



**Universidade Federal de Campina Grande**  
**Centro de Tecnologia e Recursos Naturais**  
**Programa de Pós-Graduação em Engenharia e Gestão de Recursos Naturais**

**Área de Concentração:** Engenharia de Recursos Naturais  
**Linha de pesquisa:** Recursos hídricos

WHELTON BRITO DOS SANTOS

**ANÁLISE DA EFICIÊNCIA DA SOLUÇÃO ALTERNATIVA  
COLETIVA DE TRATAMENTO DE ÁGUA (SALTA-z) PARA A  
POTABILIDADE APLICADA AO SEMIÁRIDO BRASILEIRO**

CAMPINA GRANDE – PB  
2022

WHELTON BRITO DOS SANTOS

**ANÁLISE DA EFICIÊNCIA DA SOLUÇÃO ALTERNATIVA  
COLETIVA DE TRATAMENTO DE ÁGUA (SALTA-z) PARA A  
POTABILIDADE APLICADA AO SEMIÁRIDO BRASILEIRO**

Tese apresentada ao Programa de Pós-graduação em Engenharia e Gestão de Recursos Naturais da Universidade Federal de Campina Grande, pertencente à linha de pesquisa Recursos Hídricos e área de concentração Engenharia de Recursos Naturais como requisito para obtenção do grau de Doutor em Engenharia e Gestão de Recursos Naturais.

**Área de Concentração:** Engenharia de Recursos Naturais  
**Linha de Pesquisa:** Recursos Hídricos  
**Orientadora:** Profa. Dra. Vera Lucia Antunes de Lima  
**Coorientadora:** Profa. Dra. Weruska Brasileiro Ferreira

CAMPINA GRANDE – PB  
2022

S237a

Santos, Whelton Brito dos.

Análise da eficiência da solução alternativa coletiva de tratamento de água (SALTA-z) para a potabilidade aplicada ao semiárido brasileiro / Whelton Brito dos Santos. – Campina Grande, 2022.

100 f. : il. color.

Tese (Doutorado em Engenharia e Gestão de Recursos Naturais) – Universidade Federal de Campina Grande, Centro de Tecnologia e Recursos Naturais, 2022.

"Orientação: Profa. Dra. Vera Lucia Antunes de Lima, Profa. Dra. Weruska Brasileiro Ferreira”.

Referências.

1. Qualidade de Água. 2. Solução Alternativa Coletiva – Abastecimento de Água. 3. Saneamento Rural. 4. Tratamento de Água. 5. Recursos Hídricos. 6. Fundação Nacional de Saúde do Brasil (FUNASA). I. Lima, Vera Lucia Antunes de. II. Ferreira, Weruska Brasileiro. III. Título.


CDU 628.1(043)


WHELTON BRITO DOS SANTOS

**ANÁLISE DA EFICIÊNCIA DA SOLUÇÃO ALTERNATIVA  
COLETIVA DE TRATAMENTO DE ÁGUA (SALTA-z) PARA A  
POTABILIDADE APLICADA AO SEMIÁRIDO BRASILEIRO**


Tese aprovada em 08 de abril de 2022

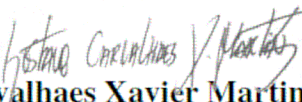
Banca Examinadora


  
**Profa. Dra. Vera Lucia Antunes de Lima**  
Orientadora

  
**Profa. Dra. Weruska Brasileiro Ferreira**  
Coorientadora

  
**Profa. Dra. Patrícia Herminio Cunha Feitosa**  
Examinadora Interna

  
**Profa. Dra. Viviane Farias Silva**  
Examinadora Interna

  
**Prof. Dr. Gustavo Carvalho Xavier Martins Pontual Machado**  
Examinador Externo

  
**Prof. Dr. Jean Leite Tavares**  
Examinador Externo

## AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus por ter permitido a realização de mais um sonho.

As mulheres da minha vida, minha mãe Rubenita, minhas avós Analia e Júlia (*in memoriam*), e minha querida tia Mercês, que não mediram esforços para que essa etapa da minha vida fosse concluída, e pelo amor e carinho incondicional.

Ao meu pai, Moaci e ao meu Padrinho José Fernandes pelo carinho, cuidado e por respeitar todas as minhas escolhas.

Ao meu irmão de sangue, José, e a minha irmã que a vida me deu, Priscila Francielly, pelo amor dado, companheirismo e a certeza de nunca estarei sozinho.

Aos meus sobrinhos, Emmanoel, Maria Heloísa e Pietra e sua mãe Daniele Brito, pelo seu imenso amor.

Aos meus amigos, Emanuel Júnior, Kamila Deys, Amanda Torquato, George Belmino, Thiago Santos que ao longo desses anos de convivência me mostraram cumplicidade, companheirismo, amor e muito cuidado.

Às minhas orientadoras, as professoras Vera Lucia Antunes de Lima e Weruska Brasileiro Ferreira, por toda a compreensão e apoio. Sempre guardarei e lembrarei com muito carinho de todas as conversas e conselhos.

Aos membros da banca examinadora pela dedicação em contribuir com este trabalho.

A todos os professores e amigos que me acompanharam nessa caminhada, que torceram e me ajudaram ao longo do doutorado. Em especial a todos e todas que fazem ou fizeram parte do Laboratório de Referência em Tecnologias de Águas (LARTECA/UEPB).

À FUNASA e a Fiocruz pela oportunidade de contribuir com os estudos relacionados a SALTA-z. Espero que todos esses esforços possibilitem a disseminação dessa tecnologia e que o acesso à água segura seja universal.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior pela concessão da bolsa.

A todos, Obrigado!

## RESUMO

O acesso a água e aos serviços de saneamento é um direito universal que resulta na promoção da saúde e consequente melhoria da qualidade de vida da população. No entanto, quando se trata de comunidades rurais, territórios tradicionais ou de aglomerados populacionais distantes de centros urbanos, por muitas vezes, esse direito é negligenciado, sendo intensificado em áreas que apresentam baixa disponibilidade hídrica e que sofre elevado processo de degradação da qualidade das águas, como na região semiárida brasileira, o consumo direto ou sem tratamento adequado pode gerar riscos à saúde dessas populações, sendo necessário o desenvolvimento e implantação de tecnologias que possam minimizar os riscos frente à ingestão dessas águas. Visando a universalização do saneamento, a Fundação Nacional de Saúde do Brasil (FUNASA) conta com a SALTA-z, uma solução alternativa coletiva de tratamento por zeólita, desenvolvida pela Superintendência Estadual do Pará (SUEST/PA), que inicialmente foi concebida com o intuito de garantir água potável para a população ribeirinha do estado do Pará. Pela sua aceitação e efetividade nas comunidades atendidas naquele contexto, essa tecnologia social foi replicada para outras áreas do Brasil, inclusive no semiárido, que demanda a verificação dessa em relação a potabilização das águas características da região, compreendendo-se suas particularidades. Diante disso, a tese objetivou avaliar o desempenho da SALTA-z para águas de reservatórios eutrofizados do semiárido brasileiro visando o fornecimento de água potável e segura para o consumo humano em comunidades rurais e tradicionais dessa área, por meio da avaliação de fatores operacionais (dosagem de agentes coagulantes e desinfetantes e tempo de sedimentação) e de parâmetros de qualidade da água que estão diretamente relacionados ao uso de produtos químicos e de características inerentes as águas de reservatórios superficiais do semiárido. Para esse fim, foram realizados estudos no sistema escala real e em bancada, através da reprodução do sistema em equipamento jarrest e filtros de laboratório, uma vez que a SALTA-z é uma tecnologia que apresenta as mesmas etapas do tratamento convencional (coagulação, floculação, sedimentação, desinfecção e filtração, nessa ordem). Os resultados revelaram a importância da otimização dos fatores operacionais e a escolha do agente coagulante no processo de tratamento, que visem a redução de cor e turbidez, remoção de cianobactérias e cianotoxinas, além de promover um menor residual de alumínio na água, quando se emprega o sulfato de alumínio. Pode-se inferir que a referida tecnologia não apresenta potencial para remoção de sais. Em relação a concepção de tratamento que traz a etapa de desinfecção anterior a filtração, não foi verificado influência significativa na eficiência do sistema, mas ressalta-se a importância da verificação da possível formação de subprodutos provenientes da oxidação da matéria orgânica remanescente na água decantada. No entanto, durante as operações observou-se o atendimento a portaria de potabilidade brasileira (Portaria GM/MS nº 888/2021) em relação aos parâmetros físico-químicos e biológicos avaliados. A partir das análises feitas nesta tese, pode-se concluir que a SALTA-z é uma tecnologia capaz de realizar o tratamento de águas superficiais do semiárido, com a ressalva da necessidade de avaliação para reservatórios que apresentem distintos graus de trofia. Destaca-se ainda a importância da capacitação dos operadores da SALTA-z, e o envolvimento da comunidade como um todo, a fim de se ter um bom controle do processo e a manutenção da qualidade da água produzida.

**Palavras-chave:** Qualidade de água. Solução alternativa coletiva de abastecimento de água. Saneamento rural. FUNASA. Tratamento de água.

## ABSTRACT

Access to water and sanitation services is a universal right that results in health promotion and improvement in the population's quality of life. However, when it comes to rural communities, traditional territories or population clusters far from urban centers, this right is often neglected, being worsened in areas with low water availability which suffer an intense degradation of water quality, like the Brazilian semi-arid region. Water direct consumption or such consumption without adequate treatment can generate health risks for these populations, requiring the development and implementation of technologies that can minimize the risks of water ingestion. Aiming at the universalization of sanitation, the National Health Foundation of Brazil (FUNASA) has SALTA-z, a collective alternative water treatment solution using zeolite, developed by the State Superintendence of Pará (SUEST/PA), which was initially conceived to guarantee drinking water for the riverside population of the state of Pará. Due to its acceptance and effectiveness in the riverside communities, this social technology was replicated to other areas of Brazil, including the semi-arid region. The implementation of such technology requires its validation regarding the potabilization of the waters of the region, understanding its particularities. In view of this, the thesis aimed to evaluate the performance of SALTA-z treatment for water from eutrophicated reservoirs in the Brazilian semi-arid region, addressing the supply of safe and potable water for human consumption in rural and traditional communities in this area, through the evaluation of operational factors (dosage of coagulating and disinfecting agents and settling time) and of water quality parameters that are directly related to the use of chemical products and characteristics inherent to the waters of surface reservoirs in the semi-arid region. For this purpose, studies were carried out in real scale and in bench scale, through the reproduction of the system in jar test equipment and laboratory filters, since SALTA-z is a technology that presents the same steps of the conventional treatment (coagulation, flocculation, sedimentation, disinfection and filtration, in that order). The results revealed the importance of optimizing the operational factors and choosing the right coagulating agent in the treatment process, aimed at reducing color and turbidity, removing cyanobacteria and cyanotoxins, and also promoting a lower residual aluminum in the water, when using aluminum sulfate. It can be inferred that this technology does not present potential for salt removal. Regarding the treatment concept that includes the disinfection step prior to filtration, there was no significant influence on the efficiency of the system, but the importance of verifying the possible formation of by-products from the oxidation of organic matter remaining in the decanted water is highlighted. However, during the operations, compliance with the Brazilian potability ordinance (Portaria GM/MS nº 888/2021) was observed in relation to the physical-chemical and biological parameters evaluated. From the analyzes carried out in this thesis, it can be concluded that SALTA-z is a technology capable of performing the treatment of surface waters in the semi-arid region, highlighting the need of evaluation for reservoirs that present different degrees of trophism. Also noteworthy is the importance of training SALTA-z operators, and the involvement of the community, in order to have a good control of the process and the maintenance of the quality of the water produced.

**Keywords:** Water quality. Collective alternative water supply solution. Rural sanitation. FUNASA. Water treatment.

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Ilustração da SALTA-z em escala real e detalhamento do filtro .....	21
Figura 2 – Gráficos de Pareto dos efeitos padronizados para a remoção de turbidez (a), cor aparente (b) e cor verdadeira (c), para os experimentos com coagulante inorgânico .....	25
Figura 3 – Gráficos de Pareto dos efeitos padronizados para a remoção de turbidez (a), cor aparente (b) e cor verdadeira (c), para os experimentos com coagulante orgânico.....	26
Figura 4 – Eficiência de remoção de turbidez ( $Y_1$ ), cor aparente ( $Y_2$ ) e cor verdadeira ( $Y_3$ ) com o emprego do coagulante inorgânico em função das variáveis independentes .....	28
Figura 5 – Eficiência de remoção de turbidez ( $Y_1$ ), cor aparente ( $Y_2$ ) e cor verdadeira ( $Y_3$ ) com o emprego do coagulante orgânico em função das variáveis independentes .....	28
Figura 6 – Perfis dos valores preditos e a função de desejabilidade considerando todos os parâmetros analisados simultaneamente para o experimento com coagulante inorgânico (a) e orgânico (b).....	32
Figura 7 – Variabilidade dos dados de turbidez (a), categorizados pela dosagem e tipo de coagulante, cor aparente (b) e cor verdadeira (c), categorizados pela dosagem e tipo de desinfetante .....	34
Figura 8 – esquema do SALTA-z e detalhamento do filtro .....	41
Figura 9 – Desenho esquemático do sistema experimental.....	42
Figura 10 – Variabilidade dos dados de residual de alumínio na água clarificada e tratada....	45
Figura 11 – Gráficos de Pareto dos efeitos padronizados sob o residual de alumínio em função dos fatores avaliados.....	45
Figura 12 – Superfície de resposta (A) e curva de contorno (B) das variáveis dosagem de coagulante ( $X_1$ ) e tempo de sedimentação ( $X_2$ ). A variável dosagem de desinfetante foi mantida constante ( $X_3 = 4,0 \text{ mg.L}^{-1}$ ).....	47
Figura 13 – Superfície de resposta (A) e curva de contorno (B) das variáveis dosagem de coagulante ( $X_1$ ) e dosagem de desinfetante ( $X_3$ ). A variável tempo de sedimentação foi mantida constante ( $X_2 = 20 \text{ min}$ ).....	47
Figura 14 – Superfície de resposta (A) e curva de contorno (B) das variáveis tempo de sedimentação ( $X_2$ ) e dosagem de desinfetante ( $X_3$ ). A variável dosagem de coagulante foi mantida constante ( $X_1 = 15,0 \text{ mg.L}^{-1}$ ) .....	48
Figura 15 – Perfil dos valores preditos e da desejabilidade para os experimentos utilizando o sulfato de alumínio como agente coagulante.....	49
Figura 16 – Variabilidade dos dados de turbidez, categorizados pela dosagem de.....	50
Figura 17 – Localização do reservatório Epitácio Pessoa .....	57
Figura 18 – Esquematização do funcionamento da SALTA-z e detalhamento da unidade filtrante utilizada.....	58
Figura 19 – Variabilidade dos dados ao longo de 90 minutos de monitoramento dos parâmetros químicos pH (a), alcalinidade (b), dureza total (c) e cloretos (d), para as diferentes operações .....	60



Figura 20 – Variabilidade dos dados ao longo de 90 minutos de monitoramento dos parâmetros físicos: condutividade elétrica (a), SDT (b), cor aparente (c), cor verdadeira (d), turbidez (e) e do indicador de matéria orgânica UV-254 nm (f), para as diferentes operações .....	62
Figura 21 – Localização do reservatório Epitácio Pessoa (a) e da ETA-Gravatá (b).....	71
Figura 22 – Figura esquemática do aparato experimental utilizado na configuração I (a) e na configuração II (b) .....	73
Figura 23 – Ilustração do sistema SALTA-z e detalhamento do filtro.....	74
Figura 24 – Valores médios e seus respectivos desvios padrões do monitoramento de EBA (a) e turbidez (b) nas diferentes configurações dos experimentos em escala de bancada .....	75
Figura 25 – Resultados de remoção de turbidez (a) e EBA (b), em log de remoção, nas diferentes configurações dos experimentos em escala de bancada .....	77
Figura 26 – Valores médios e seus respectivos desvios padrões do monitoramento de cloro residual da água tratada no estudo em escala de bancada para a configuração I com coagulante inorgânico (a) e orgânico (b) em cada tipo de filtro .....	78
Figura 27 – Resultados do monitoramento de turbidez em valores absolutos (a) e em termos de remoção (b) nos diferentes tipos de operação da SALTA-z em escala real para a água decantada e tratada/filtrada .....	79
Figura 28 – Resultados do monitoramento de EBA em concentração (a) e em termos de remoção (b) nos diferentes tipos de operação da SALTA-z em escala real para a água decantada e tratada/filtrada.....	80
Figura 29 – Resultados de remoção de EBA e de turbidez na água decantada (a) e na água tratada/filtrada (b) .....	81
Figura 30 – Resultados do monitoramento dos residuais de cloro para a água tratada na Operação I da SALTA-z em escala real .....	81
Figura 31 – Localização do reservatório de estudo, ponto de captação de água e da SALTA-z .....	88
Figura 32 – SALTA-z utilizada na pesquisa instalada na ETA-Mará.....	89
Figura 33 – Variabilidade dos dados ao longo de 90 minutos de monitoramento e respectivas remoções de turbidez (a) e cor aparente (b) para as diferentes operações .....	91
Figura 34 – Variabilidade dos dados ao longo de 90 minutos de monitoramento e respectivas remoções de densidade de celular de cianobactérias para as diferentes operações.....	92
Figura 35 – Variabilidade dos dados ao longo de 90 minutos de monitoramento e respectivas remoções de microcistinas (a), cilindrospermopsinas (b) e saxitoxinas (c) para as diferentes operações .....	93
Figura 36 – Variabilidade dos dados ao longo de 90 minutos de monitoramento de pH (a), e das concentrações residuais de cloro livre (CRL) e combinado (CRC) (b) para as diferentes operações .....	95

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Fatores e níveis do delineamento Box-Behnken .....	23
Tabela 2 – Matriz de ensaios de tratabilidade obtidos por DBB para o experimento conduzido com coagulante inorgânico e seus resultados para as variáveis dependentes ou resposta .....	24
Tabela 3 – Matriz de ensaios de tratabilidade obtidos por DBB para o experimento conduzido com coagulante orgânico e seus resultados para as variáveis dependentes ou resposta.....	24
Tabela 4 – Resultado do ajuste dos modelos .....	26
Tabela 5 – Fatores e níveis do delineamento Box-Behnken .....	43
Tabela 6 – Matriz de DBB com variáveis codificadas e decodificadas e os valores médios de residual de alumínio ( $\text{mg.L}^{-1}$ ) para água tratada com sulfato de alumínio .....	44
Tabela 7 – Análise de variância para o modelo quadrático ajustado.....	46
Tabela 8 – Resultados das análises microbiológicas ao longo do monitoramento para as diferentes operações .....	63
Tabela 9 – Descrição das operações da SALTA-z em escala real.....	74

## SUMÁRIO

<b>CAPÍTULO I – Introdução .....</b>	<b>12</b>
<b>1.1 Caracterização do problema .....</b>	<b>12</b>
<b>1.2 Justificativa .....</b>	<b>13</b>
<b>1.3 Objetivos.....</b>	<b>16</b>
1.3.1 <i>Objetivo geral .....</i>	<i>16</i>
1.3.2 <i>Objetivos específicos.....</i>	<i>16</i>
<b>1.4 Referências .....</b>	<b>17</b>
<b>CAPÍTULO II – Influência de fatores operacionais na eficiência de uma solução alternativa coletiva simplificada de tratamento de água .....</b>	<b>18</b>
<b>2.1 Introdução .....</b>	<b>18</b>
<b>2.2 Objetivo .....</b>	<b>20</b>
<b>2.3 Metodologia.....</b>	<b>20</b>
2.3.1 <i>SALTA-z .....</i>	<i>20</i>
2.3.2 <i>Procedimento experimental .....</i>	<i>21</i>
2.3.3 <i>Metodologia de superfície de resposta .....</i>	<i>22</i>
<b>2.4 Resultados e discussão.....</b>	<b>23</b>
<b>2.5 Conclusão .....</b>	<b>34</b>
<b>2.6 Referências .....</b>	<b>35</b>
<b>CAPÍTULO III – Residual de alumínio em uma solução alternativa coletiva simplificada de tratamento de água para abastecimento humano: um estudo em escala de bancada.</b>	<b>38</b>
<b>3.1 Introdução .....</b>	<b>39</b>
<b>3.2 Objetivo .....</b>	<b>40</b>
<b>3.3 Metodologia.....</b>	<b>40</b>
3.3.1 <i>Apresentação e funcionamento da SALTA-z.....</i>	<i>40</i>
3.3.2 <i>Procedimento experimental .....</i>	<i>41</i>
3.3.3 <i>Delineamento experimental e análise dos dados.....</i>	<i>43</i>
<b>3.4 Resultados e discussão.....</b>	<b>44</b>
<b>3.5 Conclusão .....</b>	<b>50</b>
<b>3.6 Referências .....</b>	<b>51</b>
<b>CAPÍTULO IV – Solução alternativa coletiva de tratamento de água (SALTA-z) e águas do semiárido: uma análise da qualidade da água produzida .....</b>	<b>54</b>
<b>4.1 Introdução.....</b>	<b>55</b>
<b>4.2 Objetivo .....</b>	<b>56</b>

<b>4.3</b>	<b>Metodologia.....</b>	<b>57</b>
4.3.1	<i>Água de estudo.....</i>	57
4.3.2	<i>O sistema e suas características operacionais.....</i>	57
4.3.3	<i>Parâmetros de controle e eficiência.....</i>	59
<b>4.4</b>	<b>Resultados e discussão.....</b>	<b>59</b>
<b>4.5</b>	<b>Conclusão.....</b>	<b>64</b>
<b>4.6</b>	<b>Referências.....</b>	<b>65</b>
<b>CAPÍTULO V – Eficiência de remoção de esporos de bactérias aeróbias na solução alternativa coletiva simplificada de tratamento de água (SALTA-z).....</b>		<b>68</b>
<b>5.1</b>	<b>Introdução.....</b>	<b>69</b>
<b>5.2</b>	<b>Objetivo.....</b>	<b>71</b>
<b>5.3</b>	<b>Metodologia.....</b>	<b>71</b>
5.3.1	<i>Ensaio de tratabilidade em escala de bancada.....</i>	72
5.3.2	<i>Ensaio de tratabilidade em escala real.....</i>	73
<b>5.4</b>	<b>Resultados e discussão.....</b>	<b>75</b>
5.4.1	<i>Ensaio de tratabilidade em escala de bancada.....</i>	75
5.4.2	<i>Ensaio de tratabilidade em escala real.....</i>	79
<b>5.5</b>	<b>Conclusão.....</b>	<b>82</b>
<b>5.6</b>	<b>Referências.....</b>	<b>82</b>
<b>CATÍTULO VI – Remoção de cianobactérias e cianotoxinas de águas eutrofizadas do semiárido utilizando a solução alternativa coletiva de tratamento de água (SALTA-z).....</b>		<b>85</b>
<b>6.1</b>	<b>Introdução.....</b>	<b>86</b>
<b>6.2</b>	<b>Objetivo.....</b>	<b>87</b>
<b>6.3</b>	<b>Metodologia.....</b>	<b>87</b>
6.3.1	<i>Água de estudo.....</i>	87
6.3.2	<i>Caraterísticas operacionais do sistema.....</i>	88
<b>6.4</b>	<b>Resultados e discussão.....</b>	<b>90</b>
<b>6.5</b>	<b>Conclusão.....</b>	<b>95</b>
<b>6.6</b>	<b>Referências.....</b>	<b>96</b>
<b>PERSPECTIVAS.....</b>		<b>100</b>

### **1.1 Caracterização do problema**

Assegurar a disponibilidade e gestão sustentável da água e saneamento para todos é um dos objetivos de desenvolvimento sustentável proposto pela cúpula da Organização das Nações Unidas (ONU) em 2015, estabelecendo que até o ano de 2030 seja alcançado o acesso universal e equitativo de água potável e segura para todos. Esse desafio é intensificado em regiões áridas e comunidades rurais ou distantes de centros urbanos onde esse recurso é escasso e, quando disponível, apresenta baixa qualidade.

Segundo a Organização Mundial da Saúde (OMS), bilhões de pessoas ainda não têm acesso a água potável e a outros serviços de saneamento, resultando em perdas humanas desnecessárias e evitáveis ou ainda propiciando o surgimento de doenças que concorrem para o afastamento da população de suas atividades laborais e do ambiente de estudo o que ocasiona impactos na educação, no ambiente e no desenvolvimento socioeconômico (WHO; UNICEF, 2017).

No Brasil, em especial na área rural, a situação do acesso a água ainda está muito distante de ser equacionada pois, conforme os dados do último Censo Demográfico (2010), tem-se que cerca de 29% dos domicílios rurais brasileiros não possuem água encanada e 30% não possuem banheiro, sendo que nas regiões Norte e Nordeste o percentual de domicílios sem água canalizada é ainda maior, chegando a 52 e 44%, respectivamente, nas demais regiões tal valor é inferior a 15%. Isso ressalta, além da precariedade em que vive uma parcela da população rural, as desigualdades no acesso às soluções adequadas de saneamento (IBGE, 2010; SILVA et al., 2019)

Somada a precariedade do saneamento tem-se ainda o problema da degradação da qualidade da água, tanto dos mananciais superficiais como subterrâneos, ao longo do tempo o que vem demandando cuidados cada vez mais específicos no tratamento dessas águas. No entanto, em comunidades rurais e/ou em tradicionais o tratamento muitas vezes é negligenciado, necessitando da aplicação de novas tecnologias que garantam o fornecimento de água segura, e por sua vez, minimizando os riscos sanitários envolvidos.

Nessa perspectiva, têm surgido estudos e tecnologias buscando atenuar essa problemática, dentre essas tem merecido atenção o sistema alternativo coletivo simplificado de tratamento de água, a solução alternativa coletiva de abastecimento de água (SALTA-z), idealizada pela Fundação Nacional da Saúde (FUNASA), surge como uma proposta inovadora

para o fornecimento de água segura para a população residente em áreas consideradas rurais ou em territórios tradicionais.

## 1.2 Justificativa

A garantia da qualidade da água para consumo humano fornecida para os usuários de qualquer tipo de sistema de abastecimento constitui um elemento essencial para a efetivação de políticas de saúde pública de saneamento. Esta tem sido também uma preocupação de agências de proteção ambiental e da Organização Mundial de Saúde (OMS).

Em âmbito nacional, a política nacional de saneamento Lei nº 11.445/2007 (BRASIL, 2007), alterado pelo novo marco legal, Lei nº 14.026/2020 (BRASIL, 2020), estabelece a universalização do acesso aos serviços de saneamento, inclui a oferta de água em quantidade e qualidade necessárias para o desenvolvimento das atividades da população.

Nessa conjuntura, a FUNASA, por meio da Superintendência Estadual do Pará (SUEST/PA), idealizou o sistema SALTA-z que se caracteriza como uma nova forma de tecnologia de tratamento de água para pequenas comunidades, a fim de alcançar a universalização do acesso a água de forma segura, sem oferecer risco à saúde dos usuários.

O sistema alternativo de tratamento de água SALTA-z propõe a potabilização da água mediante técnicas convencionais de tratamento de água (coagulação, floculação, decantação, desinfecção e filtração) e seu diferencial está no uso de zeólitas como meio filtrante e o uso de dosadores de agentes coagulante e desinfetantes artesanais.

Atendendo as diretrizes do Sistema Único de Saúde (SUS) do país, a SALTA-z prioriza o fortalecimento do ente municipal com capacitação de seus técnicos, fomentando condições de execução das atribuições junto aos municípios, além das orientações técnicas pertinentes à implementação da tecnologia nas comunidades (SANTOS; CARVALHO, 2018). Além disso, o SALTA-z tem o intuito de promover a saúde e a inclusão social por meio de ações de saneamento e saúde ambiental.

A princípio, a SALTA-z foi desenvolvida para atender as necessidades locais dos ribeirinhos do estado do Pará, sendo exitosa e de boa aceitação por parte dos usuários do sistema. A experiência fez com que a FUNASA, através de suas superintendências, replicasse esse sistema em outras regiões do país, como estratégia para universalizar o acesso a água segura. No entanto, ao replicar o sistema em outras localidades se verificou diferenças quanto a aceitabilidade da tecnologia (MACHADO et al., 2021).

A FUNASA em 2019 lançou o Programa Saneamento Brasil Rural (PSBR), que traz diretrizes norteadoras que visam universalizar o acesso ao saneamento básico em áreas rurais, por meio do fomento e execução de ações que garantam a equidade, integralidade, intersetorialidade, sustentabilidade dos serviços e a participação e controle social. Este programa contempla as populações em áreas rurais comunidades tradicionais e os povos originários. Em relação ao abastecimento de água esse programa apresenta como uma de suas diretrizes a priorização da implantação de serviços públicos de abastecimento de maior aceitabilidade e de fácil manejo pela população local (BRASIL, 2019). Assim, o PSBR pode expandir a SALTA-z em âmbito nacional.

Machado et al. (2021) ao investigar a efetividade da implantação da SALTA-z em quatro comunidades de diferentes municípios e em distintas macrorregiões do Brasil (Rio do Oeste - SC, Limoeiro do Ajuru - PA, Mamanguape - PB, Comunidade Remanescente de Quilombo Boa Esperança, Areal - RJ), a partir de uma abordagem psicossocial de atores locais (servidores das Suest/Funasa), elencaram alguns entraves em relação a efetivação e aceitação do sistema por parte das comunidades, entre eles: o acesso à educação em saúde; necessidade de elaborar e conduzir orientações com metodologia adequada a distância, mediante as medidas sanitárias impostas ao combate à Covid-19; o envolvimento do setor de educação da Funasa no acompanhamento da implementação da SALTA-z junto aos municípios; cultura de cada território que infere na resistência ao uso do cloro para desinfecção; o monitoramento da qualidade da água e dos impactos do sistema na qualidade de vida dos usuários; a condição prévia de acesso à água; relação entre expectativas/conquistas de serviços hídricos; a necessidade da atuação intersetorial e principalmente o comprometimento das equipes e lideranças comunitárias envolvidas como crucial para a efetivação da SALTA-z.

Outro problema relatado nos trabalhos de Santos et al. (2020) e Seabra (2019) é a inexistência de rede de distribuição ou “encanamento” que possibilite o abastecimento de água da SALTA-z às habitações, o que gera riscos sanitários ao consumo da água sem tratamento prévio, uma vez que os usuários apresentam ligações diretamente a fonte de água bruta, por estarem mais próximos que a SALTA-z. Isso revela a necessidade da adoção de políticas de acesso à educação em saúde.

À luz desses fatores, há evidente necessidade de se aprofundar as discussões relacionadas a aceitabilidade das comunidades atendidas pela SALTA-z, bem como as questões sanitárias envolvidas.

