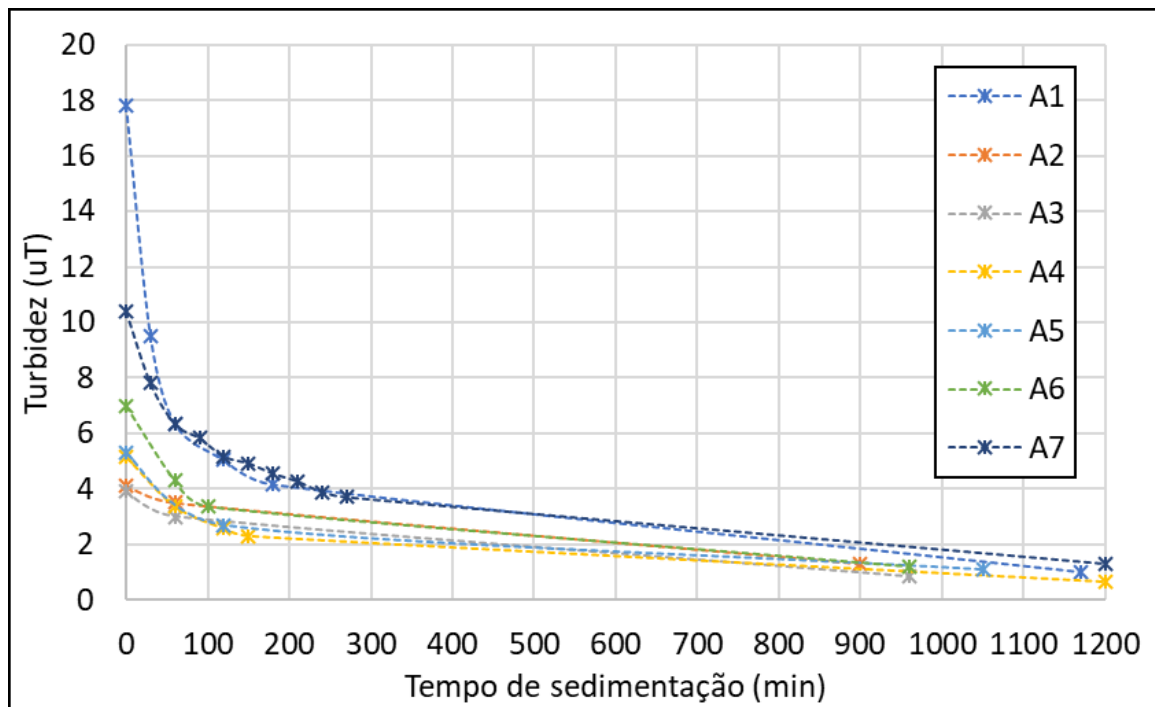
Com turbidez da água bruta de 18 uT (A1) e 10 uT (A7), e tempo de sedimentação de 30 min, foram alcançados valores de turbidez da água decantada de 9,5 e 7,8 uT, respectivamente. Nos demais casos (A2 a A6), como a turbidez da água bruta já era bem baixa (3,9 - 7 uT), em 30 min já foi alcançada turbidez próxima ou menor do que 5 uT na água decantada. Com maiores tempos de sedimentação foi possível produzir água decantada com turbidez até menor do que 1 uT. O tempo de sedimentação total variou de 900 a 1200 minutos (15 a 20 horas) e a turbidez final da água decantada de 0,64 a 1,3 uT (Figura 42).

Tabela 10. Turbidez e pH da água bruta, dose de coagulante, tempo de sedimentação da água decantada, turbidez da água decantada e eficiência de remoção de turbidez na sedimentação para os ensaios realizados.

Faixa de turbidez	Água	Turbidez água bruta (uT)	pH da água bruta	Dose (mg $Al_2(SO_4)_3/L$)	Tempo de sedimentação (h)	Turbidez água decantada (uT)	Eficiência de remoção (%)
Baixa	A1	18	7,4	8	19,5	1,0	94,3
	A2	4,1	7,3	7	15	1,1	67,8
	A3	3,9	7,4	7	16	0,84	78,6
	A4	5,2	7,4	8	20,5	0,64	87,7
	A5	5,3	7,3	7	17,5	1,1	79,0
	A6	7	7,2	8	16	1,2	82,9
	A7 ^(a)	10	7,2	8	20	1,3	87,4
Média	A8	68	7,0	10	17	3,4	95,0
	A9	76	7,1	12	17	2,8	96,3
	A10	65	7,2	12	19	2,8	96,2
	A11	72	7,1	10	18,5	2,5	96,5
	A12	79	7,1	10	18,5	2,8	96,4
	A13	66	7,3	10	18,5	3,1	95,3
Alta	A14	187	7,0	12	16,5	3,9	97,9
	A15	134	7,1	12	19	3,5	97,4
	A16	159	7,4	12	17	3,2	98,0
	A17	123	7,1	10	18,5	2,8	97,7
	A18	131	7,2	12	18,5	4,6	96,5
	A19	127	7,0	8	18,5	3,5	97,2
Muito alta	A20	500	7,2	14	17	9,3	98,1
	A21	485	7,0	16	19,5	11	97,8
	A22	367	7,0	12	20	6,8	98,1
	A23	386	6,9	10	20	7,5	98,1
	A24 ^(b)	416	6,8	10	23	21	95,0
	A25	401	7,1	10	20	7,2	98,2
	A26	376	7,1	10	20,5	11	97,0

TAB = turbidez da água bruta;; TDEC = turbidez da água decantada; (a) ensaio realizado na avaliação dos procedimentos de coagulação; (b) esse ensaio representa uma repetição da combinação 300 a 500 uT e 180 m³/m².d que precisou ser refeita devido à problemas nas análises de EBA.

Figura 42 - Turbidez da água decantada em função do tempo de sedimentação; ensaios para a faixa de baixa turbidez da água bruta (1 a 20 uT).



Para as faixas de turbidez da água bruta média (Figura 44) e alta (Figura 45), nos primeiros 30 minutos de sedimentação a turbidez da água decantada se mostrou elevada: respectivamente, 27 a 44 uT e 38 a 64 uT. Entre 180 e 210 minutos de sedimentação, já foi possível alcançar turbidez da água decantada próxima a 15 uT para média TAB e próxima a 20 uT para alta TAB. O tempo total de sedimentação variou de 1020 a 1140 min (17 a 19 horas), sendo alcançada turbidez final na água decantada de 2,5 a 3,4 uT e 2,8 a 4,6 uT para as faixas de média e baixa TAB, respectivamente.

Na Figura 43 apresenta-se também, além das amostras da Tabela 10, três operações da Etapa 1 para as quais foi realizado o monitoramento da sedimentação. A turbidez da água bruta, a dose de coagulante, o tempo de sedimentação e a turbidez final da água decantada dessas operações estão apresentadas na Tabela 11. Nessas operações, a turbidez da água bruta era natural e foram aqui apresentadas para evidenciar que o processo de sedimentação ocorreu de forma muito semelhante entre as águas naturais e aquelas cuja turbidez foi produzida.

Tabela 11. Turbidez e pH da água bruta, dose de coagulante, tempo de sedimentação da água decantada, turbidez da água decantada e eficiência de remoção de turbidez na sedimentação para as águas naturais monitoradas na etapa 1.

Água	Turbidez água bruta (uT)	pH da água bruta	Dose (mg $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3/\text{L}$)	Tempo de sedimentação (h)	Turbidez água decantada (uT)	Eficiência de remoção (%)
AN1	80	7,2	12	19	5,3	93,4
AN2	58	7,0	10	18	4,1	92,9
AN3	71	7,1	12	22,5	3,4	95,2

Figura 43 - Turbidez da água decantada em função do tempo de sedimentação; ensaios para a faixa de média turbidez da água bruta (40 a 80 uT).

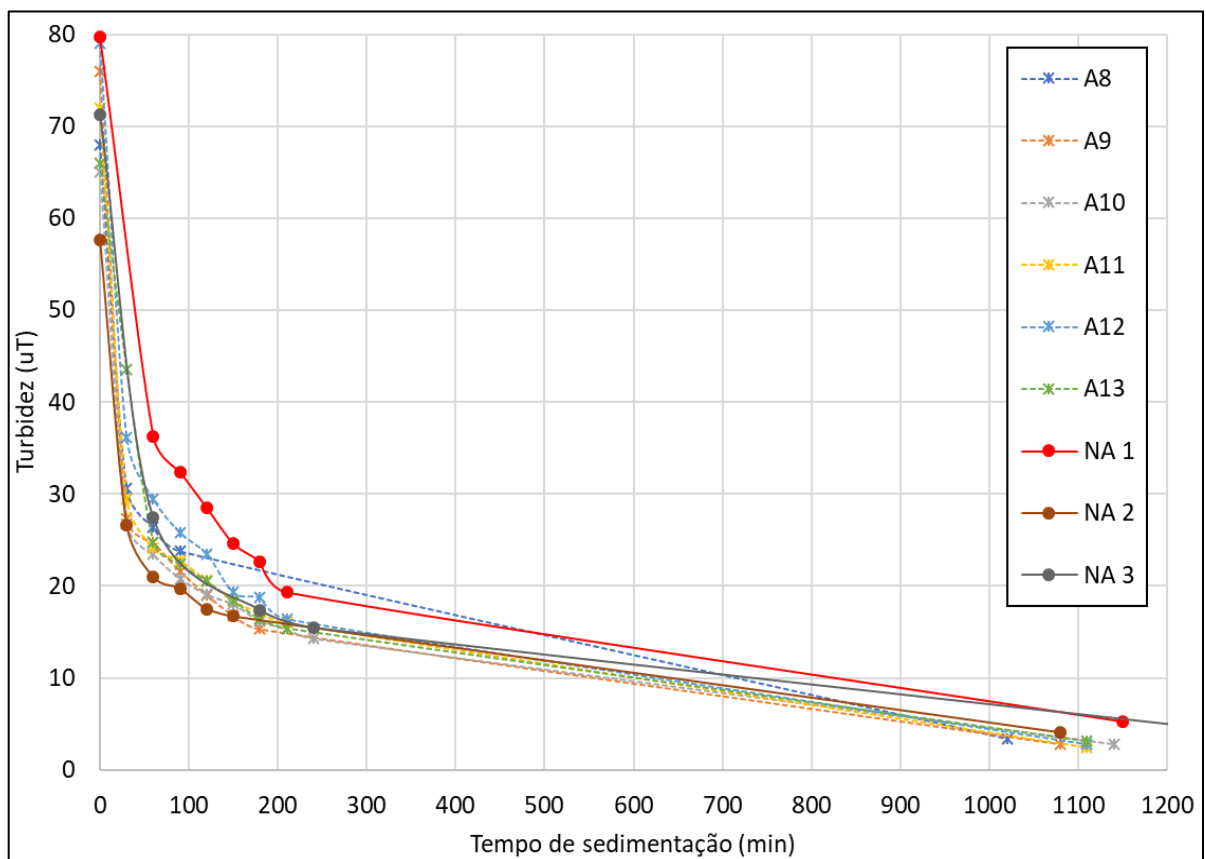
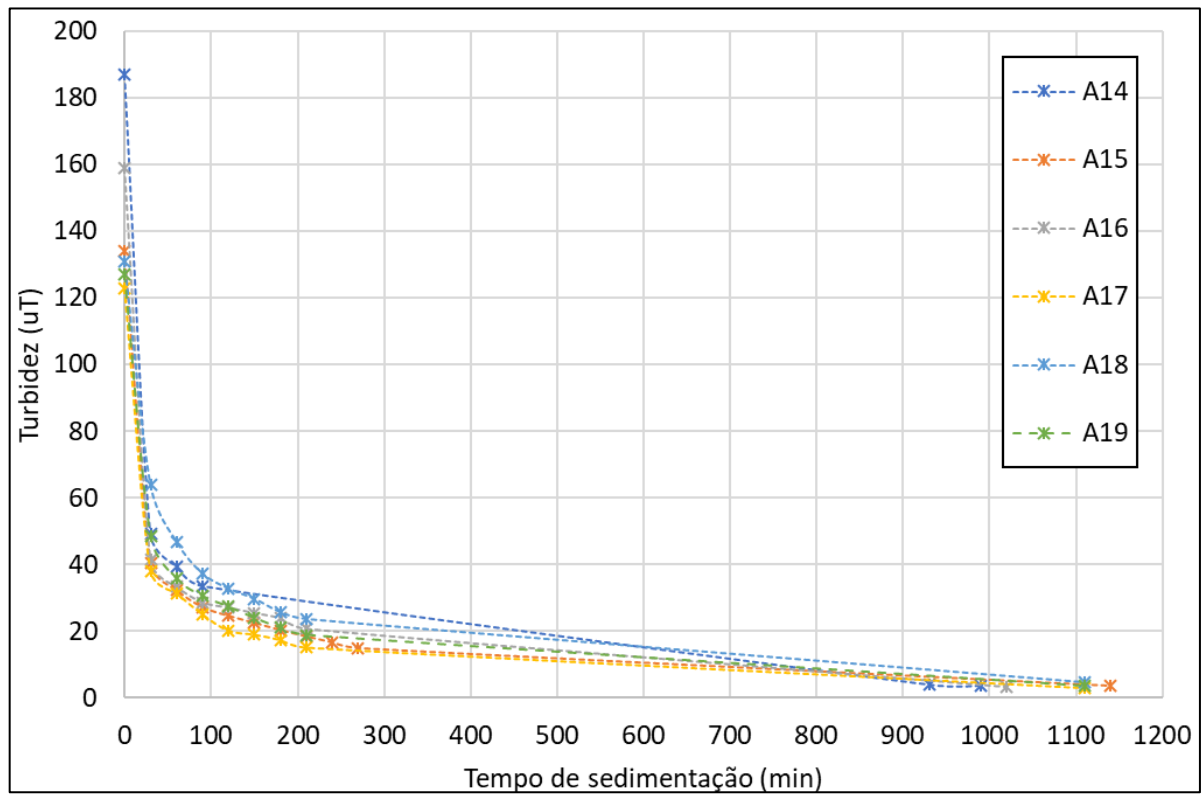
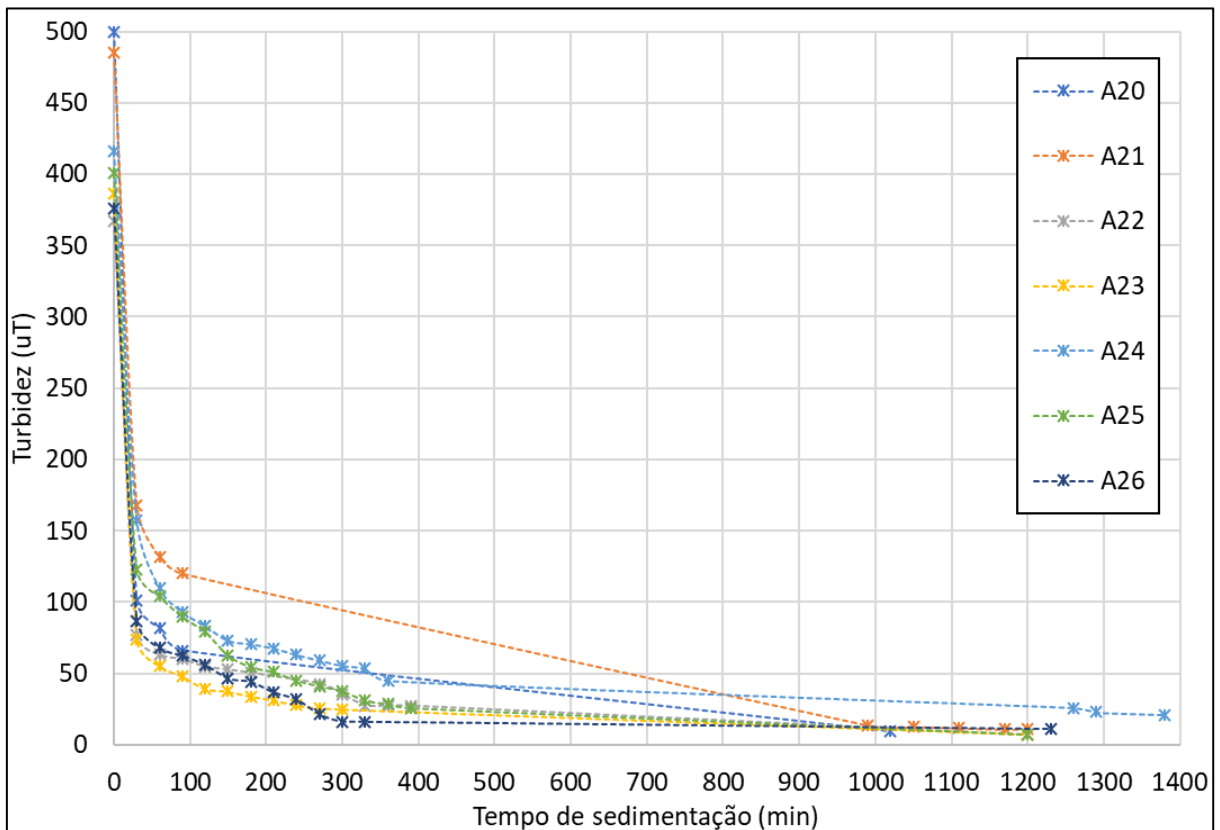


Figura 44 - Turbidez da água decantada em função do tempo de sedimentação; ensaios para a faixa de alta turbidez da água bruta (100 a 200 uT).



Para a faixa muito alta de TAB, nos primeiros 30 minutos de sedimentação, a turbidez da água decantada ainda se manteve bem elevada, variando de 74 a 168 uT. A turbidez final da água decantada variou de 6,8 a 21 uT, com tempo de sedimentação de 1020 a 1380 min (17 a 23 horas) (Figura 45).

Figura 45 - Turbidez da água decantada em função do tempo de sedimentação; ensaios para a faixa muito alta de turbidez da água bruta (300 a 500 uT).



Nos ensaios representados pelas curvas A21 e A24 (Figura 45), a decantação não foi tão eficiente como nos outros casos. Como apresentado no item 4.4.1, o mecanismo de coagulação predominante nos ensaios em questão foi a adsorção-neutralização de cargas, no qual formam-se flocos bem desestabilizados, mas não necessariamente com boas características de sedimentabilidade (DI BERNARDO; DANTAS; VOLTAN, 2017). De toda forma, apesar de a água decantada não ter apresentado turbidez tão baixa quanto nos demais casos, os filtros ainda foram capazes de produzir água com turbidez abaixo de 0,30 uT, como será mostrado no item 4.2.4.

Como discutido nos itens anteriores, mesmo nos casos em que o mecanismo predominante foi a varredura, que é o indicado nos casos de tratamento em ciclo completo, foram necessários elevados tempos de sedimentação. Isso se deu pelo fato de, durante a floculação, terem sido formados flocos pequenos e, conseqüentemente, com baixa sedimentabilidade.

Em resumo, no geral, a Salta-z apresentou boa eficiência de decantação, alcançando valores bem baixos de turbidez da água decantada, ainda que com elevados tempos de sedimentação - exceto para a faixa de baixa TAB.

Embora não haja um limite de turbidez pré-filtração, sabe-se que quanto mais baixa a turbidez da água decantada, menor será a colmatação do filtro e, conseqüentemente, as carreiras de filtração serão mais longas. Esse aspecto foi investigado na Etapa 3 do presente estudo.

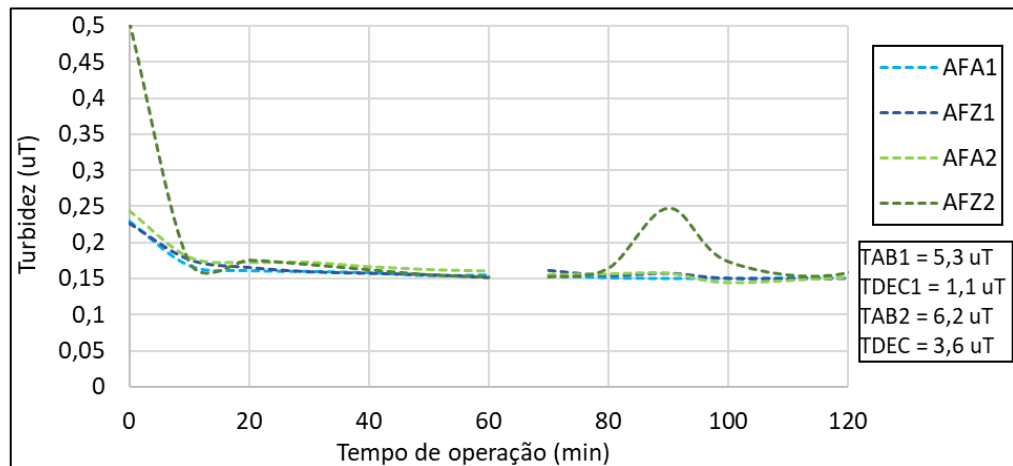
4.2.4. Filtração

Durante a instalação das unidades da Salta-z na ETA UFV e da forma como é indicado no manual do sistema (BRASIL, 2017), percebeu-se que a saída dos filtros é posicionada abaixo da superfície dos leitos filtrantes, o que pode provocar pressão negativa no interior do leito filtrante. Isso pode comprometer o funcionamento dos filtros ao permitir a entrada de bolhas de ar dissolvido, que ficam retidas no meio granular e podem ocasionar aumento da perda de carga e, conseqüentemente, diminuição da carreira de filtração (DI BERNARDO; DANTAS; VOLTAN, 2017); uma forma de contornar este problema, seria a instalação de um sifão, de forma tal que a saída de água filtrada se dê acima do nível da superfície do leito, mantendo-o sempre afogado.