Vale ressaltar que o sistema tem sido amplamente utilizado como ferramenta efetiva no tratamento da água. Contudo, os efeitos desse sistema na remoção de cianobactérias e cianotoxinas, sendo essa uma problemática enfrentada no tratamento das águas características do semiárido, assim como na remoção de microrganismos resistentes ainda não foi verificado, além de haver um empirismo relacionado a operação, manutenção e a utilização de produtos químicos, que podem gerar riscos à saúde dos usuários.

Outro ponto relevante da pesquisa desenvolvida é o grau de ineditismo envolto dessa nova forma de tecnologia no meio acadêmico. Machado et al. (2021) relatam a baixa produção científica existente apontando a necessidade de fortalecer a pesquisa, em suas diferentes vertentes, e a proposição de melhorias e o respaldo em relação ao seu uso, a fim de se conhecer e difundir essa tecnologia.

Desse modo, essa pesquisa procurou verificar a qualidade sanitária da água tratada pelo sistema SALTA-z e avaliar os riscos frente ao consumo da água produzida. Nesse sentido, três hipóteses para a pesquisa são estabelecidas:

- ✓ O sistema de tratamento de água alternativo (SALTA-z) atende aos padrões de potabilidade do Ministério da Saúde para o fornecimento de água segura para as comunidades rurais e tradicionais do semiárido brasileiro;
- ✓ O uso do coagulante orgânico, por ser de origem natural, quando comparado ao coagulante inorgânico, apresenta maiores vantagens, e pode apresentar melhor eficiência no tratamento;
- ✓ O sistema apresenta eficiência na remoção de cianobactérias, cianotoxinas e microrganismos resistentes.

Para o desenvolvimento desta pesquisa, foi firmada parceria entre a Universidade Federal de Campina Grande (UFCG), Universidade Estadual da Paraíba (UEPB), FUNASA e a Fundação Oswaldo Cruz (Fiocruz). A SALTA-z utilizada foi instalada, operada e monitorada nas dependências da Estação de Tratamento de Água Professor Doutor Edvaldo de Oliveira Alves (ETA-Mará), anexo do Laboratório de Referência em Tecnologias de Águas (LARTECA), localizado no Campus I da UEPB, na cidade de Campina Grande, Paraíba.

Por fim, pode-se garantir que essa tese se alinha com o Programa de Pós-Graduação em Engenharia e Gestão de Recursos Naturais, considerando a aderência a área de concentração Engenharia de Recursos Naturais, estabelecendo um enfoque interdisciplinar, integrador e sistêmico.



## 1.3 Objetivos

### 1.3.1 Objetivo geral

Avaliar o desempenho da solução alternativa coletiva de tratamento de água SALTA-z, para águas de reservatórios eutrofizados do semiárido brasileiro visando o fornecimento de água potável e segura para o consumo humano em comunidades rurais e tradicionais.

### 1.3.2 Objetivos específicos

A partir da problemática exposta e do objetivo geral estabelecido, este trabalho foi construído em diferentes escalas (bancada e real) empregando-se águas características do semiárido e estruturado em seis capítulos. Este primeiro corresponde a introdução, contendo a caracterização do problema e a justificativa que motivou o desenvolvimento da presente tese. Os outros cinco capítulos correspondem, cada um, a um objetivo específico, sendo eles:

- **CAPÍTULO II** – *“Influência de fatores operacionais na eficiência de uma solução alternativa coletiva simplificada de tratamento de água”* – Avaliar a eficiência da SALTA-z, em escala de bancada, com o emprego de coagulante orgânico e inorgânico no tratamento de água, bem como estudar os efeitos e interações das variáveis operacionais sobre a remoção de turbidez, cor aparente e cor verdadeira;
- **CAPÍTULO III** – *“Residual de alumínio em um sistema alternativo de tratamento de água para abastecimento humano: um estudo em escala de bancada”* – Avaliar o residual de alumínio na água tratada pela SALTA-z, em escala de bancada, com o emprego do sulfato de alumínio e verificar o efeito dos parâmetros operacionais do sistema sobre a concentração de alumínio na água;
- **CAPÍTULO IV** – *“Solução alternativa coletiva de tratamento de água (SALTA-z) e águas do semiárido: uma análise da qualidade da água produzida”* – Verificar a eficiência do tratamento de águas do semiárido pela SALTA-z, em escala real, no controle e remoção de parâmetros físicos, químicos e microbiológico, como também avaliar a contribuição da unidade de desinfecção na qualidade da água produzida.
- **CAPÍTULO V** – *“Eficiência de remoção de esporos de bactérias aeróbias no sistema alternativo coletivo de tratamento de água (SALTA-z)”* – Avaliar o desempenho da SALTA-z, em escala de bancada e real, em termos de remoção de microrganismos

resistentes com impacto sanitário, visando o fornecimento de água seguro para o consumo humano;

- **CAPÍTULO VI** – *“Remoção de cianobactérias e cianotoxinas de águas eutrofizadas do semiárido utilizando a solução alternativa coletiva de tratamento de água (SALTA-z)”* – Verificar a qualidade da água produzida pela SALTA-z (escala real) em termos de remoção de cianobactérias e cianotoxinas e de parâmetros operacionais (turbidez e cor aparente) utilizando águas eutrofizadas.

#### 1.4 Referências

BRASIL. Lei nº 11.445, de 5 de janeiro de 2007. Estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico. Brasília, 2007. Disponível em: [http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/\\_ato2007-2010/2007/lei/11445.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2007/lei/11445.htm)

BRASIL. Ministério da Saúde. Fundação Nacional de Saúde. Programa Nacional de Saneamento Rural - 1ª edição. Brasília: Funasa. 2019. Disponível em: [http://www.funasa.gov.br/documents/20182/38564/MNL\\_PNSR\\_2019.pdf/08d94216-fb09-468eac98-afb4ed0483eb](http://www.funasa.gov.br/documents/20182/38564/MNL_PNSR_2019.pdf/08d94216-fb09-468eac98-afb4ed0483eb)

BRASIL. Lei nº 14.026, de 15 de julho de 2020. Atualiza o marco legal do saneamento básico e altera a Lei nº 9.984. Brasília, 2020. Disponível em: [http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/\\_Ato2019-2022/2020/Lei/L14026.htm#art6](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2019-2022/2020/Lei/L14026.htm#art6)

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>

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

SANTOS, S. L. D. X.; CARVALHO, E. B. (2018). Solução alternativa coletiva simplificada de tratamento de água destinada ao consumo humano em pequenas comunidades. (Nota informativa). Brasília: Funasa/Departamento de Saúde Ambiental/Coordenação de Controle da Qualidade da Água para Consumo Humano e Suest Pará.

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, 2019, p. 112-130.

WHO; UNICEF. **Progress on Drinking Water, Sanitation and Hygiene - 2017 Update and SDG Baselines**. [s.l.] World Health Organization. II. UNICEF, 2017.

## **CAPÍTULO II – Influência de fatores operacionais na eficiência de uma solução alternativa coletiva simplificada de tratamento de água**

---

### **Resumo**

O objetivo deste trabalho foi avaliar a influência dos fatores operacionais dosagem de coagulante, tempo de sedimentação e dosagem de desinfetante na eficiência de remoção de turbidez, cor aparente e verdadeira de uma solução alternativa coletiva simplificada de tratamento de água (SALTA-z) usando coagulantes orgânico e inorgânico com águas de reservatório da região semiárida do Brasil. A SALTA-z foi adaptada a escala de bancada por equipamento jar test com filtro acoplado. Com o delineamento Box-Behnken associado a metodologia da superfície de resposta foi possível verificar que a remoção da turbidez foi influenciada principalmente pela dosagem dos coagulantes e pelo tempo de sedimentação, enquanto o agente desinfetante atuou como oxidante, responsável pela remoção de cor aparente e verdadeira. Em relação a performance dos coagulantes, a remoção da turbidez foi mais efetiva ao usar o orgânico enquanto a remoção da cor aparente e verdadeira foi mais eficiente ao usar o coagulante inorgânico.

**Palavras-chave:** SALTA-z. Coagulante orgânico. Coagulante inorgânico. Saneamento rural. Acesso à água. Delineamento Box-Behnken. Metodologia da superfície de resposta.

### **Influence of operational factors on the efficiency of a simplified collective alternative water treatment solution**

#### **Abstract**

The objective of this work was to evaluate the influence of operational factors coagulant dosage, sedimentation time and disinfectant dosage on the turbidity removal efficiency, apparent and true color of a simplified collective alternative water treatment solution (SALTA-z) using organic and inorganic coagulants from reservoir waters in the semiarid region of Brazil. The SALTA-z was adapted to bench scale by jar test equipment with coupled filter. With the Box-Behnken design associated with the response surface methodology, it was possible to verify that the removal of turbidity was mainly influenced by the dosage of coagulants and the sedimentation time, while the disinfectant agent acted as an oxidizer, responsible for the removal of apparent and true color. Regarding the performance of the coagulants, the removal of turbidity was more effective when using organic coagulant, while apparent and true color removal was more effective when using inorganic coagulant.

**Keywords:** SALTA-z. Organic coagulant. Inorganic coagulant. Rural sanitation. Access to water. Box-Behnken design. Response surface methodology.

### **2.1 Introdução**

Diversos desafios dificultam a implementação de ações voltadas ao saneamento básico em áreas rurais. O principal deles é o planejamento municipal, que enfoca predominantemente as áreas urbanas, o que acaba por deixar políticas ambientais e setoriais, especialmente na zona

rural, sem a devida atenção (FERREIRA et al., 2019). Isso é evidenciado nos dados do último Censo Demográfico (2010), onde consta que cerca de 29% dos domicílios rurais brasileiros não possuem água encanada e 30% não possuem banheiro (IBGE, 2010; SILVA et al., 2019).

Nas regiões Norte e Nordeste o percentual de domicílios sem água canalizada é ainda maior, chegando a 52 e 44%, respectivamente, nas demais regiões tal valor é inferior a 15%. Essa diferença também é observada no tocante à quantidade de residências sem instalações hidrossanitárias, onde as regiões Norte e Nordeste apresentam valores superiores a 50%. Isso ressalta, além da precariedade em que vive uma parcela da população rural, as desigualdades no acesso às soluções adequadas de saneamento (IBGE, 2010; SILVA et al., 2019).

Esses fatores motivaram a Fundação Nacional da Saúde (FUNASA) a criar o Programa Saneamento Brasil Rural (PSBR), cujo objetivo é buscar soluções de saneamento básico mais próximas das diferentes realidades das comunidades rurais brasileiras (ROLAND et al., 2019).

Na mesma conjuntura supracitada, surge a SALTA-z, uma solução alternativa coletiva simplificada de tratamento de água desenvolvida pela Funasa que vem sendo utilizada como ferramenta efetiva na universalização do acesso à água segura em comunidades rurais e/ou difusas. Essa tecnologia propõe a potabilização da água por meio de técnicas convencionais de tratamento, cujo diferencial está no uso de zeólita como meio filtrante, material com capacidade adsorvente e de troca iônica que vem sendo amplamente utilizado no tratamento de água e esgoto, apresentando alto desempenho na remoção de amônia, metais pesados, substâncias húmicas e corantes (KALLÓ, 2001; WANG; PENG, 2010).

No entanto, a SALTA-z ainda demanda estudos relacionados a operação, manutenção e utilização de produtos químicos, que podem ocasionar riscos à saúde dos usuários, bem como a avaliação da eficiência do tratamento em relação ao atendimento aos padrões de potabilidade por meio de pesquisa científica que ratifique os resultados obtidos pela própria Funasa com os sistemas já instalados em diversas comunidades rurais.

Os operadores do sistema controlam três fatores: a dosagem de coagulante, o tempo de residência ou sedimentação e a dosagem de desinfetante. A manipulação adequada destes parâmetros é essencial para o bom desempenho do sistema e, conseqüentemente, uma água tratada cuja qualidade atenda aos padrões de potabilidade.

Nesse tipo de sistema se deve ter uma atenção especial em relação ao uso de produtos químicos, como os agentes coagulantes. Entre estes, os de origem inorgânica, principalmente aqueles à base de alumínio, são os mais amplamente empregados. No entanto, alguns estudos indicaram que o alumínio residual proveniente desse uso pode ser uma causa importante da doença de Alzheimer, e diminuir a concentração desse residual é importante para garantir a

qualidade da água (WANG et al., 2011; XU et al., 2014). O emprego de coagulantes orgânicos, de origem vegetal, a exemplo do coagulante à base de tanino *Acacia mearnsii*, é uma opção frente a essa problemática, por não possuir metais em sua composição.

Uma alternativa para avaliar o desempenho da SALTA-z e otimizar os parâmetros operacionais é a metodologia de superfície de respostas (MSR), que através de técnicas matemáticas e estatísticas proporcionam a modelagem de processos que demandam a análise de muitas variáveis e a influência destas na resposta de interesse, gerando resultados mais próximos da resposta desejável (BEZERRA et al., 2008; CALADO; MONTGOMERY, 2003; (BEZERRA et al., 2008)MONTGOMERY; RUNGER, 2009; TETTEH; RATHILAL; CHOLLOM, 2017).

## **2.2 Objetivo**

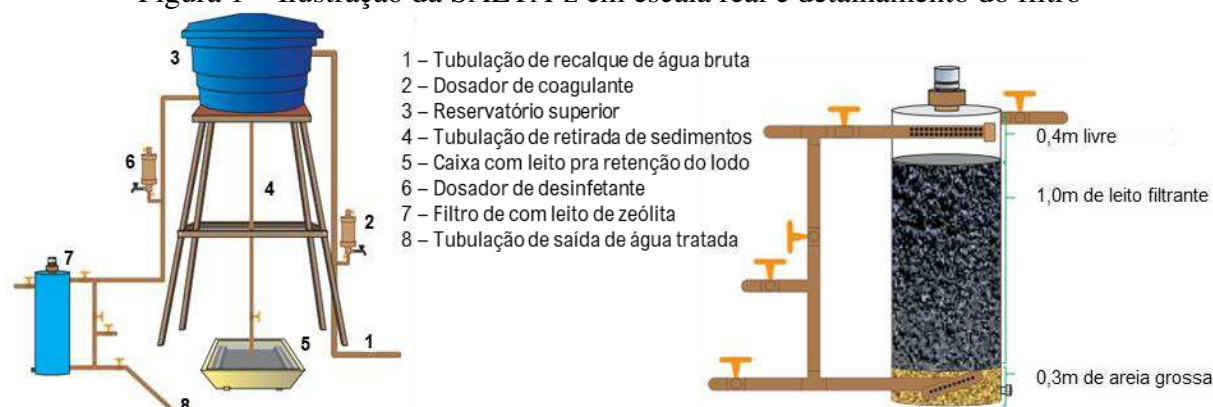
Avaliar a eficiência do sistema de tratamento de água SALTA-z, em escala de bancada, com o emprego de coagulante orgânico e inorgânico no tratamento de águas característica do semiárido brasileiro, proveniente do reservatório superficial Epitácio Pessoa, localizado no município de Boqueirão, Paraíba, bem como estudar os efeitos e interações das variáveis operacionais: dosagem de coagulante, tempo de sedimentação e dosagem de desinfetante para avaliar a remoção dos parâmetros de maior controle no tratamento de água para consumo humano, que são: turbidez, cor aparente e cor verdadeira.

## **2.3 Metodologia**

### **2.3.1 SALTA-z**

A SALTA-z utiliza técnicas convencionais de tratamento de água: coagulação, floculação, decantação, desinfecção e filtração, reunidas em uma estrutura simplificada, conforme ilustrado na Figura 1.

Figura 1 – Ilustração da SALTA-z em escala real e detalhamento do filtro



Fonte: adaptado de Funasa (2017).

A operação se dá da seguinte forma: A água bruta é recalcada (1) arrastando o coagulante presente no dosador (2) para o reservatório superior (3). Ao chegar no reservatório, a água é distribuída por meio de uma curva instalada para propiciar uma maior dispersão da massa líquida, o que resulta em uma melhor homogeneização entre o coagulante e a água bruta e floculação. Após completar o nível máximo do reservatório, o sistema de recalque é desligado e o processo de sedimentação dos flocos é iniciado. A camada de sedimento (lodo) formada é posteriormente drenada pela tubulação de descarga (4) para o leito de retenção de lodo (5). A descarga é realizada até não ser observada a presença de lodo no efluente. Após o processo de clarificação (coagulação/floculação/decantação), a água é liberada para as etapas de desinfecção e filtração através da tubulação de saída, localizada 10 cm acima do fundo do reservatório para evitar o arraste de sedimentos. A água passa pelo dosador de cloro (6) realizando a desinfecção, por fim, passa pelo filtro (7) produzindo a água tratada (8).

O filtro da SALTA-z (Figura 1) é composto por areia e zeólita clinoptilolita. Apresenta uma taxa de filtração de  $360 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^2 \cdot \text{dia}^{-1}$  com altura mínima de 1,0 m de zeólita e 0,3 m de camada suporte de areia (FUNASA, 2017).

### 2.3.2 Procedimento experimental

Com o intuito de avaliar e otimizar a SALTA-z, foram executados experimentos em escala de bancada, reproduzida por sistema padrão para ensaio de tratabilidade, composto por um equipamento jar test (conjunto de seis jarros de dois litros cada), responsável por simular a etapa de clarificação, e filtro de bancada contendo meio filtrante composto por areia grossa e zeólita do tipo clinoptilolita, para simular a etapa de filtração.

A primeira etapa de tratamento, a clarificação, foi realizada conforme recomendado pelo 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 (FUNASA, 2017), que estabelece os seguintes critérios para a clarificação em jar test: (i) velocidade de agitação de 100 rpm por 1 minuto para o processo de coagulação; (ii) velocidade de agitação de 50 rpm por 10 minutos para a etapa de floculação; (iii) interrupção da mistura para a etapa de decantação, a fim de promover a sedimentação dos flocos durante os diferentes tempos avaliados pelo planejamento experimental (Tabela 1). Após cada ensaio de clarificação, foram coletados um litro da água decantada de cada jarro, adicionadas diferentes dosagens (Tabela 1) do agente desinfetante (hipoclorito de cálcio) e realizadas, imediatamente, as filtrações, sendo as águas filtradas coletadas e caracterizadas.

A composição do meio filtrante, realizada em filtro de bancada, foi mantida com a proporção do filtro sistema real (1,0 m de zeólita e 0,3 m de areia), preenchendo-o com 6,4 cm de zeólita e 2,0 cm de areia grossa para um diâmetro interno de 19 mm, mantendo-se a mesma taxa de filtração.

A água bruta usada nos testes de tratabilidade foi obtida na estação de tratamento de água de Gravatá (ETA-Gravatá), situada no município de Queimadas, Paraíba, que trata a água captada do reservatório superficial Epitácio Pessoa, localizado no município de Boqueirão, Paraíba, cujos usos principais estão relacionados à irrigação e abastecimento humano. A água bruta apresentou as seguintes características: turbidez de 2,06 uT, cor aparente de 23,10 uH, cor verdadeira de 14,65 uH, pH 8,0, alcalinidade e dureza de 109,0 e 96,0 mgCaCO<sub>3</sub>.L<sup>-1</sup>, respectivamente. Todas as determinações analíticas foram realizadas de acordo com o *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA; AWWA; WPCF, 2012).

Os experimentos foram conduzidos com a aplicação de dois agentes coagulantes para comparação na eficiência do tratamento da água: o sulfato de alumínio (inorgânico) e o Tanfloc (orgânico). A escolha do sulfato de alumínio se deu por ser o agente coagulante mais empregado no tratamento de água. Já o Tanfloc, produto a base de tanino extraído da casca da *Acacia mearnsii*, foi escolhido por apresentar resultados satisfatórios na remoção de cor aparente e turbidez para as águas provenientes do mesmo reservatório utilizado neste estudo (SILVEIRA et al., 2019).

### 2.3.3 Metodologia de superfície de resposta

A metodologia da superfície de resposta (MSR), por meio de experimentos em delineamento Box-Behnken (DBB), foi aplicada com o intuito de determinar as condições ótimas de operação da SALTA-z. Os três fatores operacionais estudados foram: dosagem do coagulante ( $X_1$ ); tempo de sedimentação ( $X_2$ ) e dosagem de desinfetante ( $X_3$ ), definidos como variáveis independentes, para investigar a influência que exercem sobre a qualidade da água produzida. A Tabela 1 apresenta os valores codificados e não codificados dos níveis dos fatores selecionados, definidos através de ensaios preliminares em laboratório.

Tabela 1 – Fatores e níveis do delineamento Box-Behnken

Fatores (variáveis independentes)	Símbolo	Níveis		
		Inferior	Central	Superior
		-1	0	1
Dosagem do coagulante ( $\text{mg.L}^{-1}$ )	$X_1$	15	30	45
Tempo de sedimentação (min)	$X_2$	10	20	30
Dosagem do desinfetante ( $\text{mg.L}^{-1}$ )	$X_3$	2	4	6

Fonte: A autoria própria.

A partir do DBB, como foram selecionados 3 fatores (dosagem de coagulante, tempo de sedimentação e dosagem de desinfetante) e 3 repetições no ponto central, resultando em 15 ensaios de tratabilidade (Tabelas 2 e 3), realizados em duplicata, o que resultou em 30 testes de tratabilidade para cada um dos experimentos (coagulante inorgânico e orgânico).

As variáveis resposta ou dependentes foram turbidez ( $Y_1$ ), cor aparente ( $Y_2$ ) e cor verdadeira ( $Y_3$ ) expressas em termos de percentual de remoção (%). A relação entre as variáveis independentes e as variáveis respostas foi representada matematicamente por meio de modelos de regressão de segunda ordem. A análise de variância foi aplicada com a finalidade de testar a adequação desses modelos. A estimativa das condições operacionais ótimas se obteve pela função de desejabilidade, que permite identificar simultaneamente as condições experimentais ideais para todas as variáveis testadas em um planejamento. A análise dos resultados de desejabilidade foi realizada com base na escala de Harrington (RIBARDO; ALLEN, 2003). Para todas as análises, foi utilizado o software Statística® 10.0 (STATSOFT, 2011).

## 2.4 Resultados e discussão

As Tabelas 2 e 3 apresentam, para os experimentos com coagulante inorgânico e orgânico, respectivamente, os valores de remoção de turbidez ( $Y_1$ ), cor aparente ( $Y_2$ ) e cor



verdadeira ( $Y_3$ ) obtidos para os ensaios de tratabilidade propostos pelo delineamento Box-Behnken.

Tabela 2 – Matriz de ensaios de tratabilidade obtidos por DBB para o experimento conduzido com coagulante inorgânico e seus resultados para as variáveis dependentes ou resposta

Ensaio	Variáveis independentes						Variáveis dependentes					
	$X_1$ (mg.L <sup>-1</sup> )		$X_2$ (min)		$X_3$ (mg.L <sup>-1</sup> )		$Y_1$ (%)		$Y_2$ (%)		$Y_3$ (%)	
E1	-1	15	-1	10	0	4	75,23	± 1,61	68,66	± 0,28	61,86	± 3,85
E2	1	45	-1	10	0	4	89,78	± 1,61	75,96	± 1,09	59,95	± 1,54
E3	-1	15	1	30	0	4	79,78	± 0,32	68,18	± 1,22	66,63	± 1,73
E4	1	45	1	30	0	4	92,62	± 1,45	80,39	± 0,54	67,85	± 0,00
E5	-1	15	0	20	-1	2	78,18	± 0,33	60,10	± 1,49	58,45	± 2,12
E6	1	45	0	20	-1	2	89,21	± 1,12	71,44	± 0,68	63,90	± 1,35
E7	-1	15	0	20	1	6	71,14	± 0,00	64,91	± 0,40	64,72	± 2,51
E8	1	45	0	20	1	6	88,64	± 1,61	78,27	± 1,63	72,07	± 2,88
E9	0	30	-1	10	-1	2	82,61	± 1,77	63,66	± 0,54	55,86	± 3,08
E10	0	30	1	30	-1	2	84,32	± 0,96	64,62	± 0,81	63,49	± 3,08
E11	0	30	-1	10	1	6	81,71	± 1,12	67,41	± 0,95	69,62	± 4,04
E12	0	30	1	30	1	6	86,37	± 0,32	75,48	± 0,95	67,71	± 2,88
E13	0	30	0	20	0	4	79,77	± 1,29	70,58	± 0,54	71,39	± 1,54
E14	0	30	0	20	0	4	82,96	± 1,28	71,06	± 0,13	68,80	± 1,34
E15	0	30	0	20	0	4	84,21	± 3,37	71,06	± 0,95	70,03	± 2,31

Fonte: Autoria própria.

Tabela 3 – Matriz de ensaios de tratabilidade obtidos por DBB para o experimento conduzido com coagulante orgânico e seus resultados para as variáveis dependentes ou resposta

Ensaio	Variáveis independentes						Variáveis dependentes					
	$X_1$ (mg.L <sup>-1</sup> )		$X_2$ (min)		$X_3$ (mg.L <sup>-1</sup> )		$Y_1$ (%)		$Y_2$ (%)		$Y_3$ (%)	
E1	-1	15	-1	10	0	4	84,97	± 0,54	58,38	± 0,36	34,45	± 0,78
E2	1	45	-1	10	0	4	85,61	± 1,82	65,73	± 0,12	50,00	± 0,00
E3	-1	15	1	30	0	4	85,86	± 0,00	56,24	± 0,72	38,34	± 0,78
E4	1	45	1	30	0	4	93,44	± 1,27	60,77	± 0,85	45,42	± 1,38
E5	-1	15	0	20	-1	2	85,73	± 0,18	55,56	± 1,69	45,00	± 1,97
E6	1	45	0	20	-1	2	94,09	± 1,09	65,82	± 0,97	50,56	± 0,00
E7	-1	15	0	20	1	6	86,25	± 1,27	63,59	± 0,96	45,70	± 2,16
E8	1	45	0	20	1	6	93,58	± 0,73	68,29	± 0,37	55,14	± 0,59
E9	0	30	-1	10	-1	2	92,68	± 0,54	63,59	± 1,20	46,25	± 0,98
E10	0	30	1	30	-1	2	92,67	± 0,18	59,06	± 0,85	42,23	± 2,35
E11	0	30	-1	10	1	6	91,39	± 0,18	64,70	± 1,33	49,72	± 0,40
E12	0	30	1	30	1	6	91,39	± 0,18	66,84	± 1,21	49,59	± 0,59
E13	0	30	0	20	0	4	94,09	± 1,09	61,63	± 0,36	49,17	± 1,57
E14	0	30	0	20	0	4	93,32	± 1,45	62,91	± 0,49	51,53	± 0,98
E15	0	30	0	20	0	4	92,16	± 0,18	61,46	± 0,12	50,56	± 0,90

Fonte: Autoria própria.

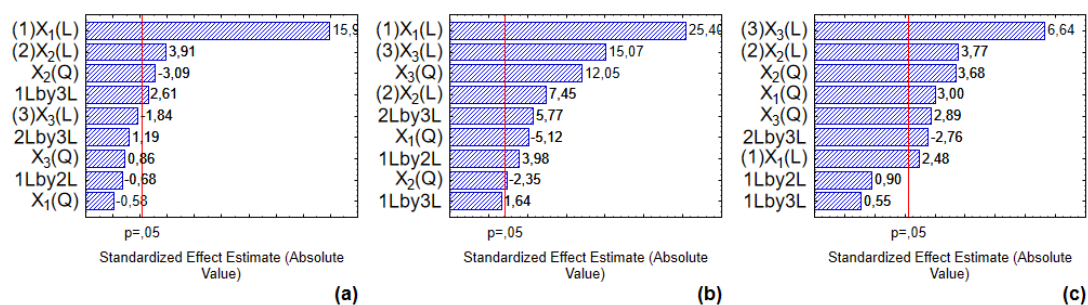
Foram observadas remoções entre 71,14-93,64% para a turbidez, 59,04-80,77% para cor aparente e 53,68-74,11% para cor verdadeira, para os testes conduzidos com o coagulante inorgânico, e 84,32-94,86% para a turbidez, 54,36-68,55% para cor aparente e 33,89-55,56% para cor verdadeira, nos ensaios com coagulante orgânico.

Sánchez-Martín, González-Velasco e Beltrán-Heredia (2009) obtiveram, em ensaios de coagulação/floculação com aplicação de  $10 \text{ mg.L}^{-1}$  de sulfato de alumínio e Tanfloc (coagulante a base de *Acacia mearnsii*), remoções de turbidez de 82 e 97%, respectivamente. Por seu turno, Beltrán-Heredia, Sánchez-Martín e Dávila-Acedo (2011) em ensaios de clarificação com coagulante à base de extrato de tanino de *Acacia mearnsii* de Wild,  $\text{NH}_4\text{Cl}$  e formaldeído obtiveram remoção de turbidez próxima a 100%.

Ao comparar diversos coagulantes (*Moringa oleifera*, Silvafloc, Tanfloc e sulfato de alumínio) na eficiência de clarificação da água, Sánchez-Martín, González-Velasco e Beltrán-Heredia (2010) observaram que os coagulantes naturais apresentaram maior desempenho na remoção da turbidez com dosagens de  $15 \text{ mg.L}^{-1}$ . Bongiovani et al. (2016), com o emprego do Tanfloc, atingiram remoção de turbidez acima de 90% e de 80% para a cor aparente em ensaios de coagulação/floculação. Com a adição da filtração, alcançaram uma eficiência de  $99 \pm 0,71\%$  para ambos os parâmetros. Machado et al. (2020) com aplicação de coagulante produzido a partir da *Acacia mearnsii* sem o emprego da etapa de cationização (dispensa da reação de Mannich) apresentou redução de 100% da turbidez e de 89,9% da cor da água. Essas pesquisas corroboram os resultados obtidos neste estudo, além de demonstrarem que os coagulantes orgânicos à base de tanino se apresentam como alternativa a substituição do sulfato de alumínio no tratamento de água.

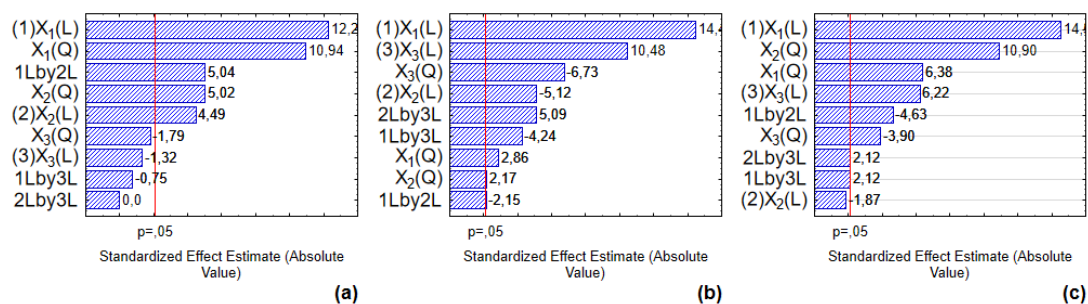
As Figuras 2 e 3 trazem os gráficos de Pareto para os experimentos conduzidos com os coagulantes inorgânico e orgânico, respectivamente, com significância estatística de cada termo de 5% ( $p=0,05$ ).

Figura 2 – Gráficos de Pareto dos efeitos padronizados para a remoção de turbidez (a), cor aparente (b) e cor verdadeira (c), para os experimentos com coagulante inorgânico



Fonte: Autoria própria.

Figura 3 – Gráficos de Pareto dos efeitos padronizados para a remoção de turbidez (a), cor aparente (b) e cor verdadeira (c), para os experimentos com coagulante orgânico



Fonte: Autoria própria.

Como pode ser visto na Figura 2, nos experimentos com coagulante inorgânico a remoção de turbidez é influenciada pela dosagem de coagulante em termo linear, pelo tempo de sedimentação em termos lineares e quadráticos e pela interação entre as dosagens de coagulante e desinfetante. Nas remoções de cor aparente e verdadeira foi observada a influência de todos os termos, exceto: interação entre as dosagens de coagulante e desinfetante (em ambas) e entre a dosagem de coagulante e o tempo de sedimentação (apenas na cor verdadeira).

Nos experimentos com coagulante orgânico (Figura 3) a remoção de turbidez é influenciada pela dosagem de coagulante e tempo de sedimentação, em termos lineares e quadráticos, e pela interação entre eles. Já as remoções de cor aparente e verdadeira são influenciadas por todos os termos, exceto pelo tempo de sedimentação em termo linear na cor verdadeira.

Diante disso, pode-se observar a importância do processo de clarificação para a remoção de turbidez na SALTA-z, uma vez que esta foi influenciada principalmente pela dosagem de coagulante e pelo tempo de sedimentação, para ambos os coagulantes. A desinfecção, por sua vez, além de ser fundamental para a inativação de microrganismos patogênicos, se mostrou relevante para a remoção de cor aparente e verdadeira neste sistema, onde é possível verificar uma influência significativa da dosagem de desinfetante, para ambos os coagulantes.

Com base nos gráficos de Pareto, Figuras 2 e 3, optou-se pela retirada dos termos que não foram significativos ( $p > 0,05$ ) nos modelos. A Tabela 4 apresenta os valores estatísticos utilizados para avaliar a qualidade dos ajustes dos modelos.

Tabela 4 – Resultado do ajuste dos modelos

Estatística dos modelos	Coagulante inorgânico			Coagulante orgânico		
	Y <sub>1</sub>	Y <sub>2</sub>	Y <sub>3</sub>	Y <sub>1</sub>	Y <sub>2</sub>	Y <sub>3</sub>
R <sup>2</sup> (%)	90,66	96,68	77,77	85,17	92,50	92,77
R <sup>2</sup> ajustado (%)	89,17	95,42	70,70	82,08	90,12	90,02
F <sub>calc</sub> /F <sub>tab</sub> (regressão)	22,00	31,60	4,46	10,52	15,76	13,91
F <sub>calc</sub> /F <sub>tab</sub> (falta de ajuste)	0,61	1,95	0,81	2,30	1,38	1,57

Fonte: Autoria própria.

Com base na Tabela 4, todos os modelos foram significativos, com nível de confiança de 95%, pois para a regressão o  $F_{calc}$  é maior que o de  $F_{tab}$  ( $F_{calc}/F_{tab}>1$ ), como também apresentaram bons ajustes ( $F_{calc}/F_{tab}\geq 4$ ) (BARROS NETO; SCARMINIO; BRUNS, 2007). Entretanto, a falta de ajuste também foi significativa ( $F_{calc}/F_{tab}>1$ ), sendo assim, os modelos não são preditivos, pois para que isso ocorra a relação  $F_{calc}/F_{tab}<1$  deve ser obedecida, salve os modelos para a remoção de turbidez ( $Y_1$ ) e cor verdadeira ( $Y_3$ ) para o experimento com aplicação de coagulante inorgânico  $F_{calc}/F_{tab}$  de 0,61 e 0,81, respectivamente.

Apesar disso, os modelos propostos podem ser utilizados para determinar, dentro dos limites estudados, as condições ótimas de dosagem de coagulante, tempo de sedimentação e dosagem de desinfetante, para os coagulantes inorgânico e orgânico, visto que, além de serem significativos ( $F_{calc}/F_{tab}>1$ ), apresentaram valores de  $R^2$  acima de 78%. Este coeficiente indica o quanto da variação dos dados é explicada pelo modelo, assim, quanto mais próximo de 1 for o  $R^2$ , menor será o erro e melhor será o modelo. Além do mais, modelos com  $R^2$  maior que 0,60 (60%) podem ser utilizados para indicar tendência como também para fins preditivos (BARROS NETO ET AL., 2007). Carvalho et al. (2018) utilizaram seus modelos para prever a degradação de matéria orgânica pelos processos de flotação e ozonização, mesmo com faltas de ajuste significativas. Isso corrobora a utilização dos modelos propostos no presente trabalho para a determinação das condições ótimas de operação, desde que estas sejam estabelecidas dentro das faixas de valores estudadas.

Os modelos ajustados para a remoção de turbidez, cor aparente e cor verdadeira foram escritos, respectivamente, de acordo com as Equações 1, 2 e 3 para o DBB com coagulante inorgânico e pelas Equações 4, 5 e 6 para o DBB com o coagulante orgânico.

$$R_{turbidez} = 72,74 + 0,49X_1 - 0,64X_2 + 0,02X_2^2 - 0,01 X_1X_3 \quad (1)$$

$$R_{cor\ aparente} = 56,19 - 0,23X_1 + 0,01X_1^2 - 0,74X_2 + 0,01X_2^2 + 7,59X_3 - 0,97X_3^2 + 0,01X_1X_2 + 0,09 X_2X_3 \quad (2)$$

$$R_{cor\ verdadeira} = 10,40 + 0,82X_1 - 0,01X_1^2 + 2,03X_2 - 0,03X_2^2 + 9,60X_3 - 0,65X_3^2 - 0,12 X_2X_3 \quad (3)$$

$$R_{turbidez} = 69,09 + 1,03X_1 - 0,02X_1^2 + 0,50X_2 - 0,02X_2^2 + 0,01 X_1X_2 \quad (4)$$

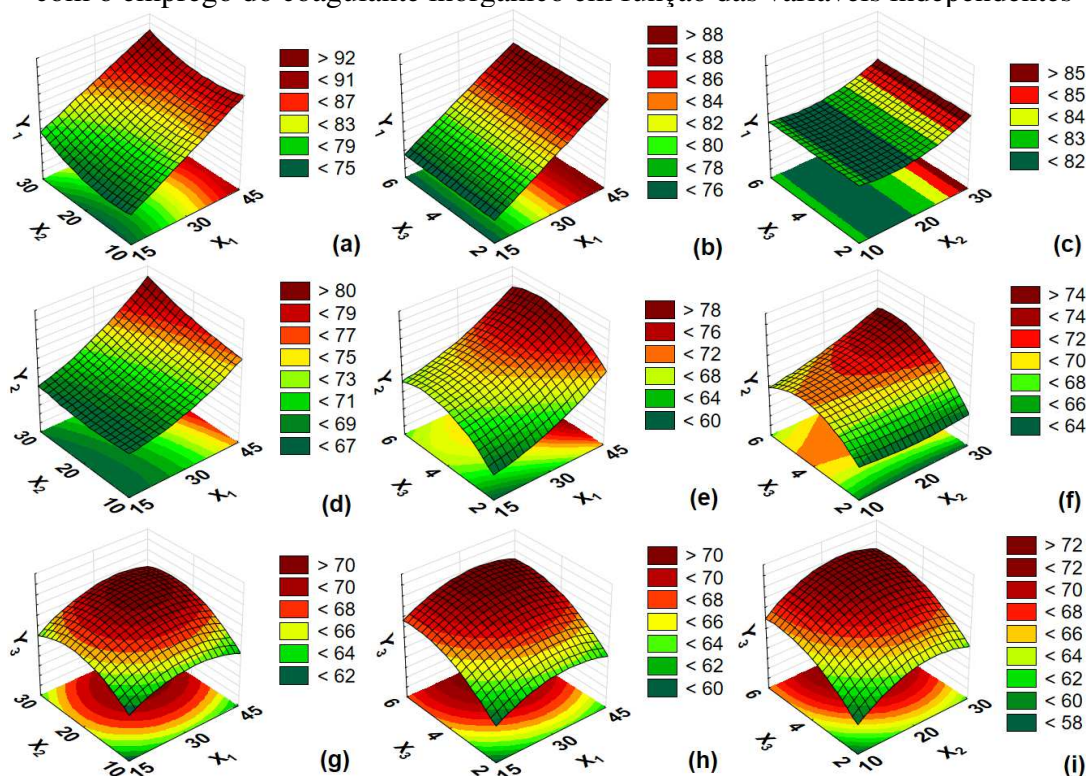
$$R_{cor\ aparente} = 53,40 + 0,76X_1 - 0,004X_1^2 - 0,01X_2^2 - 3,65X_3 + 0,57X_3^2 - 0,005X_1X_2 - 0,05X_1X_3 + 0,08X_2X_3 \quad (5)$$

$$R_{cor\ verdadeira} = 41,71 + 0,97X_1 - 0,01X_1^2 - 0,01X_2^2 - 6,97X_3 + 0,54X_3^2 - 0,003X_1X_2 + 0,03X_1X_3 + 0,14X_2X_3 \quad (6)$$

onde,  $X_1$ ,  $X_2$  e  $X_3$  representam, respectivamente, a dosagem de coagulante ( $mg.L^{-1}$ ), o tempo de sedimentação (min) e a dosagem de desinfetante ( $mg.L^{-1}$ ).

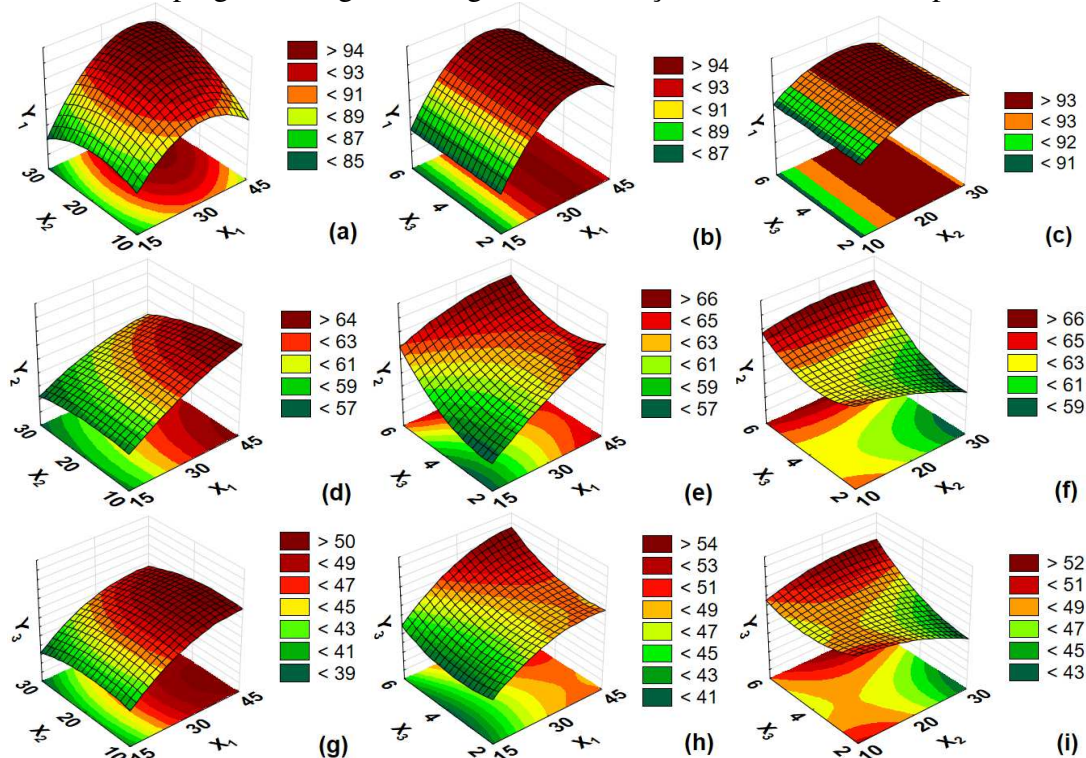
As Figuras 4 e 5 ilustram as superfícies de resposta para o efeito combinado das variáveis independentes na remoção de turbidez, cor aparente e cor verdadeira para os experimentos com coagulante inorgânico e orgânico, respectivamente.

Figura 4 – Eficiência de remoção de turbidez ( $Y_1$ ), cor aparente ( $Y_2$ ) e cor verdadeira ( $Y_3$ ) com o emprego do coagulante inorgânico em função das variáveis independentes



Fonte: Autoria própria.

Figura 5 – Eficiência de remoção de turbidez ( $Y_1$ ), cor aparente ( $Y_2$ ) e cor verdadeira ( $Y_3$ ) com o emprego do coagulante orgânico em função das variáveis independentes



Fonte: Autoria própria.

De acordo com a Figura 4, fixando a dosagem de desinfetante no seu ponto central (4 mg.L<sup>-1</sup>) e variando a dosagem de coagulante e o tempo de sedimentação (Figuras 4a, 4d e 4g), pode-se observar o aumento na eficiência de remoção das variáveis resposta com o aumento da dosagem do agente coagulante, sendo intensificado em maiores tempos de sedimentação, principalmente quando se trata da cor verdadeira (Figura 4g).

Nas Figuras 4b, 4e e 4h, quando mantido o tempo de sedimentação no ponto central (20 min) correlacionando a dosagem de coagulante com a de desinfetante foi possível verificar que o percentual de remoção de turbidez tende a aumentar à medida que a dosagem de coagulante aumenta, independente da dosagem de desinfetante (Figura 4b). Para a remoção de cor aparente há uma tendência no aumento da eficiência quando se eleva as dosagens (Figura 4e). Por seu turno, a remoção de cor verdadeira está diretamente relacionada ao aumento da dosagem de desinfetante (Figura 4h).

Fixando-se a dosagem de coagulante em 30 mg.L<sup>-1</sup> e variando o tempo de sedimentação e a dosagem de desinfetante (Figuras 4c, 4f e 4i), a remoção de turbidez pouco é influenciada por essas variáveis (Figura 4c). No entanto, a eficiência do processo tende a ser elevada em maiores tempos de sedimentação e de dosagens de desinfetante para a cor aparente e verdadeira, conforme pode ser observado nas Figuras 4f e 4i, respectivamente.

Em relação as superfícies de resposta para os experimentos com o uso de coagulante orgânico, mantendo-se a dosagem de desinfetante no ponto central (4 mg.L<sup>-1</sup>) e correlacionando a dosagem de coagulante e tempo de sedimentação (Figuras 5a, 5d e 5g), percebe-se que a remoção dos parâmetros é diretamente relacionada com as variáveis em questão. A turbidez é removida com maiores tempos de sedimentação e dosagem de coagulante (Figura 5a). No entanto, maiores remoções de cor aparente e verdadeira são verificadas em elevadas dosagens de coagulante e em menores tempos de sedimentação.

Quando o tempo de sedimentação é mantido no ponto central (20 min) e a dosagem de coagulante e a dosagem de desinfetante confrontados (Figuras 5b, 5e e 5h), verifica-se que a eficiência do processo em relação a remoção de turbidez (Figura 5b) é proporcional ao aumento da dosagem do coagulante independentemente da dosagem de desinfetante. O que ocorre de forma diferente para a cor aparente e verdadeira (Figuras 5e e 5h, respectivamente), onde quando maior as dosagens de coagulante e de desinfetante, maiores são suas remoções.

Por fim, as Figuras 5c, 5f e 5i apresentam as superfícies de resposta que correlacionam o tempo de sedimentação e a dosagem de desinfetante, fixando-se a dosagem de coagulante em 30 mg.L<sup>-1</sup>, onde observa-se que, nesta condição, a remoção de turbidez não é influenciada por essas variáveis (Figura 5c). No entanto, a remoção de cor aparente e verdadeira (Figuras 5f e

5i, respectivamente) é intensificada em maiores dosagens de desinfetante e em ampla faixa de tempo de sedimentação.

Diante do exposto, constata-se que a dosagem de coagulante é o principal fator do processo. Isso é compreensível, uma vez que a função deste agente é desestabilizar as cargas dos sólidos coloidais e suspensos presentes na água e permitir que eles se aglomerem, formando flocos mais densos, que sedimentem com velocidades elevadas e, assim, sejam removidos no tratamento (DI BERNARDO; SABOGAL PAZ, 2008; LIBÂNIO, 2016).

Com relação ao tipo de coagulante, observa-se que tanto o inorgânico como o orgânico promoveram elevadas eficiências de remoção de turbidez. Contudo, percebe-se que o orgânico alcançou melhores valores em dosagens menores que o inorgânico, o que favorece seu emprego. O fato do coagulante orgânico de origem natural ser mais eficiente que o inorgânico é devido a sua capacidade de formação de pontes químicas, ou seja, enquanto o sulfato de alumínio atua apenas como agente coagulante, o orgânico apresenta longas moléculas (o tanino no caso do coagulante orgânico empregado nesse estudo) que favorecem a desestabilização das partículas coloidais e em suspensão presentes na água e reorganiza uma ação floculante, comportamento observado em outros agentes coagulantes/floculantes de origem orgânica a exemplo da *Moringa* (BONGIOVANI et al., 2016; GRAHAM et al., 2008; OKUDA et al., 2001; ROUSSY et al., 2005; SÁNCHEZ-MARTÍN; GONZÁLEZ-VELASCO; BELTRÁN-HEREDIA, 2010).

A afirmativa acima corrobora para que o tempo de sedimentação tenha sido um fator essencial para a remoção das variáveis estudadas, principalmente em relação a remoção de cor, sobretudo, com a utilização do coagulante inorgânico, onde neste caso o sistema demandou maiores tempos para que promovesse maiores remoções. Todavia, para o coagulante orgânico, esta relação é observada apenas para a turbidez. Para os parâmetros cor aparente e verdadeira, verifica-se que as maiores remoções foram alcançadas em menores tempos. Isso indica que o floco formado a partir do coagulante orgânico é mais denso que o obtido com o inorgânico, o que permite a sua sedimentação em menor tempo.

Não obstante, a remoção de cor (aparente e verdadeira) alcançou melhor performance com a utilização do inorgânico. De Oliveira et al. (2007) apontaram que o aumento da concentração de coagulantes vegetais na água é proporcional ao aumento da polimerização, fazendo com que a cor se torne mais acastanhada, o que poderia contribuir para um maior valor de cor em doses mais altas de tanino, fenômeno também observado por Ibrahim e Yaser (2019) ao analisar a remoção de cor de lixiviado de aterro tratado biologicamente com a utilização de coagulante à base de tanino.

A dosagem de desinfetante, por sua vez, não atuou de forma significativa na remoção de turbidez, o que já era esperado, visto que suas principais funções no tratamento de água são a inativação de microrganismos patogênicos e a oxidação de matéria orgânica dissolvida (DI BERNARDO; SABOGAL PAZ, 2008; LIBÂNIO, 2016). Diante disso, verifica-se que esta variável influenciou de forma significativa na remoção de cor aparente e verdadeira, o que pode ser justificado através de uma possível oxidação das substâncias que conferem cor à água, como a matéria orgânica natural, sendo este o principal precursor para a formação de subprodutos da desinfecção (SPD), como os trihalometanos.

Estudo realizado por Golea et al. (2017) destaca a cor como bom indicador da formação de SPD, entre outros parâmetros como absorvância da radiação ultravioleta específica (SUVA), carbono orgânico dissolvido, UV-254nm como aponta este e outros estudos (GOLEA et al., 2017; HUA; RECKHOW; ABUSALLOUT, 2015; YANG et al., 2015). Em estudo recente, De Oliveira et al. (2020) ao avaliar o potencial de formação de trihalometanos resultante da aplicação de cloro na água bruta com presença de matéria orgânica natural hidrofílica com predominância de ácidos fúlvicos da lagoa de Extremoz, localizada no município de Extremoz, Rio Grande do Norte, Brasil, observaram uma correlação forte e significativa entre o potencial de formação de trihalometanos e a cor aparente. Assim sendo, a presença de cor na água pode promover a formação de trihalometanos, o que demanda um maior cuidado no controle operacional do sistema, a fim de proporcionar o fornecimento de água segura, uma vez que a exposição a esses subprodutos estão associados a diversos riscos como câncer cerebral, de bexiga, de cólon e reto, efeitos neurotóxicos, entre outros, como apontam diversos estudos (CANTOR et al., 1999; DIANA; FELIPE-SOTELO; BOND, 2019; HAMIDIN; YU; CONNELL, 2008; HRUDEY et al., 2015; MOSER et al., 2007; RAHMAN et al., 2014).

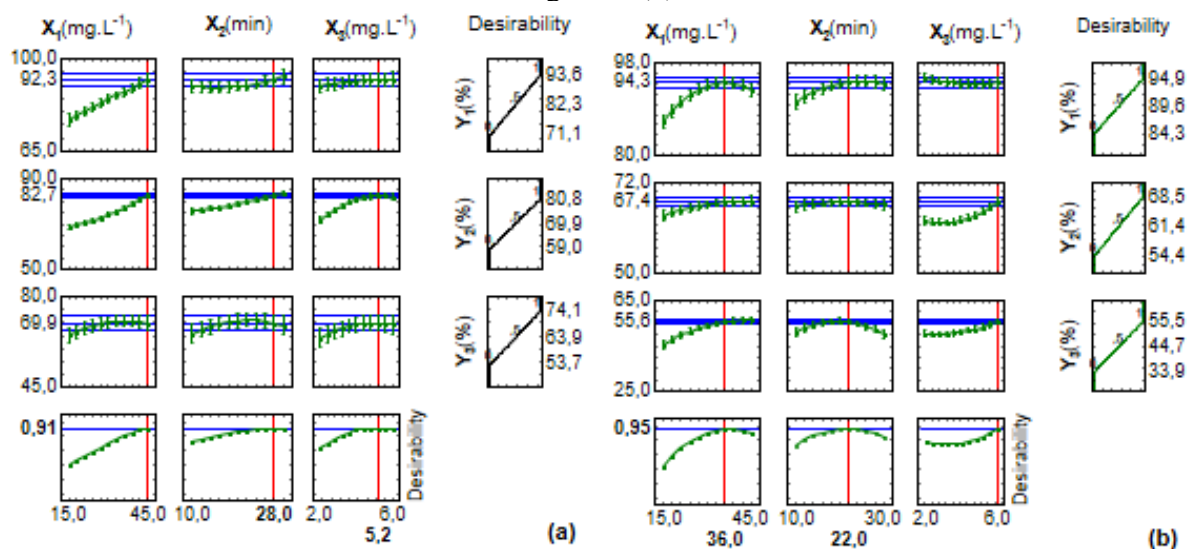
No entanto, a SALTA-z apresenta como material filtrante zeólita natural (clinoptilolita) que tem potencial adsorptivo na remoção de matéria orgânica natural (MON), como relatado por (WANG; PENG, 2010) em revisão da aplicação de zeólitas naturais como adsorventes no tratamento de água e esgoto. A investigação relata a capacidade de adsorção de MON por zeólita naturais na faixa de 2,35 a 68 mg.g<sup>-1</sup>. Bem como Bhatnagar e Sillanpää (2017), que em levantamento de pesquisas que tratam do método de adsorção para a remoção de MON, apontam a zeólita como um adsorvente empregado para esse fim. Os resultados dessas pesquisas demonstram que o filtro da SALTA-z pode ter ação efetiva na atenuação da MON presente na água, conseqüentemente, na formação dos SPD.

A partir dos modelos propostos, foi realizado a estimativa das condições ótimas para a remoção de turbidez, cor aparente e cor verdadeira na SALTA-z em escala de bancada por meio



da função de desejabilidade. A Figura 6 ilustra os diagramas da função de desejabilidade que descrevem as condições ideais para a dosagem de coagulante, tempo de sedimentação e dosagem de desinfetante da SALTA-z em escala de bancada, dentro dos intervalos avaliados (Tabela 1).

Figura 6 – Perfis dos valores preditos e a função de desejabilidade considerando todos os parâmetros analisados simultaneamente para o experimento com coagulante inorgânico (a) e orgânico (b)



Fonte: Autoria própria.

Para os experimentos com coagulante inorgânico, Figura 6a, a dosagem de coagulante necessária para atingir a resposta de desejabilidade obtida ( $D = 0,91$ ) deve ser de  $45,0 \text{ mg.L}^{-1}$  com tempo de sedimentação de 28 minutos e dosagem de desinfetante de  $5,2 \text{ mg.L}^{-1}$ . Esta condição promove remoções de 92,3, 82,7 e 69,9% de turbidez, cor aparente e cor verdadeira, respectivamente. Para os experimentos com coagulante orgânico, Figura 6b, a dosagem de coagulante necessária para atingir a resposta de desejabilidade obtida ( $D = 0,95$ ) deve ser de  $36,0 \text{ mg.L}^{-1}$  com tempo de sedimentação de 22 minutos e dosagem de desinfetante de  $6,0 \text{ mg.L}^{-1}$ , com uma remoção de 94,3% de turbidez, 67,4% de cor aparente e 55,6% de cor verdadeira.

As desejabilidades globais obtidas foram de 0,91 e 0,95 para os experimentos com coagulante inorgânico e orgânico, respectivamente, que segundo a escala de Harrington foi aceitável e excelente (qualidade incomum ou desempenho bem além do que está disponível no mercado) (RIBARDO; ALLEN, 2003).

A partir dos resultados de desejabilidade e consequentemente da obtenção dos valores ótimos do processo, nota-se que para se obter uma remoção de turbidez acima de 90% é necessária uma menor dosagem de coagulante orgânico ( $36,0 \text{ mg.L}^{-1}$ ) em relação ao inorgânico

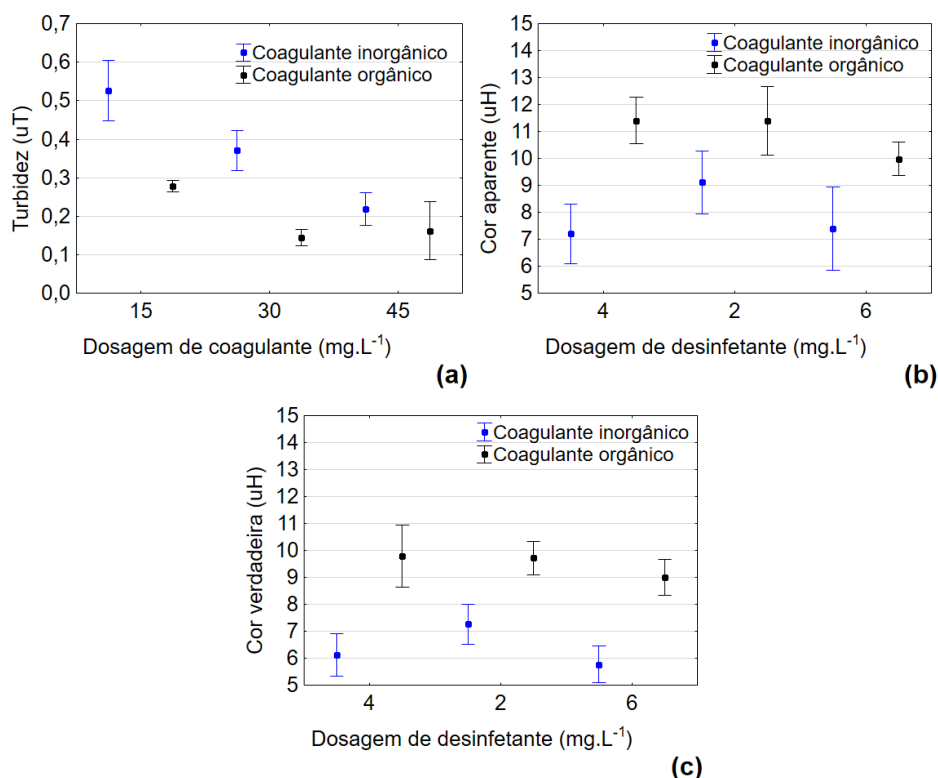
(45,0 mg.L<sup>-1</sup>). Ainda, o primeiro caso demanda um maior tempo de sedimentação (28 min) que o segundo (22 min). Em contra partida, os valores ótimos demonstram que as remoções de cor aparente e verdadeira conduzidos com coagulante orgânico (67,4 e 55,6%, respectivamente) foram inferiores ao inorgânico (82,7 e 69,9%, respectivamente) o que levou a uma maior demanda do desinfetante pelo sistema para o primeiro caso (6 mg.L<sup>-1</sup>).

Assim, como pode ser visto na Figura 7, que apresenta a variabilidade dos dados experimentais de turbidez, cor aparente e cor verdadeira, a água tratada atende ao padrão de turbidez (0,5 uT) requerido pela Portaria GM/MS nº 888, de 4 de maio de 2021, principalmente quando é adotado o coagulante orgânico em todos os casos e quando é utilizado dosagens acima de 30 mg.L<sup>-1</sup> do inorgânico (Figura 7a). Por sua vez, houve adequação do parâmetro cor aparente à Portaria de potabilidade (15 uH) em todos os casos, o que viabiliza o uso do coagulante orgânico no processo, mesmo apresentando uma performance inferior à do sulfato de alumínio para o parâmetro cor aparente e cor verdadeira. A partir das Figuras 7b e 7c verifica-se a necessidade da adoção de maiores dosagens de desinfetante para promover a remoção de cor.

Além disso, o emprego de coagulantes a base de substâncias naturais, como a *A. mearnsii*, planta base do coagulante orgânico empregado neste estudo, apresentam vantagens como remoção do alumínio no processo de tratamento e consequente a eliminação do manejo de lodos metálicos de complexo manejo (MORAES; SCHNEIDER; CARISSIMI, 2019). Em relação à viabilidade financeira os autores apontam que o custo de aquisição do coagulante orgânico obtido a partir da *A. mearnsii* é cerca de 2,4 vezes maior que o do sulfato de alumínio. Entretanto, uma vez que esse coagulante não consome alcalinidade durante o tratamento, seu custo elevado pode ser compensado com a redução do uso de outros produtos químicos como uso de cal hidratada para correção de pH, caso seja necessário. Outro fator que viabiliza o emprego do coagulante orgânico é a diminuição do volume de lodo gerado (25% menor que o do sulfato de alumínio, conforme relatado por Moraes, Schneider e Carissimi, 2019) e o fato de que o mesmo pode ser reaproveitado, ao contrário do lodo que contém metais, que demanda custos para transporte e disposição em aterros de resíduos industriais perigosos.

Assim, principalmente ao se tratar de soluções alternativas de abastecimento de água para consumo humano como a SALTA-z, onde a operação e gestão é por parte dos usuários do sistema, a utilização desse tipo de produto minimiza os riscos associados à qualidade da água tratada bem como à destinação final dos resíduos gerados no processo, promovendo melhoria na qualidade de vida dos usuários e auxiliando na universalização do acesso a água de qualidade.