A caracterização granulométrica dos leitos filtrantes encontra-se no Apêndice B. Os valores e coeficiente de desuniformidade dos dois filtros são muito próximos (1,54 e 1,56 para zeólita e areia, respectivamente), e de acordo com o recomendado pela NBR 12216 (ABNT, 1992). Porém, a granulometria da zeólita foi menor do que a da areia – o diâmetro efetivo (0,325 mm) e o diâmetro mínimo (0,15 mm) da zeólita foram mais baixos do que os da areia (diâmetro efetivo = 0,45 mm e diâmetro mínimo = 0,35 mm). Apesar disso, o desempenho dos filtros foi bastante semelhante, como será apresentado a seguir.

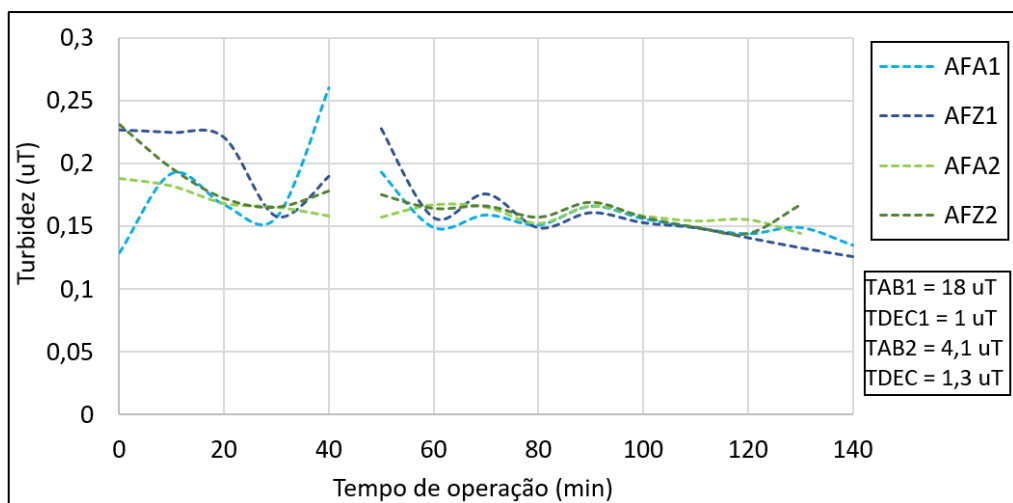
Nas figuras 46, 47 e 48 apresentam-se os gráficos do monitoramento das carreiras de filtração para a faixa baixa de TAB, para as três taxas de filtração. Destaca-se que as lacunas presentes nos gráficos apresentados representam o período no qual a filtração foi pausada para aguardar o tempo de contato e realizar a coleta das amostras de água desinfetada para as análises microbiológicas.

Figura 46 - Turbidez da água filtrada ao longo das carreiras de filtração, turbidez baixa da água bruta (1 a 20 uT), filtros de areia e zeólita, taxa de filtração baixa (180 m³/m².d).



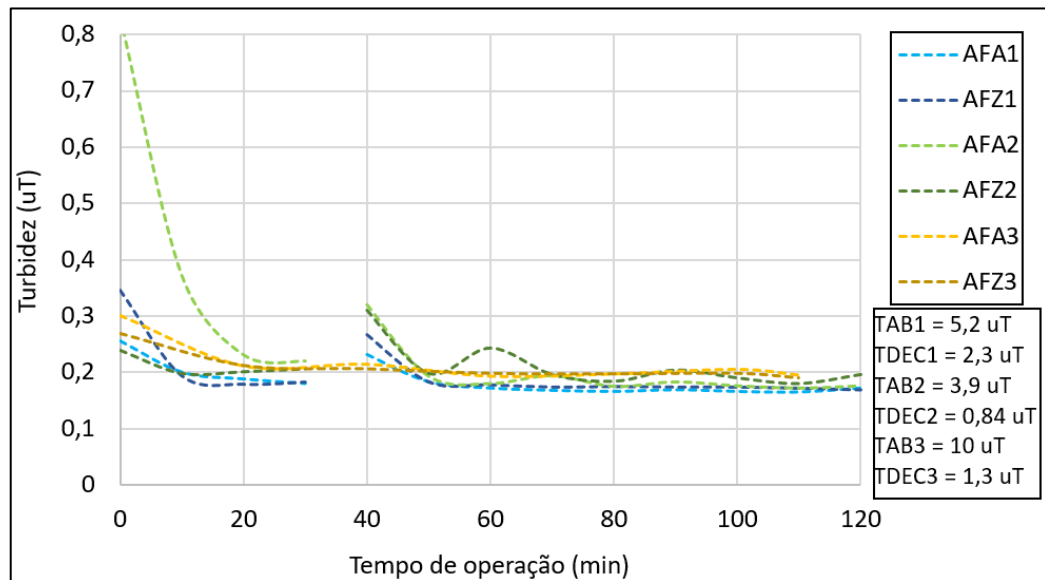
TAB = turbidez da água bruta; TDEC = turbidez da água decantada; AFA = água filtrada da areia; AFZ = água filtrada da zeólita.

Figura 47 - Turbidez da água filtrada ao longo das carreiras de filtração, turbidez baixa da água bruta (1 a 20 uT), filtros de areia e zeólita, taxa de filtração média (360 m³/m².d)..



TAB = turbidez da água bruta; TDEC = turbidez da água decantada; AFA = água filtrada da areia; AFZ = água filtrada da zeólita.

Figura 48 - Turbidez da água filtrada ao longo das carreiras de filtração, turbidez baixa da água bruta (1 a 20 uT), filtros de areia e zeólita, taxa de filtração alta (450 m³/m².d).



TAB = turbidez da água bruta; TDEC = turbidez da água decantada; AFA = água filtrada da areia; AFZ = água filtrada da zeólita.

Apesar de algumas pequenas oscilações, ambos os filtros foram capazes de manter certa estabilidade na turbidez da água filtrada e ambos alcançaram eficiência média de 84% de remoção de turbidez.

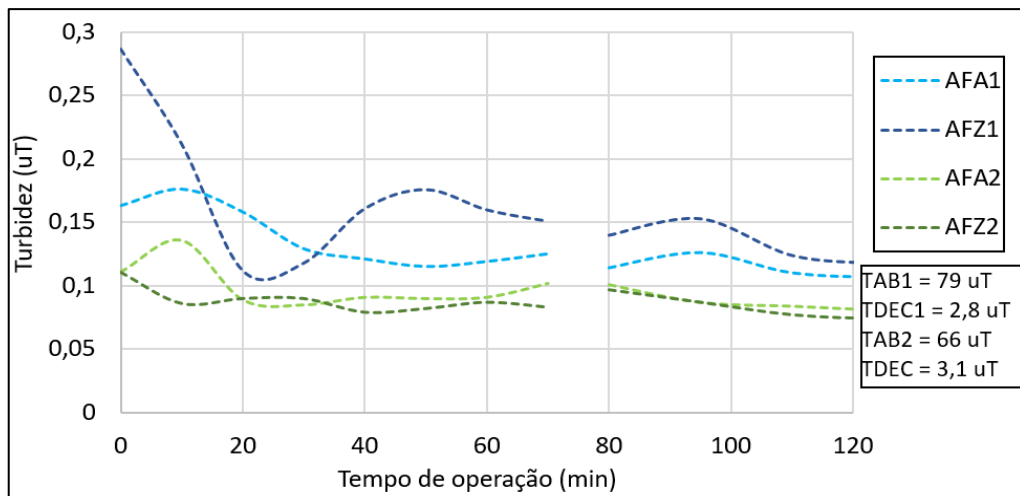
Com o filtro de zeólita, nos diferentes valores de TAB e TDEC e em todas as taxas de filtração avaliadas, 100% das amostras de água filtrada analisadas apresentaram turbidez abaixo de 0,50 uT. Já o filtro de areia, quando operado com taxas de filtração de média e baixa, 100% das amostras também apresentaram turbidez abaixo de 0,50 uT. Com a taxa de filtração alta, uma única amostra de água filtrada no filtro de areia apresentou turbidez maior que 0,50 uT (0,83 uT) – na repetição 2 (AFA2), em que houve trespasse inicial na carreira do filtro, provavelmente provocado pela combinação de elevada taxa de filtração com abertura brusca do registro de entrada de água decantada (Figura 48). Na realidade, essa ocorrência está de acordo com o fato de que, no início da filtração, os filtros passam por um período de amadurecimento. De qualquer forma, a recuperação do filtro foi rápida e em 10 minutos já passou a produzir água com turbidez abaixo de 0,50 uT.

Além disso, para as taxas de filtração média e baixa, 100% das amostras de água filtrada por ambos os filtros apresentaram turbidez abaixo de 0,30 uT. Já para a taxa de filtração alta, 88% e 92% das amostras de água filtrada (filtros de areia e de zeólita, respectivamente) apresentaram

turbidez menor do que 0,30 uT. Mais uma vez, valores superiores a 0,30 uT foram registrados no início ou reinício das carreiras, possivelmente por conta de choque hidráulico.

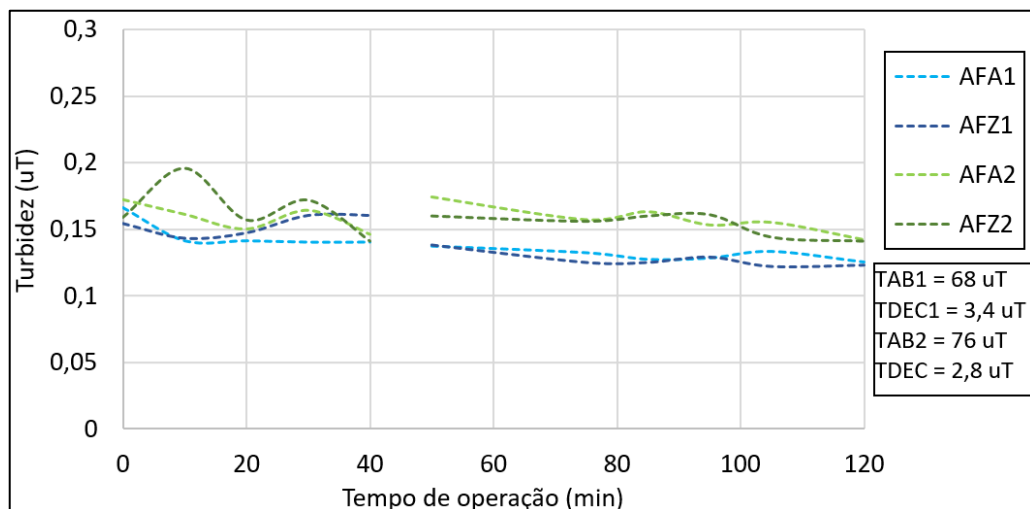
Nas figuras 49, 50 e 51 são apresentados os gráficos do monitoramento das carreiras de filtração para a faixa média de turbidez da água bruta, para as três taxas de filtração.

Figura 49 - Turbidez da água filtrada ao longo das carreiras de filtração, turbidez média da água bruta (40 a 80 uT), filtros de areia e zeólita, taxa de filtração baixa (180 m³/m².d).



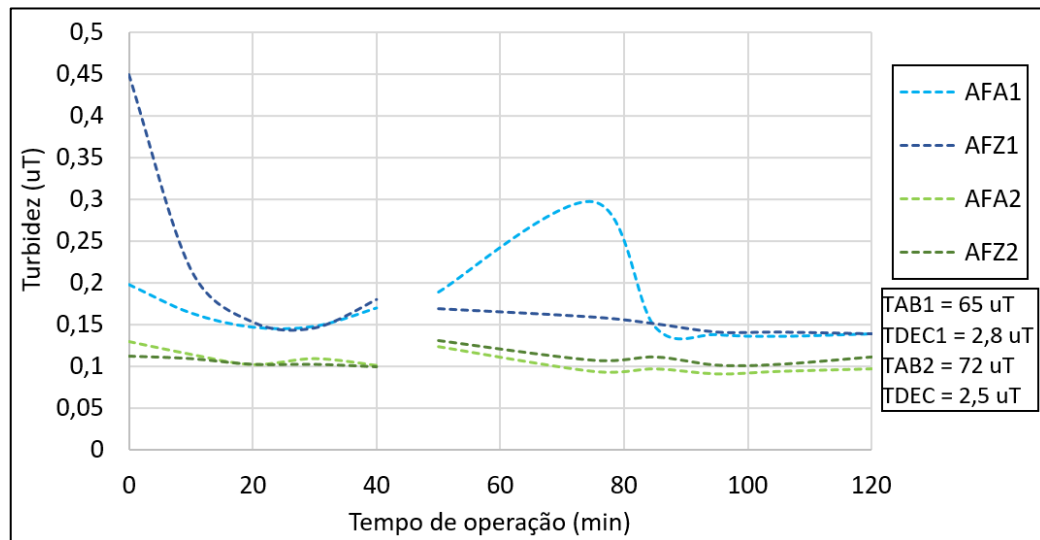
TAB = turbidez da água bruta; TDEC = turbidez da água decantada; AFA = água filtrada da areia; AFZ = água filtrada da zeólita.

Figura 50 - Turbidez da água filtrada ao longo das carreiras de filtração, turbidez média da água bruta (40 a 80 uT), filtros de areia e zeólita, taxa de filtração média (360 m³/m².d).



TAB = turbidez da água bruta; TDEC = turbidez da água decantada; AFA = água filtrada da areia; AFZ = água filtrada da zeólita.

Figura 51 - Turbidez da água filtrada ao longo das carreiras de filtração, turbidez média da água bruta (40 a 80 uT), filtros de areia e zeólita, taxa de filtração alta (450 m³/m².d).



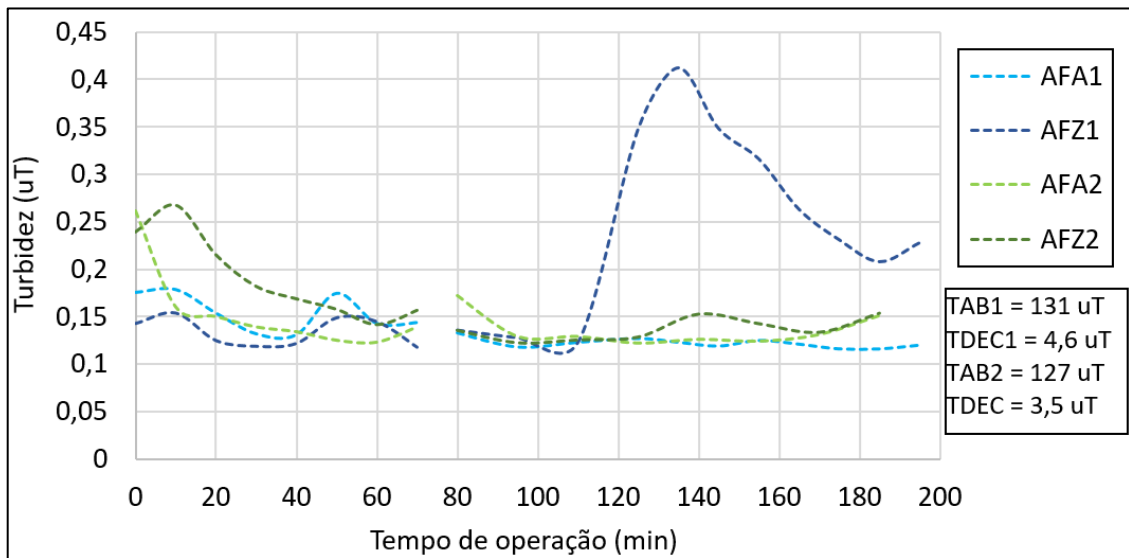
TAB = turbidez da água bruta; TDEC = turbidez da água decantada; AFA = água filtrada da areia; AFZ = água filtrada da zeólita.

Novamente, ainda que com pequenas oscilações, ambos os filtros apresentaram estabilidade na produção de turbidez da água filtrada, tendo ambos alcançado eficiência média de 95% de remoção de turbidez.

Nos diferentes valores de TAB e TDEC e em todas as taxas de filtração avaliadas, nos dois filtros, 100% das amostras de água filtrada analisadas apresentaram turbidez abaixo de 0,50 uT. Para o filtro de areia, também 100% das amostras analisadas apresentaram turbidez abaixo de 0,30 uT em todos os casos. Isso também foi registrado para o filtro de zeólita com as taxas de filtração baixa e média e, no caso da taxa alta, um único valor de turbidez da água filtrada da zeólita acima de 0,30 uT ocorreu no início da carreira, como pode ser observado na Figura 51.

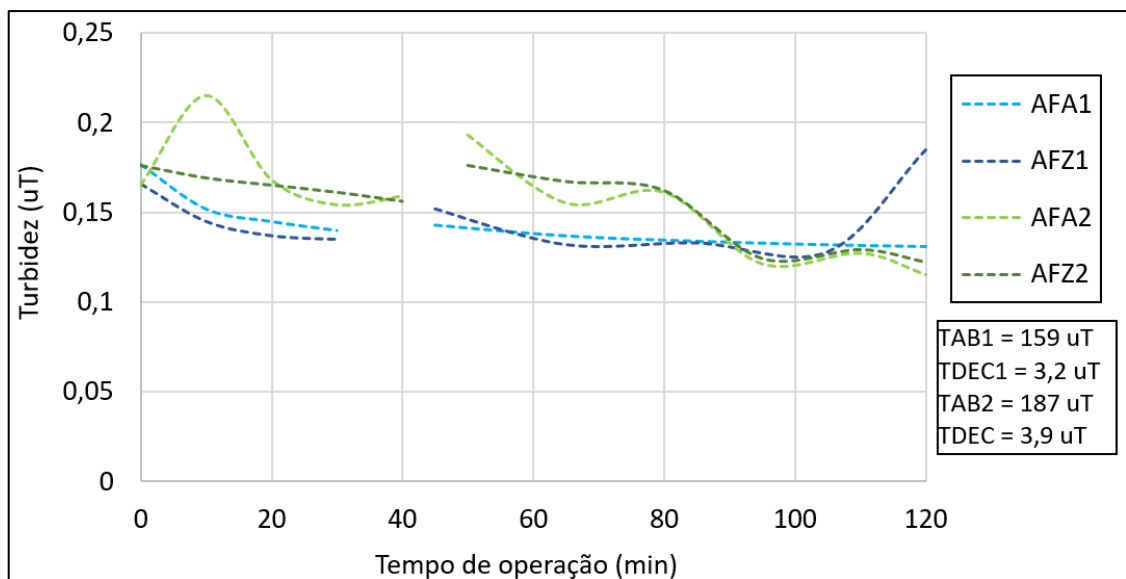
Nas figuras 52, 53 e 54 encontram-se os gráficos do monitoramento das carreiras de filtração para a faixa alta de turbidez da água bruta, para as três taxas de filtração avaliadas.

Figura 52 - Turbidez da água filtrada ao longo das carreiras de filtração, turbidez alta da água bruta (100 a 200 uT), filtros de areia e zeólita, taxa de filtração baixa (180 m³/m².d).



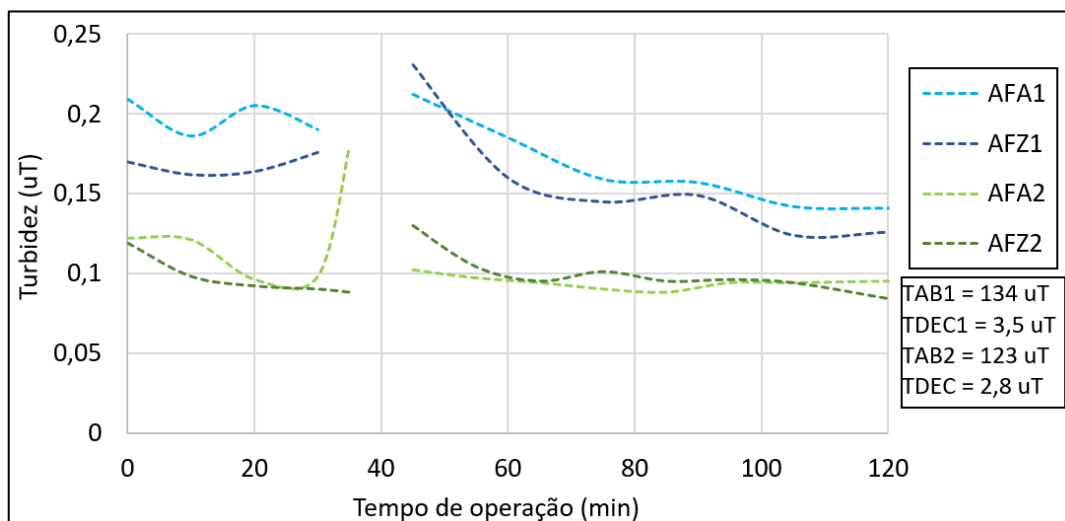
TAB = turbidez da água bruta; TDEC = turbidez da água decantada; AFA = água filtrada da areia; AFZ = água filtrada da zeólita.

Figura 53 - Turbidez da água filtrada ao longo das carreiras de filtração, turbidez alta da água bruta (100 a 200 uT), filtros de areia e zeólita, taxa de filtração média (360 m³/m².d).



TAB = turbidez da água bruta; TDEC = turbidez da água decantada; AFA = água filtrada da areia; AFZ = água filtrada da zeólita.

Figura 54 - Turbidez da água filtrada ao longo das carreiras de filtração, turbidez alta da água bruta (100 a 200 uT), filtros de areia e zeólita, taxa de filtração alta (450 m³/m².d).



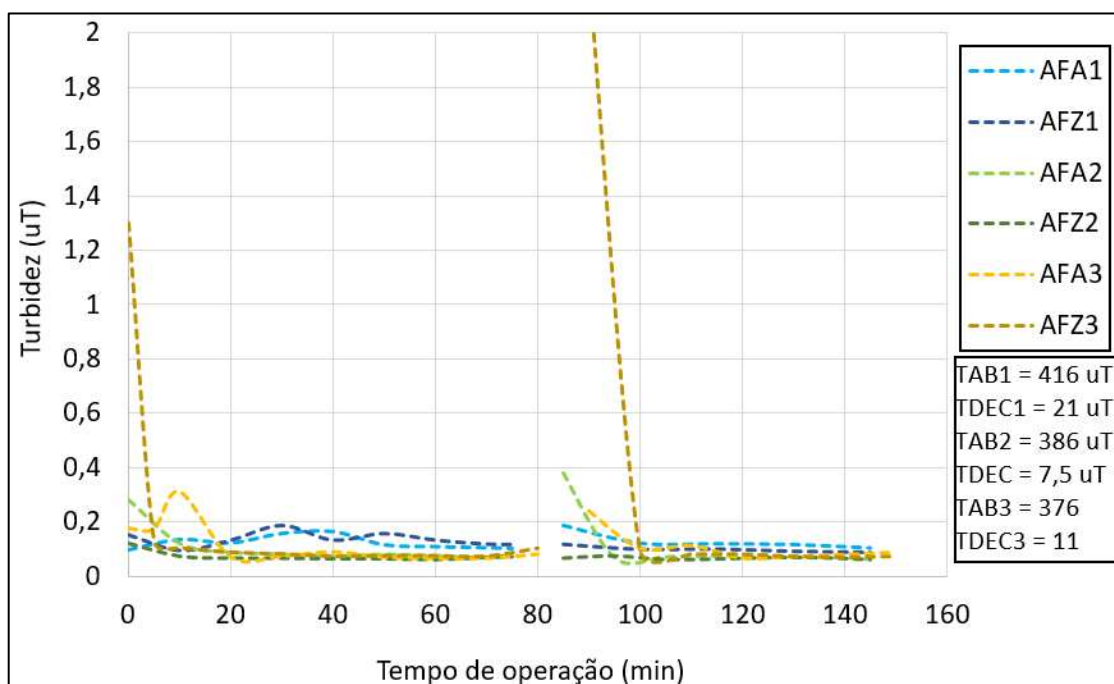
TAB = turbidez da água bruta; TDEC = turbidez da água decantada; AFA = água filtrada da areia; AFZ = água filtrada da zeólita.

Mesmo com pequenas oscilações, os filtros apresentaram estabilidade na turbidez da água filtrada e uma eficiência média de 96% de remoção de turbidez foi alcançada por ambos.

Nos diferentes valores de TAB e TDEC e em todas as taxas de filtração avaliadas, nos dois filtros, 100% das amostras de água filtrada analisadas apresentaram turbidez abaixo de 0,50 uT. Para o filtro de areia, também 100% das amostras analisadas apresentaram turbidez abaixo de 0,30 uT em todos os casos. Com o filtro de zeólita, diferentemente do que ocorreu para as faixas de TAB apresentadas anteriormente, o percentual de atendimento ao limite de 0,30 uT caiu para 89% com a taxa de filtração baixa, e somente com essa taxa. Nesse caso, como mostrado na Figura 52, aos 120 min de carreira, houve um aumento súbito na turbidez da água filtrada, que até então vinha se mantendo abaixo de 0,20 uT; entretanto, esse “pico” não ultrapassou 0,50 uT e logo a turbidez voltou a cair para valores abaixo de 0,30 uT, sugerindo que se tratou de um evento pontual.

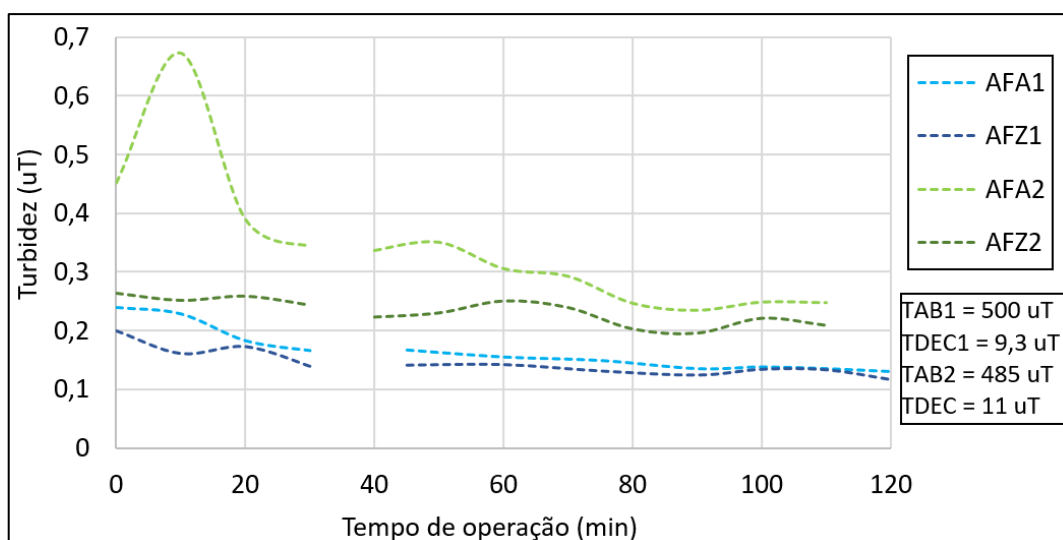
Nas figuras 55, 56 e 57 se apresentam os gráficos do monitoramento das carreiras de filtração para a faixa muito alta de turbidez da água bruta, para as três taxas de filtração avaliadas.

Figura 55 - Turbidez da água filtrada ao longo das carreiras de filtração, turbidez muito alta da água bruta (300 a 500 uT), filtros de areia e zeólita, taxa de filtração baixa (180 m³/m².d).



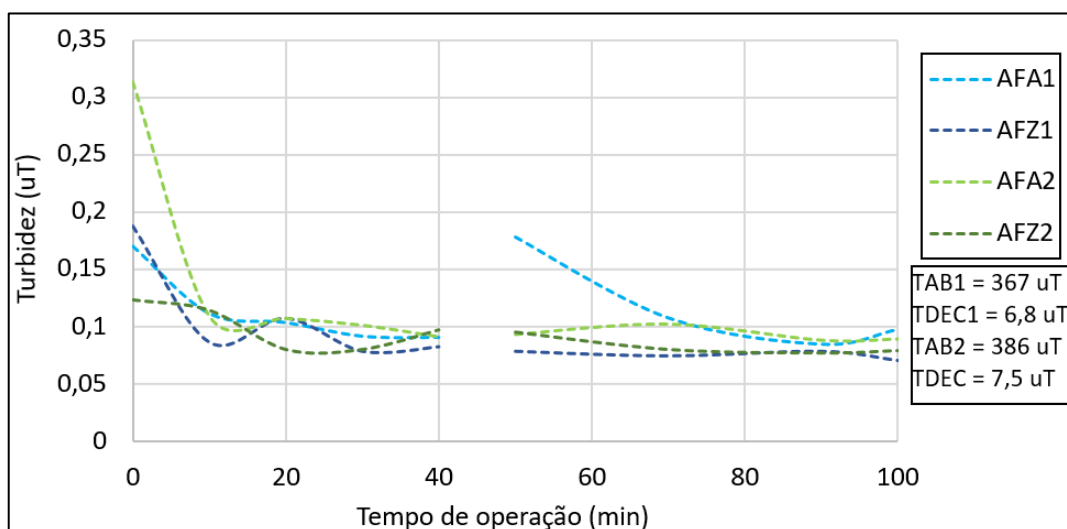
TAB = turbidez da água bruta; TDEC = turbidez da água decantada; AFA = água filtrada da areia; AFZ = água filtrada da zeólita.

Figura 56 - Turbidez da água filtrada ao longo das carreiras de filtração, turbidez muito alta da água bruta (300 a 500 uT), filtros de areia e zeólita, taxa de filtração média (360 m³/m².d).



TAB = turbidez da água bruta; TDEC = turbidez da água decantada; AFA = água filtrada da areia; AFZ = água filtrada da zeólita.

Figura 57 - Turbidez da água filtrada ao longo das carreiras de filtração, turbidez muito alta da água bruta (300 a 500 uT), filtros de areia e zeólita, taxa de filtração alta (450 m³/m².d).



TAB = turbidez da água bruta; TDEC = turbidez da água decantada; AFA = água filtrada da areia; AFZ = água filtrada da zeólita.

Como ocorreu para as faixas de TAB anteriores, os filtros mantiveram boa estabilidade ao longo das carreiras de filtração, apesar de ocorrências do trespasse em momentos de (re)início da filtração, e ambos apresentaram eficiência média de 98% de remoção de turbidez.

Quando o filtro de zeólita trabalhou com taxas de filtração média e alta, 100% das amostras de água filtrada apresentaram turbidez abaixo de 0,50 uT e abaixo de 0,30 uT; com a taxa de filtração baixa, 96% das amostras de água filtrada apresentaram turbidez abaixo de 0,50 uT e abaixo de 0,30 uT - nesse caso, os 4% restantes representam momentos de início e reinício da carreira na operação 3, quando o trespasse foi considerável, ultrapassando, inclusive, o limite máximo pontual (em qualquer amostra) de 1 uT estabelecido na Portaria GM/MS nº 888/2021 (Figura 55).

Já com o filtro de areia, turbidez da água filtrada abaixo de 0,50 uT em 100% das amostras foi alcançada somente com a taxa de filtração alta; com as taxas de filtração baixa e média, respectivamente, 97% e 96% das amostras apresentaram turbidez menor que 0,50 uT. Novamente, supõe-se aqui a ocorrência de choque hidráulico após abertura do registro de água decantada. O atendimento de turbidez menor ou igual a 0,30 uT foi mais baixo: 94%, 70% e 94% para as taxas de filtração baixa, média e alta, respectivamente.

O pior desempenho do filtro de areia foi registrado na operação 2, com TAB de 485 uT e taxa de filtração média (Figura 56). Por algum motivo, a desestabilização das partículas não ocorreu de forma efetiva, prejudicando a aderência dos flocos aos grânulos do leito filtrante e, conseqüentemente, a eficiência da filtração, ao menos para o filtro de areia. O filtro de zeólita, por sua vez, foi capaz de manter a turbidez da água filtrada abaixo de 0,30 uT. Isso pode sugerir que para a filtração em areia a garantia de boa desestabilização seja mais importante do que para a filtração em zeólita. Nesse mesmo sentido, no caso apresentado no item 4.2.1 para o procedimento 2 da coagulação, para o qual a coagulação foi deficiente, o filtro de zeólita foi capaz de produzir turbidez mais baixa do que o filtro de areia. Ademais, se pode supor que por sua menor granulometria, a zeólita tenha sido capaz de reter mesmo partículas menores e mal desestabilizadas.

Em contraposição, tem-se o caso da água A24, cujas carreiras de filtração estão apresentadas na Figura 55, na operação 1. Mesmo que a TDEC tenha sido a maior turbidez pré-filtração (21 uT) entre todos os ensaios realizados, os filtros foram capazes de produzir água com turbidez abaixo de 0,30 uT por toda a carreira de filtração, exceto pelo trespasse inicial ocorrido no reinício da carreira do filtro de areia. Nesse caso, o mecanismo de coagulação foi o de adsorção-neutralização de cargas, para o qual realmente não se espera a produção de flocos com elevada velocidade de sedimentação; entretanto, espera-se a formação de flocos pequenos, bem estabilizados e com boa aderência ao leito filtrante, resultando em elevada eficiência da filtração apesar de menor eficiência na decantação.

No que tange à questão da abertura dos registros de entrada de água decantada nos filtros, cabe salientar que, após ter sido percebida a ocorrência do trespasse inicial devido a choque hidráulico nos filtros, procurou-se abri-los sempre gradualmente e com cuidado para tentar evitar que isso ocorresse. Entretanto, os registros de globo utilizados na instalação do sistema são muito rígidos o que dificultou que a abertura fosse feita de forma lenta e gradual. Além disso, esses eventos também condizem com o período já esperado de amadurecimento dos filtros, que rapidamente passam a produzir e manter água com turbidez dentro dos limites requeridos.

De forma geral, os filtros apresentaram elevada eficiência de remoção de turbidez (entre 84% a 98% em ambos os filtros) e foram capazes de, em quase todas as condições avaliadas, atender às exigências de turbidez de água filtrada estabelecidas na Portaria GM/MS nº 888/2021: (i) menor ou igual a 0,50 uT em 95% das amostras analisadas (mensalmente) e, no máximo, 1 uT

nas demais amostras, como indicador de remoção de cistos de *Giardia*; (ii) menor ou igual a 0,30 uT em 95% das amostras analisadas (mensalmente) e, no máximo, 1 uT nas demais amostras, caso seja necessário comprovar a remoção de oocistos de *Cryptosporidium*.

Como já apresentado, a filtração em areia, mais comumente empregada no tratamento de água para remoção de turbidez, envolve mecanismos físico-químicos de transporte e aderência; a zeólita, por sua vez, é mais usualmente empregada no tratamento de água para remoção de metais (ferro e manganês, principalmente) pelos mecanismos de adsorção e de troca iônica. Apesar dessa diferença, ficou claro que o desempenho dos dois filtros na remoção de turbidez foi semelhante e satisfatório. Os mecanismos de remoção de partículas em suspensão pelo filtro de zeólita é algo que merece maior aprofundamento em estudos posteriores.

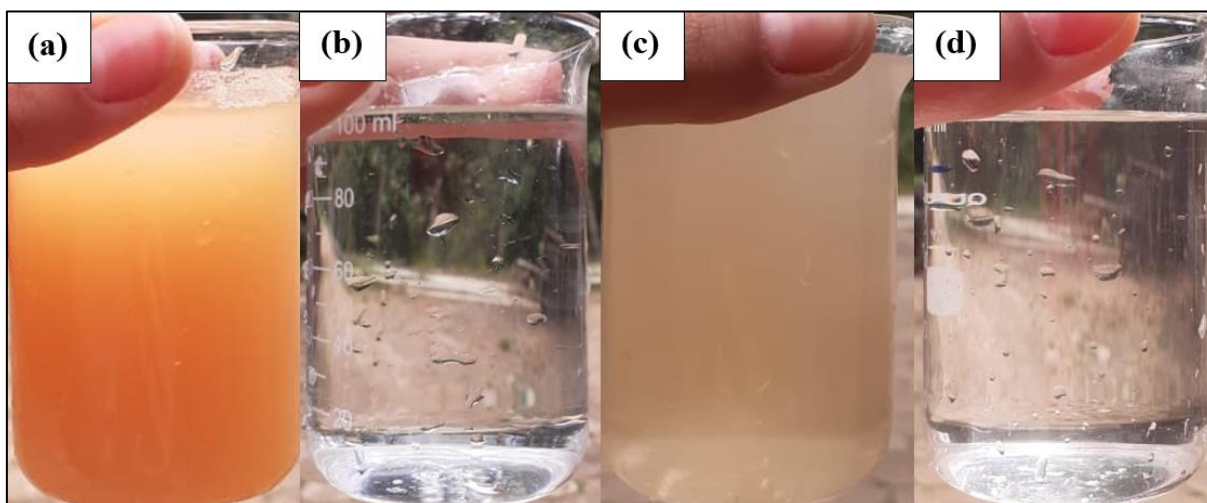
4.2.5. Retrolavagem

O “Manual da Salta-z” (BRASIL, 2017) apresenta as seguintes instruções para a retrolavagem: “Se perceber que grãos da zeólita estão saindo junto com a água suja, reduzir a vazão fechando gradualmente o registro. Continue com a retrolavagem até a água clarear. ”

Durante as operações de retrolavagem, de fato foi percebida perda de material filtrante, nos dois filtros, ao se realizar o processo com os registros de controle da vazão de água decantada completamente abertos. Isso se deu porque, dada a altura elevada do leito filtrante (70 cm), a expansão do mesmo durante o processo alcançou a saída da água de lavagem, levando à perda de material. As taxas de retrolavagem para as quais não houve perda de material, foram de 900 m³/m².d para a areia e 450 m³/m².d para a zeólita, apesar do “Manual da Salta-z” (BRASIL, 2017) recomendar taxas de retrolavagem de 600 a 840 m³/m².d para a zeólita.

Seguindo as instruções do manual, a retrolavagem foi realizada até clarear a água de lavagem. A Figura 58 apresenta as amostras de água de lavagem no início e no final da operação para os filtros de areia e zeólita.

Figura 58 - Amostra de água de lavagem (a) no início e (b) no final da retrolavagem do filtro de areia e (c) no início e (d) no final da retrolavagem do filtro de zeólita.



A Tabela 12 apresenta os resultados do acompanhamento da turbidez da água de lavagem e da água filtrada após a retrolavagem em duas operações, bem como a turbidez da água decantada utilizada para a lavagem dos filtros. Para fins de comparação, a retrolavagem em ambos os filtros foi realizada com a taxa de $450 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$, correspondente à uma velocidade ascensional de $31,2 \text{ cm}/\text{min}$.

Na Figura 58 é possível perceber que a turbidez inicial da água de lavagem do filtro de areia foi maior que a da zeólita e, no final da retrolavagem, a amostra do filtro de zeólita é ligeiramente mais turva que a da areia. De fato, como apresentado na Tabela 12, a turbidez inicial da água de lavagem do filtro de areia se mostrou maior do que a da zeólita e com apenas 15 minutos de retrolavagem a turbidez da água de lavagem do filtro de areia já era menor do que $0,50 \text{ uT}$. No caso da zeólita, nem com 30 minutos de retrolavagem a turbidez da água de lavagem caiu tanto, o que se viu refletir na elevada turbidez da água filtrada no início da carreira de filtração realizada após a retrolavagem.

É esperado que, nos minutos iniciais de operação após a limpeza, os filtros produzam água com turbidez mais elevada (entre $0,5$ e 1 uT), mas que retornem à valores adequados em, no máximo, 30 min de operação (BINNIE; KIMBER, 2013, apud CESCO; JIANG, 2020). Apesar dos valores iniciais elevados de turbidez na água filtrada da zeólita, em 10 minutos esses valores foram reduzidos para menos que $0,20 \text{ uT}$.

Tabela 12. Turbidez da água decantada (TDEC) utilizada para retrolavagem com taxa de 450 m³/m².d e acompanhamento da turbidez da água de lavagem e da água filtrada após retrolavagem.