Figura 7 – Variabilidade dos dados de turbidez (a), categorizados pela dosagem e tipo de coagulante, cor aparente (b) e cor verdadeira (c), categorizados pela dosagem e tipo de desinfetante



Fonte: Autoria própria.

## 2.5 Conclusão

A aplicação da MSR, por meio de experimentos em DBB, foi fundamental para avaliar as interações entre as variáveis, propor modelos simplificados e identificar as condições ótimas de dosagem de coagulante, tempo de sedimentação e dosagem de desinfetante para operação do sistema de tratamento de água SALTA-z.

O coagulante orgânico apresentou-se mais eficiente na remoção do parâmetro turbidez, enquanto o coagulante inorgânico apresentou melhor performance na remoção de cor aparente e cor verdadeira.

A remoção da turbidez foi influenciada principalmente pela dosagem dos coagulantes e pelo tempo de sedimentação. O agente desinfetante além de desempenhar o importante papel de garantir a qualidade sanitária da água tratada pela inativação dos microrganismos patogênicos, atuou como agente oxidante, fundamental na remoção dos parâmetros cor aparente e cor verdadeira.

Em escala de bancada, a SALTA-z foi capaz de se adequar aos padrões de potabilidade de água estabelecidos pela Portaria GM/MS nº 888, de 4 de maio de 2021, para os parâmetros

avaliados. Assim, a tecnologia SALTA-z proposta pela Funasa apresentou resultados satisfatórios, tanto com o coagulante orgânico quanto o inorgânico, que ressaltam o seu potencial como alternativa para o abastecimento de água de qualidade e segura em comunidades rurais e/ou difusas do Semiárido.

## 2.6 Referências

APHA; AWWA; WPCF. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 22. ed. Washington, D.C.: American Public Health Association/American Water Works Association/Water Environment Federation, 2012.

BARROS NETO, B.; SCARMINIO, I. S.; BRUNS, R. E. **Como fazer experimentos: pesquisa e desenvolvimento na ciência e na indústria**. 3. ed. Campinas: UNICAMP, 2007.

BELTRÁN-HEREDIA, J.; SÁNCHEZ-MARTÍN, J.; DÁVILA-ACEDO, M. A. Optimization of the synthesis of a new coagulant from a tannin extract. **Journal of Hazardous Materials**, v. 186, n. 2–3, p. 1704–1712, 2011.

BEZERRA, M. A. et al. Response surface methodology (RSM) as a tool for optimization in analytical chemistry. **Talanta**, v. 76, n. 5, p. 965–977, 2008.

BHATNAGAR, A.; SILLANPÄÄ, M. Removal of natural organic matter (NOM) and its constituents from water by adsorption – A review. **Chemosphere**, v. 166, p. 497–510, 2017.

BONGIOVANI, M. C. et al. Removal of natural organic matter and trihalomethane minimization by coagulation/flocculation/filtration using a natural tannin. **Desalination and Water Treatment**, v. 57, n. 12, p. 5406–5415, 2016.

CALADO, V.; MONTGOMERY, D. C. **Planejamento de experimentos usando Statistica**. Rio de Janeiro: E-Papers Serviços Editoriais, 2003.

CANTOR, K. P. et al. Drinking water source and chlorination byproducts in Iowa. III. Risk of brain cancer. **American Journal of Epidemiology**, v. 150, n. 6, p. 552–560, 1999.

CARVALHO, M. C. S. et al. Combined use of O<sub>3</sub>/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> and O<sub>3</sub>/Mn<sup>2+</sup> in flotation of dairy wastewater. **Rev. Ambient. Água**, v. 13, n. 2, 2018.

DE OLIVEIRA, I. M. et al. Tannin-treated water for use in the emulsion polymerization of SBR. effect of ageing on mechanical properties. **International Journal of Polymeric Materials and Polymeric Biomaterials**, v. 56, n. 9, p. 939–944, 2007.

DE OLIVEIRA, R. R.; ARAÚJO, A. L. C.; DUARTE, M. A. C. Study of trihalomethanes potential formation in Extremoz-RN pond. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 25, n. 2, p. 315–322, 2020.

DIANA, M.; FELIPE-SOTELO, M.; BOND, T. Disinfection byproducts potentially responsible for the association between chlorinated drinking water and bladder cancer: A

review. **Water Research**, v. 162, p. 492–504, 2019.

FERREIRA, L. A. F. et al. Saneamento rural no planejamento municipal: lições a partir do Programa Nacional de Saneamento Rural (PNSR). **Revista DAE**, v. 67, n. 220, p. 36–51, 2019.

FUNASA. **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. v. 49

GOLEA, D. M. et al. THM and HAA formation from NOM in raw and treated surface waters. **Water Research**, v. 112, p. 226–235, 2017.

GRAHAM, N. et al. Characterisation and coagulation performance of a tannin-based cationic polymer: A preliminary assessment. **Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects**, v. 327, n. 1–3, p. 9–16, 2008.

HAMIDIN, N.; YU, Q. J.; CONNELL, D. W. Human health risk assessment of chlorinated disinfection by-products in drinking water using a probabilistic approach. **Water Research**, v. 42, n. 13, p. 3263–3274, 2008.

HRUDEY, S. E. et al. Evaluating Evidence for Association of Human Bladder Cancer with Drinking-Water Chlorination Disinfection By-Products. **Journal of Toxicology and Environmental Health - Part B: Critical Reviews**, v. 18, n. 5, p. 213–241, 2015.

HUA, G.; RECKHOW, D. A.; ABUSALLOUT, I. Correlation between SUVA and DBP formation during chlorination and chloramination of NOM fractions from different sources. **Chemosphere**, v. 130, p. 82–89, 2015.

IBGE. **Censo Demográfico 2010**.

IBRAHIM, A.; YASER, A. Z. Colour removal from biologically treated landfill leachate with tannin-based coagulant. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 7, n. 6, p. 103483, 2019.

KALLÓ, D. Applications of natural zeolites in water and wastewater treatment. **Reviews in Mineralogy and Geochemistry**, v. 45, n. 1, p. 518–550, 2001.

MACHADO, G. et al. Chemical modification of tannins from *Acacia mearnsii* to produce formaldehyde free flocculant. **Science of the Total Environment**, v. 745, p. 140875, 2020.

MONTGOMERY, D. C.; RUNGER, G. C. **Estatística aplicada e probabilidade para engenheiros**. 4<sup>o</sup> edição ed. Rio de Janeiro: LTC, 2009.

MORAES, B. S.; SCHNEIDER, I. A. H.; CARISSIMI, E. PRODUÇÃO DE COAGULANTE A BASE DE TANINO DE *Acacia mearnsii* E POTENCIAIS USOS NO SETOR INDUSTRIAL E NO TRATAMENTO DE ÁGUA PARA CONSUMO HUMANO: A EXPERIÊNCIA BRASILEIRA. **Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales**, v. 12, n. 1, p. 169–180, 2019.

MOSER, V. C. et al. Neurotoxicological evaluation of two disinfection by-products,

bromodichloromethane and dibromoacetonitrile, in rats. **Toxicology**, v. 230, n. 2–3, p. 137–144, 2007.

OKUDA, T. et al. Coagulation mechanism of salt solution-extracted active component in *Moringa oleifera* seeds. **Water Research**, v. 35, n. 3, p. 830–834, 2001.

RAHMAN, M. B. et al. Colon and rectal cancer incidence and water trihalomethane concentrations in New South Wales, Australia. **BMC Cancer**, v. 14, n. 1, p. 1–9, 2014.

RIBARDO, C.; ALLEN, T. T. An alternative desirability function for achieving “six sigma” quality. **Quality and Reliability Engineering International**, v. 19, n. 3, p. 227–240, 2003.

ROLAND, N. et al. A ruralidade como condicionante da adoção de soluções de saneamento básico. **Revista DAE**, v. 67, n. 220, p. 15–35, 2019.

ROUSSY, J. et al. Treatment of ink-containing wastewater by coagulation/flocculation using biopolymers. **Water SA**, v. 31, n. 3, p. 369–376, 2005.

SÁNCHEZ-MARTÍN, J.; GONZÁLEZ-VELASCO, M.; BELTRÁN-HEREDIA, J. Acacia mearnsii de Wild Tannin-Based Flocculant in Surface Water Treatment. **Journal of Wood Chemistry and Technology**, v. 29, n. 2, p. 119–135, 2009.

SÁNCHEZ-MARTÍN, J.; GONZÁLEZ-VELASCO, M.; BELTRÁN-HEREDIA, J. Surface water treatment with tannin-based coagulants from Quebracho (*Schinopsis balansae*). **Chemical Engineering Journal**, v. 165, n. 3, p. 851–858, 2010.

SILVA, B. B. et al. Evidenciando experiências positivas em saneamento básico: visões do Programa Nacional de Saneamento Rural (PNSR). **Revista DAE**, v. 67, n. 220, p. 69–86, 2019.

SILVEIRA, T. N. et al. Performance de coagulantes orgânicos e inorgânicos por meio de diagrama de coagulação em águas naturais. **Gesta**, v. 7, n. 1, p. 16–25, 2019.

STATSOFT, I. **STATISTICA (data analysis software system)**www.statsoft.com., , 2011.

TETTEH, E. K.; RATHILAL, S.; CHOLLOM, M. N. Pre-Treatment of industrial mineral oil wastewater using response surface methodology. **WIT Transactions on Ecology and the Environment**, v. 216, p. 181–191, 2017.

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.

WANG, W. et al. Effects of advanced oxidation pretreatment on residual aluminum control in high humic acid water purification. **Journal of Environmental Sciences**, v. 23, n. 7, p. 1079–1085, 2011.

XU, W. et al. Influence of shear force on floc properties and residual aluminum in humic acid treatment by nano-Al13. **Journal of Hazardous Materials**, v. 271, p. 1–8, 2014.

YANG, L. et al. Assessing trihalomethanes (THMs) and N-nitrosodimethylamine (NDMA) formation potentials in drinking water treatment plants using fluorescence spectroscopy and parallel factor analysis. **Chemosphere**, v. 121, p. 84–91, 2015.

### **CAPÍTULO III – Residual de alumínio em uma solução alternativa coletiva simplificada de tratamento de água para abastecimento humano: um estudo em escala de bancada**

---

#### **Resumo**

O objetivo deste trabalho foi avaliar o residual de alumínio na água tratada, para abastecimento humano, pelo sistema de tratamento de água alternativo coletivo e simplificado, da FUNASA, (SALTA-z) com emprego do coagulante sulfato de alumínio. O sistema foi reproduzido em escala de bancada. A etapa de clarificação foi realizada em jar test, com as velocidades de agitação e tempos recomendados pelo manual da SALTA-z. Após a clarificação, realizou-se a desinfecção, com adição de diferentes dosagens de hipoclorito de cálcio. Em seguida, procedeu-se a filtração em filtros contendo zeólita do tipo clinoptilolita e areia. Os ensaios foram realizados com água do reservatório paraibano, Epitácio Pessoa. Empregou-se a metodologia da superfície de resposta (MSR) através do delineamento Box-Behnken (DBB) para otimizar os parâmetros operacionais: dosagem de coagulante, tempo de sedimentação e dosagem de desinfetante, frente ao residual de alumínio na água. Percebeu-se que a maior remoção de alumínio ocorreu na etapa de desinfecção/filtração. Com a função desejabilidade, estimou-se que a condição operacional da SALTA-z que confere menor residual de alumínio ( $0,053 \text{ mg.L}^{-1}$ ) à água tratada é: dosagem de coagulante de  $45 \text{ mg.L}^{-1}$ , tempo de sedimentação de 10 min e dosagem de desinfetante de  $3 \text{ mg.L}^{-1}$ . Assim, constata-se que a tecnologia SALTA-z, operada em condições ideais, é capaz de tratar água de forma a garantir a segurança e promoção de saúde aos consumidores, se solidificando como alternativa a contribuir com a universalização do saneamento em comunidades rurais e/ou difusas.

**Palavras-chave:** SALTA-z. Saneamento rural. FUNASA. Otimização. Clarificação. Coagulante. Sulfato de alumínio.

#### **Aluminum residue in a simplified collective alternative water treatment solution for human supply: a bench scale study**

#### **Abstract**

The objective of this study was to evaluate the aluminum residue in the water, for human supply, treated by a simplified collective alternative water treatment solution (SALTA-z) using the aluminum sulfate coagulant. The system was reproduced in bench scale. The clarification step was carried out in a jar test, with the stirring speeds and times recommended by the SALTA-z manual. After clarification, disinfection was carried out, with the addition of different doses of calcium hypochlorite. Then, filtration was carried out in filters containing clinoptilolite-type zeolite and sand. The tests were carried out with water from the Epitácio Pessoa reservoir, Paraíba. The response surface methodology (RSM) was used through the Box-Behnken (DBB) design to optimize the operational parameters: coagulant dosage, settling time and disinfectant dosage, in view of the aluminum residue in the water. It was noticed that the greatest aluminum removal occurred in the disinfection/filtration step. With the desirability function, it was estimated that the operational condition of SALTA-z that grants the lowest residual aluminum ( $0.053 \text{ mg.L}^{-1}$ ) to the treated water is: coagulant dosage of  $45 \text{ mg.L}^{-1}$ , sedimentation time of 10 min and disinfectant dosage of  $3 \text{ mg.L}^{-1}$ . Thus, it appears that the SALTA-z technology, operated under ideal conditions, is capable of treating water in order to guarantee safety and health promotion to consumers, solidifying itself as an alternative contributing to the universalization of sanitation in rural and/or diffuse communities.

**Keywords:** SALTA-z. Rural sanitation. FUNASA. Optimization. Clarification. Coagulant. Aluminum sulfate.

### 3.1 Introdução

O acesso a água potável é um direito humano e necessário para o pleno gozo da vida (ONU, 2010), porém, em áreas isoladas ou em comunidades rurais é comprometido por fatores como baixa disponibilidade hídrica e inexistência de infraestrutura de tratamento e distribuição da água. Esse acesso deve ser fisicamente, geograficamente e financeiramente viável, e a água deve ser segura, aceitável e estar disponível em quantidade suficiente para uso pessoal e doméstico (QUEIROZ; SILVA; HELLER, 2020).

O Marco Legal do Saneamento Básico, atualizado pela Lei Federal nº 14.026 de 15 de julho de 2020, explicita que a elaboração ou atualização dos planos regionais de saneamento básico devem levar em consideração o ambiente rural, garantindo meios adequados para o atendimento da população pelos serviços, através da adoção de soluções compatíveis com as suas características econômicas e sociais.

Em 2019, foi criado o Programa Saneamento Brasil Rural (PSBR), coordenado pela Fundação Nacional de Saúde (FUNASA), com a finalidade de articular e incrementar as ações que visem à universalização do acesso ao saneamento básico em áreas rurais e comunidades tradicionais. Com isso, é imprescindível o planejamento para esses setores baseado na execução de medidas estruturais e de obras de infraestrutura para expansão do acesso à água, sendo necessário o desenvolvimento de alternativas que promovam o fornecimento de água segura em consonância aos padrões físicos, químicos, radiativos e organolépticos estabelecidos na Portaria GM/MS nº 888, de 4 de maio de 2021.

Nesta perspectiva, a FUNASA conta com a solução alternativa coletiva simplificada de tratamento de água (SALTA-z), uma tecnologia social que realiza o tratamento das águas superficiais e subterrâneas por meio de processos convencionais como a coagulação, floculação, desinfecção e filtração apresentando como meio filtrante uma camada suporte de areia e zeólita. Assim, a SALTA-z atua como um tipo de solução de abastecimento para áreas que não contam com abastecimento público tradicional (FUNASA, 2017). No entanto, essa solução utiliza, no processo de tratamento, produtos químicos no tratamento, como agente coagulante e desinfetante, que uma vez utilizados de forma empírica podem promover riscos à saúde dos usuários.



Como agente coagulante, tem-se o sulfato de alumínio, que pela sua performance na remoção de sólidos em suspensão e pelo baixo custo de aquisição é amplamente utilizado no Brasil para o tratamento de água de abastecimento público (LEMONS; AGUIAR FILHO; CAVALLINI, 2020). Porém, durante o processo de tratamento de água, além de produzir elevado volume de lodo com baixa degradabilidade e contribuir para turvação no final do tratamento, esse produto confere à água tratada um residual de alumínio que pode contribuir para o desenvolvimento de doenças neurodegenerativas, como as de Parkinson e Alzheimer (BALBINOTI et al., 2018; NAM et al., 2013; ROSALINO, 2011).

Estudos evidenciam preocupação quanto a presença de alumínio em produtos para consumo humano. Por estar presente em diversos processos e produtos, esse elemento torna-se amplamente disponível ao consumidor. O alumínio ingerido através de alimentos e em especial o contido na água requer atenção, uma vez que pode ser mais facilmente absorvido pelo trato gastrointestinal (ROSALINO, 2011; QUEIROZ et al., 2016).

## **3.2 Objetivo**

O presente trabalho teve como objetivo avaliar o residual de alumínio na água tratada pelo sistema de tratamento de água SALTA-z com o emprego do sulfato de alumínio, além de verificar o efeito dos parâmetros operacionais do sistema: dosagem de coagulante, tempo de sedimentação e dosagem de desinfetante sobre a concentração de alumínio na água.

## **3.3 Metodologia**

### *3.3.1 Apresentação e funcionamento da SALTA-z*

Na SALTA-z apresentada na Figura 8, a clarificação da água (coagulação/floculação/decantação) inicia-se pelo recalque da água bruta (1) que arrasta o coagulante presente no dosador (2) para o reservatório superior (3), onde ocorrerá o processo de floculação e sedimentação dos flocos formados. A fim de promover melhor dispersão do coagulante e homogeneização da água há uma curva instalada na entrada da tubulação de recalque no reservatório. O processo de sedimentação dos flocos é iniciado quando o reservatório atinge o nível máximo e em consequência tem-se interrupção do recalque de água.

Após a sedimentação dos flocos, a camada de lodo formada é drenada por tubulação localizada no fundo reservatório (4) para uma caixa de retenção do lodo, contendo areia. O

descarte é realizado até ser observado pelo operador a mudança da coloração do efluente. Após a execução da drenagem do lodo, a água clarificada é liberada pela tubulação de saída e segue para o dosador de cloro (6), por fim, é filtrada (7) obtendo-se a água tratada (8).



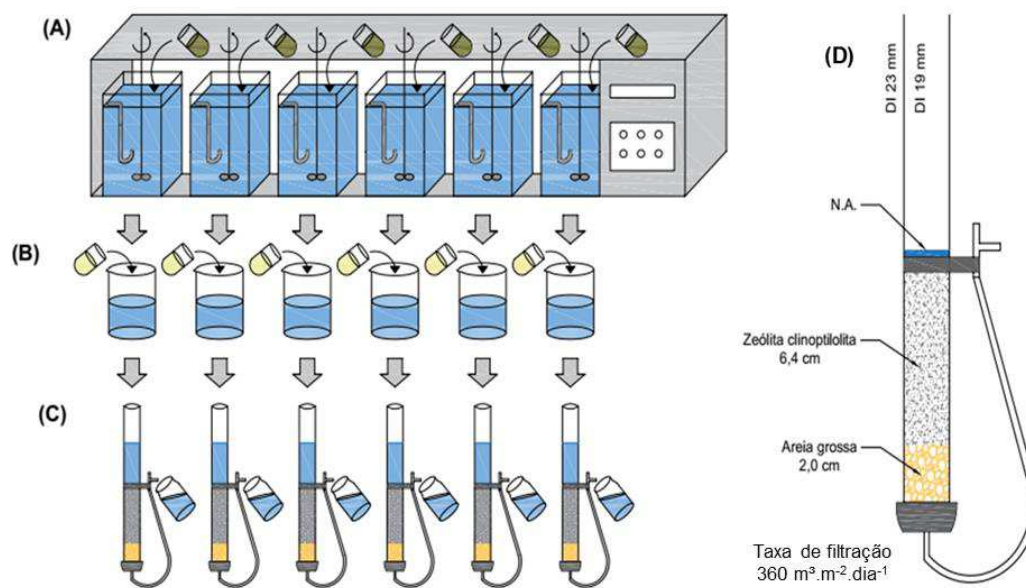
Fonte: Adaptado de FUNASA (2017).

O meio filtrante do sistema de filtração da SALTA-z é composto por areia (0,3 m atuando como camada suporte) e um leito filtrante de zeólita clinoptilolita (1,0 m). O filtro apresenta uma taxa de filtração de  $360 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$  (FUNASA, 2017).

### 3.3.2 Procedimento experimental

A avaliação da eficiência da SALTA-z foi realizada em escala de bancada levando em consideração as características do sistema real. A etapa de clarificação foi reproduzida em equipamento jarrest (com seis jarros de dois litros) da marca Policontrol, e a etapa de filtração por filtro padrão contento zeólita do tipo clinoptilolita e areia grossa, mantendo-se a mesma taxa de filtração. A Figura 9 ilustra o sistema em escala de bancada utilizado nesse trabalho.

Figura 9 – Desenho esquemático do sistema experimental



Fonte: Autoria própria.

A clarificação em equipamento jartest (Figura 9A) levou em consideração a recomendação do manual de 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 (FUNASA, 2017), sendo os critérios:

- (i) velocidade de agitação de 100 rpm por 1 minuto para o processo de coagulação;
- (ii) velocidade de agitação de 50 rpm por 10 minutos para a etapa de floculação;
- (iii) interrupção da mistura (0 rpm) para a etapa de decantação, a fim de promover a sedimentação dos flocos (os tempos de sedimentação avaliados constam na Tabela 5).

Após o término de cada ensaio de clarificação, coletou-se um litro de água decantada de cada jarro. A estas adicionou-se diferentes dosagens (Tabela 5) do agente desinfetante (Figura 9B), hipoclorito de cálcio, e de imediato procedeu-se a filtração (Figura 9C) e posterior determinação do residual de alumínio pelo método eriocromo cianina R (2500-AI B) descrito no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA; AWWA; WPCF, 2012).

Para o filtro padrão de laboratório (Figura 9D), a composição do meio filtrante foi mantida com a proporção do filtro sistema real (1,0 m de zeólita e 0,3 m de areia), preenchendo-o com 6,4 cm de zeólita e 2,0 cm de areia grossa para um diâmetro interno de 19 mm.

Os ensaios foram realizados com água bruta proveniente do reservatório Epitácio Pessoa, localizado no município de Boqueirão, Paraíba, cujos principais usos estão relacionados à irrigação e abastecimento humano. A coleta foi realizada na Estação de Tratamento de Água

de Gravatá, localizada no município de Queimadas, Paraíba. Esta água apresentou as seguintes características: turbidez de 2,06 uT, cor aparente de 23,10 uH, cor verdadeira de 14,65 uH, pH 8,0, alcalinidade e dureza de 109,0 e 96,0 mgCaCO<sub>3</sub>.L<sup>-1</sup>, respectivamente.

### 3.3.3 Delineamento experimental e análise dos dados

Para avaliar e otimizar condições operacionais da SALTA-z frente ao residual de alumínio da água tratada (variável dependente), foi aplicado a metodologia de superfície de resposta (MSR) através do delineamento Box-Behnken (DBB). Assim sendo, considerou-se como variáveis independentes, aquelas que interferem na eficiência do sistema e que são manipuladas pelos operadores do SALTA-z: a dosagem do coagulante (X<sub>1</sub>), tempo de sedimentação (X<sub>2</sub>) e dosagem do desinfetante (X<sub>3</sub>). Os valores codificados e não codificados das variáveis independentes estão expressos na Tabela 5, estabelecidos por ensaios preliminares em laboratório em relação a remoção de cor e turbidez.

Tabela 5 – Fatores e níveis do delineamento Box-Behnken

Variáveis	Símbolo	Níveis		
		-1	0	+1
Dosagem do coagulante (mg.L <sup>-1</sup> )	X <sub>1</sub>	15	30	45
Tempo de sedimentação (min)	X <sub>2</sub>	10	20	30
Dosagem do desinfetante (mg.L <sup>-1</sup> )	X <sub>3</sub>	2	4	6

Fonte: Autoria própria.

O DBB gerou a matriz de experimentos, Tabela 6, com 15 ensaios de tratabilidade, sendo realizados em duplicata, somando 30 ensaios. A matriz foi gerada a partir de 3 fatores (dosagem de coagulante, tempo de sedimentação e dosagem de desinfetante) e 3 repetições no ponto central.

A relação entre as variáveis independentes e o residual de alumínio (variável dependente) foi verificada a partir da metodologia de superfície de resposta (MSR) por meio do ajuste de um modelo de regressão de segunda ordem. A significância do modelo bem como a falta de ajuste foi verificada a partir de análise de variância (ANOVA). A função desejabilidade foi utilizada para estimar as condições ótimas das variáveis independentes na minimização do residual de alumínio da água tratada. As análises foram realizadas através do Statistica® 10.0 (STATSOFT, 2011).

### 3.4 Resultados e discussão

A Tabela 6 apresenta os resultados de residual de alumínio para os ensaios de tratabilidade na SALTA-z em escala de bancada. Observa-se que as maiores concentrações médias de alumínio na água tratada ocorreram nos ensaios 5, 7, 11, 14 e 15, com valores acima do máximo permitido pela Portaria GM/MS N° 888/2021 do Ministério da Saúde de 0,2 mg.L<sup>-1</sup>. Percebe-se que para os referidos ensaios, usou-se dosagens de sulfato de alumínio inferior ou igual a 30 mg.L<sup>-1</sup>, tempo de sedimentação menores ou iguais a 20 minutos e dosagens de desinfetante acima de 4 mg.L<sup>-1</sup>, exceto o ensaio 5 que se utilizou a dosagem de 2 mg.L<sup>-1</sup>,

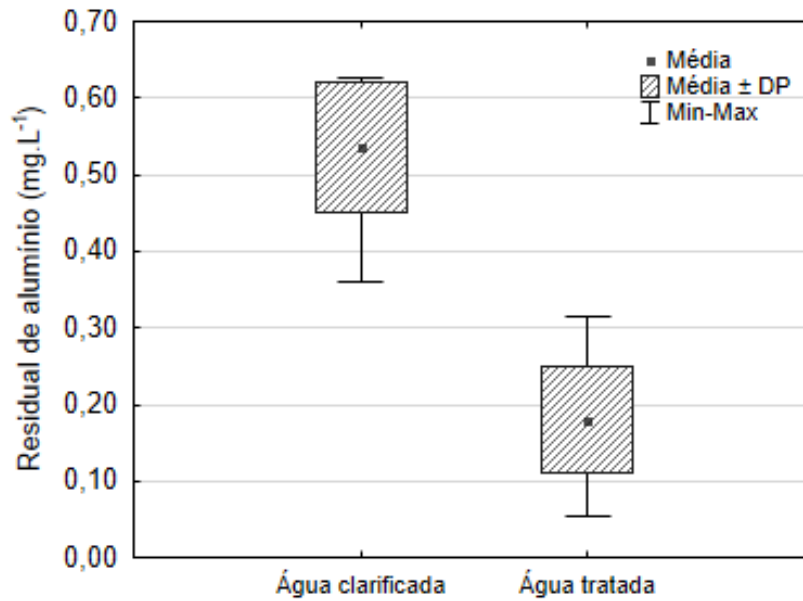
Tabela 6 – Matriz de DBB com variáveis codificadas e decodificadas e os valores médios de residual de alumínio (mg.L<sup>-1</sup>) para água tratada com sulfato de alumínio

Ensaio	X <sub>1</sub>		X <sub>2</sub>		X <sub>3</sub>		Residual de alumínio (mg.L <sup>-1</sup> )		
	Dosagem de coagulante (mg.L <sup>-1</sup> )		Tempo de sedimentação (min)		Dosagem de desinfetante (mg.L <sup>-1</sup> )				
1	-1	15	-1	10	0	4	0,14	±	0,01
2	1	45	-1	10	0	4	0,05	±	0,00
3	-1	15	1	30	0	4	0,20	±	0,00
4	1	45	1	30	0	4	0,08	±	0,00
5	-1	15	0	20	-1	2	0,28	±	0,02
6	1	45	0	20	-1	2	0,11	±	0,00
7	-1	15	0	20	1	6	0,29	±	0,02
8	1	45	0	20	1	6	0,19	±	0,08
9	0	30	-1	10	-1	2	0,18	±	0,04
10	0	30	1	30	-1	2	0,17	±	0,03
11	0	30	-1	10	1	6	0,21	±	0,06
12	0	30	1	30	1	6	0,18	±	0,01
13	0	30	0	20	0	4	0,18	±	0,01
14	0	30	0	20	0	4	0,20	±	0,01
15	0	30	0	20	0	4	0,21	±	0,01

Fonte: Autoria própria.

Durante a execução dos testes foi realizado o monitoramento do residual de alumínio após a etapa de clarificação (pós jar test), a fim de avaliar a eficiência das etapas posteriores (desinfecção e filtração). A Figura 10 apresenta a variabilidade dos dados do monitoramento do residual de alumínio na água clarificada e na água tratada nas diferentes condições.

Figura 10 – Variabilidade dos dados de residual de alumínio na água clarificada e tratada

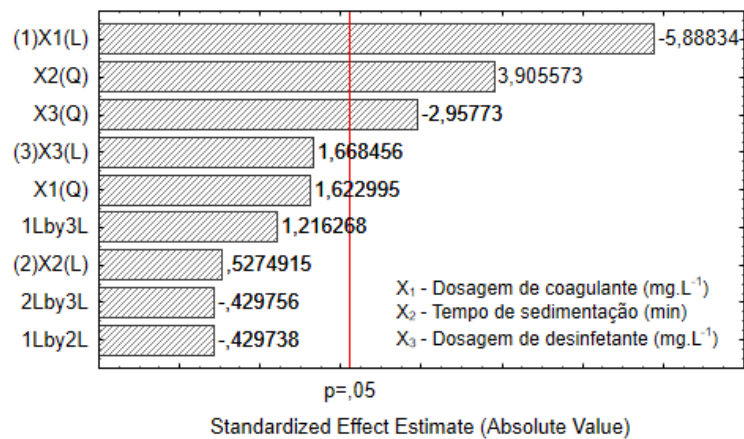


Fonte: Autoria própria.

De acordo com a Figura 10, observa-se diferença entre as etapas, com variações de 0,36 a 0,63  $\text{mg.L}^{-1}$  para a água clarificada e 0,05 e 0,31  $\text{mg.L}^{-1}$  para água tratada. A atenuação do residual entre as etapas é devido a retenção do alumínio na unidade de filtração (WANG et al., 2007), bem como o processo de oxidação/desinfecção do alumínio na água, que pode variar entre 0 e 20% (SRINIVASAN et al., 1999).