Tempo (min)	TDEC = 2,7 uT				TDEC = 0,93 uT			
	Turbidez da água de lavagem		Turbidez da água filtrada após retrolavagem		Turbidez da água de lavagem		Turbidez da água filtrada após retrolavagem	
	Areia	Zeólita	Areia	Zeólita	Areia	Zeólita	Areia	Zeólita
0	345	251	0,37	1,45	415	215	0,13	1,0
5	1,0	15	0,34	0,71	8,2	39	0,13	0,15
10	0,59	9,7	0,31	0,23	0,52	14	0,11	0,18
15	0,41	8,7	0,18	0,13	0,20	8,3	0,17	0,18
20		8,9			0,20	7,3	0,17	0,10
25		9,5				6,1	0,11	0,11
30		11				5,4		

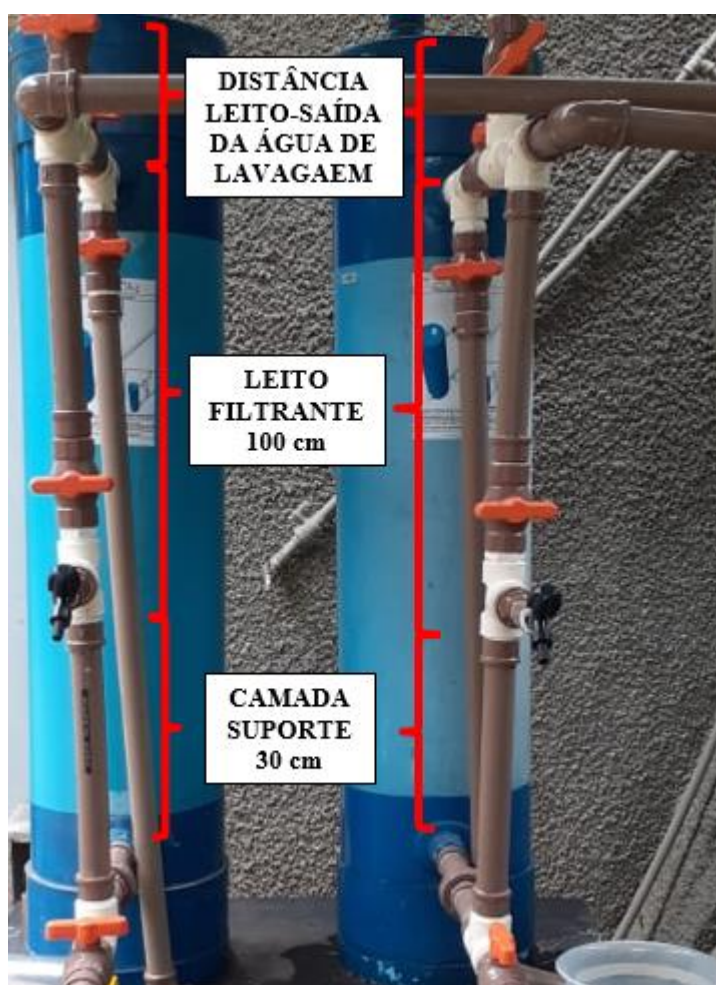
Considerando tais constatações e o fato de a zeólita possuir menor granulometria, conclui-se que as partículas em suspensão ficam mais fortemente aderidas e compactadas ao leito de zeólita e, por isso, seu desprendimento é dificultado na retrolavagem.

Foram então mantidos tempos de lavagem de 15 e 30 minutos para os filtros de areia e zeólita, respectivamente, para realização da retrolavagem ao longo do experimento. Cabe salientar que tempos maiores do que 30 minutos não foram utilizados dada a restrição do volume de água presente no decantador, considerando que após a lavagem ainda era preciso realizar a filtração.

Na Figura 59 se apresentam os filtros e um detalhamento das camadas de meio suporte, leito filtrante e a distância entre a superfície do leito e a parte inferior da saída da água de lavagem. Essa distância é de 23,3 cm e 25,8 cm para os filtros de areia e zeólita, respectivamente. Para ocorrer perda de material, a expansão dos filtros teria que ser igual ou maior do que 33,3 % e 36,9% para os filtros de zeólita e areia, respectivamente. Para o filtro de areia, a perda de material só ocorreu para taxas acima de 900 m³/m².d. Já para a zeólita, isso ocorreu para taxas acima de 450 m³/m².d, ou seja, a partir dessa taxa, o leito de zeólita foi expandido cerca de 33,3%.

O “Manual da Salta-z” apresenta um gráfico que relaciona a porcentagem de expansão do leito filtrante de zeólita à taxa de retrolavagem utilizada (Anexo B). De acordo com esse gráfico, somente para uma taxa de aproximadamente $1.020 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$ ocorreria uma expansão acima de 30%. Na prática, a expansão do leito de zeólita não se deu conforme o preconizado no gráfico do Manual. Há também que se atentar para o fato de que o “Manual da Salta-z” cita granulometria da zeólita de 0,4 a 1 mm. Entretanto, o ensaio granulométrico do material recebido para realização desse trabalho, apresentado no Apêndice B, revelou granulometria de 0,15 a 1,7 mm, sendo que foi observada a presença de grânulos pequenos, menores do que 0,15 mm (massa que passou pela peneira de 0,15 mm). De fato, foi perceptível a presença de material bastante fino nas amostras. Dessa forma, pode-se concluir que é esse material mais fino e, conseqüentemente, mais leve, que seja perdido na retrolavagem.

Figura 59 - Filtros com detalhamento das camadas de meio suporte, leito filtrante e da distância disponível para expansão do leito.



O uso de maiores taxas para realização da retrolavagem poderia aumentar a eficiência do processo no filtro de zeólita, entretanto, isso não foi possível dada a ocorrência de perda de material. Reduzir a profundidade do leito filtrante ou alterar a altura onde está localizada a tubulação de entrada de água decantada/saída de água de lavagem poderia sanar tal problema, porque haveria maior altura disponível para a expansão do leito sem atingir a saída da água de lavagem. Na verdade, o “Manual da Salta-z” (BRASIL, 2017) recomenda altura de 80 cm para o leito filtrante e, já durante a instalação das unidades do sistema, foi levantada essa preocupação e, por esse motivo, foi utilizada a altura de 70 cm, após deliberação junto à técnicos da Funasa.

A NBR 12216 (ABNT, 1992) recomenda, para filtração rápida descendente em camada simples, profundidade mínima de 45 cm do leito filtrante de areia. Portanto, a altura de 70 cm utilizada pode ser considerada elevada, já que a retenção das partículas se dá essencialmente na parte mais superior do leito no processo de filtração rápida descendente (ao menos na mais usual filtração, em areia) (DI BERNARDO; DANTAS; VOLTAN, 2017). Quanto à zeólita, a altura de 80 cm indicada no “Manual da Salta-z” (BRASIL, 2017), é dada a partir da indicação do fornecedor, mas, provavelmente, objetivando remoção de ferro e manganês, e não de turbidez. Sendo assim, seriam necessários estudos para avaliar o desempenho da zeólita na remoção de turbidez em diferentes profundidades do leito.

De qualquer forma, há que se considerar que o uso de maiores taxas não necessariamente reduziria o tempo de lavagem, o que poderia acabar aumentando o volume de água necessário para limpeza do filtro. Seria necessário avaliar a melhor combinação de taxa e tempo de retrolavagem para se alcançar a melhor eficiência possível, evitando elevado gasto de água.

4.2.6. Desinfecção e análises microbiológicas

De acordo com o definido na Etapa 1, a desinfecção foi realizada após a filtração com o tanque de contato operado em batelada e com o “dosador de coagulante” para dosagem do cloro. Optou-se por utilizar massa de 4,3 g de hipoclorito de cálcio ($\text{Ca}(\text{ClO})_2$ 65% m/m), de forma a obter residual entre 1 e 2 mg Cl_2/L , de acordo com os ensaios da Etapa 1. A dosagem do cloro foi realizada no início do enchimento dos tanques. O residual de cloro variou de 0,9 a 1,9 mg/L, o pH de 6,7 a 7,2, a temperatura de 15 a 24 °C e os tempos de contato de 10 a 26 min.

Na Tabela 13 se encontram os resultados das análises de coliformes totais e *E. coli* para cada faixa de turbidez avaliada. As contagens de coliformes totais e *E. coli* na água bruta foram muito variáveis - como pode ser visto pelos elevados valores de desvio padrão - situação típica de amostras ambientais. Apesar disso, em todas as amostras de água desinfetada não foram detectados coliformes, ou seja, o padrão bacteriológico de potabilidade estabelecido na Portaria GM/MS nº 888/2021, foi atendido.

Tabela 13. Resultados das análises de coliformes totais e *E. coli*, em NMP/100 mL, para a água bruta e desinfetada após cada filtro para as faixas de turbidez avaliadas.

Amostra	Parâmetro	Faixa de turbidez da água bruta			
		1-20 uT	40-80 uT	100-200 uT	300-500 uT
AB	CT ⁽¹⁾	832 ± 704,8	1475 ± 945,2	3171 ± 5383,7	6754 ± 10086,5
	EC ⁽¹⁾	42 ± 32,3	56 ± 33	65 ± 71	48 ± 37,3
DESA	CT	< 1	< 1	< 1	< 1
	EC	< 1	< 1	< 1	< 1
DESZ	CT	< 1	< 1	< 1	< 1
	EC	< 1	< 1	< 1	< 1

⁽¹⁾ Média ± desvio padrão; AB = água bruta; DESA = desinfetada após filtro de areia; DESZ = desinfetada após filtro de zeólita; CT = coliformes totais; EC = *E. coli*.

Na Tabela 14 se encontram as médias dos valores de turbidez e a concentração de esporos de bactérias aeróbias (EBA) das amostras analisadas, por faixa de turbidez da água bruta e taxa de filtração. Na Tabela 15 se apresentam os valores médios de log de remoção de EBA por etapa do tratamento e a remoção total do sistema operado com filtro de areia e com filtro de zeólita.

Nota-se que quanto maior a turbidez da água bruta, maior a contagem de EBA. A remoção de EBA na decantação foi mais elevada para valores também mais elevados de turbidez da água bruta: em torno de 0,5 log na faixa baixa de turbidez da água bruta e cerca de 1 a 1,5 log nas faixas de turbidez mais elevadas.

Os resultados de remoção observados estão em consonância com os estudos de Oliveira, Bastos e Silva (2018), Dugan *et al.* (2001) e Rice *et al.* (1996), que reportaram remoção de 0,02 a 1,4 log, 1,2 log e 0,85 a 1,19 log na decantação e de 0,49 a 3,29 log, 2,0 log e 1,69 a 2,57 log na filtração, respectivamente.

Tabela 14. Valores médios de turbidez e concentrações de EBA na água bruta, decantada, filtrada e desinfetada, Etapa 2.

TAB	Taxa de filtração	AB		ADEC		AFA		AFZ		DESA	DESZ
		T (uT)	EBA (UFC/100 mL)	T (uT)	EBA (UFC/100 mL)	T (uT)	EBA (UFC/100 mL)	T (uT)	EBA (UFC/100 mL)	EBA (UFC/100 mL)	
Baixa	Baixa	5,8	1795	2,4	510	0,14	1,0	0,19	2,4	0,2	0,4
	Média	11	1900	0,9	273	0,16	1,3	0,17	4,8	0,3	0,5
	Alta	4,6	658	1,6	403	0,24	0,4	0,20	2,1	0,2	0,3
Média	Baixa	73	5400	2,95	298	0,11	0,8	0,12	1,0	0,3	0,3
	Média	72	3175	3,1	225	0,15	1,1	0,15	10,3	0,3	0,4
	Alta	69	4425	2,65	253	0,14	0,8	0,15	4,8	0,7	0,9
Alta	Baixa	129	5900	4,1	290	0,15	2,7	0,18	4,5	0,4	0,4
	Média	173	5025	3,6	273	0,15	1,0	0,15	17,9	0,3	0,4
	Alta	129	5800	3,2	243	0,15	1,1	0,13	2,5	0,5	0,7
Muito alta	Baixa	389	8625	9,2	260	0,12	0,6	0,14	7,5	0,4	0,6
	Média	493	18500	10,2	378	0,24	1,1	0,19	9,8	0,8	1,0
	Alta	377	11250	7,2	400	0,12	0,9	0,09	1,3	0,2	0,3

TAB = turbidez da água bruta; Tf = taxa de filtração; T = turbidez; EBA = esporos de bactérias aeróbias; AB = água bruta; ADEC = água decantada; AFA= água filtrada areia; AFZ = água filtrada zeólita; DESA = desinfetada areia; DESZ – desinfetada zeólita.

Tabela 15. Valores médios de log de remoção de EBA por etapas do tratamento e total do sistema operado com areia e zeólita, Etapa 2.

TAB	Taxa de filtração	Remoção por etapas (log ₁₀)					Total (log ₁₀)	
		DEC	FILA	FILZ	DESA	DESZ	SA	SZ
Baixa	Baixa	0,5	2,7	2,3	0,7	0,9	3,9	3,6
	Média	0,7	2,6	1,8	0,5	1,0	3,8	3,4
	Alta	0,3	3,0	2,3	0,3	0,9	3,6	3,4
Média	Baixa	1,3	2,6	2,6	0,5	0,4	4,4	4,3
	Média	1,1	2,3	1,4	0,6	1,5	4,1	4,0
	Alta	1,2	2,5	1,8	0,1	0,7	3,8	3,7
Alta	Baixa	1,3	2,1	1,9	0,9	1,0	4,2	4,2
	Média	1,3	2,4	1,3	0,6	1,6	4,3	4,2
	Alta	1,4	2,4	2,1	0,3	0,6	4,1	4,0
Muito alta	Baixa	1,5	2,6	1,8	0,2	0,9	4,4	4,3
	Média	1,7	2,5	1,6	0,2	0,9	4,4	4,3
	Alta	1,4	2,7	2,6	0,7	0,6	4,8	4,7

TAB = turbidez da água bruta; Tf = taxa de filtração; DEC = decantação; FILA= filtração com areia; FILZ = filtração com zeólita; SA = sistema com filtro de areia; SZ = sistema com filtro de zeólita.

O filtro de areia foi responsável pela maior parte da remoção de EBA, assim como apontado por Oliveira, Bastos e Silva (2018), respondendo por 49% a 84% da remoção total. Já no sistema operado com a zeólita, o filtro foi responsável por 32% a 66% da remoção total de EBA. Em alguns momentos, apesar da turbidez da água filtrada da areia e da zeólita serem praticamente iguais, ou mesmo quando a turbidez do efluente do filtro de areia foi mais elevada do que a do filtro de zeólita, a concentração de EBA no efluente do filtro de areia foi mais baixa.

Entretanto, no que diz respeito à eficiência total do tratamento, não houve grande diferença entre as configurações do sistema com o filtro de areia e de zeólita; isso porque, nos momentos em que o filtro de zeólita apresentou menor eficiência, a remoção foi compensada na desinfecção. De qualquer forma, fica claro que o filtro de areia foi mais eficiente na remoção de EBA do que o filtro de zeólita, o que pode ser explicado pela diferença de mecanismos de remoção de partículas envolvidos para cada leito filtrante.

Esporos de bactérias aeróbias têm sido empregados no monitoramento de estações de tratamento de água como indicadores da remoção de cistos de protozoários (OLIVEIRA; BASTOS; SILVA, 2018). Esta abordagem foi incorporada na norma brasileira de qualidade da água para consumo humano, devendo-se comprovar capacidade de remoção de 2,5 log de EBA (BRASIL, 2021). Cabe então registrar que a Salta-z cumpriu, com folga, esta meta.

4.2.7. Análises estatísticas

Conforme descrito no item 3.6, ANOVA ($\alpha = 5\%$) foi aplicada para avaliar o desempenho dos filtros quanto à remoção de turbidez e EBA, levando em consideração os efeitos da turbidez da água bruta, da taxa de filtração e do tipo de leito filtrante (areia ou zeólita).

Quanto à remoção de turbidez, para que as pressuposições da ANOVA fossem atendidas, houve necessidade de transformação dos dados por meio da função $\arcsen(x)$, sendo x a porcentagem de remoção de turbidez. Isso feito, a ANOVA revelou diferenças significativas ($p < 0,05$) somente para o efeito individual da turbidez da água bruta, isto é, a taxa de filtração e o tipo de leito filtrante não apresentaram efeito sobre a remoção de turbidez. Além disso, as interações entre os fatores não foram significativas ($p > 0,05$).

A Tabela 16 apresenta os valores médios de remoção de turbidez para cada faixa de tratamento (faixa de valores de turbidez da água bruta) e os resultados do teste de Tukey para verificação de diferenças entre tratamentos; para efeito de auxílio na discussão dos resultados, são apresentados também os valores médios de turbidez da água decantada e da água filtrada para cada tratamento. De acordo com o teste de Tukey, a remoção média de turbidez em ordem decrescente foi a seguinte: $A4 > A3 = A2 > A1$. Em outras palavras, a maior remoção de turbidez na filtração se deu com turbidez da água bruta mais elevada - por conseguinte turbidez da água decantada também mais elevada; no outro extremo, aos valores mais baixos de turbidez da água bruta (bem como da água decantada) corresponderam os valores de remoção mais baixa de turbidez. Ou seja, nos tratamentos em que a turbidez da água decantada foi mais baixa, consequentemente a eficiência de remoção de turbidez na filtração também resultou mais baixa, mas isso não significa que o tratamento em si tenha se visto comprometido, uma vez que a turbidez média da água filtrada foi menor ou igual a 0,30 uT para todos os tratamentos. Vistos por outro ângulo, esses resultados demonstram a robustez do sistema, que mesmo operando com elevada turbidez e altas taxas de filtração, manteve elevada eficiência.

Tabela 16. Resultado do teste de Tukey da remoção de turbidez para o fator A.

Tratamento (TAB) ¹	Remoção média (arcsen)	Remoção média (%)	TAD (uT)	TAF (uT)	
				Areia	Zeólita
A4 ^a	1,40	98,5	6,8 - 21	0,11 – 0,30	0,07 - 0,23
A3 ^b	1,28	95,8	2,8 - 4,6	0,11 – 0,18	0,10 – 0,20
A2 ^b	1,27	95,5	2,5 - 3,4	0,09 – 0,17	0,09 – 0,19
A1 ^c	1,05	86,7	0,64 - 1,3	0,12 - 0,29	0,17 - 0,21

⁽¹⁾ Letras distintas indicam diferença significativa entre tratamentos ($p < 0,05$). TAB = turbidez da água bruta; A1 = 1 a 20 uT; A2 = 40 a 80 uT; A3 = 100 a 200 uT; A4 = 300 a 500 uT; TAD = turbidez da água decantada; TAF = turbidez da água filtrada.

Quanto à remoção de EBA, segundo a ANOVA, também não houve efeito significativo de interações entre os fatores ($p > 0,05$); no que diz respeito aos efeitos individuais, a taxa de filtração e o tipo de material filtrante apresentaram efeito significativo ($p < 0,05$), cujos resultados são apresentados na Tabela 17. A remoção média de EBA no filtro de areia foi significativamente maior do que a remoção no filtro de zeólita, corroborando a constatação feita no item 4.4.6 de que o leito de areia é mais eficiente na remoção de EBA do que o de zeólita. Quanto às taxas de filtração, a remoção média de EBA com a taxa intermediária ($360 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$) foi menor do que com as taxas mais baixa ($180 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$) e mais alta ($450 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$), o que não permite maiores inferências.

Tabela 17. Resultado do teste de Tukey da remoção de EBA para os fatores B e C.

	Tratamento ¹	Remoção média (\log_{10})
B (taxa de filtração)	B3 ^a	2,42
	B1 ^a	2,33
	B2 ^b	2,02
C (material filtrante)	C2 ^a	2,54
	C1 ^b	1,98

⁽¹⁾ letras distintas indicam diferença significativa entre tratamentos. B1 = $180 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$; B2 = $360 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$; B3 = $450 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$; C1 = zeólita; C2 = areia.

Ao contrário do resultado aqui apresentado, outros estudos indicaram que a taxa de filtração não interfere na remoção cistos e oocistos de protozoários e/ou de seus indicadores. Harrington *et al.* (2003) avaliaram o efeito de diferentes taxas de filtração (121 a 467 m/d) em filtração dupla com areia e antracito e observaram que não houve efeito significativo na remoção de

turbidez e de *Cryptosporidium*. Mais recentemente, Pang *et al.* (2022) chegaram à mesma conclusão ao avaliar a remoção de microesferas, como indicador de remoção de protozoários, em filtração rápida de areia e antracito com taxas de filtração de 48 e 192 m/d. Além disso, em revisão feita por Emelko *et al.* (2005), foi observado que a magnitude da taxa de filtração, desde que mantida constante, não interfere na remoção de oocistos, mas a variação brusca da taxa ao longo da operação pode comprometer a remoção.

Avaliando os dados de remoção de EBA, observa-se que, com o filtro de areia, houve pouca variação entre as remoções obtidas com as diversas taxas de filtração, como evidenciado pela proximidade dos valores médios e pelos baixos valores de desvio-padrão (Tabela 18). No caso do filtro de zeólita, apesar dos valores de desvio-padrão também terem sido baixos, a média de remoção de EBA com a taxa de filtração intermediária (360 m³/m².d) foi mais baixa do que com as outras duas (180 m³/m².d e 450 m³/m².d). Ou seja, os resultados sobre a influência da taxa obtidos com o teste de Tukey aplicado ao conjunto dos dados dos dois filtros (Tabela 17) parece ter sido determinado pelos dados do filtro de zeólita.