A Figura 11 apresenta o gráfico de Pareto mostrando os efeitos principais e as interações que exerceram influência no residual de alumínio com nível de confiança de 95% ( $p=0,05$ ).

Figura 11 – Gráficos de Pareto dos efeitos padronizados sob o residual de alumínio em função dos fatores avaliados



Fonte: Autoria própria.

Conforme a Figura 11, verificou-se que as três variáveis independentes contribuíram de forma estatisticamente significativas em termos lineares e quadráticos para a presença de residual de alumínio na água. Porém, a dosagem de coagulantes ( $X_1$ ) em termo linear se destacou em relação as demais variáveis como a de maior efeito, influenciando de forma inversa, ou seja, quanto maior os seus níveis, menor o residual de alumínio conferido à água tratada. O tempo de sedimentação, em termos quadráticos ( $X_2^2$ ), indicou a necessidade da adoção de menores valores para se ter a minimização do residual. Por seu turno, em termo quadrático, a dosagem de desinfetante ( $X_3^2$ ) influenciou de forma negativa a concentração de alumínio.

O modelo de segunda ordem ajustado aos dados experimentais para o residual de alumínio na água tratada é apresentado na Equação 1. A Tabela 7 apresenta a análise de variância para verificar a qualidade do ajuste do modelo aos dados.

$$Y = 0,1422 + 0,0009X_1 - 0,0001X_1^2 + 0,0257X_2 - 0,0005 X_2^2 - 0,0889X_3 + 0,0107X_3^2 - 0,00004X_1X_2 + 0,0005X_1X_3 - 0,0003X_2X_3 \quad (1)$$

Onde, Y é a concentração de alumínio na água tratada ( $\text{mg.L}^{-1}$ ),  $X_1$ ,  $X_2$  e  $X_3$  representam, respectivamente, a dosagem de coagulante ( $\text{mg.L}^{-1}$ ), o tempo de sedimentação (min) e a dosagem de desinfetante ( $\text{mg.L}^{-1}$ ).

Tabela 7 – Análise de variância para o modelo quadrático ajustado

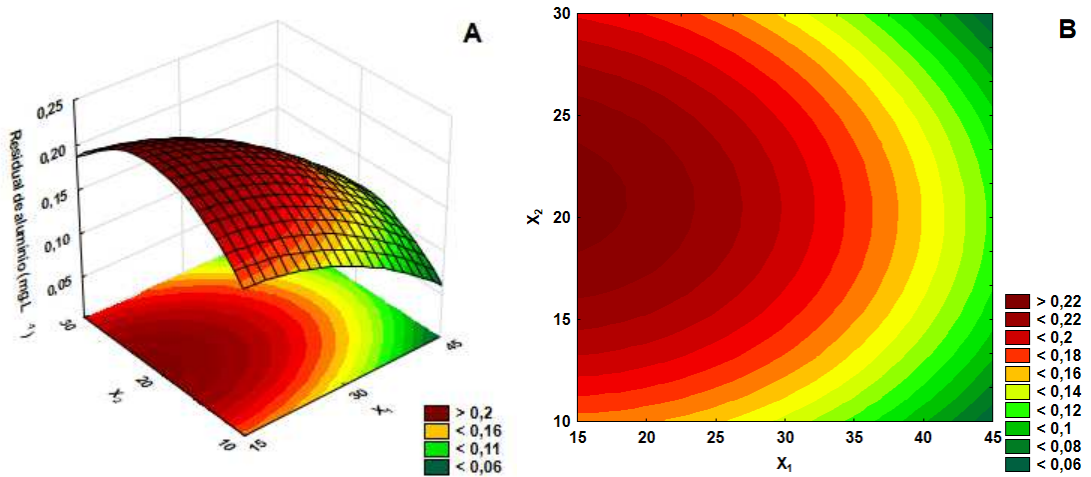
Fonte de Variação	Soma quadrática	Graus de liberdade	Média quadrática	$F_{\text{tab}}$	$F_{\text{cal}}$	$F_{\text{cal}}/F_{\text{tab}}$
Regressão	0,1066	9	0,0118	2,39	7,18	3,00
Resíduos	0,0330	20	0,0016			
Falta de ajuste	0,0063	3	0,0021	3,20	1,34	0,42
Erro puro	0,0267	17	0,0016			
Total	0,1396	29				
$R^2$	0,76					
$R^2$ ajustado	0,66					
$R^2$ máxima	80,90					
S (erro padrão de regressão)	0,0406					

Fonte: Autoria própria.

Conforme expresso na Tabela 7, o modelo foi considerado significativo, uma vez que a regressão apresentou  $F_{\text{calc}}$  maior que  $F_{\text{tab}}$  ( $F_{\text{cal}}/F_{\text{tab}} > 1$ ) e não apresentou falta de ajuste,  $F_{\text{calc}}$  menor que  $F_{\text{tab}}$  ( $F_{\text{cal}}/F_{\text{tab}} < 1$ ), tornando-o preditivo, conforme relatado por Barros Neto et al. (2007). Além disso, o modelo é capaz de explicar 76% ( $R^2=0,76$ ) da variação do residual de alumínio na água tratada. Segundo Barros Neto et al. (2007), modelos com  $R^2$  menor 0,60 não podem ser usados para fins preditivos, apenas como indicadores de tendência.

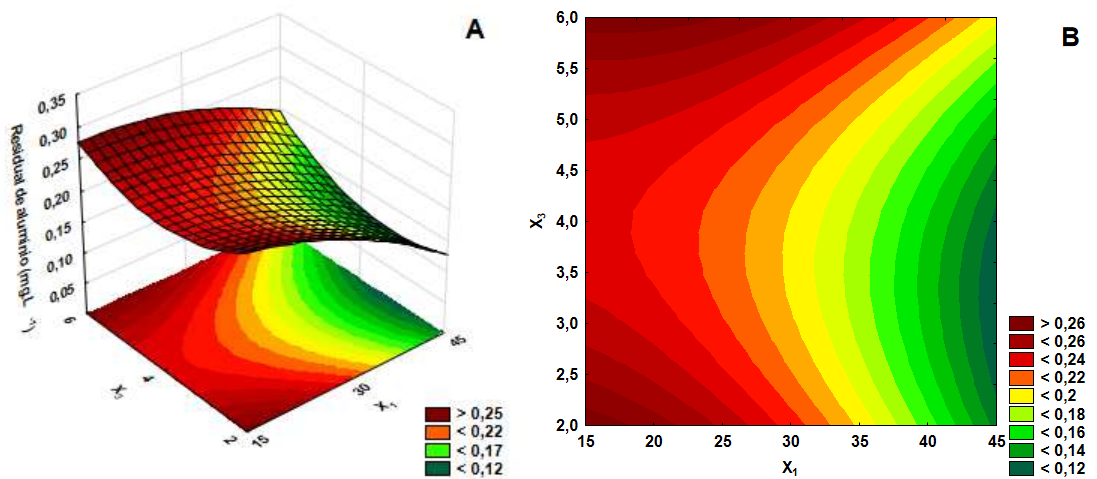
As Figuras 12, 13 e 14 apresentam os gráficos de superfície de resposta e de contornos correlacionando as variáveis independentes com o residual de alumínio presente na água tratada pela SALTA-z em escala de bancada.

Figura 12 – Superfície de resposta (A) e curva de contorno (B) das variáveis dosagem de coagulante ( $X_1$ ) e tempo de sedimentação ( $X_2$ ). A variável dosagem de desinfetante foi mantida constante ( $X_3 = 4,0 \text{ mg.L}^{-1}$ )



Fonte: Autoria própria.

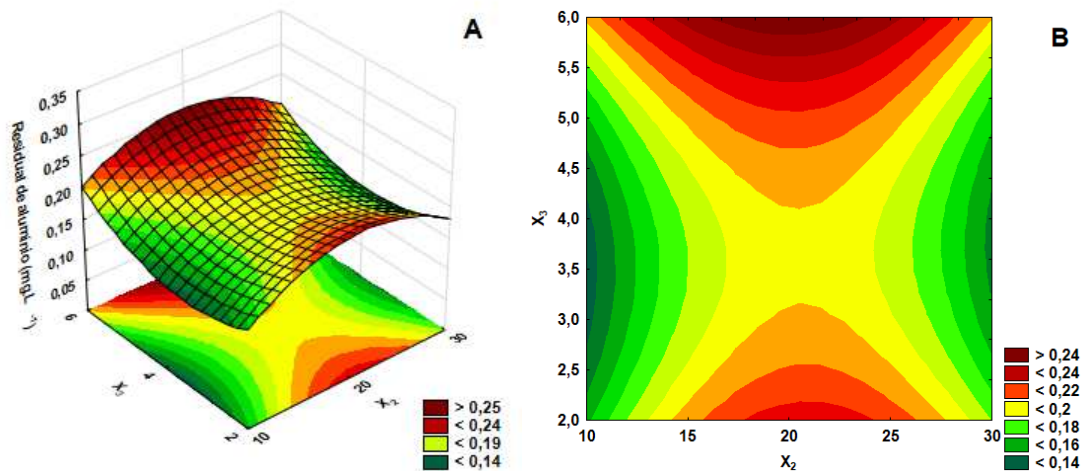
Figura 13 – Superfície de resposta (A) e curva de contorno (B) das variáveis dosagem de coagulante ( $X_1$ ) e dosagem de desinfetante ( $X_3$ ). A variável tempo de sedimentação foi mantida constante ( $X_2 = 20 \text{ min}$ )



Fonte: Autoria própria.



Figura 14 – Superfície de resposta (A) e curva de contorno (B) das variáveis tempo de sedimentação ( $X_2$ ) e dosagem de desinfetante ( $X_3$ ). A variável dosagem de coagulante foi mantida constante ( $X_1 = 15,0 \text{ mg.L}^{-1}$ )



Fonte: Autoria própria.

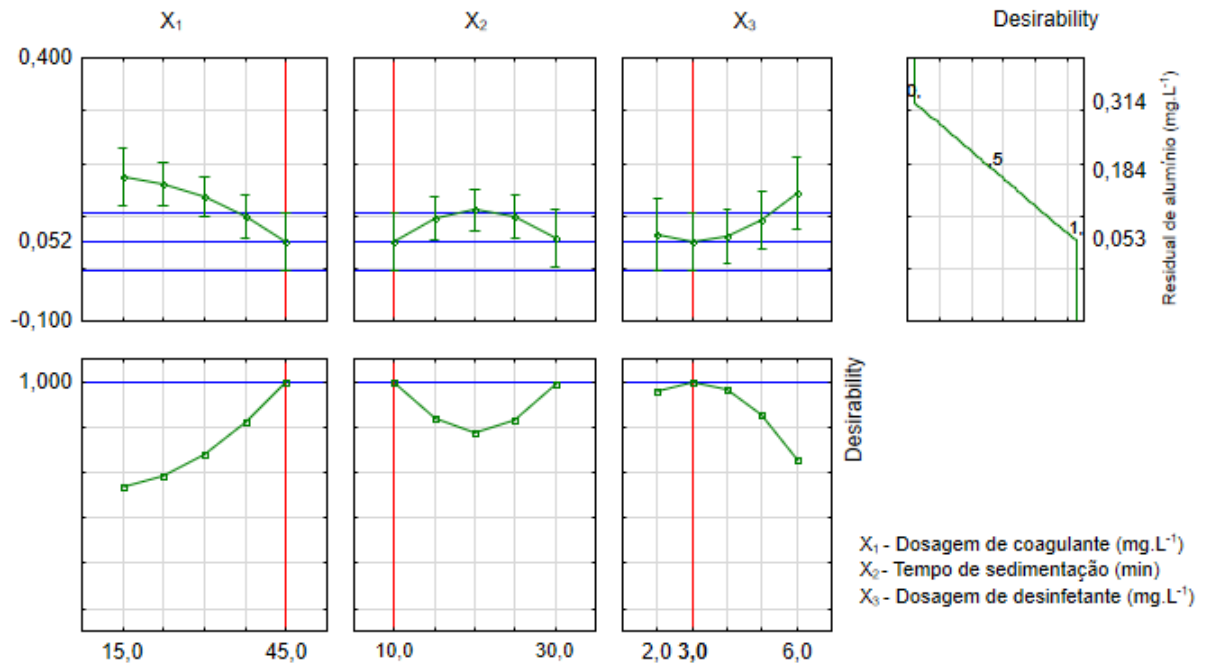
Confrontando a dosagem de coagulantes ( $X_1$ ) e do tempo de sedimentação ( $X_2$ ) (Figura 12), é possível identificar que o residual de alumínio na água tratada, tende a ficar dentro do limite aceitável para consumo humano de  $0,2 \text{ mg.L}^{-1}$ , quando adotado maiores dosagens ( $> 30 \text{ mg.L}^{-1}$ ) em amplo tempo de sedimentação (10 a 30 min).

Na Figura 13, que correlaciona a dosagem de coagulante ( $X_1$ ) e a dosagem de desinfetante ( $X_3$ ), notou-se que o residual de alumínio tende a diminuir com doses de coagulante acima de  $30 \text{ mg.L}^{-1}$  em ampla faixa de dosagem de desinfetante. No entanto, as menores concentrações de alumínio ( $< 0,14 \text{ mg.L}^{-1}$ ) foram observados na faixa de dosagem do desinfetante entre 2 e  $4 \text{ mg.L}^{-1}$ .

Por seu turno, ao analisar a Figura 14, que correlaciona o tempo de sedimentação ( $X_2$ ) e da dosagem de desinfetante ( $X_3$ ) sob o residual de alumínio na água, observou-se que as concentrações de alumínio tendem a serem superiores ao valor máximo permitido de  $0,2 \text{ mg.L}^{-1}$ , quando adotado tempos de sedimentação próximos ao valor central, de 20 min, e em dosagens próximos a  $2,0 \text{ mg.L}^{-1}$  e superiores a  $4,0 \text{ mg.L}^{-1}$ .

Por fim, a partir do modelo proposto foi possível determinar os valores ótimos para as três variáveis operacionais estudadas para a minimização das concentrações de alumínio a partir da função desejabilidade. A Figura 15 ilustra o perfil dos valores preditos das variáveis dosagem de coagulante, tempo de sedimentação e dosagem de desinfetante da SALTA-z em escala de bancada.

Figura 15 – Perfil dos valores preditos e da desejabilidade para os experimentos utilizando o sulfato de alumínio como agente coagulante



Fonte: Autoria própria.

A condição operacional que oferece o menor residual de alumínio à água tratada pelo sistema é uma dosagem de  $45,0 \text{ mg.L}^{-1}$ , tempo de sedimentação de 10 min e dosagem de desinfetante de  $3,0 \text{ mg.L}^{-1}$ , fornecendo um residual de  $0,053 \text{ mg.L}^{-1}$ .

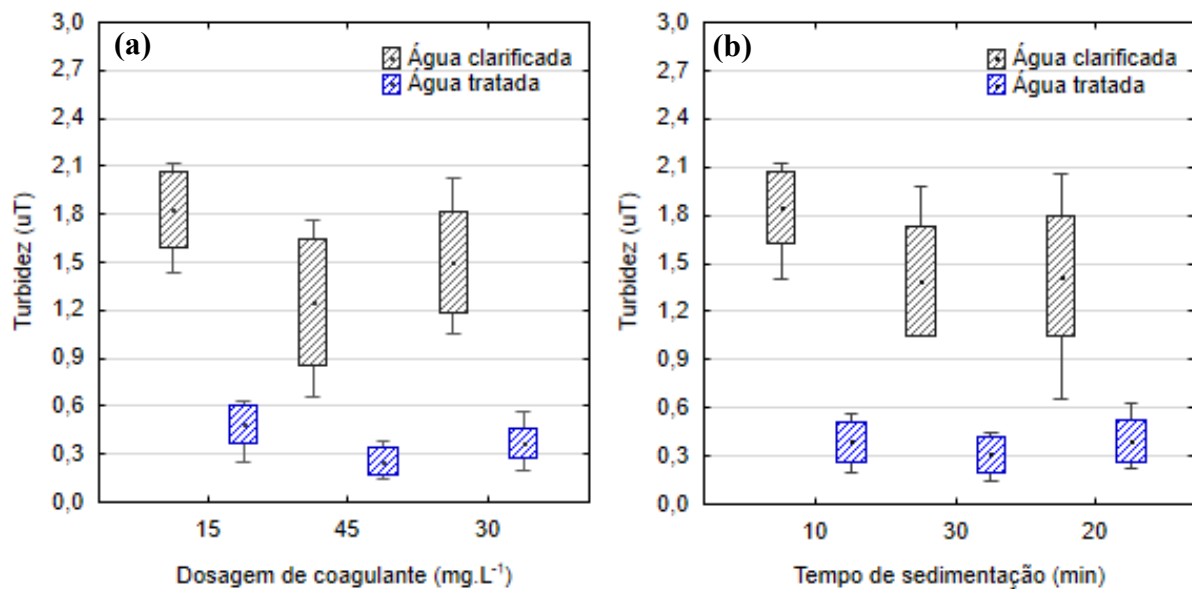
Diante dos resultados obtidos nesse estudo de otimização, pode-se inferir que a dosagem do agente coagulante para se obter o menor residual de alumínio se apresentou próximo ao ponto máximo estudado. Neste caso, a água bruta apresentou baixos valores de turbidez e cor, indicando que a concentração de coloides é relativamente baixa e com dosagens mais elevadas de sulfato de alumínio, atuando em sua faixa de pH ótimo (o pH observado nos experimentos foi de  $\pm 6,4$ ), teve-se efetividade na desestabilização das partículas sendo removidas pelo processo de sedimentação e as remanescentes foram retidas na filtração. Esse fato por ser observado no comportamento da turbidez da água decantada e tratada, Figura 16a, onde a turbidez residual tende a ser menor com dosagens de coagulante de  $45 \text{ mg.L}^{-1}$ .

No entanto, o residual de alumínio foi minimizado quando adotado o menor tempo de sedimentação. Quando comparado os valores de turbidez residual entre as etapas de clarificação e pós filtração (água tratada) em relação aos tempos de sedimentação, Figura 16b, percebe-se que a turbidez na água clarificada para o tempo de 10 minutos é superior aos tempos de 20 e 30 minutos, no entanto, não há diferença significativa na água tratada. Assim, pode-se inferir que

a remoção do alumínio residual foi potencializada quando os flocos formados apresentavam uma menor velocidade de sedimentação permanecendo na água e retidas na etapa de filtração.

Estudos realizados por Srinivasan e Viraraghavan (2002) e Liu, Liu e Xie (2020) relataram que as unidades de clarificação e filtração removeram com eficácia as partículas de alumínio. Além disso, o estudo realizado por Liu, Liu e Xie (2020) em uma estação de tratamento de água em Jiaxing, China, observaram correlação positiva entre a concentração de alumínio residual e a turbidez na água tratada, onde o tratamento físico, no caso a filtração, apresentam remoções de alumínio mais elevadas.

Figura 16 – Variabilidade dos dados de turbidez, categorizados pela dosagem de coagulante (a) e pelo tempo de sedimentação (b)



Fonte: Autoria própria.

A dosagem de desinfetante ótima obtida para promover a minimização do residual de alumínio encontrada foi de 3,0 mg.L<sup>-1</sup>, valor intermediário entre o mínimo e máximo estudado. No entanto, como relatado anteriormente, a remoção de alumínio na água pelos processos de oxidação/desinfecção é baixa, podendo variar entre 0 e 20% (SRINIVASAN et al., 1999).

### 3.5 Conclusão

A partir dos experimentos realizados na SALTA-z em escala de bancada, foi possível verificar que a água tratada com sulfato de alumínio apresentou, em alguns momentos, residual de alumínio superior ao permitido pela Portaria GM/MS N° 888/2021 do Ministério da Saúde, o que pode gerar prejuízos à saúde humana. Com isso, constatou-se a necessidade de otimização

dos parâmetros operacionais dosagem de coagulante, tempo de sedimentação e dosagem de desinfetante, que demonstraram influência direta na concentração de alumínio na água tratada, conforme a MSR. Com base no modelo proposto, foi estabelecida a condição ótima de operação da SALTA-z, que possibilita a obtenção de água tratada com um residual de alumínio em torno de 73,5% abaixo do limite permitido pela referida Portaria. Deste modo, pode-se atestar que a tecnologia SALTA-z, em escala de bancada, foi capaz de produzir uma água segura para seus usuários no tocante ao residual de alumínio, se solidificando como alternativa para universalização do saneamento em comunidades rurais e/ou difusas.

### 3.6 Referências

APHA; AWWA; WPCF. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. **22. ed.** Washington, D.C.: American Public Health Association/American Water Works Association/Water Environment Federation, 2012.

ASSEMBLÉIA GERAL DA ONU (AG). *Resolução 64/292. The human right to water and sanitation*. 2014. Disponível em: <<http://undocs.org/A/RES/68/157>>. Acesso em: 05 de novembro de 2020.

BALBINOTI, J. R.; BEGHETTO, C. L.; SILVA, L. A., CORAL, L. A.; BASSETTI, F. J. Uso de sementes de Moringa oleifera como agente coagulante para o tratamento de água. *Revista Brasileira de Geografia Física*. v. 11, n. 5, p. 1748-1760, 2018.

BARROS NETO, B.; SCARMINIO, I. S.; BRUNS, R. E. *Como fazer experimentos: pesquisa e desenvolvimento na ciência e na indústria*. 3. ed. Campinas: UNICAMP, 2007.

BRASIL. *Lei Federal nº 14.026, de 15 de julho de 2020*. Dispõe sobre atualização do Marco Legal do Saneamento Básico. Disponível em: <[http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/\\_ato2019-2022/2020/lei/L14026.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2019-2022/2020/lei/L14026.htm)>. Acesso em: 05 de novembro de 2020

BRASIL. Ministério da Saúde. Portaria GM/MS n. 888, de 04 de maio de 2021. Altera o Anexo XX da Portaria de Consolidação GM/MS nº 5, de 28 de setembro de 2017, para dispor sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. *Diário Oficial da União*, Brasília, 2021.

BRASIL. Ministério da Saúde. Portaria de Consolidação n. 5, de 28 de setembro de 2017. Consolidação das normas sobre as ações e os serviços de saúde do Sistema Único de Saúde. *Diário Oficial da União*, Brasília, 2017.

FUNASA. *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. v. 49.

FUNDAÇÃO NACIONAL DE SAÚDE (FUNASA). **Programa Saneamento Brasil Rural**. Disponível em: <<https://www.saneamentobrasilrural.com.br/>>. Acesso em: 05 de novembro de 2020.

LEMOS, K. S.; AGUIAR FILHO, S. Q.; CAVALLINI, G. S. Avaliação comparativa entre os coagulantes sulfato de alumínio ferroso e policloreto de alumínio para tratamento de água: estudo de viabilidade econômica. **Revista desafios**. v. 7, n. 1, p. 109-119, 2020. DOI: <http://dx.doi.org/10.20873/uftv7-7824>

LIMA, P. R.; ALMEIDA, I. V.; VICENTINI, V. E. P. Os diferentes tipos de coagulantes naturais para o tratamento de água: uma revisão. **Evidência**. v. 20, n. 1, p. 9-22, 2020. DOI: <https://doi.org/10.18593/eba.24807>.

LIU, H.; LIU, H.; XIE, Y. Fate and fractionation of aluminum in a full-scale Al-based drinking water treatment plant. **Journal of Water Supply: Research and Technology - AQUA**, v. 69, n. 5, p. 469–477, 2020.

NAÇÕES UNIDAS. Direito Humano à Água e ao Saneamento: resolução da Assembleia da Geral n°64/292. Nova Iorque: Assembleia Geral, A/RES/64/292, 28/07/2010.

NAM, S.; JO, B.; KIM, W.; ZOH, K. Streaming current titration for coagulation of high turbidity water. **Colloids and surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects**. v. 419, p. 133-139, 2013. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.colsurfa.2012.11.051>

NEPOMUCENO, T. C.; FERREIRA, W. B.; PAIVA, W.; DINIZ, T. R.; SANTOS, W. B. Aplicabilidade de coagulantes a base de tanino em estações de tratamento de água. **Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais**, v. 9, n. 7, p. 111-123, 2018. DOI: <https://doi.org/10.6008/CBPC2179-6858.2018.007.0011>

QUEIROZ, J. T. M.; SILVA, P. N.; HELLER, L. Novos pressupostos para o saneamento no controle de arboviroses no Brasil. **Caderno de Saúde Pública**. v. 36, n. 4, p. 1-5, 2020. DOI: 10.1590/0102-311X00223719

QUEIROZ, S. C. B.; PIMENTA, M. N.; SILVA, G. G.; OLIVEIRA, V. G. A. Remoção de alumínio em águas para abastecimento público por meio de precipitação química com hidróxido de cálcio. **Revista AIDIS de Engenharia e Ciências Ambientais**, 9, n. 1, p. 89-106, 2016. DOI: <http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2016.9.1.50062>

ROSALINO, M. R. R. **Potenciais Efeitos da Presença de Alumínio na Água de Consumo Humano**. 2011. 85p. Dissertação (Mestrado em Engenharia do Ambiente) – Faculdade de Ciências e Tecnologia, Universidade Nova de Lisboa.

SILVEIRA, T. N.; BARBOSA, M. G. N.; PEQUENO, L. A. B.; SANTOS, W. B.; FERREIRA, W. B. Performance de coagulantes orgânicos e inorgânicos por meio de diagrama de coagulação em águas naturais. **Gesta**, v. 7, n. 1, p. 16–25, 2019.

SRINIVASAN, P.; VIRARAGHAVAN, T. Characterisation and concentration profile of aluminium during drinking-water treatment. **Water SA**, v. 28, n. 1, p. 99–106, 2002.

SRINIVASAN, P. T.; VIRARAGHAVAN<sup>1</sup>, T.; SUBRAMANIAN, K. S. Aluminium in

drinking water. **Water SA Vol.**, v. 25, n. 1, p. 47–56, 1999.

STATSOFT, I. **STATISTICA** (data analysis software system) [www.statsoft.com](http://www.statsoft.com), 2011.

VENEU, D. M.; SILVA, M. P. M.; SALVIO, A. M. D.; DELPHINO, I. A. Z. Tratamento de água eutrofizada através dos processos de pré-oxidação, coagulação e floculação. **Engevista**, v. 17, n. 2, p. 175-186, 2015.

WANG, W. DONG et al. Transfer and transport of aluminum in filtration unit. **Journal of Environmental Sciences**, v. 19, n. 8, p. 897–901, 2007.

## **CAPÍTULO IV – Solução alternativa coletiva de tratamento de água (SALTA-z) e águas do semiárido: uma análise da qualidade da água produzida**

---

### **Resumo**

A solução alternativa coletiva de tratamento de água (SALTA-z) apresenta-se como uma tecnologia promissora para descentralização e universalização dos serviços de abastecimento de água no Brasil. Dessa forma, empregou-se a referida tecnologia para tratar água proveniente do semiárido brasileiro, como forma de verificar a eficiência no controle e remoção de parâmetros físicos, químicos e microbiológicos. Operou-se a unidade da SALTA-z em duas configurações: a primeira em ciclo completo (coagulação, floculação, decantação, desinfecção e filtração), a segunda dispensando a unidade de desinfecção; como forma de avaliar se o ponto em que essa unidade é instalada no sistema contribui para a melhoria da qualidade da água de forma geral. Avaliou-se o pH, dureza total, alcalinidade, cloretos, condutividade elétrica, sólidos dissolvidos totais (SDT), cor aparente, cor verdadeira, turbidez, absorvância à UV-254 nm, coliformes totais e *Escherichia coli* na água bruta, decantada e tratada/filtrada. O controle dos referidos parâmetros permitiu avaliar que o sistema, nas condições estabelecidas, não promoveu redução dureza total e alcalinidade, no entanto a água apresentou valores em conformidade com a portaria de potabilidade brasileira (Portaria GM/MS nº 888/2021); a utilização de sulfato de alumínio como agente coagulante promoveu a redução dos parâmetros pH e alcalinidade, isso devido a liberação de íons H<sup>+</sup>; notou-se baixa variabilidade para a remoção da condutividade elétrica e SDT, já a cor verdadeira foi removida de forma satisfatória o que infere na presença de matéria orgânica na água bruta; os parâmetros turbidez e cor aparente indicam que o sistema tem bom funcionamento operacional tendo em vista que a água tratada apresentou valores em conformidade com a legislação. Pelas satisfatórias remoções dos parâmetros físicos, químicos e microbiológico avaliados, retrata-se a validação da tecnologia SALTA-z em termos de segurança da água a ser fornecidas em comunidades rurais do semiárido brasileiro.

**Palavras-chave:** Saneamento rural. Potabilidade. Desinfecção. Coagulante inorgânico. Sulfato de alumínio.

### **Collective alternative water treatment solution (SALTA-z) and semi-arid water: an analysis of the quality of the water produced**

#### **Abstract**

The collective alternative water treatment solution (SALTA-z) presents itself as a promising technology for the decentralization and universalization of water supply services in Brazil. Thus, this technology was used to treat water from the Brazilian semi-arid region, as a way of verifying the efficiency in the control and removal of physical, chemical and microbiological parameters. The SALTA-z pilot unit was set into two configurations: the first in a complete cycle (coagulation, flocculation, decantation, disinfection and filtration), the second without the disinfection unit; as a way of assessing whether the point at which this unit is installed in the system contributes to the improvement of water quality in general. The pH, total hardness, alkalinity, chlorides, electrical conductivity, total dissolved solids (TDS), apparent color, true color, turbidity, absorbance at UV-254 nm, total coliforms and *Escherichia coli* were evaluated in raw, decanted and treated/filtered water. The control of these parameters allowed us to evaluate that the system, under the established conditions, did not promote a reduction in total

hardness and alkalinity, however the water presented values in accordance with the Brazilian potability ordinance (Portaria GM/MS nº 888/2021); the use of aluminum sulfate as a coagulant agent promoted the reduction of pH and alkalinity parameters, due to the release of H<sup>+</sup> ions; low variability was observed for the removal of electrical conductivity and TDS; true color was satisfactorily removed, which implies the presence of organic matter in the raw water; the turbidity and apparent color parameters indicate that the system has good operational functioning considering that the treated water presented values in accordance with the legislation. Due to the satisfactory removal of the physical, chemical and microbiological parameters evaluated, the validation of the SALTA-z technology is presented in terms of water safety to be provided in rural communities in the Brazilian semi-arid region.

**Keywords:** Rural sanitation. Potability. Disinfection. Inorganic coagulant. Aluminum sulfate.

#### 4.1 Introdução

Segundo a Organização Mundial da Saúde, até o ano de 2025, metade da população mundial viverá em áreas de escassez hídrica, o que torna cada vez mais difícil o acesso à água (WHO, 2015), sendo este um direito universal e necessário para o desenvolvimento das atividades humanas.