Tabela 18 – Remoção de EBA nos filtros de areia e de zeólita por taxa de filtração e geral, valores médios e desvios-padrão.

Taxa de filtração	Remoção (log ₁₀)	
	Areia	Zeólita
180 m ³ /m ² .d	2,5 ± 0,33	2,2 ± 0,48
360 m ³ /m ² .d	2,5 ± 0,31	1,6 ± 0,27
450 m ³ /m ² .d	2,6 ± 0,33	2,2 ± 0,38
Geral ⁽¹⁾	2,5 ± 0,32	2,0 ± 0,47

(1) considerando todos os dados em conjunto

Feitas tais constatações, e considerando que não houve interação entre os fatores estudados, decidiu-se analisar os resultados de remoção de EBA de outra forma: foram considerados os fatores A (turbidez da água bruta) e B (taxa de filtração) com delineamento fatorial 4 x 3, e as análises estatísticas (ANOVA e Tukey) para a remoção de EBA foram aplicadas para cada filtro separadamente. Para o filtro de areia, a ANOVA não indicou diferenças significativas ($p > 0,05$) para ambos os fatores, ou seja, de fato, como suposto anteriormente e de acordo com os estudos previamente citados, a taxa de filtração não teve efeito sobre a remoção de EBA. Já para o filtro

de zeólita, somente a taxa de filtração apresentou efeito significativo ($p < 0,05$); foi então aplicado o teste de Tukey e a diferença entre as taxas de filtração se manteve (Tabela 19).

Tabela 19. Resultado do teste de Tukey da remoção de EBA no filtro de zeólita para o fator B.

Tratamento	Remoção média (\log_{10})
B3 ^a	2,20
B1 ^a	2,15
B2 ^b	1,58

⁽¹⁾ letras distintas indicam diferença significativa entre tratamentos. B1 = 180 m³/m².d; B2 = 360 m³/m².d; B3 = 450 m³/m².d; C1 = zeólita; C2 = areia.

4.2.8. Conclusões da Etapa 2

- Apesar de, em tese, os mecanismos de coagulação predominantes nos experimentos terem sido varredura, ou combinação de adsorção-neutralização de cargas e varredura, os flocos formados na floculação apresentaram baixa velocidade de sedimentação, o que indica alguma deficiência nesse processo e se refletiu em elevados tempos de sedimentação necessários para se alcançar elevada eficiência na remoção de turbidez.
- Para a faixa baixa de TAB (1 a 20 uT), 2 horas de tempo sedimentação foi suficiente para alcançar turbidez da água decantada próxima ou menor do que 5 uT (indicativo de excelente desempenho da decantação). Para as faixas média (40 a 80 uT) e alta (100 a 200 uT) de TAB, pelo menos 18 horas foram necessárias para se alcançar 5 uT na água decantada, e mais de 20 horas para a faixa de TAB muito alta (300 a 500 uT). Dito disso, mesmo com água decantada com turbidez de 21 uT, os filtros mostraram elevada eficiência de remoção de turbidez. Ou seja, não necessariamente é preciso observar tempos de sedimentação tão longos na operação da Salta-z. Não obstante, cabe registrar que, como regra geral, quanto mais baixa a turbidez pré-filtração, melhor tende a ser o desempenho dos filtros, incluindo carreiras de filtração mais longas.
- Ambos os filtros apresentaram desempenho similar quanto à remoção de turbidez, mas o filtro de areia apresentou melhor eficiência de remoção de EBA.
- No filtro de areia não houve interferência das taxas de filtração na remoção de EBA. Já para a zeólita, a taxa de filtração intermediária (360 m³/m².d) apresentou remoção

significativamente mais baixa do que as taxas alta (450 m³/m².d) e baixa (180 m³/m².d); entretanto, esse resultado não encontra, em princípio, explicação lógica, e requer confirmação.

- A operação de retrolavagem do filtro de zeólita se mostrou mais demorada e menos eficiente do que a dos filtros de areia, além de provocar a ocorrência de turbidez elevada no início da carreira de filtração após a retrolavagem.
- O padrão bacteriológico de potabilidade estabelecido na Portaria GM/MS nº 888/2021 foi sistematicamente atendido.

4.3. Etapa 3

A terceira etapa teve como principal objetivo a avaliação do desempenho dos filtros em condições de turbidez mais elevada da água decantada, ou seja, menores tempos de sedimentação, e em carreiras mais longas de duração, para cada uma das três taxas de filtração avaliadas. A turbidez da água decantada variou de 13 a 18 uT.

4.3.1. Avaliação das etapas de clarificação da água

Na Tabela 20 apresentam-se, para cada taxa de filtração, a turbidez e pH da água bruta e da água decantada, a dose de coagulante utilizada, o tempo de sedimentação e o mecanismo de coagulação predominante de acordo com o diagrama de Amirtharajah & Mills (1982).

Na Tabela 21 apresenta-se uma comparação entre a Etapa 2 e a Etapa 3 no que tange aos tempos de sedimentação necessários para alcançar aproximadamente a mesma turbidez da água decantada.

Tabela 20. Turbidez e pH da água bruta e da água decantada, dose de coagulante, tempo de sedimentação e mecanismo de coagulação, por taxa de filtração, Etapa 3.

Tf	OP.	Água bruta		Dose (mg Al ₂ (SO ₄) ₃ /L)	Tempo de sedimentação (h)	Água decantada		Mecanismo de coagulação
		T (uT)	pH			T (uT)	pH	
Baixa	1	343	7,4	12	5	16	7,1	V
	2	135	7,4	14	2,5	17	7,0	V
	3	66	7,6	14	2	17	7,1	V
	4	349	7,4	20	4,5	18	6,6	V
	5	180	7,3	12	21,5	13	6,7	A/N
Média	1	337	7,3	10	3,5	17	7,0	Limite V e C
	2	153	7,6	8	3	18	7,2	C
	3	60	7,5	14	1,25	16	7,2	V ótima
	4	394	7,5	12	4,75	17	6,8	V
Alta	1	348	7,1	8	4,5	17	6,9	C
	2	134	7,3	10	2,25	16	6,8	C
	3	70	7,4	6	2	17	7,1	C
	4	362	7,2	10	4,25	13	6,9	C

Tf = taxa de filtração; OP. = operação; T = turbidez; V = varredura; A/N = adsorção/neutralização de cargas; C = combinação de mecanismos.

Tabela 21. Tempo de sedimentação e turbidez da água decantada para cada faixa de turbidez da água bruta nas etapas 2 e 3.

TAB	Etapa 2		Etapa 3	
	Ts (h)	TDEC (uT)	Ts (h)	TDEC (uT)
Média	2,5 a 3	16 a 18	1,25 a 2	16 a 17
Alta	3 a 4,5	17 a 18	2,25 a 21,5*	13* a 18
Muito alta	5 a 23*	16 a 21*	3,5 a 5	13 a 18

TAB = turbidez da água bruta; Ts = tempo de sedimentação; TDEC = turbidez da água decantada; *Operações nas quais a coagulação ocorreu por adsorção-neutralização de cargas.

Apesar de terem predominado os mesmos mecanismos de coagulação (varredura e combinação de mecanismos), na Etapa 3 os tempos de sedimentação foram mais baixos. Nas duas etapas, os tempos de sedimentação mais longos ocorreram nas ocasiões em que o mecanismo de

coagulação foi o de adsorção-neutralização de cargas, que estão destacados na Tabela 19. Mesmo nesses casos, na Etapa 3 o tempo de sedimentação foi mais baixo e se atingiu turbidez da água decantada mais baixa. Tais observações indicam que os flocos formados na Etapa 3 possuíam melhores características de sedimentabilidade do que aqueles formados na etapa 2. Isso pode ser explicado pelo fato de que as etapas foram conduzidas em épocas do ano diferentes (Etapa 2 de março a julho, época de seca, e Etapa 3 de setembro a novembro, início da época chuvosa). Na Etapa 3, a turbidez natural da água, isto é, sem adição de solo, se encontrava mais elevada, o que pode ter influenciado no tratamento.

Nas Figuras 60, 61 e 62 apresentam-se os resultados do monitoramento das carreiras de filtração para as operações realizadas para cada taxa de filtração. Como na Etapa 2, ambos os filtros alcançaram elevada eficiência de remoção de turbidez, sendo a turbidez da água filtrada mantida abaixo de 0,30 uT em praticamente todas as amostras analisadas, exceto em algumas ocasiões de início ou reinício de operação. Em absolutamente todas as amostras, foi mantida turbidez da água filtrada abaixo de 0,50 uT, atendendo plenamente as exigências do padrão de potabilidade brasileiro. Tais resultados apontam para a resiliência dos filtros e confirmam que, mesmo que a turbidez da água decantada seja mais elevada, desde que os flocos estejam bem desestabilizados, a filtração será eficiente.

A NBR 12216 (ABNT, 1992) recomenda, para filtração rápida em areia, o uso de taxa de filtração de 180 m³/m².d para filtros de camada simples e 360 m³/m².d para filtros de camada dupla. Taxas mais elevadas aumentam as forças de cisalhamento sobre os flocos já aderidos ao leito, o que pode levar à redução do tempo da carreira pela ocorrência de trespasse. Entretanto, como apresentado aqui e nos itens anteriores sobre a filtração, não houve grandes diferenças entre as taxas de filtração na remoção de turbidez. Mesmo com a taxa de filtração alta (450 m³/m².d), os filtros alcançaram elevada eficiência e não foi observada a ocorrência de trespasse.

Figura 60 - Turbidez da água filtrada ao longo das carreiras de filtração, filtros de areia e zeólita, taxa de filtração baixa (180 m³/m².d), Etapa 3. OP. = operação.

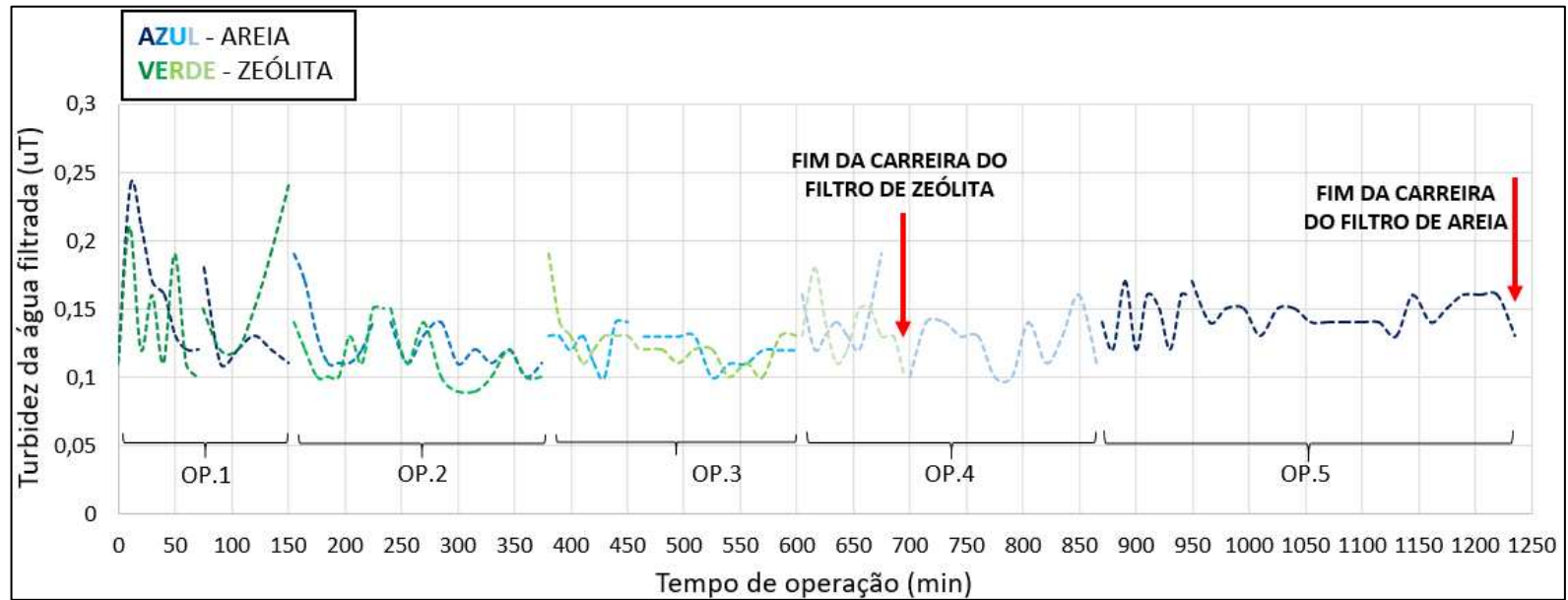


Figura 61 - Turbidez da água filtrada ao longo das carreiras de filtração, filtros de areia e zeólita, taxa de filtração média (360 m³/m².d), Etapa 3. OP. = operação.

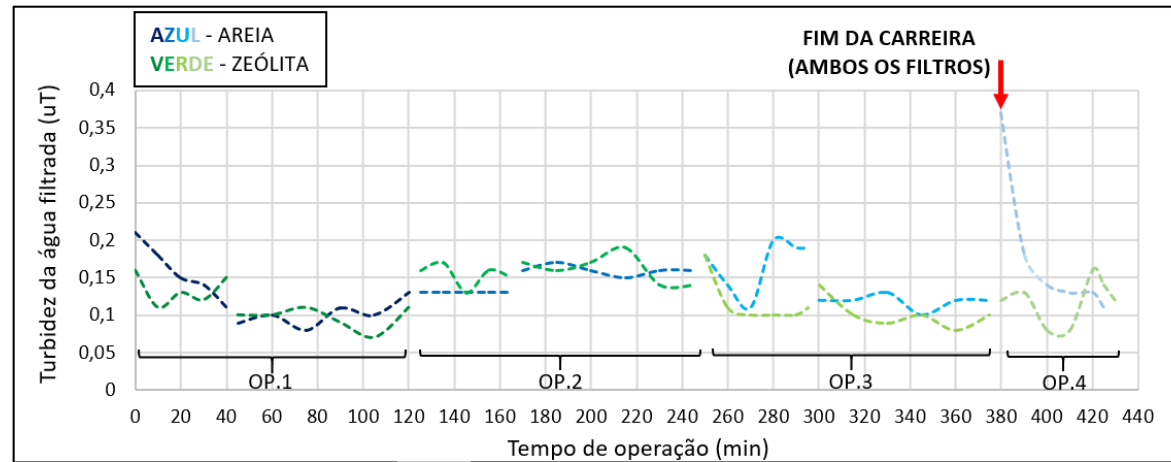
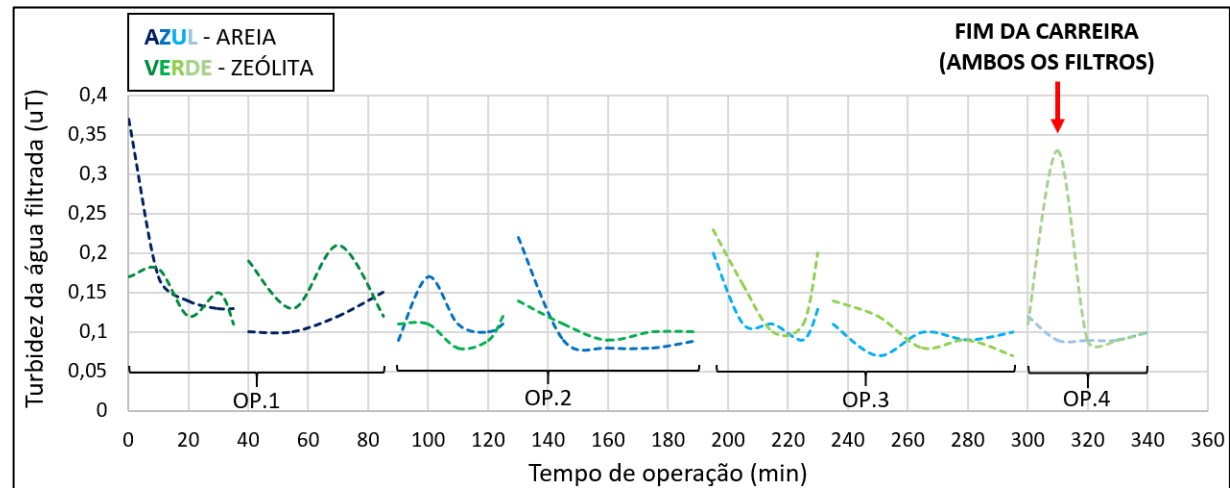


Figura 62 - Turbidez da água filtrada ao longo das carreiras de filtração, filtros de areia e zeólita, taxa de filtração alta (450 m³/m².d), Etapa 3. OP. = operação.



O encerramento das carreiras se deu, em todos os casos, por esgotamento da carga hidráulica, identificado pela ocorrência de transbordamento dos filtros e mesmo após o transbordamento não houve ocorrência de trespasse. Esse fato indica que os flocos formados durante a coagulação e a floculação possuíam elevada resistência à tensão de cisalhamento. Ainda, o fato de ambos os leitos filtrantes possuírem elevada profundidade pode ter contribuído para evitar a ocorrência do trespasse, porque mesmo que houvesse desprendimento de flocos nas camadas superiores, eles poderiam ser retidos nas camadas mais profundas.

Na Tabela 22 apresenta-se a duração total e o volume de água produzido em cada carreira de filtração. Observa-se que, com o aumento da taxa de filtração, houve diminuição do tempo total das carreiras para ambos os filtros, o que já era esperado, porém sem prejuízo à qualidade da água filtrada. O tempo total da carreira e o volume de água produzido pelos filtros foi o mesmo nas taxas média e alta. Na taxa de filtração baixa, o filtro de areia apresentou carreira mais longa e produziu maior volume de água do que nas outras taxas, bem como em relação ao filtro de zeólita; no caso do filtro de zeólita, apesar da duração da carreira na taxa baixa também ter sido maior, o volume de água produzido foi o menor. Para a zeólita, o maior volume de água produzida se deu para a taxa de filtração intermediária.

O fato de a granulometria da zeólita ser menor do que a da areia possibilita que a colmatação do leito filtrante ocorra mais rapidamente. Entretanto, essa diferença só foi evidenciada nos experimentos com a taxa de filtração baixa. Nos outros casos, o efeito da magnitude das taxas de filtração sobre o desempenho dos filtros se sobressaiu em relação ao efeito da granulometria.

Tabela 22. Tempo total de carreira e volume de água produzido para cada taxa de filtração.

Taxa de filtração (m ³ /m ² .d)	Tempo total da carreira (h)		Volume de água produzido (L)	
	Areia	Zeólita	Areia	Zeólita
Baixa - 180	19,3	11,1	10250	5893
Média - 360	6	6	7069	7069
Alta - 450	4,7	4,7	6848	6848

Na Tabela 23 apresentam-se os resultados do monitoramento das operações de retrolavagem realizadas ao final de cada carreira. A taxa de retrolavagem utilizada nos filtros de areia e de zeólita foram, respectivamente, 900 m³/m².d e 450 m³/m².d. Assim como na Etapa 2, foi

observado que a turbidez inicial da água de lavagem da areia foi maior do que a da zeólita. Entretanto, nessa etapa o tempo de lavagem requerido foi maior para ambos os filtros, o que já era esperado, considerando que foram filtradas águas com turbidez mais elevada e que a retrolavagem foi realizada após maior tempo de operação. Aqui, a ineficiência da retrolavagem na zeólita ficou mais evidente e a eficiência do procedimento no filtro de areia diminuiu, o que resultou em valores mais elevados de turbidez na água filtrada após as lavagens. Apesar disso, após 5 minutos os filtros já foram capazes de produzir água com turbidez adequada.

Tabela 23. Turbidez da água decantada (TDEC) utilizada para retrolavagem, da água de lavagem e da água filtrada após retrolavagem realizada ao final dos ensaios de cada taxa de filtração, Etapa 3.