No contexto brasileiro, principalmente na região semiárida, há ocorrência irregular de chuvas, em distribuição espacial e temporal, aliada a elevada taxa de evaporação e às limitações relacionadas à gestão dos recursos hídricos contribuem para uma ação negativa no fenômeno da seca, num cenário caracterizado por baixa cobertura de ações de saneamento básico, na maior parcela dos municípios, cenário que caracteriza-se pela suscetibilidade dos recursos naturais regionais à escassez e à contaminação (ANA, 2013; BEZERRA et al., 2020).

Essa conjuntura revela a necessidade da adoção de medidas de gestão e a inserção de tecnologias que promovam a universalização do acesso à água, sobretudo em comunidades rurais e tradicionais, a fim de minimizar os riscos frente ao seu consumo. Pois sabe-se que o acesso a água potável, coleta e tratamento de esgoto, drenagem de águas pluviais e manejo dos resíduos sólidos não são efetivados nesse tipo de território devido inviabilidade técnica/econômica ou atenção política, situação que expõe milhões de pessoas à diversos riscos à saúde (FERREIRA et al., 2021).

O atual padrão de potabilidade brasileiro explicitado pela Portaria GM/MS nº 888/2021, retrata as soluções alternativas coletivas de abastecimento de água para consumo humano (SAC) como sendo uma modalidade de abastecimento coletivo destinada a fornecer água potável, sem rede de distribuição. A referida portaria estabelece os critérios de qualidade da



água para sistemas dessa natureza, de forma análoga aos sistemas de abastecimento de água para consumo humano (SAA).

Nesse contexto, solução alternativa coletiva de tratamento de água (SALTA-z), apresenta-se como uma ferramenta que pode contribuir com a descentralização dos serviços de abastecimento. Além disso, ressalta-se que a promoção de saneamento rural é uma premissa importante para se atingir as metas estabelecidas pela Lei Federal 14.026 de 15 de julho de 2020, que atualiza o marco legal do saneamento no Brasil, dentre elas o atendimento a 99% da população com água portátil até 31 de dezembro de 2033.

A concepção de sistema estabelecida para a SALTA-z (BRASIL, 2017) visa critérios viáveis de instalação e operação; como a fácil aplicabilidade do sistema, baixo custo de implantação, operação e manutenção simplificadas. Suas etapas de tratamento estão baseadas nos processos convencionais, que inclui a clarificação (coagulação/floculação/decantação), desinfecção e filtração, nessa ordem.

Porém, o sistema de tratamento em questão apresenta condições hidráulicas e de funcionamento que diferem das estações de tratamento convencionais que são concebidas e dimensionadas em condições ideais, distingue-se também em relação a ordem dos processos de tratamento, quando se trata do ponto de aplicação do agente desinfetante, no caso da SALTA-z, a desinfecção acontece anterior à filtração.

Essa condição pode favorecer a formação de subprodutos da desinfecção devido a oxidação da matéria orgânica presente em água (OLIVEIRA; ARAÚJO; DUARTE, 2020; PINTO; BALTAZAR, 2020). Embora a água seja submetida ao processo de clarificação, há material em suspensão, que por muitas vezes não são capazes de serem retidos nesta etapa. A aplicação do cloro anterior a filtração permite maior interação entre a matéria orgânica remanescente do processo e esse agente desinfetante de forma que se a água fosse desinfetada após a filtração evitaria e/ou minimizaria a formação de compostos organoclorados como os trihalometanos (THM) (MA et al., 2019; HE et al., 2022).

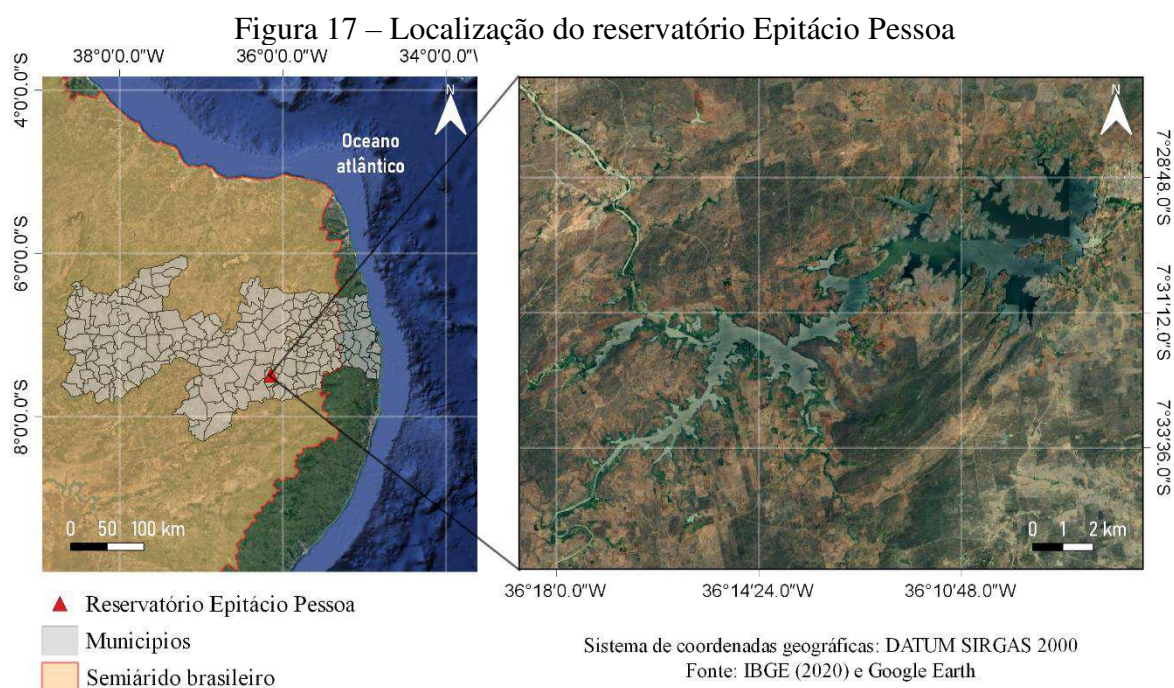
## **4.2 Objetivo**

Verificar a eficiência do tratamento de águas do semiárido do sistema de tratamento de água SALTA-z, no controle e remoção de parâmetros físicos, químicos e microbiológico, como também avaliar a contribuição da unidade de desinfecção na qualidade da água produzida.

### 4.3 Metodologia

#### 4.3.1 Água de estudo

A água de estudo foi proveniente do reservatório Epitácio Pessoa (Figura 17), coletada e transportada para a SALTA-z por meio de carro-pipa. O barramento deste reservatório está localizado no município de Boqueirão, no semiárido paraibano, e sua bacia hidráulica se estende pelos municípios Boqueirão, Barra de São Miguel e Cabaceiras, atualmente seu volume máximo de acumulação é estimado em 411,69 milhões m<sup>3</sup>, com área de 2.680 ha (FARTO; SILVA, 2020). O referido manancial tem como usos principais o abastecimento humano e emprego na irrigação.



#### 4.3.2 O sistema e suas características operacionais

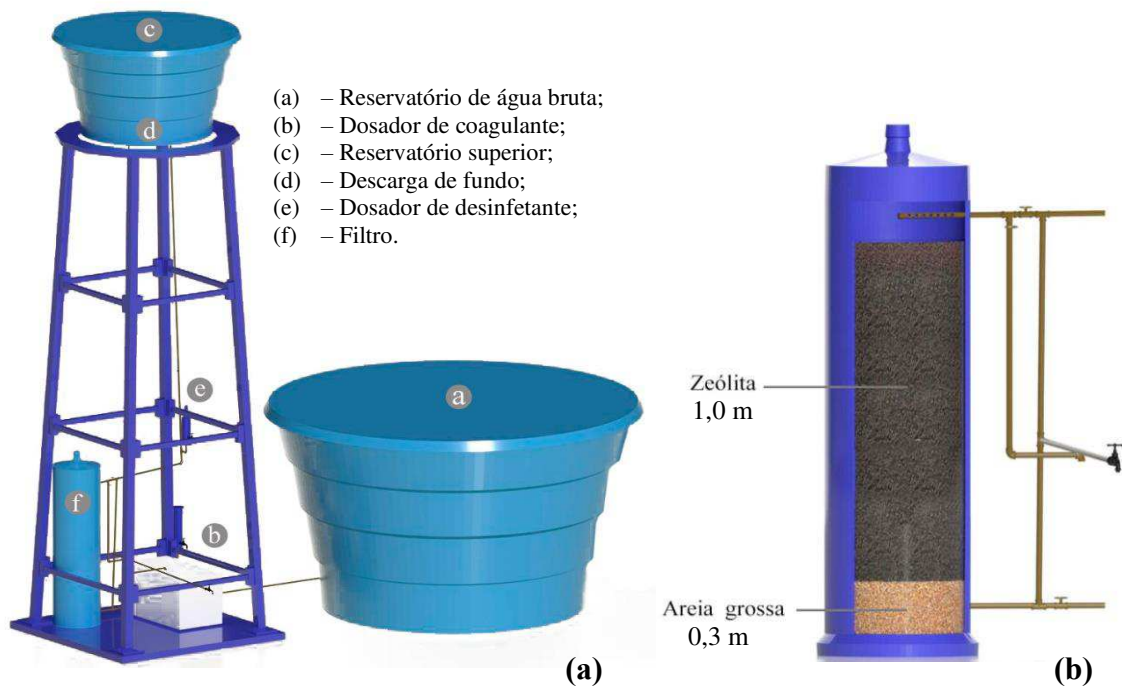
A presente pesquisa foi realizada em unidade da SALTA-z, instalada nas dependências do Laboratório de Referências em Tecnologias de Águas (LARTECA), da Universidade Estadual da Paraíba, Campus I, Campina Grande.

A SALTA-z tem seu funcionamento baseado nas etapas convencionais do tratamento de água, que inclui a clarificação (coagulação/floculação/decantação), desinfecção e filtração,

nessa ordem. Com uma concepção operacional e manutenção facilitadas, tendo em vista o objetivo da referida tecnologia.

A Figura 18a esquematiza o funcionamento da SALTA-z em ciclo completo, que foi constituído pela (a) tomada de água previamente armazenada em um reservatório de água bruta com capacidade de 10.000 L; (b) introdução da solução coagulante pela tubulação de recalque, sendo esta composta por sulfato de alumínio na dosagem de  $45 \text{ mg.L}^{-1}$  (definida por ensaios de clarificação em jar test); (c) floculação pela mistura hidráulica que ocorreu entre a tubulação de recalque e o tanque de (d) decantação, onde a água ficou retida por 30 min como forma de sedimentação dos flocos formados, (e) após o decurso desse período a água recebeu a dosagem do agente desinfetante, hipoclorito de cálcio, (f) e seguiu para filtração em unidade composta por uma camada suporte de 0,3 m de areia grossa e 1,0 m de zeólita clinoptilolita, com taxa de aplicação de taxa de filtração de  $360 \text{ m}^3.\text{m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$  (Figura 18b).

Figura 18 – Esquematização do funcionamento da SALTA-z e detalhamento da unidade filtrante utilizada



Fonte: Autoria própria.

Como forma de avaliar se há efetiva contribuição da desinfecção na melhoria dos parâmetros de qualidade de água operou-se o sistema em duas configurações. Sendo a operação I composta por todas as etapas descritas anteriormente e a operação II pelo emprego de todos os processos, exceto a desinfecção.

### 4.3.3 Parâmetros de controle e eficiência

Foram realizadas coletas da água bruta, decantada e tratada/filtrada para avaliação dos parâmetros químicos: pH, dureza total, alcalinidade e cloretos, condutividade elétrica, sólidos dissolvidos totais (SDT), cor aparente, cor verdadeira, turbidez, UV-254 nm, Coliformes totais e *Escherichia coli*. Os procedimentos de análises seguiram o estabelecido pelo *Standard Methods For the Examination of Water and Wastewater* (APHA; AWWA; WPCF, 2012).

## 4.4 Resultados e discussão

A Figura 19 transcreve os resultados para os parâmetros químicos: pH, dureza, alcalinidade e cloretos, da água bruta, decantada e tratada/filtrada nas operações I e II. Considerou-se “água tratada”, operação I, quando houve tratamento utilizando todas as etapas: coagulação, floculação, sedimentação, desinfecção e filtração, para a configuração II, considerou-se a água produzida pela SALTA-z como “água filtrada” pela dispensa da etapa de desinfecção.

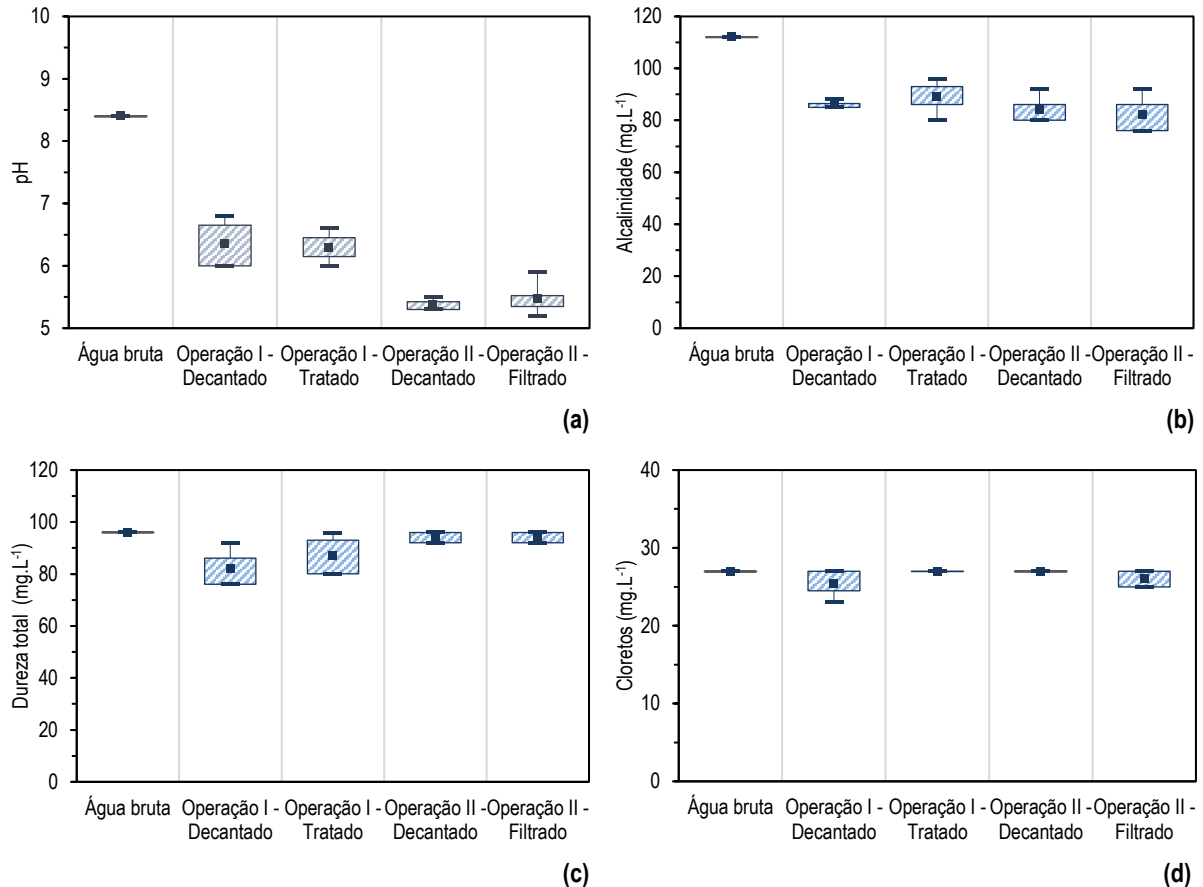
A portaria de potabilidade brasileira Portaria GM/MS nº 888/2021 não estabelece valores máximo permitidos para os parâmetros alcalinidade, pH e preconiza, respectivamente, 300 e 250 mg.L<sup>-1</sup> de dureza total e cloreto na água destinada ao consumo humano. Verifica-se o atendimento a referida portaria, uma vez que a água bruta teve valor médio de 96 mg.L<sup>-1</sup> de dureza total e 27,0 mg.L<sup>-1</sup> de cloretos.

O pH (Figura 19a) e a alcalinidade (Figura 19b) indicaram redução, em relação à água bruta, nas águas decantadas e a manutenção desses valores, em média, nas amostras tratadas e filtradas, em ambas as operações, devido ao emprego do uso do sulfato de alumínio como agente coagulante, em água libera o próton H<sup>+</sup> que gera a redução do pH (CRITTENDEN et al., 2012) e conseqüente consumo da alcalinidade presente na água, que por sua vez atua como agente tamponante (SENEDA; GARCIA; REIS, 2021).

Quanto a dureza total (Figura 19c) e cloretos (Figura 19d), não foi observado variações significativas em relação a água bruta, podendo-se inferir que as etapas de tratamento que compõem a SALTA-z não são capazes de remover esses parâmetros, os quais estão associados com a salinidade presente na água bruta. Entretanto, ressalta-se a necessidade do monitoramento desses parâmetros no fornecimento de água para consumo humano, pois a dureza pode causar sabor desagradável à água, formação de biofilmes, e efeito laxativo em

concentrações superiores a  $300 \text{ mg.L}^{-1}$ . Os cloretos, em altas concentrações, conferem sabor salgado a água podendo restringir o uso da água (COELHO et al., 2017).

Figura 19 – Variabilidade dos dados ao longo de 90 minutos de monitoramento dos parâmetros químicos pH (a), alcalinidade (b), dureza total (c) e cloretos (d), para as diferentes operações



Fonte: Autoria própria.

A Figura 20 transcreve os resultados para os parâmetros físicos: condutividade elétrica, SDT, cor aparente, cor verdadeira, turbidez e do indicador de matéria orgânica, UV-254 nm, da água bruta decantada e tratada/filtrada nas operações I e II.

A condutividade elétrica indica a capacidade da água de transmitir a corrente elétrica devido a presença de substâncias dissolvidas que se dissociam em ânions e cátions, a exemplo dos íons de ferro e manganês, além de  $\text{K}^+$ ,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{Na}^+$ ,  $\text{Ca}^{+2}$ ,  $\text{Mg}^{+2}$  (LIBÂNIO, 2008). Os valores obtidos durante as operações da SALTA-z, nas diferentes etapas do tratamento, estiveram sempre próximos a água bruta ( $247,0 \mu\text{S.cm}^{-1}$ ) e com baixa variabilidade dos dados, como pode ser verificado na Figura 20a, o que indica a ineficiência do sistema na remoção desses íons, que significa que o sistema em questão não remove sais. Resultados semelhantes podem ser

observados para os SDT (Figura 20b), visto que a condutividade elétrica é proporcional aos SDT, por ser dependente da quantidade de matéria ionizável total presente na água (RITCHER, 2009). A Portaria GM/MS nº 888/2021 não estabelece valores máximos permissíveis para a condutividade elétrica, e de 500 mg.L<sup>-1</sup> para SDT, onde verifica-se o atendimento ao padrão de potabilidade. Seu controle é de fundamental importância, pois quando presentes em concentrações elevadas, podem ser prejudiciais à saúde (MATTOS et al., 2017).

Por seu turno, os STD podem estar correlacionados com a cor verdadeira da água (LIBÂNIO, 2008), pela presença de ferro e manganês, por exemplo, que conferem cor à água. No entanto, não foi observado essa correlação na água de estudo. Durante as operações da SALTA-z houve uma remoção da cor verdadeira nas águas decantadas e tratada/filtrada em relação a água bruta (Figura 20d), que indica que a presença da cor verdadeira na água de estudo é de origem orgânica, afirmativa que é corroborada pela atenuação do parâmetro absorvância UV-254 nm (Figura 20f) ao longo do tratamento em relação a água tratada. Ferreira Filho (2017) afirma pode-se utilizar o parâmetro UV-254 nm como indicador indireto da presença de compostos orgânicos naturais de forma rotineira devido a sua fácil determinação, com o uso de um espectrofotômetro de comprimento de onda acima de 200 nm.

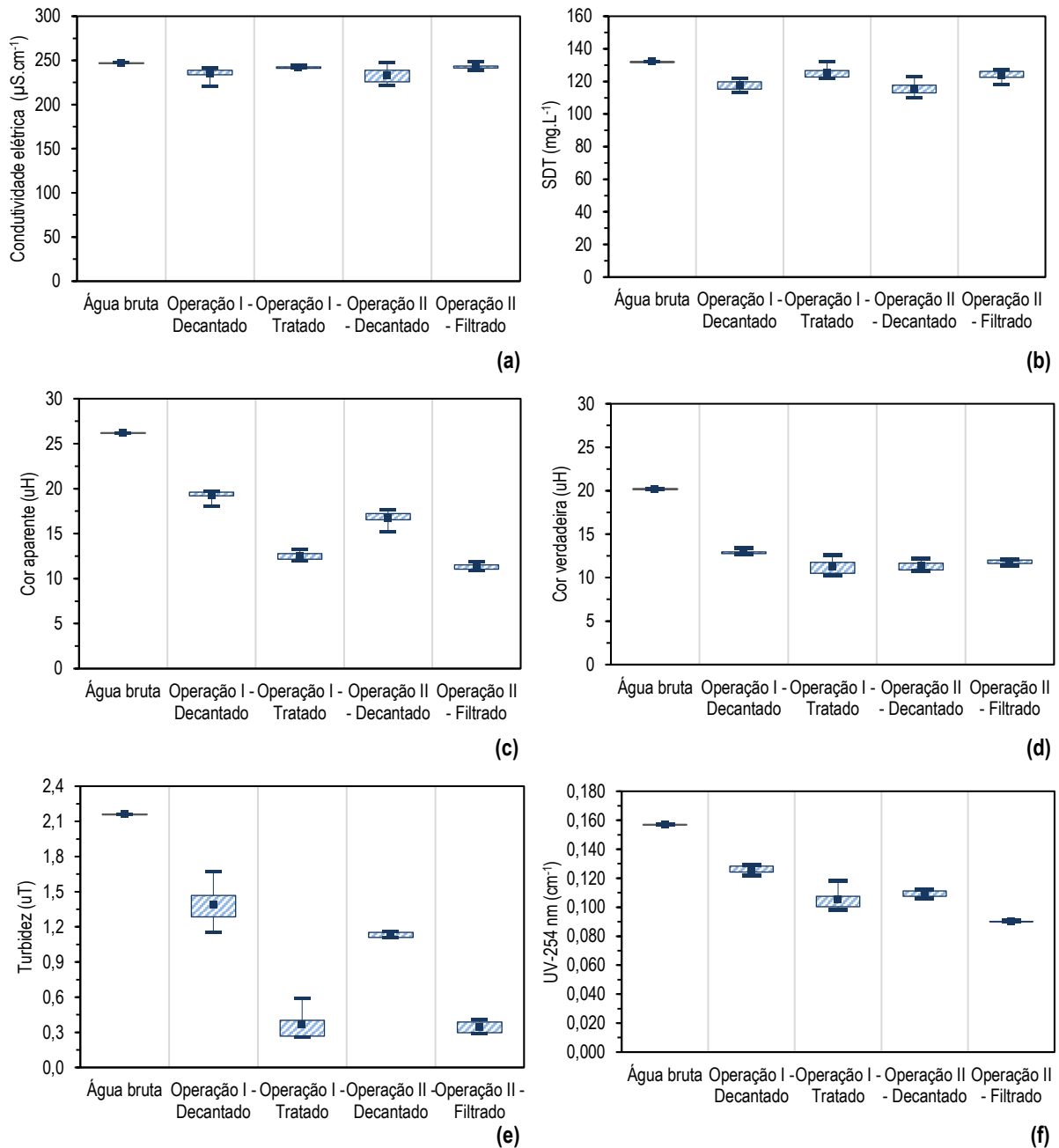
A cor aparente (Figura 20f) manteve-se abaixo do valor máximo permitido pela Portaria GM/MS nº 888/2021 de 15 uH, ao longo de ambas as operações, com baixa variabilidade dos dados, para a água tratada e filtrada (operações I e II, respectivamente), verificando-se um decréscimo dos seus valores ao longo das etapas do tratamento em relação à água bruta, como se era esperado, por estar relacionado a presença de substâncias de origem mineral e orgânicas dissolvidas, no estado coloidal ou em suspensão. Todavia, a sua remoção gradual ao longo das etapas está relacionada principalmente a remoção dos sólidos em suspensão que são facilmente eliminados da água pelas etapas de coagulação, floculação, sedimentação e filtração, o que é confirmado pelo comportamento análogo do parâmetro turbidez (Figura 20e).

Ainda sobre a cor verdadeira e absorvância UV-254 nm, esses não são contemplados na portaria de potabilidade (Portaria GM/MS nº 888/2021), porém o monitoramento desses parâmetros, bem como a cor aparente, é de extrema importância para avaliar a presença de matéria orgânica na água, sendo este um dos principais precursores da formação de subprodutos da desinfecção, quando se é utilizado espécies de cloro durante o processo de tratamento.

Estudos destacam a cor e a absorvância UV-254 nm como bom indicador da formação de subprodutos da desinfecção, entre outros parâmetros como absorvância da radiação ultravioleta específica (SUVA) e o carbono orgânico dissolvido (GOLEA et al., 2017; HUA;

RECKHOW; ABUSALLOUT, 2015; YANG et al., 2015). A exposição dos consumidores a esses subprodutos está associada a riscos como: câncer cerebral, de bexiga, de cólon e reto, efeitos neurotóxicos, entre outros (CANTOR et al., 1999; DIANA; FELIPE-SOTELO; BOND, 2019; HAMIDIN; YU; CONNELL, 2008; HRUDEY et al., 2015; MOSER et al., 2007; RAHMAN et al., 2014).

Figura 20 – Variabilidade dos dados ao longo de 90 minutos de monitoramento dos parâmetros físicos: condutividade elétrica (a), SDT (b), cor aparente (c), cor verdadeira (d), turbidez (e) e do indicador de matéria orgânica UV-254 nm (f), para as diferentes operações



Fonte: Autoria própria.

A turbidez é o parâmetro tradicionalmente utilizado para o controle operacional e a avaliação da eficiência de processos de tratamento para remoção de partículas em suspensão ou coloidais (OLIVEIRA; BASTOS; SILVA, 2018). Os valores de turbidez (Figura 20e) média variaram de 2,2 na água bruta, 1,4 e 1,1 para as águas decantadas e 0,4 e 0,3 para as águas filtrada e tratada, nas operações I e II, respectivamente. O que demonstra eficiência do processo de tratamento pela SALTA-z de águas de baixa turbidez e o atendimento ao limite de turbidez preconizado pela portaria de potabilidade (Portaria GM/MS nº 888/2021) para a água pós-filtração rápida de 0,5UT.

Além disso, os resultados obtidos na água pós-filtração de 0,3 uT, em média, dispensam a avaliação da eficiência do tratamento através de esporos de bactérias aeróbias (EBA), quando observado média geométrica móvel dos últimos 12 meses maior ou igual a 1.000 *Escherichia coli*/100 mL no ponto de captação e, conseqüente monitoramento de cistos de *Giardia* spp. e oocistos de *Cryptosporidium* spp. no ponto de captação, uma vez detectado a ineficiência da remoção de EBA na ordem de 2,5 log (99,7%) (BRASIL, 2021).

Ressalta-se que não foi observado a presença de *E. coli* em nenhuma das amostras coletadas ao longo do monitoramento das operações I e II, na água bruta e, conseqüentemente na água decantada e tratada/filtrada. A ausência de *E.coli* na água do reservatório Epitácio Pessoa também foi observado por Farto e Silva (2020) em monitoramento da qualidade de água de cisternas abastecidas por esse reservatório.

No entanto, foi observado a presença de Coliformes totais em todas as amostras de água bruta, decantada e filtrada da operação I e nas amostras de água bruta, exceto na água tratada da operação II, conforme apresentado na Tabela 8. A Portaria GM/MS nº 888/2021 preconiza a ausência em 100 mL de Coliformes totais na saída do tratamento, que inclui a desinfecção, indicando que a operação I, onde ocorre a desinfecção, está em acordo aos padrões microbiológicos exigidos por ela.

Tabela 8 – Resultados das análises microbiológicas ao longo do monitoramento para as diferentes operações

	Ponto	Nº de amostras	Coliformes totais (Ausência ou presença em 100 mL)	<i>Escherichia coli</i> (Ausência ou presença em 100 mL)
Operação I	Água bruta	6	Presença*	Ausência**
	Água decantada	6	Presença*	Ausência**
	Água tratada	6	Ausência**	Ausência**
Operação II	Água bruta	6	Presença*	Ausência**
	Água decantada	6	Presença*	Ausência**
	Água filtrada	6	Presença*	Ausência**

\* Presença em 100% das amostras; \*\* Ausência em 100% das amostras.

Fonte: Autoria própria.



Por fim, verifica-se uma elevada eficiência na remoção de turbidez, na ordem de 1,0 uT, quando se compara as águas decantada e tratada/filtrada, em ambas as operações, o que demonstra a importância da unidade de filtração na potabilização das águas superficiais, sendo esta responsável pela remoção de protozoários. Conforme relatado por Oliveira, Bastos e Silva (2018) a etapa de filtração pode atingir remoções de 2 log de cistos de *Giardia* spp. com turbidez da água filtrada inferior a 0,5 uT e de 2,5 log de *Cryptosporidium* spp. com turbidez abaixo de 0,3 uT.

#### 4.5 Conclusão

A partir da avaliação da qualidade da água produzida pelo sistema de tratamento de água SALTA-z e dos diferentes tipos de operações propostas, pode-se concluir que:

- Observou-se que em relação aos parâmetros químicos dureza total e cloretos o sistema não promoveu remoção, porém a água bruta estava em conformidade com os valores máximos permitidos estabelecidos pela Portaria GM/MS 888/21;
- Houve decréscimo do pH e alcalinidade em ambas as operações, essa redução é atribuída à utilização do coagulante inorgânico, sulfato de alumínio;
- Em termos de remoção de parâmetros físicos, a condutividade elétrica e SDT apresentaram baixa variabilidade em relação a água bruta, em ambas as operações, inferindo-se que o sistema não tem capacidade de remover sais. Já a cor verdadeira foi reduzida durante o tratamento, em comparação com os SDT, infere-se que a maior parcela desse parâmetro é procedente de matéria orgânica na água;
- Os parâmetros turbidez e cor aparente apresentaram valores satisfatórios de remoção, estando ambos em conformidade com a portaria de potabilidade. A turbidez atingiu valor médio de 0,3 uT o que indica bom controle operacional do sistema inclusive pela indicação na remoção de patógenos resistente ao processo de desinfecção;
- A operação I, que inclui a etapa de desinfecção apresentou eficiência em termos de remoção de Coliformes totais. Embora o ponto de aplicação do cloro possa ser um possível catalisador da formação de subprodutos da desinfecção, o sistema consegue tratar água que atenda os critérios exigidos pela portaria de potabilidade brasileira, em relação aos parâmetros analisados.