Tf	Baixa				Média				Alta			
TDEC	1,8 uT				1,6 uT				2,3 uT			
Tempo (min)	TAL		TAF		TAL		TAF		TAL		TAF	
	A	Z	A	Z	A	Z	A	Z	A	Z	A	Z
0	2792	739	0,71	2,5	3056	1176	0,76	4,9	2931	945	0,97	2,9
2,5	-	-	0,37	0,60	-	-	0,72	2,1	-	-	0,18	0,73
5	4,1	153	0,29	0,37	3,3	77,4	0,26	0,28	5,3	128	0,19	0,28
10	2,4	27	0,20	0,17	2	23,3	0,11	0,22	2,2	26	0,17	0,14
15	1,9	16	0,18	0,14	1,5	11			1,9	16	0,14	0,13
20	1,6	11	0,15	0,10	1,2	9,4			1,4	12		
25	1,4	9,6	0,12	0,10	1,0	8,8			1,0	11		
30	1,3	7,2			0,89	8,1			0,9	11		
35	1,2	6,7			0,87	7,8			1,2	11		
40	1,2	6,3			0,89	7,4			0,89	11		
45	1,1	6,4			0,89	7,3			0,95	11		

Tf = taxa de filtração; TDEC = turbidez da água decantada; TAL = turbidez da água de lavagem; TAF = turbidez da água filtrada; A = areia; Z = zeólita.

O principal problema identificado na Etapa 3 foi o volume gasto de água decantada para a retrolavagem. Para a areia, foram gastos 1988 L, o que é quase metade (44,2%) do volume de água que o sistema pode tratar. Para a zeólita, foram gastos 994 L, correspondente à 22,1% do volume total, mas porque a taxa de retrolavagem utilizada foi a metade daquela da areia.

4.3.2. Análises de esporos de bactérias aeróbias

Na Tabela 24 apresentam-se os valores de turbidez e de concentração de esporos de bactérias aeróbias (EBA) das operações realizadas para cada taxa de filtração.

Tabela 24. Turbidez e concentração de EBA nos ensaios realizados para cada taxa de filtração, Etapa 3.

Taxa de filtração	AB		ADEC		AFA		AFZ		DESA	DESZ
	T (uT)	EBA (UFC/100 mL)	T (uT)	EBA (UFC/100 mL)	T (uT)	EBA (UFC/100 mL)	T (uT)	EBA (UFC/100 mL)	EBA (UFC/100 mL)	
Baixa	343	17900	16	1110	0,15	7,8	0,15	27,5	0,6	ND
	135	8800	17	980	0,13	2,0	0,12	51,0	1,5	1,2
	66	5300	17	1560	0,12	0,4	0,12	38,6	0,4	0,4
	349	11550	18	825	0,13	1,5	0,13	72,6	0,4	2,5
	180	29000	13	2450	0,15	20,4	-	-	2,3	-
Média	337	9750	17	685	0,13	1,5	0,11	2,1	0,8	ND
	153	3200	18	690	0,15	0,9	0,16	3,9	0,3	0,3
	60	8100	16	1175	0,14	1,9	0,11	9,3	0,3	1,5
	394	14900	17	1080	0,17	3,5	0,12	21,5	2,4	4
Alta	348	10250	17	960	0,16	2,8	0,15	9,3	0,4	0,8
	134	5450	17	790	0,11	0,3	0,11	12,0	0,3	0,3
	70	1950	17	840	0,11	0,5	0,13	190,0	0,5	ND
	362	6650	13	295	0,11	0,9	0,13	33,4	0,9	1

Tf = taxa de filtração; T = turbidez; EBA = esporos de bactérias aeróbias; AB = água bruta; ADEC = água decantada; AFA = água filtrada areia; AFZ = água filtrada zeólita; DESA = água desinfetada, filtro de areia; DESZ = água desinfetada, filtro de zeólita; ND = não determinado, amostra contaminada.

Durante os experimentos houve contaminação em amostras de água desinfetada durante as análises de EBA. Nas amostras da água desinfetada pós filtração em areia, nos casos em que ocorreu contaminação, que foram menos frequentes do que na zeólita, ocorreu somente em uma das duplicatas, não havendo prejuízo dos resultados. Isso também foi verificado na parte dos casos da zeólita, mas em três situações, identificadas com ND (não determinado) na Tabela 22, a contaminação se deu em ambas as réplicas e, inclusive, em um dos casos foi feita uma tréplica na qual também houve contaminação.

Inicialmente, acreditou-se que a contaminação estivesse ocorrendo durante a coleta de amostras ou em alguma etapa da análise de esporos, mas mesmo alterando e aperfeiçoando algumas etapas, a ocorrência se manteve. Sendo assim, levantou-se a hipótese de que a contaminação estivesse ocorrendo no sistema de tratamento, o que de fato foi confirmado. No caso da zeólita, após o filtro, ao longo de toda a tubulação, foi encontrado residual do leito filtrante, que estava acumulado no trecho que se encontra dentro do tanque de contato. Isto significa que o que havia sido removido no leito, retornava à água tratada pelo contato com os residuais de leito contaminados. Já para a areia, foi constatado um pequeno acúmulo de sujeira na tubulação dentro do tanque de contato. No Apêndice C estão apresentadas as figuras que ilustram o que foi aqui descrito.

Em virtude disso, foi feita uma limpeza em toda a tubulação e nos tanques de contato, com a retirada de todos os resíduos acumulados. A tubulação após os filtros e os tanques de contato foram deixados de molho em água com cloro por 24 horas. Nas operações feitas depois dessa operação, não ocorreram mais contaminações.

Na Figura 63 apresenta-se uma comparação entre as concentrações de EBA e na Figura 64 entre a eficiência de remoção de EBA nas etapas 2 e 3. Para efeito dessa comparação não foram utilizados os dados da faixa de turbidez baixa da Etapa 2, já que na Etapa 3 essa faixa não foi considerada.

Figura 63 - Concentração de EBA na água bruta, água decantada, água filtrada e água desinfetada, etapas 2 e 3.

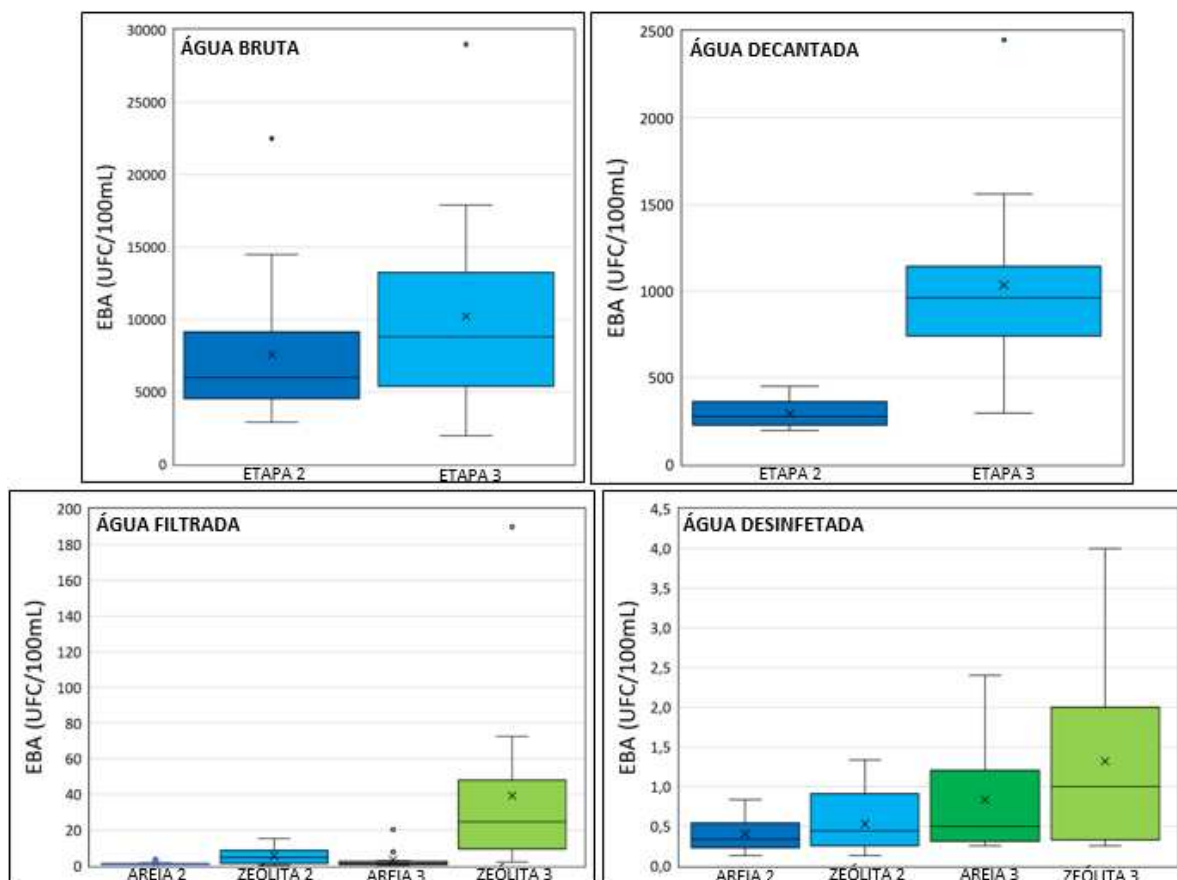
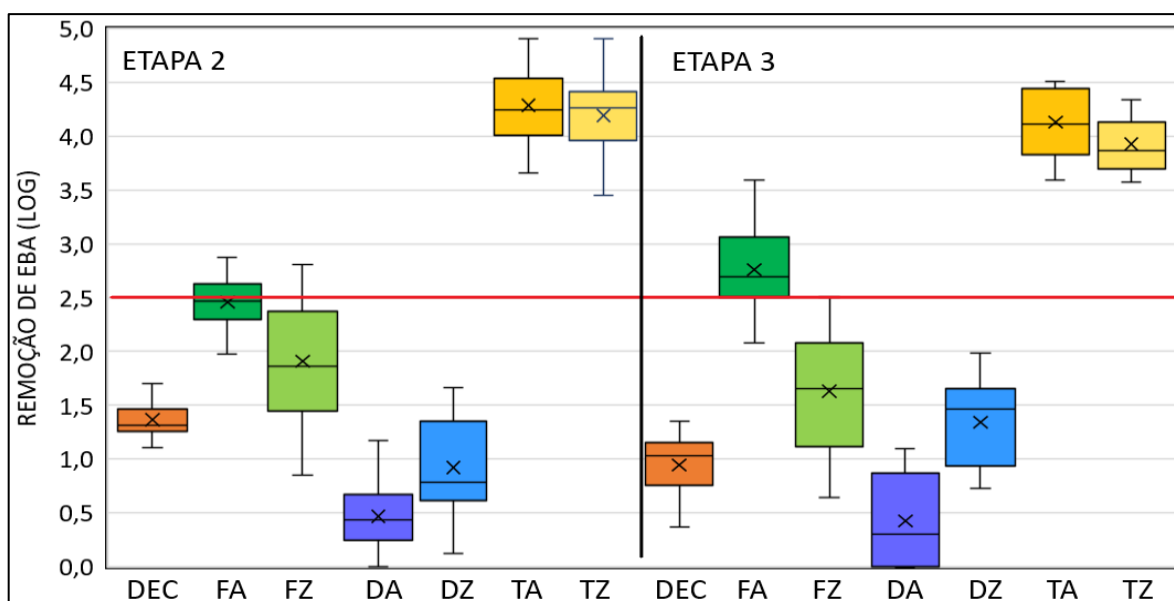


Figura 64 - Log de remoção de EBA por etapa do tratamento nas etapas experimentais 2 e 3. Em vermelho, destaca-se o valor de referência da norma de potabilidade (BRASIL, 2021).



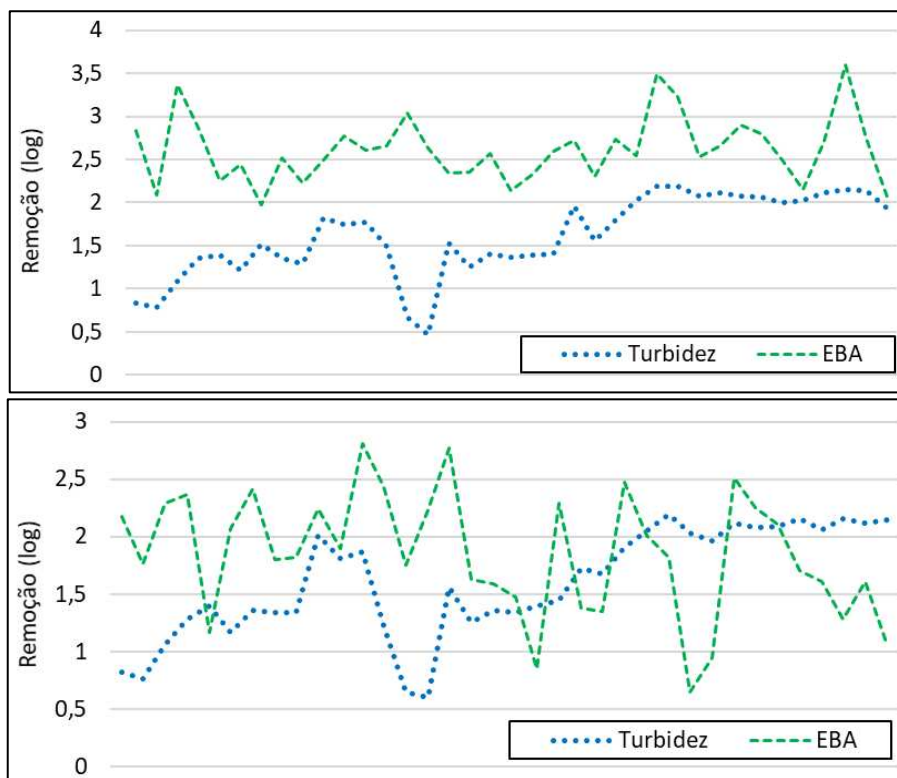
DEC = decantação; FA/Z = filtração em areia/zeólita; DA/Z = desinfecção após filtro de areia/zeólita; TA/Z = remoção total do sistema com filtro de areia/zeólita.

Na Etapa 3 nota-se aumento nas concentrações de EBA em relação à Etapa 2, principalmente na água decantada; o que se mostra condizente com os valores mais elevados de turbidez na Etapa 3. Na água filtrada e na água desinfetada também ocorreu aumento, especialmente no caso da zeólita. Nesses casos, não só a concentração, mas a variabilidade também aumentou.

Quanto à eficiência de remoção, houve diminuição na decantação na Etapa 3. Em ambas as etapas, a remoção no filtro de areia foi maior do que no filtro de zeólita. Na Etapa 3, a eficiência aumentou no filtro de areia, apesar de a concentração não ter apresentado alteração considerável, o que se explica pelo fato de a concentração na água decantada ter sido maior. No filtro de zeólita, entretanto, a eficiência diminuiu. Na desinfecção do efluente filtrado em areia, houve situações de remoção zero, mas isso nos casos em que a concentração de EBA na água filtrada já era muito baixa (0,3 – 0,5 UFC/100 mL). Assim como na Etapa 2, a remoção total nos sistemas foi próxima e superou em até 2 log o exigido pela Portaria GM/MS nº 888/2021.

A Figura 65 apresenta uma comparação entre o log de remoção de turbidez e de EBA para os filtros de areia e zeólita, para todos os experimentos realizados nas etapas 2 e 3.

Figura 65 - Comparação entre a remoção de turbidez e de EBA, em log, para (a) o filtro de areia e para (b) o filtro de zeólita.



Ao se observar a remoção de turbidez comparada à remoção de EBA na filtração, foi possível perceber que, para as amostras de água filtrada pelo filtro de areia, a remoção de turbidez foi sempre menor do que a remoção de EBA, o que não foi verdade em todas as amostras do filtro de zeólita. Sabe-se que para que um parâmetro seja considerado bom indicador de eficiência de remoção de outro parâmetro, a remoção do indicador deve ser menor do que a do parâmetro de interesse. Sendo assim, pode-se concluir que a remoção de turbidez em filtro de areia pode ser um indicador conservador para a remoção de EBA, ainda mais levando em consideração que a turbidez da água filtrada foi mantida abaixo de 0,30 uT para a maioria das amostras coletadas. Entretanto, para a zeólita, tal conclusão já não pode ser feita.

O teste de correlação de Kendall ($\alpha = 0,05$) foi aplicado para avaliar a relação entre: (i) a turbidez e a concentração de EBA na água bruta, na água decantada e na água filtrada de cada filtro; (ii) entre as concentrações de EBA na água bruta na água decantada; (iii) entre as concentrações de EBA na água decantada e na água filtrada, de cada filtro; e (iv) entre a remoção (em \log_{10}) de turbidez e de EBA em cada filtro. A Tabela 25 apresenta o coeficiente de correlação de Kendall (τ) para cada par de variáveis.

Tabela 25. Coeficientes de correlação de Pearson para as variáveis correlacionadas. A presença do símbolo * indica correlação significativa (p -valor < 0,05).

Correlação	Variável Y ₁	Variável Y ₂	τ
1	TAB	EBA AB	0,641*
2	TDEC	EBA DEC	0,466*
3	TAFA	EBA FA	0,156
4	TAFZ	EBA FZ	-0,039
5	EBA AB	EBA DEC	0,316*
6	EBA DEC	EBA FA	0,184
7	EBA DEC	EBA FZ	0,318*
8	Remoção de TAFA	Remoção de EBA FA	0,226*
9	Remoção de TAFZ	Remoção de EBA FZ	-0,113
10	TAFA	Remoção de EBA FA	-0,191
11	TAFZ	Remoção de EBA FZ	-0,021

τ = coeficiente de Kendall; TAB = turbidez da água bruta; EBA AB = concentração de EBA na água bruta; TDEC = turbidez da água decantada; EBA DEC = concentração de EBA na água decantada; EBA FA/Z = concentração de EBA na água filtrada pela areia/zeólita; TAFA/Z = turbidez da água filtrada da areia/zeólita.

Em nível de significância de 5%, a turbidez apresentou correlação positiva significativa com a concentração de EBA somente na água bruta e na água decantada, o que significa que, nesses casos o aumento de turbidez implicou aumento da concentração de EBA. Entretanto, essa associação se mostrou apenas de forma moderada ($\tau = 0,64$ para a água bruta e $\tau = 0,47$ para a água decantada).

Quando se testou a influência da concentração de EBA afluente sobre o efluente, também foram encontradas correlações positivas e significativas entre a água bruta e a água decantada e entre a água decantada e a água filtrada pelo filtro de zeólita, porém em ambos os casos a correlação se deu de forma fraca ($\tau \approx 0,32$ em ambos os casos). Quando se testou a relação entre remoção de turbidez e de EBA na filtração, apenas para o filtro de areia houve correlação positiva significativa, porém fraca ($\tau \approx 0,23$).

De acordo com Monis *et al.* (2017), o valor final da turbidez na água tratada não provê uma medida direta e quantitativa da eficiência da filtração na remoção de protozoários, não obstante outros estudos indicarem o contrário e tal abordagem ser assumida em padrões de potabilidade (USEPA, 2006). No estudo em questão, de fato a relação direta entre o valor da turbidez da água tratada e remoção de EBA (correlações 10 e 11) não foi significativa. Apesar disso, os resultados aqui obtidos sugerem que, em se mantendo a turbidez da água filtrada abaixo de 0,30 uT na maior parte do tempo, o padrão de remoção de EBA exigido na norma brasileira de qualidade de água (2,5 log) pode ser não somente alcançado, mas superado.

4.3.3. Conclusões da Etapa 3

- Assim como na Etapa 2, os mecanismos de coagulação predominantes foram a varredura e a combinação de mecanismos de varredura e adsorção-neutralização de cargas. Entretanto, na Etapa 3 foram observados menores tempos de sedimentação para se alcançar um mesmo valor de turbidez da água decantada, o que pode ser explicado pela turbidez naturalmente mais elevada da água bruta na Etapa 3.
- Os dois filtros mantiveram excelente desempenho ao operar com elevada turbidez da água decantada, o que indica robustez da Salta-z sistema; ambos os filtros foram capazes de manter elevada eficiência de remoção de turbidez e de EBA, mas, como na Etapa 2, o filtro de areia alcançou maior remoção de EBA do que o filtro de zeólita.

- Com o aumento da taxa de filtração, houve diminuição do tempo total de carreira dos filtros, porém sem prejuízo à qualidade da água filtrada.
- Entretanto, a retrolavagem foi mais demorada na Etapa 3 do que na Etapa 2, resultando, portanto, em maior consumo de água; além disso, a retrolavagem foi menos eficiente (isto é, turbidez final da água de lavagem do filtro mais elevada) do que na Etapa 2, quando a lavagem foi realizada em carreiras mais curtas e com menor turbidez da água decantada, ao menos para o filtro de areia; entre os filtros, a retrolavagem do filtro de zeólita foi menos eficiente do que a do filtro de areia.

5. CONCLUSÃO E RECOMENDAÇÕES

Conclui-se que, seguindo os procedimentos e arranjos operacionais definidos neste trabalho, a Salta-z é capaz de alcançar elevada eficiência em todas as condições testadas de qualidade da água bruta, taxas de filtração e tipo de leito filtrante (areia e zeólita), tanto na clarificação quanto na desinfecção da água.

Mesmo quando submetida a condições adversas de operação em termos de turbidez da água bruta (300 a 500 uT) e da água decantada (13 a 18 uT) e de taxa de filtração (até 450 m³/m².d), a Salta-z logrou atender as exigências da norma brasileira de qualidade da água em termos de turbidez da água filtrada (0,50 uT) e de remoção de esporos de bactérias aeróbias (2,5 log).

Tendo em vista os resultados e as observações desse estudo, ficam as seguintes recomendações:

- a desinfecção deve ser realizada em tanque de contato após a filtração, operado em batelada, utilizando o “dosador de coagulante” para dosagem do desinfetante;
- a dosagem de coagulante deve ser realizada seguindo o procedimento indicado nesse trabalho: iniciar a dosagem, com abertura restrita do dosador, após 20 minutos de enchimento do decantador e realizar a abertura completa do registro nos 10 minutos finais; além disso, recomenda-se que sejam feitas marcações permanentes no registro dos dosadores indicando o grau de abertura que deve ser seguido;
- não há a necessidade de utilizar filtro de zeólita nos casos em que o objetivo for a remoção de turbidez e de esporos de bactérias aeróbias no tratamento de águas superficiais;

- recomenda-se a instalação de um sifão, de forma tal que a saída de água filtrada se dê acima do nível da superfície do leito, mantendo o filtro sempre afogado;
- em continuidade, recomenda-se uma melhor apropriação das condições hidráulicas da floculação, além da possibilidade de alterar a entrada de água coagulada para a parte inferior do decantador, objetivando garantir o movimento de toda a massa de água durante todo o tempo de enchimento do decantador;
- recomenda-se ainda avaliar o desempenho da Salta-z com diferentes profundidades de leito filtrante, bem como a eficiência do sistema na remoção de outras variáveis de qualidade da água além da turbidez e dos EBA, tais como cor verdadeira (e, por conseguinte, a formação de subprodutos da desinfecção), metais pesados, dureza, abrangendo, assim maior diversidade de situações de mananciais de abastecimento água e, portanto, de aplicabilidade da Salta-z.

6. REFERÊNCIAS

AMIRTHARAJAH, A; MILLS, K.M. Rapid-mix design for mechanisms of alum coagulation. *Journal (American Water Works Association)*, v. 74, n. 4, p. 210–216, 1982.

AMIRTHARAJAH, A. Some theoretical and conceptual views of filtration. *Journal of the American Water Works Association*, v. 80, n. 12, p. 36–46, 1988.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 12216: Projeto de estação de tratamento de água para abastecimento público: procedimento. Rio de Janeiro: ABNT 1992. 18p.

APHA - AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION; AWWA - AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION; WEF - WATER ENVIRONMENT FEDERATION. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 22. ed. Washington, DC: American Public Health Association, 2012.

BASTOS, R.K.X.; BRANDÃO, C.C.S.; CERQUEIRA, D.A. Tratamento de água e remoção de protozoários. In: Pádua, V. L. (Coord.). *Remoção de microrganismos patogênicos emergentes e microcontaminantes orgânicos no tratamento de água para consumo humano*. Rio de Janeiro: ABES, p. 109-150, 2009 (Projeto Prosab).

BACHE, D.H.; GREGORY, J. Flocs and separation processes in drinking water treatment: a review, *Journal of Water Supply: Research and Technology – AQUA*, v. 51, n. 1, p. 16-30, 2010.

BINNIE, C.; KIMBER, M. Basic Water Treatment. 5 ed. ICE Publishing: London, UK, 2013.

BRASIL. Presidência da República. Lei nº 11.445, de 5 de janeiro de 2007. Estabelece as diretrizes nacionais para o saneamento básico; cria o Comitê Interministerial de Saneamento Básico; altera as Leis nos 6.766, de 19 de dezembro de 1979, 8.666, de 21 de junho de 1993, e 8.987, de 13 de fevereiro de 1995; e revoga a Lei nº 6.528, de 11 de maio de 1978. Brasília, 2007. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato_2000-2010/2007/lei/111445.htm. Acesso em: 25 jan. 2021.

BRASIL. Ministério da Saúde. Fundação Nacional da Saúde. Manual de cloração de água em pequenas comunidades utilizando o clorador simplificado desenvolvido pela Funasa. Brasília: Funasa, 2014.

BRASIL. Ministério da Saúde. Fundação Nacional da Saúde. Manual da solução alternativa coletiva simplificada de tratamento de água para consumo humano em pequenas comunidades utilizando filtro e dosador desenvolvidos pela Funasa/Superintendência Estadual do Pará. Brasília: Funasa, 2017.

BRASIL. Ministério da Saúde. Portaria de Consolidação nº5, de 28 de setembro de 2017. Consolidação das normas sobre as ações e os serviços de saúde do Sistema Único de Saúde.

BRASIL. Ministério da Saúde. Fundação Nacional da Saúde. Boletim Informativo da Fundação Nacional da Saúde, Funasa Notícias, ano XIV, n. 2, 2018.

BRASIL. Ministério do Desenvolvimento Regional. Secretaria Nacional de Saneamento. Plansab - Plano Nacional De Saneamento Básico. Documento em revisão submetido à apreciação dos conselhos nacionais de saúde, recursos hídricos e meio ambiente. Brasília, 2019a. Disponível em:

https://antigo.mdr.gov.br/images/stories/ArquivosSDRU/ArquivosPDF/Versao_Conselhos_Resolu%C3%A7%C3%A3o_Alta_-_Capa_Atualizada.pdf. Acesso em: 19 abril 2021.

BRASIL. Ministério da Saúde. Fundação Nacional da Saúde. *Programa Nacional de Saneamento Rural*. 260p. Brasília: Funasa, 2019b.

BRASIL. Presidência da República. Lei nº 14.026, de 15 de julho de 2020. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2019-2022/2020/lei/114026.htm. Acesso em 25 jan. 2021.

BRASIL. Ministério da Saúde/Gabinete do Ministro. Portaria GM/MS, nº 888, de 4 de maio de 2021. Altera o Anexo XX da Portaria de Consolidação nº 5/GM/MS, de 28 de setembro de 2017, para dispor sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. Brasília, 2021.

BRATBY, J. Coagulation and flocculation in water and wastewater treatment. 3. ed. London, UK: IWA Publishing, 2016.

BROWN, R.A.; CORNWELL, D.A. Using spore removal to monitor plant performance for *Cryptosporidium* removal, *Journal AWWA*, v. 99, n. 3, p. 95-109, 2007.

CAO, B. *et al.* Floc properties of polyaluminum ferric chloride in water treatment: THE effect of Al/Fe molar ratio and basicity. *Journal of Colloid and Interface Science*, v. 458, p. 247–254, 2015.

CENTRO PANAMERICANO DE INGENIERÍA SANITARIA Y CIENCIAS DEL AMBIENTE – CEPIS/OPS. *Tratamiento de agua para consumo humano. Plantas de filtración rápida. Manual I: Teoría*. Lima, Peru: CEPIS/OPS, 2004.

CESCON, A.; JIANG, J.Q. Filtration Process and Alternative Filter Media Material in Water Treatment, *Water*, v. 12, n. 3377, p. 1-20, 2020.

CLEASBY, J.L.; WILLIAMSON, M.M; BAUMANN, E.R. Effect of filtration rate changes on quality. *Journal American Water Works Association (AWWA)*, v. 55, n. 7, p. 869-880, 1963.

CONFEDERAÇÃO NACIONAL DE MUNICÍPIOS – CNM. Coletânea Guias de Reaplicação (5 volumes) - Programa SALTA-Z - Abaetetuba/PA (v.1). Brasília: CNM, 2019.

CRITTENDEN, J. C. *et al.* *MWH's Water Treatment: Principles and Design*, third edition. Hoboken, NJ, USA: John Wiley & Sons, 2012.

DI BERNARDO, L.; DANTAS, A. D. B.; VOLTAN, P. E. N. *Métodos e técnicas de tratamento de água*. 3. ed. São Carlos, SP: LDiBe Editora, 2017.

DI BERNARDO, L.; DANTAS, A. *Métodos e técnicas de tratamento de água*. 2ª ed. São Carlos: RiMa, 2005, 792 p, v.1.

DEAN, V.; VOSS, D.; DRAGULJIC, D. *Design and analysis of Experiments*. 2. Ed. Springer Texts in Statistics. Springer, 2017.

DUAN, J.; GREGORY, J. Coagulation by hydrolysing metal salts. *Advances in Colloid and Interface Science*, v. 100–102, n. SUPPL., p. 475–502, 2003.

DUGAN, N.R.; FOX, K.R.; OWENS, J.H.; MILTNER, R.J. Controlling Cryptosporidium oocysts using conventional treatment, *Journal (American Water Works Association)*, v. 93, n. 12, p. 64 – 76, 2001.

EDWARDS, G. A.; AMIRTHARAJAH, A. Removing Color Caused By Humic Acids. *Journal / American Water Works Association*, v. 77, n. 3, p. 50–57, 1985.

EMELKO, M.B.; HUCK, P.M.; COFFEY, B.M. A review of Cryptosporidium removal by granular media filtration. *Journal AWWA*, v. 97, ed. 12, p. 101-115, 2005.

EL-NAHAS, S.; OSMAN, A.I.; ARAFAT, A.S.; AL-MUHTASEB, A.H.; SALMAN, H.M. Facile and affordable synthetic route of nano powder zeolite and its application in fast softening of water hardness. *Journal of Water Process Engineering*, v. 33, p. 101104, 2020.

FARIZOGLU, B.; NUHOGLU, A.; YILDIZ, E.; KESKINLER, B. The performance of pumice as a filter bed material under rapid filtration conditions. *Filtration & separation*, v.40, n.3, p.41-47, 2003.

FERREIRA, E.B; CAVALCANTI, P.P.; NOGUEIRA, D.A. ExpDes.pt: Pacote Experimental Designs (Português). R package version 1.2.2. URL: <https://CRAN.R-project.org/package=ExpDes.pt>. 2021

FIELD, A. *Discovering Statistics Using IBM SPSS Statistics*. 4ª ed. Sage Publications Ltda., 2013, 952 p.

GARCÍA-MENDIETA, A.; SOLACHE-RÍOS, M.; OLGUÍN, M. T. Evaluation of the sorption properties of a Mexican clinoptilolite-rich tuff for iron, manganese and iron-manganese systems. *Microporous and Mesoporous Materials*, v. 118, n. 1–3, p. 489–495, 2009.

GREGORY, J. The role of floc density in solid-liquid separation. *Filtration and Separation*, v. 35, n. 4, p. 367-371, 1998.

HARRINGTON, G.W; XAGORARAKI, I.; ASSAVASILAVASUKUL, P.; STANDRIDGE, J.H. Effect of filtration conditions on removal of emerging waterborne pathogens. *Journal AWWA*, v. 95, ed. 12, p. 95-104, 2003.

HEADD, B.; BRADFORD, S. A. Use of aerobic spores as a surrogate for cryptosporidium oocysts in drinking water supplies. *Water Research*, v. 90, p. 185–202, 2016.

HEALTH CANADA. Guidelines for Canadian Drinking Water Quality – Summary Table. Water and Air Quality Bureau, Healthy Environments and Consumer Safety Branch, Health Canada, Ottawa, Ontario, 2014.

KATRIVESIS, F.K.; KARELA, A.D.; PAPADAKIS, V.G.; PARASKEVA, C.A. Revisiting of coagulation-flocculation processes in the production of potable water. *Journal of Water Process Engineering*, v. 27, p. 193-204, 2019.

LI, Z.; JIANG, W.T.; JEAN, J.S.; HONG, H.; LIAO, L.; LV, G. Combination of hydrous iron oxide precipitation with zeolite filtration to remove arsenic from contaminated water. *Desalination*, v. 280, n. 1–3, p. 203–207, 2011.

LI, T.; ZHU, Z.; WANG, D.; YAO, C.; TANG, H. Characterization of floc size, strength and structure under various coagulation mechanisms. *Powder Technology*, v. 168, n. 2, p. 104–110, 2006.

LIBÂNIO, M. *Fundamentos de qualidade e tratamento de água*. 3. ed. Campinas, SP: Editora Átomo, 2010.

MACHADO, G.; RODRIGUES, M.; OLIVEIRA, J.; BARROCAS, P.; CORTINES, A. A relevância de soluções alternativas para universalização do acesso à água no Brasil: o caso da Salta-z. In: Encontro Nacional pelos Direitos Humanos à Água e ao Saneamento, I, 2021, virtual. Anais. Instituto ONDAS. DOI: <https://doi.org/10.46848/950013> Disponível em: <https://www.sisgeenco.com.br/anais/endhas/2021/arquivos/PG09734080733-01.pdf>. Acesso em 01 fev. 2022.

MONIS, P.; LAU, M.; HARRIS, M.; COOK, D.; DRIKAS, M. Risk-based management of drinking water safety in Australia: Implementation of health based targets to determine water treatment requirements and identification of pathogen surrogates for validation of conventional filtration. *Food and Waterborne Parasitology*, v. 8, edição 9, p. 64-74, 2017.

MORUZZI, R.B.; BRIDGERMAN, J.; SILVA, P.A.G. A combined experimental and numerical approach to the assessment of floc settling velocity using fractal geometry. *Water Science & Technology*, v. 81, n. 5, p. 915-924, 2020.

NETTO, J.M.A.; FERNÁNDEZ, M.F. *Manual de Hidráulica*. 9 ed. São Paulo, SP: Editora Edgard Blücher Ltda, 2015.

NHMRC (2016). Australian drinking water guidelines: draft framework on microbial health based targets. https://consultations.nhmrc.gov.au/public_consultations/adwg-microbial.html Acesso em 10 fev. 2022.

NOVA ZELÂNDIA. Ministry Of Health. Drinking-water Standards for New Zealand, 2005 (Revised 2008). Wellington: Ministry of Health. New Zealand, 2008.

OLIVEIRA, K.C.; BASTOS, R.K.X.; SILVA, C.V. Esporos de bactérias aeróbias são bons indicadores da eficiência do tratamento de água? Um estudo exploratório. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 23, n. 6, p. 1103–1109, 2018.

ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS - ASSEMBLEIA GERAL DA ONU. *Direitos Humanos à água e saneamento* - Resolução A/RES/72/178. Nova York: Assembleia Geral da ONU, 2018.

PANG, L. et al. Cryptosporidium surrogate removal in pilot-scale rapid sand filters comprising anthracite, pumice or engineered ceramic granular media, and its correlation with turbidity. *Journal of Water Process Engineering*, v.46, 102614, 2022.

PERNITSKY, D. J.; EDZWALD, J. K. Selection of alum and polyaluminum coagulants: Principles and applications. *Journal of Water Supply: Research and Technology - AQUA*, v. 55, n. 2, p. 121–141, 2006.

R CORE TEAM. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL: <https://www.R-project.org/>. 2021.

RASSOULINEJAD-MOUSAVI, S. M.; AZAMAT, J.; KHATAEE, A.; CHANG, Y. Molecular dynamics simulation of water purification using zeolite MFI nanosheets. *Separation and Purification Technology*, v. 234, p. 116080, 2020.

RICE, E.W.; FOX, K.R.; MILTNER, R.J.; LYTLE, D.A.; JOHNSON, C.H. Evaluating plant performance with endospores. *Journal of the American Water Works Association*, v. 88, n. 9, p. 122-130, 1996.

RICHTER, C.A. *Água: métodos e tecnologia de tratamento*. 1 ed. São Paulo, SP: Editora Edgard Blücher Ltda, 2009.

ROCHA, S.F.; BRAGA, E.M. Análise da potabilidade da água tratada pela solução alternativa (SALTA-Z): um estudo de caso nas comunidades rurais de Arapapá e Lago Preto em Manacapuru-AM. In: AQUAENERGY – Congresso Tecnológico Brasileiro de Água e Energia Online, I, 2021, virtual. Anais. Disponível em: <https://eventos.congresse.me/aquaenergy/edicoes/464-aquaenergy---1-edicao/anais>. Acesso em 01 fev. 2022.

ROLAND, N.; TRIBST, C.C.L.; SENNA, D.A.; SANTOS, M.R.R.S.; REZENDE, S. A ruralidade como condicionante da adoção de soluções de saneamento básico. *Revista DAE*, v. 67, n. 220, p. 15–35, 2019.

SANTOS, G. R.; SANTANA, A. S. *Gestão Comunitária da Água: soluções e dificuldades do saneamento rural no Brasil*. Brasília: Rio de Janeiro: Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada, 2020 (Texto para discussão, 2601). Disponível em: http://repositorio.ipea.gov.br/bitstream/11058/10287/1/td_2601.pdf. Acesso em 03 fev. 2021.

SANTOS, S. L. D. X.; CARVALHO, E. B. Nota Informativa - Solução Alternativa Coletiva Simplificada De Tratamento De Água Destinada Ao Consumo Humano Em Pequenas Comunidades. Coordenação de Controle da Qualidade da Água para Consumo Humano. Brasília, DF, 2018.

SANTOS, E. R, LEAL, R. S., VERAS, A. T. R., MAIA, R. O. S. Geograficidade amazônica: a percepção do lugar dos ribeirinhos de Sacaiá, Baixo Rio Branco – RR. *ACTA Geográfica*, Boa Vista, v. 35, n 14, p. 48-63, 2020.

SAXENA, K.; BRIGHU, U. Comparison of floc properties of coagulation systems: Effect of particle concentration, scale and mode of flocculation, *Journal of Environmental Chemical Engineering*, v. 8, n. 5, p. 1-11, 2020.

SAXENA, K.; BRIGHU, U.; CHOUDHARY, A. Parameters affecting enhanced coagulation: a review. *Environmental Technology Reviews*, v. 7, n. 1, p. 156–176, 2018.

SEABRA, G. F. Dinâmica socioambiental no Baixo Rio Branco, estado de Roraima, Brasil. *Brazilian Geographical Journal: Geosciences and Humanities research medium*, Ituiutaba, v.10, n.2, p. 112-130, 2019.

SILVA, B.M.R. Avaliação do emprego de areia de britagem como leito filtrante de filtros rápidos para tratamento de água. 2018. 153 f. Dissertação [Mestrado em Engenharia Civil] – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2018.

SILVEIRA, A.B.G. Estratégias para a universalização do saneamento rural: um estudo baseado em experiências internacionais. 2013. 119 f. Dissertação [Mestrado em Saúde Pública] - Escola Nacional de Saúde Pública Sergio Arouca, Fundação Oswaldo Cruz, Rio de Janeiro, 2013.

SOARES, F. S. C. *Caracterização e Aplicação de Zeólitas Naturais*. 2010. 196 f. Tese [Doutorado em Química] - Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2010.

SOLOMENTSEVA, I.; BÁRÁNY, S.; GREGORY, J. The effect of mixing on stability and break-up of aggregates formed from aluminum sulfate hydrolysis products. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical Engineering Aspects*, v. 298, p. 34–41, 2007.

ULUATAM, S.S. Laboratory evaluation of perlite bed filtration in water treatment. *International journal of environmental studies*, v.42, n.1, p.1-10, 1992.

USEPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. National Primary Drinking Water Regulations: Long Term 2 Enhanced Surface Water Treatment Rule; Final Rule. Federal Register, Part II, 40CFR, Parts 9, 141 and 142. 2006.

WANG, S.; PENG, Y. Natural zeolites as effective adsorbents in water and wastewater treatment. *Chemical Engineering Journal*, v. 156, n. 1, p. 11–24, 2010.

YU, W.; GREGORY, J.; CAMPOS, L.C. (2010) Breakage and re-growth of flocs formed by charge neutralization using alum and polyDADMAC. *Water Research*, v. 44, n. 13, p. 3959-3965.

7. APÊNDICE A – Caracterização granulométrica dos leitos filtrantes

As Tabelas 26, 27 e 28 apresentam as características granulométricas dos leitos filtrantes. As figuras 66 e 67 apresentam as curvas granulométricas.

Tabela 26. Características granulométricas da zeólita.

Abertura da malha (mm)	Massa retida (g)	Massa retida acumulada (g)	Massa retida acumulada (%)	Massa que passou (%)
1,7	0,07	0,07	0,01	99,99
1,2	0,17	0,24	0,03	99,97
0,85	5,1	5,3	0,69	99,31
0,6	96,17	101,49	13,11	86,89
0,425	419,87	521,35	67,35	32,65
0,3	194,13	715,48	92,42	7,58
0,15	41,93	757,41	97,84	2,16
	16,71	774,12	100	0

Tabela 27. Características granulométricas da areia.

Abertura da malha (mm)	Massa retida (g)	Massa retida acumulada (g)	Massa retida acumulada (%)	Massa que passou (%)
1	3	3	1,01	98,99
0,85	19	22	7,37	92,63
0,71	93	115	38,53	61,47
0,6	48,5	163,5	54,77	45,23
0,5	59	222,5	74,54	25,46
0,42	72,5	295	98,83	1,17
0,35	3	298	99,83	0,17
	0,5	298,5	100	0

Fonte: Petranova Saneamento e Construções Ltda, 2020.