- Ressalta-se a importância da desinfecção no processo de tratamento, sendo esta uma etapa importante para a garantia da qualidade sanitária da água produzida, assim, preferível que a desinfecção seja realizada posterior a filtração, a fim de minimizar os riscos inerentes a oxidação da matéria orgânica remanescente das etapas de clarificação.

#### 4.6 Referências

ANA - Agência nacional de águas. **Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil 2013**.

APHA; AWWA; WPCF. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 22. ed. Washington, D.C.: American Public Health Association/American Water Works Association/Water Environment Federation, 2012.

BRASIL. Lei nº 14.026, de 15 de julho de 2020. Atualiza o marco legal do saneamento básico e altera a Lei nº 9.984. Brasília, 2020. Disponível em: [http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/\\_Ato2019-2022/2020/Lei/L14026.htm#art6](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2019-2022/2020/Lei/L14026.htm#art6)

BRASIL. Ministério da Saúde. (2021) Portaria nº 888, de 4 de maio de dezembro de 2021. Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. **Diário Oficial da União**, Brasília, seção 1, p. 127.

BRASIL. Ministério da Saúde. Fundação Nacional de 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. 49 p.

BEZERRA, E. B. N.; SILVA, C. I. A.; MEIRA, C. M. B. S.; RÊGO, R. L. C. M.; OLIVEIRA, R.; NASCIMENTO, R. S. Qualidade da água subterrânea para consumo humano e sua correlação com fontes poluidoras na Sub-bacia do Rio Taperoá – PB. **Revista DAE**. v. 68, p. 101-111, 2020. DOI: <https://doi.org/10.36659/dae.2020.032>

CANTOR, K. P. et al. Drinking water source and chlorination byproducts in Iowa. III. Risk of brain cancer. **American Journal of Epidemiology**, v. 150, n. 6, p. 552–560, 1999.

COELHO, Silvio Carlos et al. Monitoramento da água de poços como estratégia de avaliação sanitária em Comunidade Rural na Cidade de São Luís, MA, Brasil. **Revista Ambiente & Água [online]**. 2017, v. 12, n. 1, pp. 156-167. Disponível em: <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.1962>

CRITTENDEN, J.C. et al. **MHW'S Water Treatment: Principles and Design**. 3 ed. Hoboken: John Wiley & Sons, 2012. 1901 p.

DIANA, M.; FELIPE-SOTELO, M.; BOND, T. Disinfection byproducts potentially responsible for the association between chlorinated drinking water and bladder cancer: A review. **Water Research**, v. 162, p. 492–504, 2019.

DI BERNARDO, L.; DANTAS, A. D. B.; VOLTAN, Paulo Eduardo Nogueira. **Tratabilidade de água e dos resíduos gerados em estações de tratamento de água**. São Carlos: LDiBe, 2011.

FARTO, C. D.; SILVA, T. C. Variações da qualidade da água de chuva e de açudes armazenada em cisternas em municípios do semiárido do estado da Paraíba. **Engenharia Sanitaria e Ambiental [online]**. 2020, v. 25, n. 6, pp. 859-871. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S1413-4152202020180151>.

FERREIRA, W. B.; SANTOS, W. B.; SILVA, G. A. B.; SOARES, E. J. S.; PEREIRA, M. L. F. Desinfecção de água de chuva em comunidades difusas no semiárido brasileiro. *In*: Fabiana Xavier Costa; Ana Maria Gonçalves Duarte Mendonça; Weruska Brasileiro Ferreira; Salomão de Sousa Medeiros. (Org.). **Alternativas de disponibilidade e uso dos recursos hídricos para o desenvolvimento sustentável do semiárido**. 1ed. Campina Grande: Eduepb, 2021, v. 1, p. 69-107.

FERREIRA FILHO, S. S. **Tratamento de Água: Concepção, Projeto e Operação de Estações de Tratamento**. Rio de Janeiro: Elsevier, 2017.

GOLEA, D. M. et al. THM and HAA formation from NOM in raw and treated surface waters. **Water Research**, v. 112, p. 226–235, 2017.

HAMIDIN, N.; YU, Q. J.; CONNELL, D. W. Human health risk assessment of chlorinated disinfection by-products in drinking water using a probabilistic approach. **Water Research**, v. 42, n. 13, p. 3263–3274, 2008.

HE, Z.; CHENG, Y.; LIAO, X.; YU, J.; LIN, X.; QI, H. Which pre-oxidation methods to choose? From perspective of DBPs formation and toxicities reduction. **Process Safety and Environmental Protection**, v. 161, n. 1, p. 118-125, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.psep.2022.02.072>

HRUDEY, S. E. et al. Evaluating Evidence for Association of Human Bladder Cancer with Drinking-Water Chlorination Disinfection By-Products. **Journal of Toxicology and Environmental Health - Part B: Critical Reviews**, v. 18, n. 5, p. 213–241, 2015.

HUA, G.; RECKHOW, D. A.; ABUSALLOUT, I. Correlation between SUVA and DBP formation during chlorination and chloramination of NOM fractions from different sources. **Chemosphere**, v. 130, p. 82–89, 2015.

LIBÂNIO, Marcelo. **Fundamentos de qualidade e tratamento de água**. Átomo, 2008.

MA, M.; WANG, M.; CAO, X.; LI, Y.; GU, J. Yield of trihalomethane, haloacetic acid and chloral upon chlorinating algae after coagulation-filtration: Is pre-oxidation necessarily negative for disinfection by-product control? **Journal of Hazardous Material**, v. 364, n.1, p. 762-796, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2018.09.056>

MATTOS, J. B., CRUZ, M. J. M., PAULA, F. C. F., SALES, E. F. Tipologia hidrogeoquímica e qualidade das águas subterrâneas na área urbana do município de Lençóis, Bahia, Nordeste do Brasil. **Revista Águas subterrâneas**, V.31, n. 3, p. 281-295, 2017.

MOSER, V. C. et al. Neurotoxicological evaluation of two disinfection by-products, bromodichloromethane and dibromoacetonitrile, in rats. **Toxicology**, v. 230, n. 2–3, p. 137–144, 2007.

OLIVEIRA, Keila Castro; BASTOS, Rafael Kopschitz Xavier; SILVA, Carolina Ventura da. Esporos de bactérias aeróbias são bons indicadores da eficiência do tratamento de água? Um estudo exploratório. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 23, p. 1103-1109, 2018.

OLIVEIRA, R. R.; ARAÚJO, A. L. C.; DUARTE, M. A. C. Estudo do potencial de formação de trihalometanos na lagoa de Extremoz (RN). **Eng Sanit Ambient**, v. 25, n. 2, p. 315-322, 2020. DOI: 10.1590/S1413-41522020181889

PINTO, M. L.; BALTAZAR, A. L. Presença de trihalometanos na água: potenciais riscos. **Acta Portuguesa de Nutri**, v. 21, n. 1, p. 32-37, 2020. DOI: <http://dx.doi.org/10.21011/apn.2020.2107>

RAHMAN, M. B. et al. Colon and rectal cancer incidence and water trihalomethane concentrations in New South Wales, Australia. **BMC Cancer**, v. 14, n. 1, p. 1–9, 2014.

RICHTER, Carlos A. **Água: métodos e tecnologia de tratamento**. Editora Blucher, 2009.

SENEDA, R. M.; GARCIA, G. F.; REIS, A. G.. Cinética da floculação: um estudo comparativo no uso do cloreto de polialumínio com alta e baixa basicidade e o sulfato de alumínio. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 26, p. 283-290, 2021.

WHO (World Health Organization). **Foodborne disease outbreaks. Guidelines for investigation and control**. World Health Organization. 162 p, 2008.

YANG, L. et al. Assessing trihalomethanes (THMs) and N-nitrosodimethylamine (NDMA) formation potentials in drinking water treatment plants using fluorescence spectroscopy and parallel factor analysis. **Chemosphere**, v. 121, p. 84–91, 2015.

## **CAPÍTULO V – Eficiência de remoção de esporos de bactérias aeróbias na solução alternativa coletiva simplificada de tratamento de água (SALTA-z)**

---

### **Resumo**

O objetivo deste trabalho foi analisar o decaimento de esporos de bactérias aeróbias (EBA) por uma solução alternativa coletiva simplificada de tratamento de água (SALTA-z). A pesquisa procedeu-se em duas etapas: (i) reprodução da tecnologia em escala de bancada com clarificação em ensaios de jar test e filtração com três arranjos distintos de meio filtrante composto por areia fina, zeólita e areia grossa, e (ii) operação da unidade real da SALTA-z. Para ambos estágios empregou-se agentes coagulantes de natureza inorgânica e orgânica além de duas configurações, onde na primeira teve-se o ciclo completo de tratamento (coagulação/floculação/decantação/desinfecção/filtração); na configuração II houve a utilização de todas as unidades, exceto a desinfecção, a fim de avaliar a eficiência do sistema em relação a remoção dos EBA sem o processo de desinfecção. Pelos ensaios de tratabilidade em escala real notou-se que para a configuração I ao utilizar o sulfato de alumínio como agente coagulante houve remoções superiores a 2 log, atingindo valores superiores a 3 log após a filtração com zeólita; essa configuração é a concebida pelo órgão de criação da SALTA-z, corroborando com a afirmativa de que o sistema tem capacidade de tratar água dentro dos padrões estabelecidos pela portaria de potabilidade (Portaria GM/MS nº 888/2021). Porém ao comparar a proporcionalidade do decaimento de EBA com a remoção de turbidez, verificou-se que os resultados mais satisfatórios ocorreram para a configuração II ao utilizar coagulante de origem orgânica e filtro composto por zeólita, sendo a remoção dos esporos próxima a 2,4 log e redução de turbidez para valores de 0,3 uT; esse resultado foi validado nos ensaios em escala expandida. Nesse estudo, o sistema apresentou melhor eficiência na redução dos parâmetros avaliados quando se dispensou a etapa de desinfecção e com a utilização de coagulante de origem vegetal, inferindo que a desinfecção, anterior a etapa de filtração, não eleva a garantia de segurança da água na referida tecnologia.

**Palavras-chave:** Saneamento rural. Potabilidade. Desinfecção. Coagulante orgânico. Sulfato de alumínio.

### **Efficiency of aerobic bacterial removal in the simplified collective alternative water treatment solution (SALTA-z)**

#### **Abstract**

The objective of this work was to analyze the decay of spores of aerobic bacteria (SAB) by a simplified collective alternative water treatment solution (SALTA-z). The research was carried out in two stages: (i) reproduction of the technology on a bench scale with clarification in jar test and filtration with three different arrangements of filter media composed of fine sand, zeolite and coarse sand, and (ii) operation of the SALTA-z pilot unit. For both stages, inorganic and organic coagulating agents were used, in addition to two configurations: the first with the complete treatment cycle (coagulation/flocculation/decantation/disinfection/filtration); in configuration II, all units were used, except disinfection, in order to evaluate the efficiency of the system in relation to the removal of SAB without the disinfection process. Through the pilot scale treatability tests, it was observed that for configuration I, when using aluminum sulfate as a coagulating agent, there were removals greater than 2 log, reaching values greater than 3 log after filtration with zeolite; this configuration is the one conceived by the creation body of

SALTA-z, corroborating the assertion that the system is capable of treating water within the standards established by the Brazilian Potability Ordinance (Portaria GM/MS nº 888/2021). However, when comparing the proportionality of SAB decay with turbidity removal, it was found that the most satisfactory results occurred for configuration II using coagulant of organic origin and filter composed of zeolite, with spore removal close to 2.4 log and turbidity reduction to values of 0.3 uT; this result was validated in expanded scale trials. In this study, the system showed better efficiency in reducing the evaluated parameters when the disinfection step was waived and with the use of coagulant of vegetable origin, inferring that disinfection, prior to the filtration step, does not increase assurance of water safety using this technology.

**Keywords:** Rural sanitation. Potability. Disinfection. Organic coagulant. Aluminum sulfate.

## 5.1 Introdução

O acesso a água e aos serviços de saneamento são direitos humanos universais. Entretanto, esses direitos são negligenciados a grande parte da população que reside em áreas rurais ou em territórios tradicionais, com habitações remotas e afastadas de centros urbanos (BRASIL, 2019; MACHADO et al., 2021).

O último relatório de avaliação anual do Plano Nacional de Saneamento Básico (Plansab) apontou que em 2019 apenas 71,3% das residências rurais contavam com serviços de abastecimento de água e a estimativa para 2033 é que este número seja 87,1% (MDR, 2021).

Em agravante a isso, a água consumida nas comunidades rurais em sua maioria é proveniente de poços ou nascentes, além de outras fontes como reservatórios superficiais de pequeno porte e captação da água de chuva. A depender da qualidade da água bruta, forma de manuseio e armazenamento, não se tem a segurança sanitária necessária para evitar a ocorrência de doenças de veiculação hídrica.

Ainda que o tratamento a nível domiciliar seja uma opção viável para a obtenção de água segura para consumo, a aplicação de tecnologias ainda ocorre de maneira incipiente (TERIN et al., 2021; FREITAS et al., 2021). A exemplo dos filtros de água, embora sua utilização seja uma prática comum, apenas 53,4% dos domicílios rurais brasileiros dispõem desses dispositivos (IBGE, 2016). Por seu turno, Machado et al. (2021) apontam que a distância entre as casas dificulta a instalação de sistemas convencionais de tratamento e distribuição. Dessa forma, o desenvolvimento e implantação de soluções alternativas de abastecimento de água para consumo humano são de suma importância.

A SALTA-z, uma solução alternativa coletiva de abastecimento de água (SAC), surge como alternativa para minimizar os efeitos da desigualdade ao acesso a água e aos serviços de saneamento diversos brasileiros residentes em áreas rurais ou em territórios tradicionais. Essa

SAC foi desenvolvida pela Superintendência Estadual da Fundação Nacional da saúde do Pará (Suest/PA) (BRASIL, 2017) para atender as demandas das comunidades ribeirinhas daquela região e que vem sendo implantados em outras regiões do país (MACHADO et al., 2021).

A SALTA-z reúne, em uma estrutura simplificada, técnicas convencionais de tratamento de água: coagulação, floculação, sedimentação, desinfecção e filtração (utiliza como meio filtrante zeólitas), nesta ordem, com objetivo de fornecer água segura para os usuários atendidos por ela. No entanto, esse sistema demanda estudos relacionados a sua pertinência e capacidade de desempenho (MACHADO et al., 2021).

No que tange os problemas de veiculação hídrica, a presença de patógenos como protozoários confere risco sanitário e barreira para a produção de água segura para consumo pois esses, na forma de cistos ou oocistos possuem elevada resistência a fatores ambientais e químicos. Quando se trata dos processos de desinfecção pelas variantes do cloro, os oocistos de *Cryptosporidium* são altamente resistentes (ANDREOLI, 2020; OLIVEIRA; BASTOS; SILVA, 2018; BETANCOURT; ROSE, 2004).

O monitoramento de *Cryptosporidium* e *Giardia* torna-se um impeditivo para transferência tecnológica de soluções alternativas, visto que as análises são dificultosas e de alto custo, ademais há empecilhos analíticos para a detecção desses em amostras com concentrações ínfimas (OLIVEIRA; BASTOS; SILVA, 2018; ANDREOLI; SABOGAL-PAZ, 2017). Embora a turbidez seja um parâmetro de avaliação da eficiência do tratamento, por sua variabilidade ao longo das operações, há discordância sobre a segurança na remoção de protozoários (BASTOS; VIANA; BEVILACQUA, 2013).

Por isso, indicadores alternativos vêm sendo estudados, dentre eles tem-se os esporos de bactérias aeróbias (EBA), que segundo Headd e Bradford (2016) apresentam similaridades aos protozoários (ciclo de vida, resistência ao estresse químico e físico, aproximação atômica e morfológica, transporte e retenção), que os configuram como indicador eficiente e com o diferencial de ser facilmente monitorado em sistemas reais quando comparados com os patógenos resistentes.

Oliveira, Bastos e Silva (2018) relatam que os EBA são removidos preponderantemente pela etapa de filtração, o que é consistente com o mecanismo determinante de remoção de cistos de *Cryptosporidium* e *Giardia*. A partir disso, atual portaria de potabilidade brasileira da água para consumo humano (Portaria GM/MS nº 888 de 04 de maio de 2021), assume a necessidade do monitoramento de EBA em sistemas e soluções alternativas coletivas de abastecimento de água como indicador indireto da remoção de protozoários.

## 5.2 Objetivo

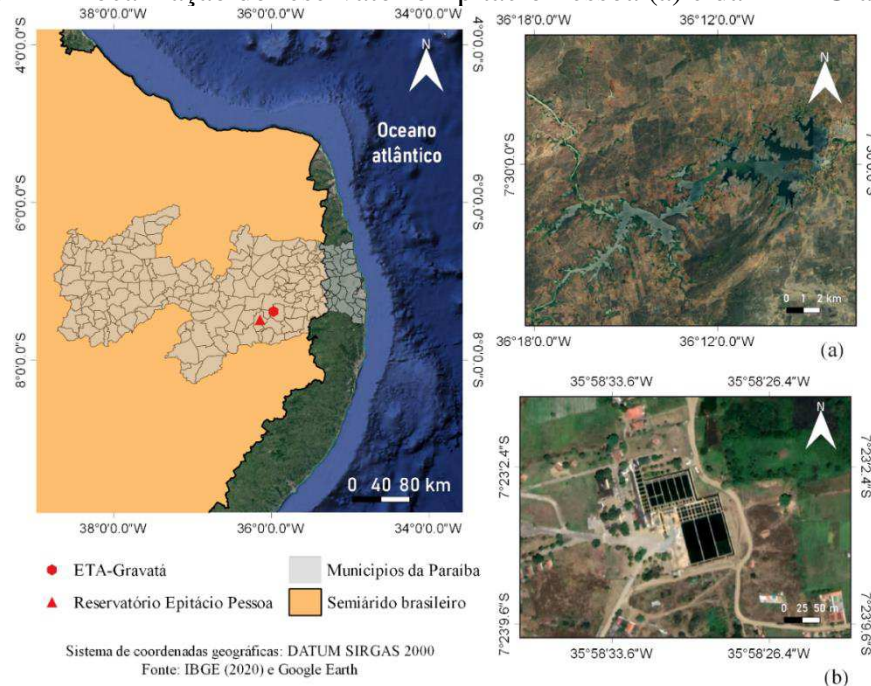
Avaliar o desempenho do sistema de tratamento de água SALTA-z utilizando as águas de um reservatório superficial do semiárido brasileiro em termos de remoção de microrganismos resistentes com impacto sanitário, visando o fornecimento de água seguro para o consumo humano.

## 5.3 Metodologia

O trabalho deu-se em duas situações: a primeira em escala de bancada (i), com o objetivo de avaliar de forma preliminar a eficiência da SALTA-z em condições controladas e posteriormente verificar a eficiência do tratamento da solução alternativa em escala real (ii). Estudos desenvolvidos no Laboratório de Referência em Tecnologias de Águas do Centro de Ciência e Tecnologia da Universidade Estadual da Paraíba, Campus I (LARTECA/UEPB).

A água empregada no estudo foi proveniente do reservatório Epitácio Pessoa, localizado no município de Boqueirão, Paraíba, no semiárido brasileiro, onde seus usos principais são o abastecimento humano e a irrigação. Para os experimentos em escala de bancada o ponto de coleta de água bruta foi na Estação de Tratamento de Água de Gravatá (ETA-Gravatá) (Figura 21b), e para os testes em escala real a água foi retirada do próprio manancial (Figura 21b) e encaminhada para o sistema por meio de carro-pipa de 10000L de capacidade.

Figura 21 – Localização do reservatório Epitácio Pessoa (a) e da ETA-Gravatá (b)





### 5.3.1 Ensaio de tratabilidade em escala de bancada

A SALTA-z foi reproduzida em sistema composto por equipamento jar test responsável por simular a etapa de clarificação (coagulação/floculação/decantação) e filtro de bancada.

Empregou-se duas configurações para operação do sistema, na configuração I teve-se o ciclo completo de tratamento (coagulação/floculação/ decantação/ desinfecção/filtração); e na configuração II utilização de todas as etapas, exceto a desinfecção (coagulação/floculação/decantação/filtração), essa configuração foi estabelecida para verificar a eficiência da tecnologia sem o uso da dosagem de desinfetante anterior a etapa de filtração. Uma vez que os EBA são removidos, em sua grande maioria, pela etapa de filtração (OLIVEIRA; BASTOS; SILVA, 2018).

A fim de realizar um comparativo na eficiência do tratamento da água em cada tipo de configuração, foram utilizados dois tipos de agentes coagulantes: sulfato de alumínio (origem inorgânica) e um coagulante de origem vegetal, resultando em quatro cenários de análise. A escolha do sulfato de alumínio se deu por ser o agente coagulante mais empregado no tratamento de água. Já o coagulante orgânico, produto a base de tanino extraído da casca da *Acacia mearnsii*, TANFLOC SL®, foi escolhido por apresentar resultados satisfatórios na remoção de cor aparente e turbidez para as águas provenientes do mesmo reservatório utilizado neste estudo (SILVEIRA et al., 2019).

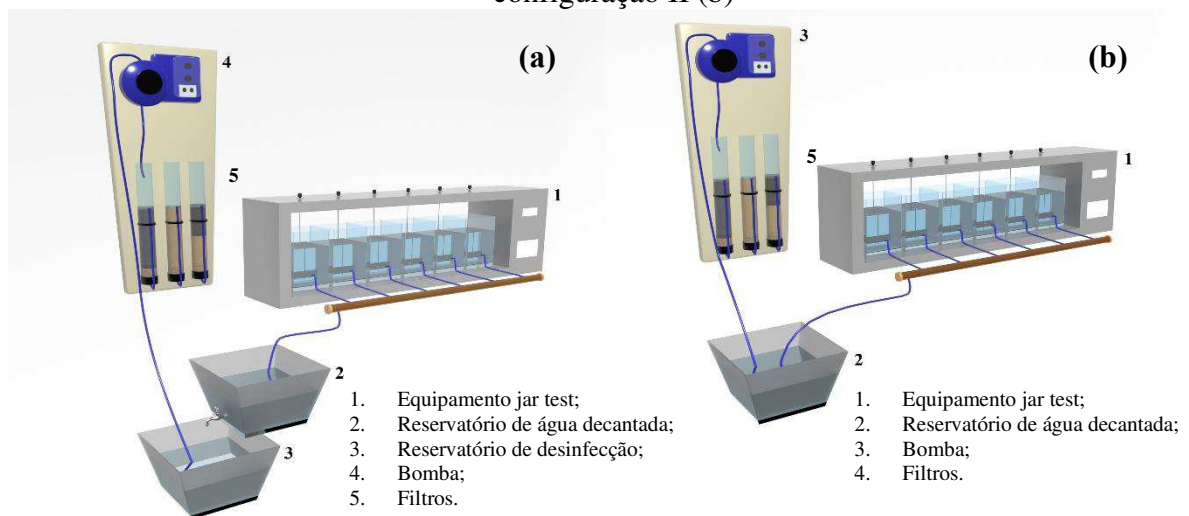
A clarificação foi realizada conforme recomendado pelo manual da solução alternativa coletiva simplificada de tratamento de água para consumo humano em pequenas comunidades utilizando filtro e dosador desenvolvidos pela Funasa/Superintendência Estadual do Pará (FUNASA, 2017): na coagulação aplicou-se 10 mg.L<sup>-1</sup> do coagulante e manteve-se a velocidade de agitação de 100 rpm por 1 min; a floculação ocorreu a 50 rpm por 10 min; e a interrupção da mistura para a etapa de decantação, a fim de promover a sedimentação dos flocos durante 30 min.

Para a configuração I (Figura 22a), após cada ensaio de clarificação (1) a água era acumulada em um reservatório (2) e posteriormente direcionada ao tanque de desinfecção (3), onde realizou-se a dosagem do agente desinfetante (hipoclorito de cálcio) para obter ao longo da operação do sistema, um residual mínimo de cloro livre (CRL) de  $\pm 0,2$  mgL<sup>-1</sup>, conforme recomendado como concentração mínima de CRL pela portaria de GM/MS nº 888, de 4 de maio de 2021 (BRASIL, 2021), após isso a água desinfetada foi bombeada (4) e filtrada (5).

Para a configuração II (Figura 22b), após os ensaios de clarificação (1) direcionou-se a água para o reservatório de água decantada (2), e com auxílio de uma bomba (3) procedeu-se as filtrações (4).

Em ambas as configurações, utilizou-se filtro padrão de laboratório, empregando 3 (três) composições de meio filtrante diferentes: (i) filtro I - 6,4 cm de zeólita e 2,0 cm de areia grossa; (ii) filtro II - 6,4 cm de areia fina e 2,0 cm de areia grossa; (iii) filtro III - 3,2 cm de zeólita, 3,2 cm de areia fina e 2,0 cm de areia grossa.

Figura 22 – Figura esquemática do aparato experimental utilizado na configuração I (a) e na configuração II (b)



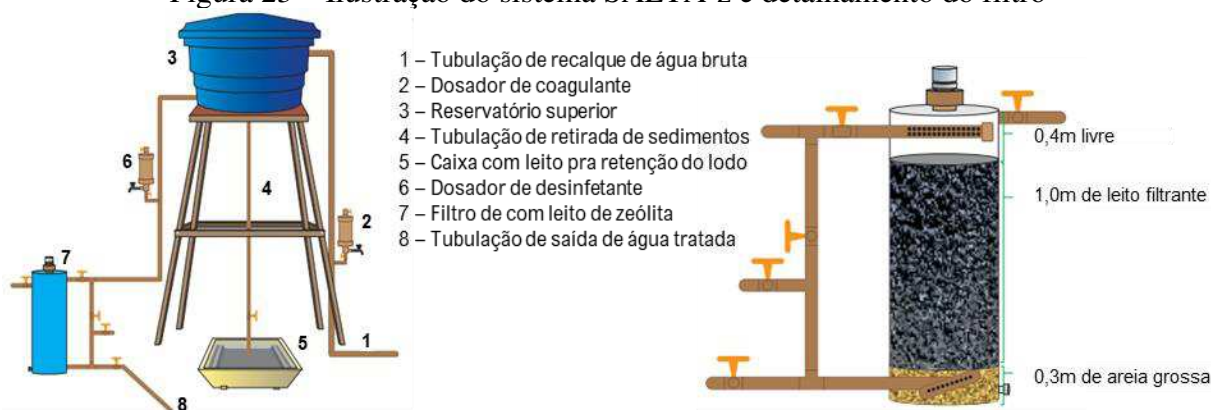
Fonte: Autoria própria.

Fez-se coletas da água bruta, decantada e filtrada e sua caracterização em termos de turbidez e EBA. Além disso, foi monitorado, na Configuração I, as concentrações de cloro residual total, livre e combinado na água tratada. Todas as determinações analíticas foram realizadas de acordo com o *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA et al., 2012).

### 5.3.2 Ensaios de tratabilidade em escala real

Os ensaios de tratabilidade em escala real foram realizados na SALTA-z (Figura 23) instalada nas dependências da estação de tratamento de água Professor Doutor Edvaldo de Oliveira Alves (ETA-Mará), extensão do LARTECA/UEPB.

Figura 23 – Ilustração do sistema SALTA-z e detalhamento do filtro



Fonte: adaptado de Funasa (2017).

O volume de água bruta captado no manancial Epitácio Pessoa e transportados para a ETA-Mará, foram armazenados no reservatório de água bruta da estação (10.000L), para posterior operação do sistema de duas formas distintas: (i) Operação I: configuração completa da SALTA-z (coagulação/floculação/decantação/desinfecção/filtração); e Operação II: tratamento isento da etapa de desinfecção (coagulação/floculação/decantação/filtração). As características de cada tipo de operação estão dispostas na Tabela 9.

Tabela 9 – Descrição das operações da SALTA-z em escala real

Etapa de tratamento	Operação I	Operação II
Coagulação	<i>Agente coagulante:</i> Sulfato de alumínio; <i>Dosagem do agente coagulante:</i> 45 mg.L <sup>-1</sup> (definido em ensaios preliminares).	<i>Agente coagulante:</i> Sulfato de alumínio; <i>Dosagem do agente coagulante:</i> 45 mg.L <sup>-1</sup> (definido em ensaios preliminares).
Floculação	Realizada até que o reservatório superior estivesse totalmente preenchido.	Realizada até que o reservatório superior estivesse totalmente preenchido.
Decantação	Tempo de sedimentação de 30 min	Tempo de sedimentação de 30 min
Desinfecção	<i>Agente desinfetante:</i> 200g de hipoclorito de cálcio, mantendo o registro do dosador de cloro totalmente aberto.	-
Filtração	A unidade de filtração composta por um leito filtrante com 30 cm de camada suporte de areia grossa e 1,0 m de zeólita.	A unidade de filtração composta por um leito filtrante com 30 cm de camada suporte de areia grossa e 1,0 m de zeólita.

Fonte: Autoria própria.

O sistema, para cada operação, foi monitorado durante 1,5 h com coletas da água bruta, decantada e filtrada a cada 30 min. As coletas tiveram início após 15 min de operação da unidade de filtração, garantindo que todo o sistema estivesse em funcionamento no momento

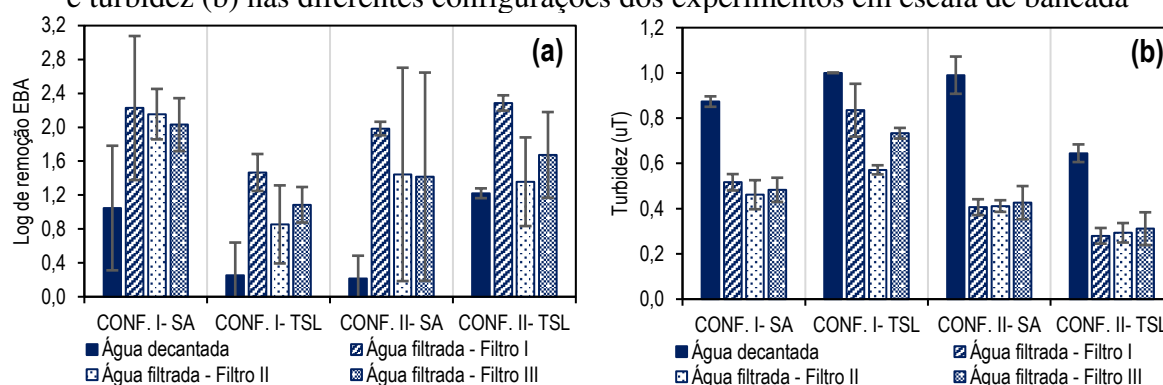
da coleta. As amostras foram caracterizadas em termos de turbidez e EBA. Para a Operação I, foi monitorado as concentrações de cloro residual total, livre e combinado na água tratada. Todas as determinações analíticas foram realizadas de acordo com o *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA et al., 2012).