Tabela 28. Diâmetro efetivo (d_{10}), d_{60} e coeficiente de desuniformidade dos leitos de areia e zeólita.

	Areia	Zeólita	Recomendação ABNT, 1992
d_{10} (diâmetro efetivo) (mm)	0,45	0,325	0,45 – 0,55
d_{60} (mm)	0,7	0,5	
Coefficiente de desuniformidade	1,56	1,54	1,4 – 1,6
Diâmetro mínimo	0,35	0,15	
Diâmetro máximo	1,0	1,7	

Figura 66 - Curva granulométrica da zeólita.

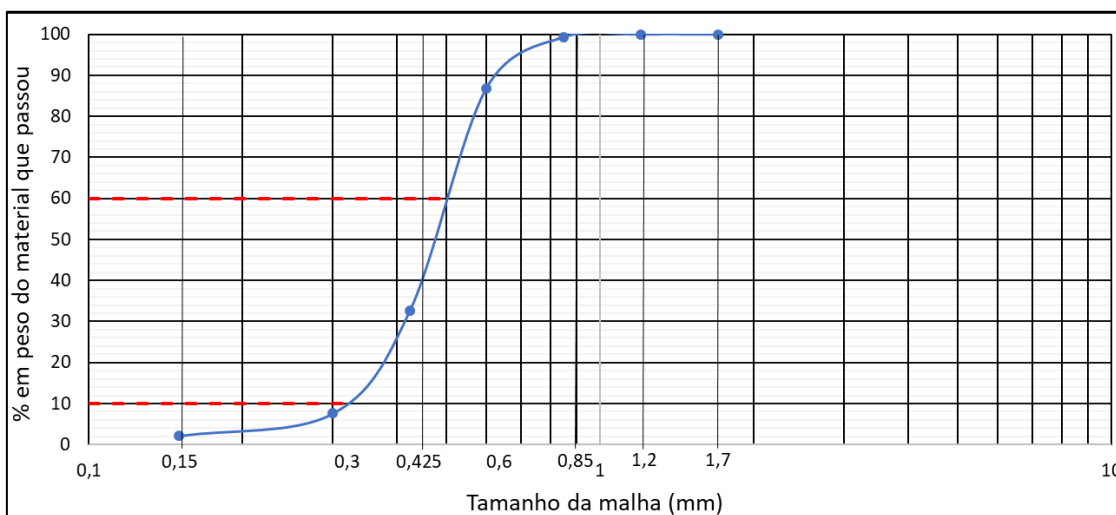
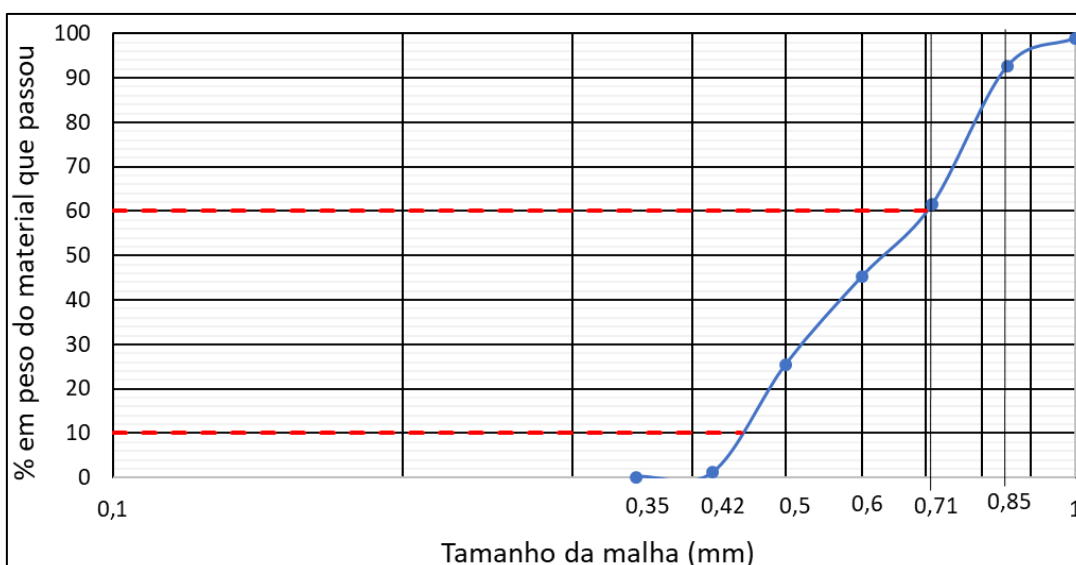


Figura 67 - Curva granulométrica da areia.



8. APÊNDICE B – Ilustrações da contaminação das amostras de EBA

A Figura 68 apresenta exemplos de amostras de água desinfetadas para análises de EBA contaminadas. A Figura 69 apresenta o acúmulo de zeólita na tubulação de saída de água filtrada e a Figura 70, no tanque de contato. O residual de zeólita que está no tanque de contato estava acumulado no trecho da tubulação dentro do tanque. A Figura 71 apresenta a tubulação dentro do tanque de contato após do filtro de areia suja de poeira.

Figura 68 - Amostras de água desinfetada contaminadas.

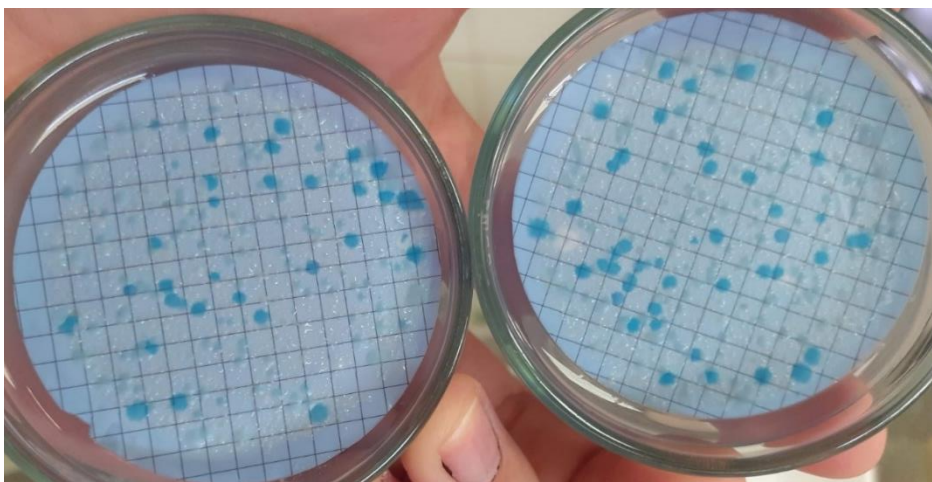


Figura 69 - Acúmulo de zeólita na tubulação de saída de água filtrada.



Figura 70 - Zeólita dentro do tanque de contato que estava acumulada na tubulação.

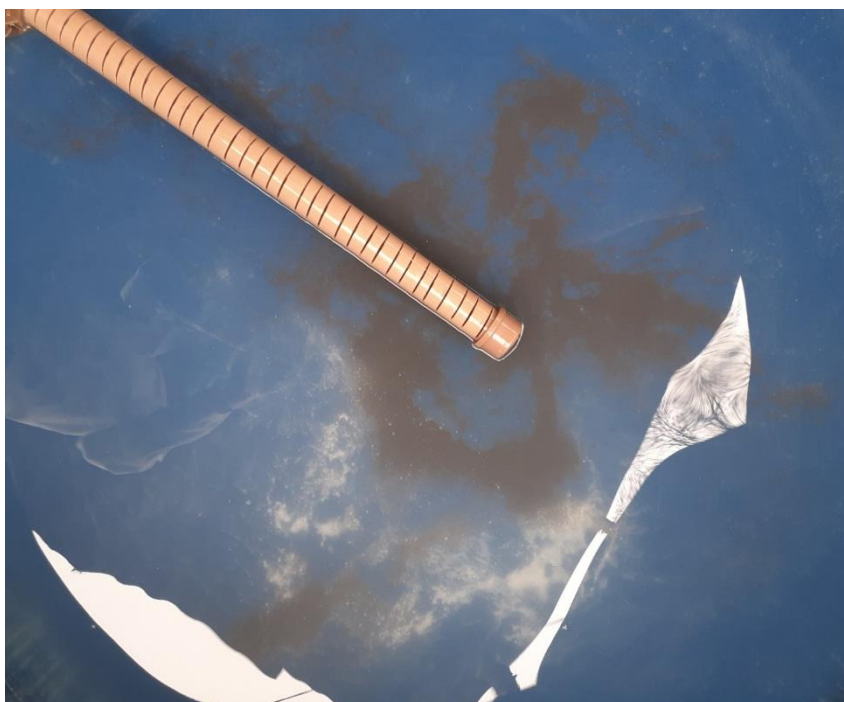
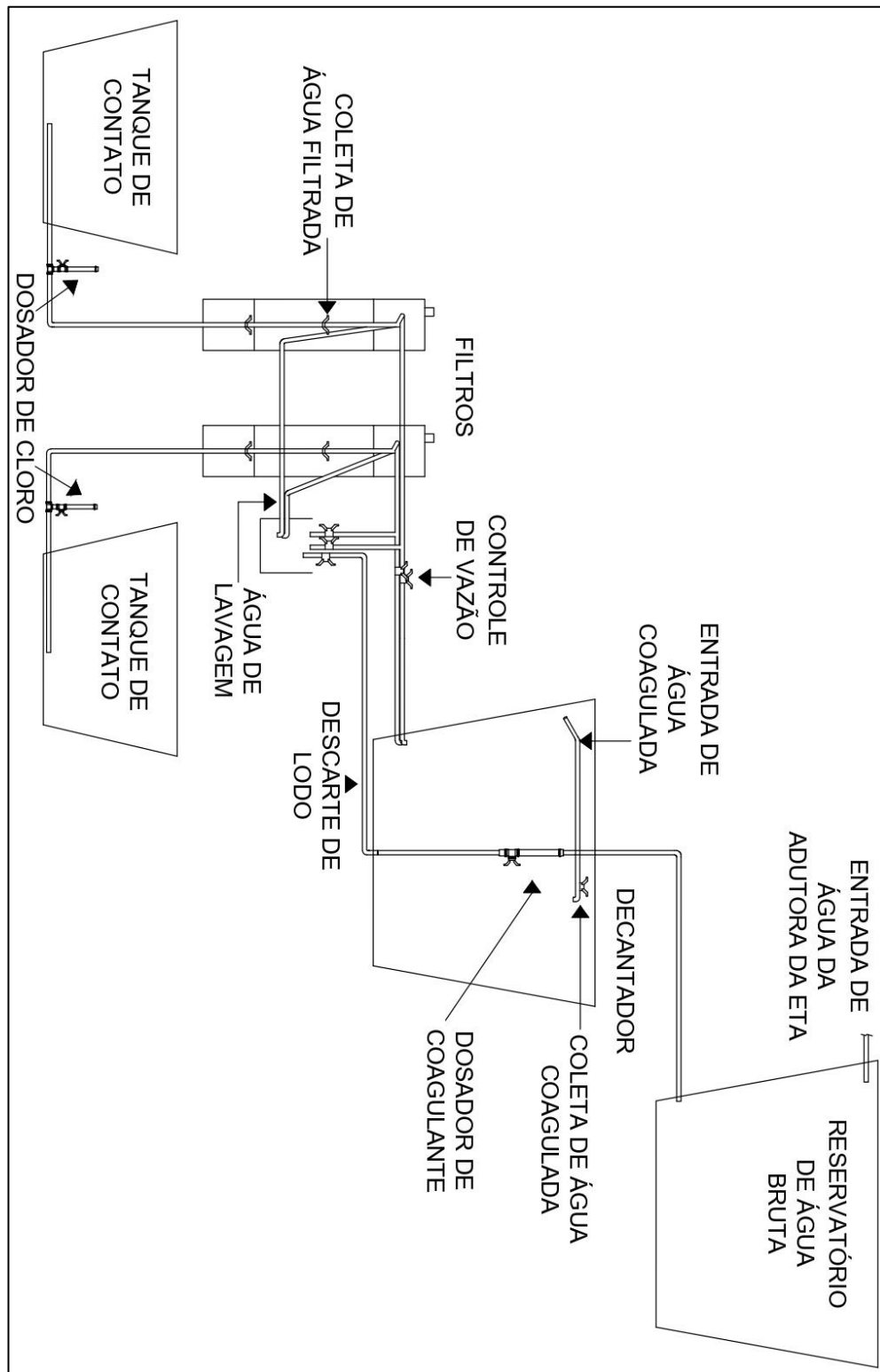


Figura 71 - Tubulação suja dentro do tanque de contato após o filtro de areia.



9. APÊNDICE C – Croqui das unidades da Salta-z instaladas na ETA-UFV

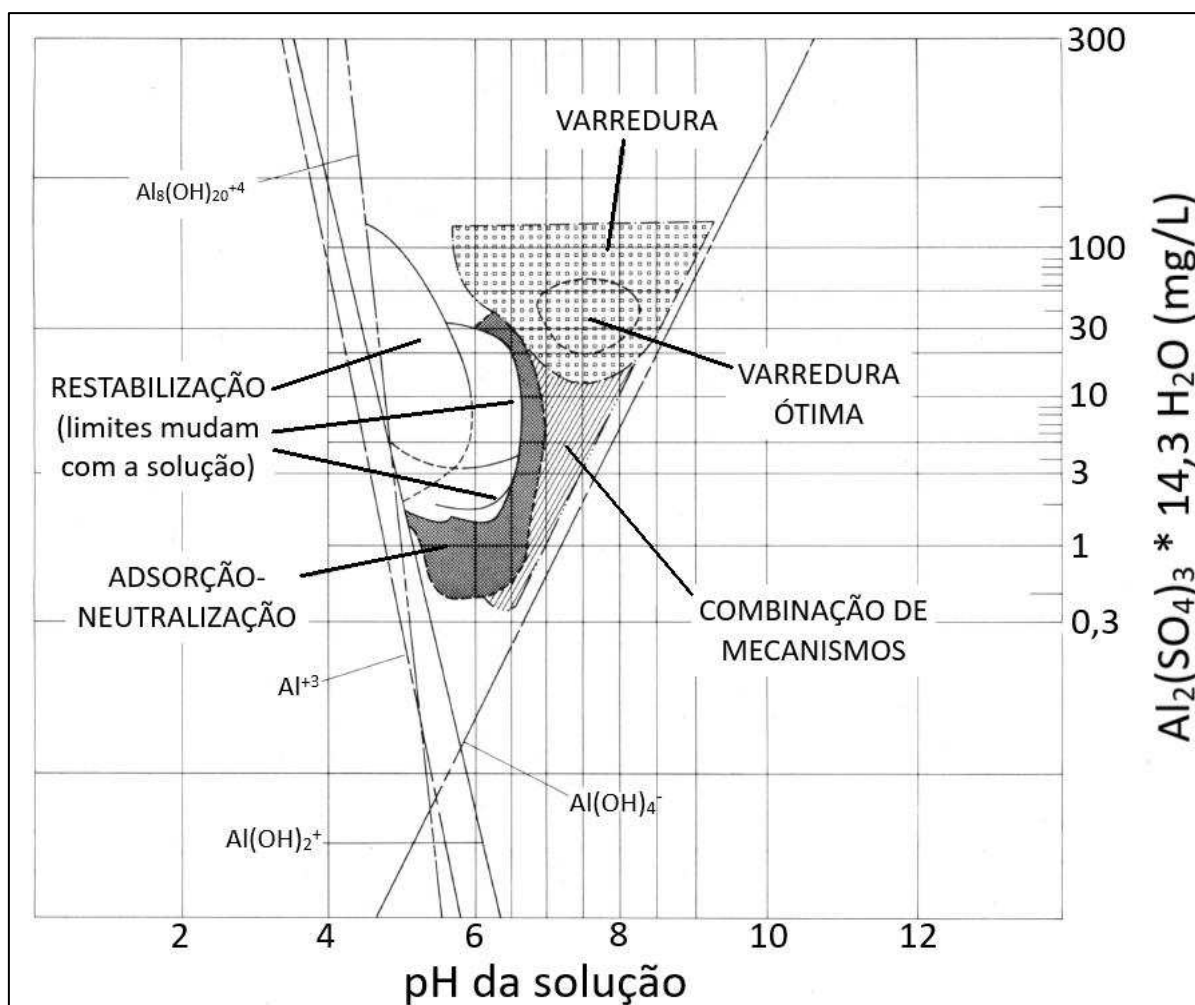
Figura 72 - Croqui das unidades da Salta-z instaladas na ETA UFV.



10. ANEXO A – Diagrama de coagulação com sulfato de alumínio

A Figura 73 apresenta o diagrama de coagulação com sulfato de alumínio desenvolvido por Amirtharajah & Mills (1982).

Figura 73 - Diagrama de coagulação do sulfato de alumínio.

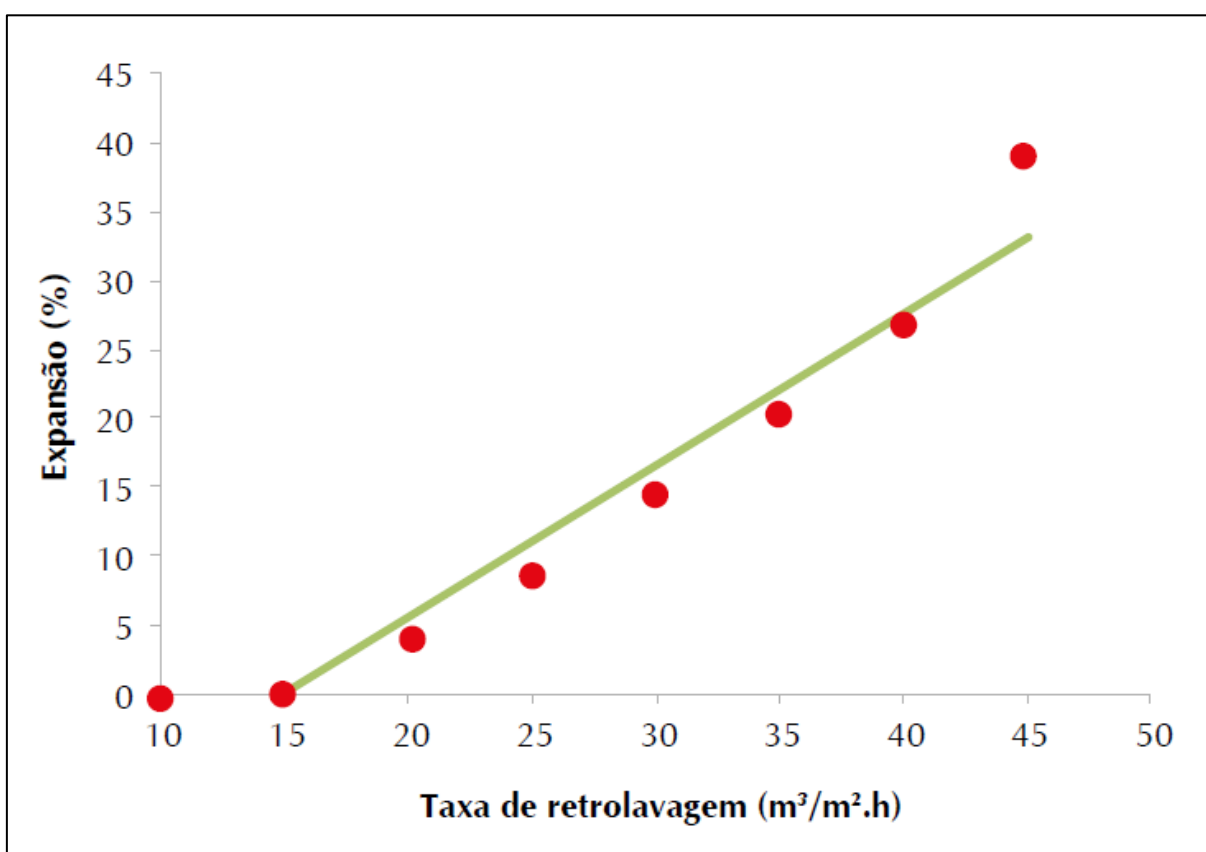


Fonte: Adaptado de Amirtharajah & Mills (1982).

11. ANEXO B – Expansão do leito de zeólita

A Figura 74 apresenta o gráfico da expansão do leito filtrante de zeólita de acordo com a taxa de retrolavagem (BRASIL, 2017).

Figura 74 - Expansão do leito filtrante de acordo com a taxa de retrolavagem.



Fonte: “Manual da Salta-z” (BRASIL, 2017).