## 5.4 Resultados e discussão

### 5.4.1 Ensaio de tratabilidade em escala de bancada

Na Figura 24, são sintetizados os valores médios e seus respectivos desvios padrões de turbidez e de remoção de EBA nas diferentes configurações experimentais.

Figura 24 – Valores médios e seus respectivos desvios padrões do monitoramento de EBA (a) e turbidez (b) nas diferentes configurações dos experimentos em escala de bancada



CONF. I – SA – configuração I utilizando sulfato de alumínio; CONF. I – SA – configuração I utilizando TANFLOC SL®;  
CONF. II – AS – configuração II utilizando sulfato de alumínio; CONF. II – AS – configuração II utilizando TANFLOC SL®;  
Fonte: Autoria própria.

No que tange aos esporos de bactérias aeróbias (Figura 24a) pode-se observar que para a água decantada a maior remoção deu-se com a configuração I ao utilizar sulfato de alumínio, ficando em torno de 1,3 log. Em relação a água tratada, quando empregado o filtro I (zeólita) teve-se remoção de aproximadamente 2,3 log na configuração I com o sulfato de alumínio e na configuração II com o coagulante orgânico. Com o filtro II (areia), o melhor resultado (2,3 log de remoção) foi obtido na configuração I com o emprego do sulfato de alumínio. De forma similar, o filtro III obteve 2,0 log de remoção na configuração I com o uso do coagulante inorgânico.

Em estudo exploratório sobre EBA como indicadores na eficiência do tratamento de água, Oliveira, Bastos e Silva (2018) obtiveram valores entre 1,7 e 4,14 log de remoção de EBA numa estação de tratamento de água de ciclo completo, para dosagem média de 10 mg.L<sup>-1</sup> de

sulfato de alumínio, filtros rápidos com taxa de filtração entre 21 e 107 m<sup>3</sup>.m<sup>-2</sup>.dia<sup>-1</sup>, desinfecção com cloro gás e tempo de contato entre 12 e 59 min. Os autores ainda relatam que a remoção de EBA é preponderantemente pela filtração (o que é consistente com o mecanismo determinante de remoção de cistos de *Giardia* e de oocistos de *Cryptosporidium*) e de forma complementar pela desinfecção (cloração).

Atualmente, a portaria GM/MS nº 888/2021 estabelece que sistemas e soluções alternativas coletivas de abastecimento que utilizam mananciais superficiais, quando observado média anual de maior ou igual a *E. coli* 1.000 /100mL no ponto de captação deve-se realizar semanalmente o monitoramento de EBA no efluente de cada filtro, e caso seja observado remoção inferior a 2,5 log, com base em quatro amostragens no mês, deve ser realizado monitoramento de cistos de *Giardia spp.* e oocistos de *Cryptosporidium spp.* em cada ponto de captação da água.

Em resumo, a configuração que obteve desempenhos de remoções mais satisfatórios foi a configuração I com o sulfato de alumínio, com remoções na água tratada acima de 2 log, podendo atingir valores maiores a 3 log com o emprego do filtro I, ao utilizar apenas zeólita e camada suporte de areia como meio filtrante. Essa configuração é concebida originalmente para a SALTA-z, e com o emprego do agente coagulante amplamente utilizado no tratamento de água, o que corrobora a ideia de que o sistema de fato é capaz de tratar a água dentro dos padrões estabelecidos para consumo humano.

Em relação ao parâmetro turbidez (Figura 24b), observa-se maior redução na configuração II com o coagulante tânico, assim como para os três tipos de filtros utilizados, chegando a valores em torno de 0,3 uT. Na portaria vigente, é recomendada a obtenção de turbidez igual ou inferior a 0,3 uT em filtração rápida, quando observado média aritmética de oocisto de *Cryptosporidium ssp.* e *Giardia* igual ou maior a 1,0 oocisto/L em 95% das amostras mensais, onde os 5% restante podem apresentar turbidez superior a 3,0 uT, desde que não ultrapasse o valor de 1,0 uT.

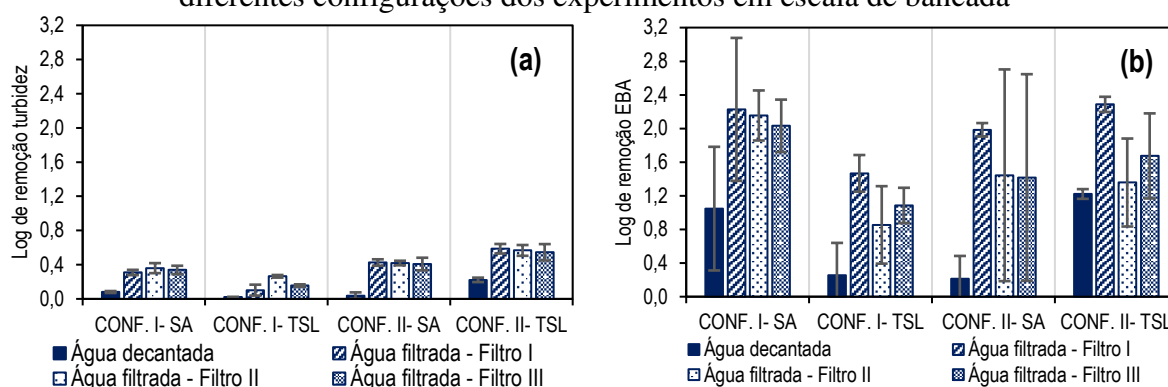
No entanto, para a filtração rápida, a portaria estabelece que pós-desinfecção a turbidez em 95% das amostras mensais deve ser 0,5 uT e de 1,0 uT no restante das amostras. O valor inferior a 0,5 uT foi verificado em todos os ensaios, exceto na Configuração I com o emprego do coagulante orgânico para todas as unidades de filtração utilizadas.

Em filtros lentos de areia, onde a taxa de filtração é inferior, Satani, Arantes e Jesus (2019) obtiveram valores de turbidez próximos a 0,5 uT com mais de 40 horas de operação do sistema montado por eles para tratamento de uma água bruta com 8,17 uT. Isso evidencia a

eficiência de remoção de turbidez como o filtro rápido ocorrida na configuração II com o coagulante orgânico com tempo de duração de apenas 1,5 horas, mesmo com taxa de filtração maior.

Ao comparar o log de remoção de turbidez e EBA nas diferentes configurações (Figura 25), pode-se verificar que as remoções mais satisfatórias de ambos os parâmetros em simultâneo ocorreram na configuração II com uso do coagulante orgânico e no filtro do tipo I, sendo a remoção de EBA próxima a 2,4 log.

Figura 25 – Resultados de remoção de turbidez (a) e EBA (b), em log de remoção, nas diferentes configurações dos experimentos em escala de bancada



CONF. I – SA – configuração I utilizando sulfato de alumínio; CONF. I – SA – configuração I utilizando TANFLOC SL®; CONF. II – AS – configuração II utilizando sulfato de alumínio; CONF. II – AS – configuração II utilizando TANFLOC SL®;

Fonte: Autoria própria.

Isso permite a hipótese de que para critérios de segurança hídrica e avaliação da eficiência do processo de tratamento, a remoção de turbidez pode ser um indicativo indireto da remoção de EBA. Rice et al. (1991), ao compararem a remoção desses parâmetros em conjunto, concluíram que respostas na remoção de esporos em relação a turbidez podem servir como indicadores úteis de declínio da eficácia do tratamento.

Observa-se que tanto na configuração I quanto na II houve variabilidade nas remoções de EBA, logo, a adição da desinfecção não garante a remoção desses microrganismos, atribuindo-se a eficiência de remoção ao processo de filtração como dito anteriormente e corroborado com os estudos de Oliveira, Bastos e Silva (2018).

De acordo com Rice et al. (1991), em condições naturais os EBAs se apresentam em distintos estágios de maturidade e dormência metabólica, por isso exibem resistência à agentes oxidantes e outros estresses ambientais. Além disso, no estudo dos referidos autores observou-se que a inativação desses microrganismos no processo de desinfecção é mínima quando comparada com os processos físicos que ocorrem ao longo do tratamento.

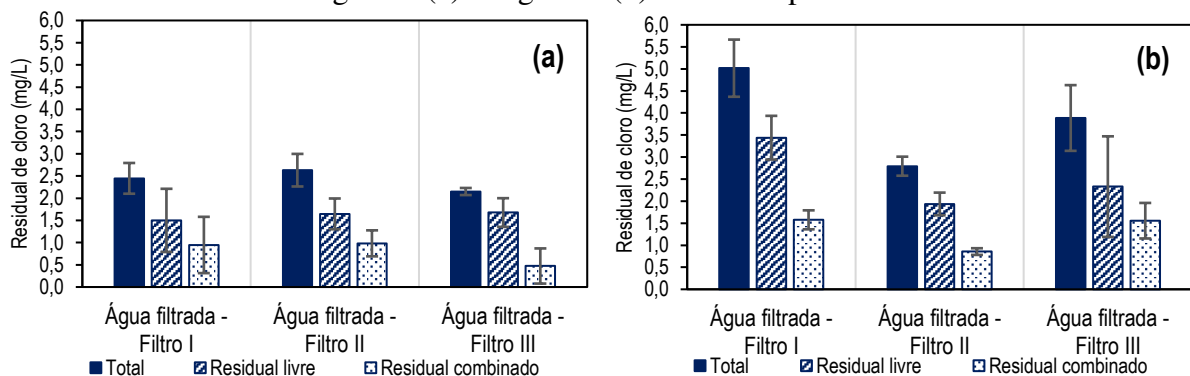
Neste estudo, a remoção de turbidez mostrou-se estável na etapa de clarificação (remoções em torno de 0,4 log), e ainda se constatou que as remoções do referido parâmetro no processo de filtração ocorreram de forma mais discreta e sempre inferior à remoção de EBA, com remoções em torno de 0,4 e 2 log, respectivamente. Os ensaios realizados por Oliveira, Bastos e Silva (2018), corroboram com os dados explicitados, onde os autores observaram no processo de filtração remoção média de 0,65 log para a turbidez e 1,71 log para EBA.

A adição do agente desinfetante (hipoclorito de cálcio) no reservatório de desinfecção (configuração I) foi realizada para garantir um residual de cloro livre entre 2,0 e 5,0 mg.L<sup>-1</sup>, faixa ideal a ser fornecida aos usuários do sistema, uma vez que a portaria de potabilidade vigente estabelece residual mínimo de 0,2 mg.L<sup>-1</sup>, valor máximo permitido de 5 mg.L<sup>-1</sup>.

Os valores médios e seus respectivos desvios padrões do residual de cloro na água tratada na configuração I podem ser observados na Figura 26. Verifica-se que para a água clarificada com sulfato de alumínio (Figura 26a) o cloro total (CT) esteve sempre superior a 2,0 mg.L<sup>-1</sup> nos três tipos de filtros, sendo esta espécie de cloro residual mais empregado em sistemas alternativos coletivos de abastecimento de água, quando se trata de áreas rurais e/ou comunidades difusas, devido a facilidade dos equipamentos e/ou métodos de análise empregados. No entanto o CRL, que tem maior poder desinfetante em comparação ao CRC, variou entre 1,5 e 2,0 mg.L<sup>-1</sup> e o CRC entre 0,5 e 1,0 mg.L<sup>-1</sup>.

Em relação a configuração I com a utilização do agente coagulante orgânico, (Figura 26b), verifica-se valores de cloro total entre 3,0 e 5,0 mg.L<sup>-1</sup> na medição pós filtração, já o CRL apresentou valores que variaram entre 2,0 e 3,5 mg.L<sup>-1</sup> e CRC entre 0,8 e 2,0 mg.L<sup>-1</sup>.

Figura 26 – Valores médios e seus respectivos desvios padrões do monitoramento de cloro residual da água tratada no estudo em escala de bancada para a configuração I com coagulante inorgânico (a) e orgânico (b) em cada tipo de filtro



Fonte: Autoria própria.

A partir dos dados de monitoramento das concentrações de cloro residual livre, pode-se inferir que a água fornecida estaria seguindo os padrões de potabilidade vigente (Portaria GM/MS nº 888/2021) que estabelece concentração mínima de 0,2 mg.L<sup>-1</sup> e valor máximo permitido de 5,0 mg.L<sup>-1</sup>.

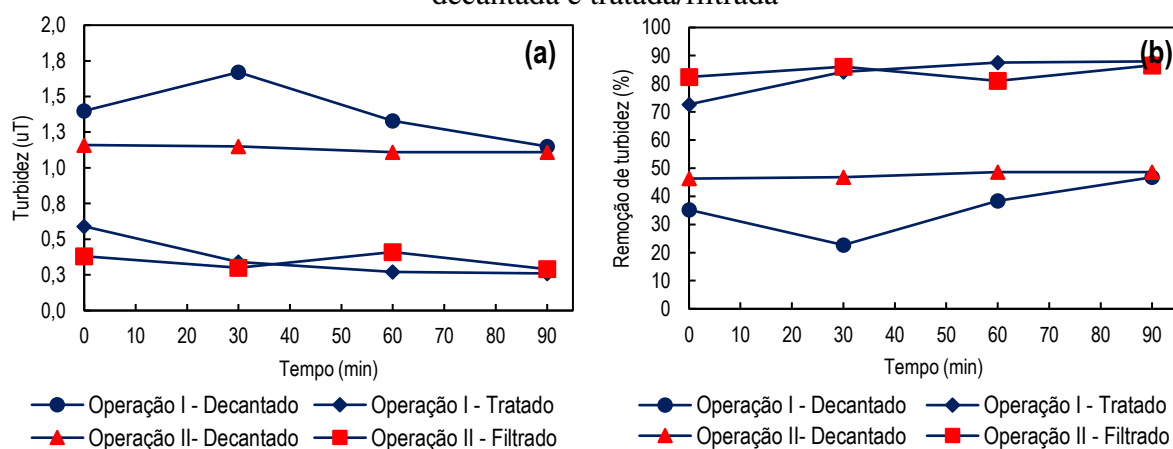
#### 5.4.2 Ensaios de tratabilidade em escala real

A água bruta apresentou as seguintes características: turbidez de 2,16 uT, cor aparente de 26,20 uH, cor verdadeira de 20,20 uH, pH 8,4, ABS 254nm de 0,157, 2.100 UFC de EBA/100 mL, alcalinidade e dureza de 112,09 e 96,03 mgCaCO<sub>3</sub>.L<sup>-1</sup>, respectivamente.

Durante o monitoramento da turbidez em escala real (Figura 27), as operações I e II obtiveram após a decantação valores de remoções de até 45% em relação a água bruta nos 90 minutos de operação, obtendo valores próximos a 1,2 uT. Ao passar pela filtração, os valores de remoção de turbidez ficaram em torno de 90%.

Em relação aos valores absolutos de turbidez, a água tratada (operação I) e filtrada (operação II), ao longo do tempo atingiram valores inferiores a 0,5 uT, valor máximo permitido estabelecido pela portaria de potabilidade para a água tratada por filtros rápidos, e em alguns casos atingindo 0,3 uT, sendo esse valor estabelecido como o valor limite para que os operadores dos sistemas dispensem análises de EBA e, conseqüentemente, oocistos de *Cryptosporidium ssp.* e cistos *Giardia*.

Figura 27 – Resultados do monitoramento de turbidez em valores absolutos (a) e em termos de remoção (b) nos diferentes tipos de operação da SALTA-z em escala real para a água decantada e tratada/filtrada

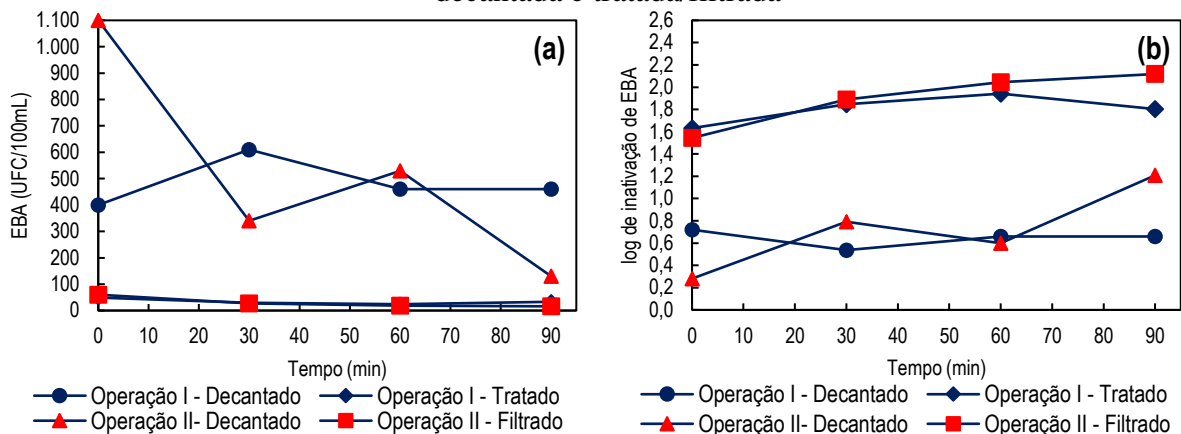


Fonte: Autoria própria.



O monitoramento de EBA em escala real (Figura 28) na operação I atingiu em torno de 0,7 log de remoção no tempo 0 min (15 minutos após iniciar a operação do sistema), com 400 UFC/100mL ainda na decantação, para a água pós filtração (água tratada) da mesma operação obteve-se aproximadamente 1,7 log de remoção no tempo de 90 min, com valores entre 0 e 100 UFC/100mL. Já na operação II, o maior log de remoção observado na água decantada foi de 1,2, com valor de 150 UFC/100mL no tempo de 90 minutos e para as análises após a filtração foi verificada remoção de 2,2 log, no mesmo tempo, com valores na faixa de 0 e 100 UFC/100mL.

Figura 28 – Resultados do monitoramento de EBA em concentração (a) e em termos de remoção (b) nos diferentes tipos de operação da SALTA-z em escala real para a água decantada e tratada/filtrada



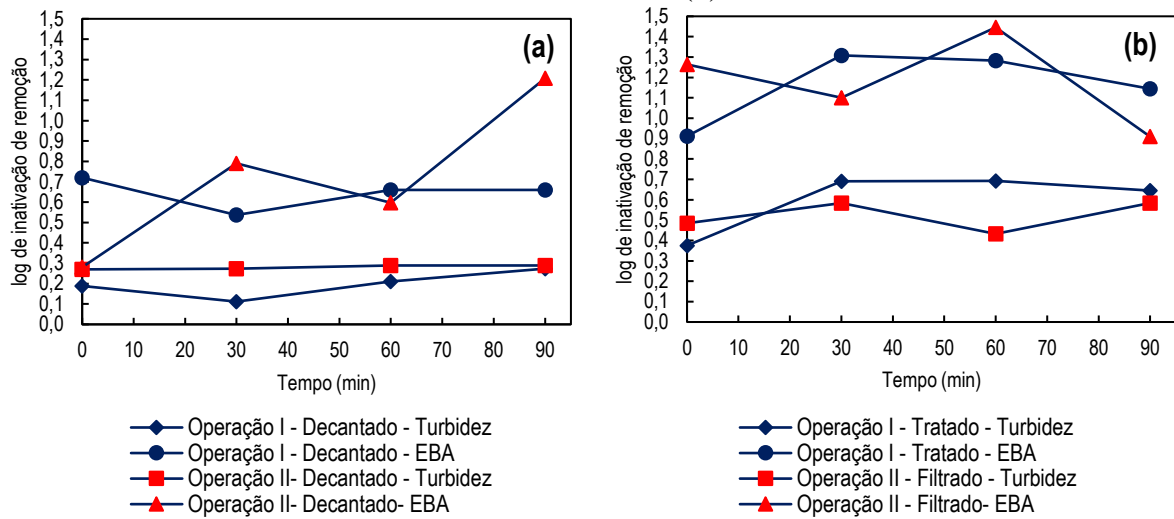
Fonte: Autoria própria.

A Figura 29 apresenta um comparativo entre a remoção de turbidez e de EBA na água decantada e filtrada para as operações I e II. Na Figura 29a, observa-se que, durante a operação II, houve maior remoção de EBA no tempo de 90 min (1,21 log), enquanto a remoção de turbidez se manteve constante, apresentando valores entre 0,27 e 0,29 log. Já na operação I, o log de remoção de EBA apresentou seu valor máximo no início da operação sendo 0,7 log, enquanto a turbidez alcançou 0,29 log de remoção no tempo de 90 min.

Por outro lado, durante a filtração tem-se valores de remoção de EBA de até 1,45 log no tempo de 60 min, também na operação II. No mesmo intervalo de tempo, o log de remoção de turbidez foi de 0,43, o menor durante essa operação. Isso pode indicar que, mesmo obtendo valores inferiores de remoção de turbidez, é possível obter remoções satisfatórias de EBA.

É perceptível que a maior remoção tanto de EBA como da turbidez ocorreu durante a filtração na operação II (sem desinfecção), isso confirma os resultados em escala de bancada; a desinfecção não garante a remoção dos esporos.

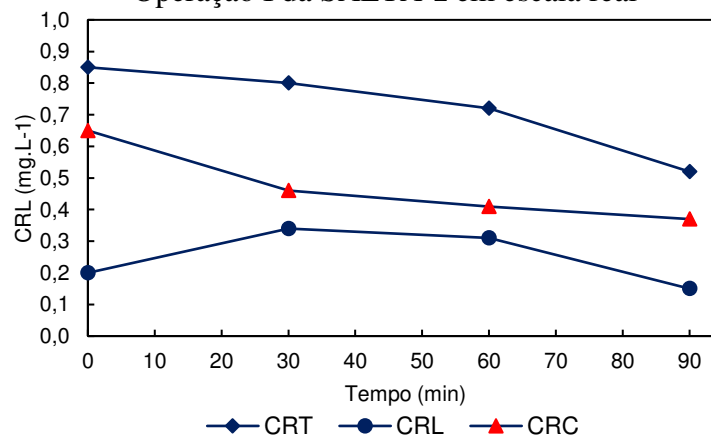
Figura 29 – Resultados de remoção de EBA e de turbidez na água decantada (a) e na água tratada/filtrada (b)



Fonte: Autoria própria.

No decorrer da operação I foi monitorado os valores de cloro (Figura 30), é possível identificar que o CT variou entre  $0,85 \text{ mg.L}^{-1}$  no início e  $0,55 \text{ mg.L}^{-1}$  ao final da operação, o CRL oscilou entre  $0,2$  e  $0,3 \text{ mg.L}^{-1}$  no decorrer do monitoramento, e o CRC variou entre  $0,35$  e  $0,65 \text{ mg.L}^{-1}$ , sendo possível verificar que sua formação foi sempre superior ao CRL, o que leva a uma preocupação em relação ao processo de desinfecção no sistema, uma vez que o registro do dosador de cloro estava totalmente aberto durante a operação. Isso pode gerar riscos frente ao consumo da água pelos usuários, uma vez que a espécie de cloro que tem um maior poder desinfetante (CRL) estava em valores baixos, o que demanda atenção pois esse residual é imprescindível para garantir a qualidade sanitária da água fornecida.

Figura 30 – Resultados do monitoramento dos residuais de cloro para a água tratada na Operação I da SALTA-z em escala real



Fonte: Autoria própria.

## 5.5 Conclusão

O sistema de tratamento de água SALTA-z apresentou maior eficiência de redução dos parâmetros físico-químicos e microbiológicos quando se dispensou a etapa de desinfecção e com a utilização de coagulante de origem vegetal. A etapa de desinfecção empregada na configuração I não tem induzido o sistema a ter resultados significativamente melhores do que os obtidos na configuração II, que se caracteriza por não ter a etapa de desinfecção antes da filtração. Ressalta-se que não se descarta a necessidade da desinfecção no processo de tratamento, uma vez que o uso de agente desinfetante é imprescindível para inativação de microrganismos patogênicos, além de fornecer um residual de cloro que, ao longo do tempo, é necessário para garantir a qualidade sanitária da água. No entanto, pelos estudos, percebe-se que seria mais adequado o uso do desinfetante posterior ao processo de filtração.

Em relação a escala de bancada o uso do coagulante orgânico sem a desinfecção (configuração II), com o filtro I (zeólita e areia grossa) obteve maiores valores de log de remoção, tanto para EBA quanto para turbidez. Isso foi confirmado em escala real, onde as maiores remoções de EBA ocorreram sem o uso do desinfetante (operação II).

## 5.6 Referências

APHA, AWWA, WEF. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 22 th ed. Washington, D.C. 2012.

ANDREOLI, F. C. **Filtros lentos de areia em escala domiciliar como alternativa de tratamento de águas subterrâneas com risco microbiológico em comunidades isoladas**. Tese (doutorado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2020.

ANDREOLI, F. C.; SABOGAL-PAZ, L. P. Coagulation, Flocculation, Dissolved Air Flotation and Filtration in the Removal of *Giardia spp.* and *Cryptosporidium spp.* from Water Supply. **Environmental Technology**. v. 40, p. 654-663, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1080/09593330.2017.1400113>

BASTOS, R. K. X.; VIANA, D. B.; BEVILACQUA, P. D. Turbidity as a surrogate for *Cryptosporidium* removal by filtration in drinking-water QMRA models. **Water Science and Technology: Water Supply**. v. 13, n. 5, p. 1209-1219, 2013. DOI: <https://doi.org/10.2166/ws.2013.127>

BETANCOURT, W. Q.; ROSE, J. B. Drinking water treatment processes for removal of *Cryptosporidium* and *Giardia*. **Veterinary parasitology**. v. 126, p. 219-234, 2004. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.vetpar.2004.09.002>

BRASIL. MINISTÉRIO DA SAÚDE. FUNDAÇÃO NACIONAL DE 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. Disponível em:

<http://www.funasa.gov.br/documents/20182/38937/Manual+da+SALTA-z+WEB.pdf/ae8139d4-20a6-46d0-acb6-10b9cea2b7b2>

BRASIL. Ministério da Saúde. Fundação Nacional de Saúde. Programa Nacional de Saneamento Rural - 1ª edição. Brasília: Funasa. 2019. Disponível em: [http://www.funasa.gov.br/documents/20182/38564/MNL\\_PNSR\\_2019.pdf/08d94216-fb09-468eac98-afb4ed0483eb](http://www.funasa.gov.br/documents/20182/38564/MNL_PNSR_2019.pdf/08d94216-fb09-468eac98-afb4ed0483eb)

BRASIL. Ministério da Saúde. (2021) Portaria nº 888, de 4 de maio de dezembro de 2021. Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. Diário Oficial da União, Brasília, seção 1, p. 127.

FREITAS, B. L. S.; TERIN, U. C.; FAVA, N. de M. N.; SABOGAL-PAZ, L. P. Filter media depth and its effect on the efficiency of Household Slow Sand Filter in continuous flow. **Journal of Environmental Management.** v. 288, p. 1-12, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.112412>

HEADD, B.; BRADFORD, S. A. Use of aerobic spores as a surrogate for *cryptosporidium* oocysts in drinking water supplies. **Water Research.** v. 90, n. 1, 185-202, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.12.024>

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Pesquisa nacional por amostras de domicílios: síntese de indicadores 2015.** Rio de Janeiro: IBGE, 2015.

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>

MINISTÉRIO DO DESENVOLVIMENTO REGIONAL (MDR). SECRETARIA NACIONAL DE SANEAMENTO (SNS). **Plano Nacional de Saneamento Básico (Plansab): Relatório de Avaliação Anual 2019.** Brasília: MDR, 2021.

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. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental,** Viçosa, MG, v. 23, n. 6, 2018. DOI: 10.1590/S1413-41522018151590

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. DOI: <https://doi.org/10.1002/j.1551-8833.2001.tb09356.x>

SATANI, K. S. T.; ARANTES, C. C.; JESUS, T. A. Comparação da remoção de turbidez e cor aparente em filtros lentos de areia com e sem adição de proteína imobilizada de *Moringa oleifera*. **Revista Brasileira de Ciência, Tecnologia e Inovação,** Uberaba, MG, v.4, n.2, p. 169-179, setembro, 2019.

SILVEIRA, T. N.; BARBOSA, M. G. N.; PEQUENO, L. A. B.; DOS SANTOS, W. B.; FERREIRA, W. B. Performance de coagulantes orgânicos e inorgânicos por meio de diagrama de coagulação em águas naturais. **Revista Eletrônica de Gestão e Tecnologias Ambientais**, v.7, n.1), p.16–25, 2019.

TERIN, U. C.; FREITAS, B. L. S.; FAVA, N. de M. N.; SABOGAL-PAZ, L. P. Evaluation of a multi-barrier household system as an alternative to surface water treatment with microbiological risks. **Environmental Technology**. p. 1-13, 2021. DOI: 10.1080/09593330.2021.1921856

## **CATÍTULO VI – Remoção de cianobactérias e cianotoxinas de águas eutrofizadas do semiárido utilizando a solução alternativa coletiva de tratamento de água (SALTA-z)**

---

### **Resumo**

A considerar a predominância de reservatórios eutrofizados como fonte de água para abastecimento humano no semiárido brasileiro, este trabalho avaliou a remoção de cianobactérias e cianotoxinas pela solução alternativa coletiva de tratamento de água (SALTA-z). A pesquisa foi realizada em uma unidade piloto da referida tecnologia que contempla as etapas de clarificação (coagulação/floculação/decantação), desinfecção com emprego de hipoclorito de cálcio e filtração em meio composto predominantemente por zeólita. Duas condições operacionais foram avaliadas, contemplando a utilização do Tanfloc SL® (operação I) e sulfato de alumínio (operação II). Pode-se observar que após 90 min de operação o sistema teve eficiência de 90 e 45% de remoção de turbidez e cor aparente, respectivamente. Em relação às cianobactérias, para ambas as operações o sistema apresentou eficiência próxima a 95% em comparação com a água bruta, sendo observado após o tratamento a presença exclusivamente da espécie *Planktothrix isoethrix* (Skuja) Komárek & Komárková. Notou-se discreta elevação na concentração de microcistinas e cilindrospermopsinas, o que pode estar atribuído a lise celular durante as etapas do tratamento, já as saxitoxinas foram removidas, em termos percentuais, de 35 e 10% para operação I e II, nessa ordem. Por fim, observou-se que para as condições operacionais estudadas a SALTA-z apresentou constância nos parâmetros de controle operacional e eficiência na remoção de cianobactérias, porém, para as cianotoxinas, o sistema apresentou baixa eficiência de remoção, o que pode ser associado a fatores como o rompimento celular durante o tratamento, bem como a necessidade da otimização das condições operacionais que visem a remoção de cianobactérias e seus metabolitos.

**Palavras-chave:** Saneamento rural. Sulfato de alumínio. Coagulante orgânico. Microcistinas. Cilindrospermopsinas. Saxitoxinas.

### **Removal of cyanobacteria and cyanotoxins from eutrophyzed semi-arid water using the collective alternative water treatment solution (SALTA-z)**

#### **Abstract**

Considering the predominance of eutrophyzed reservoirs as a source of water for human supply in the Brazilian semi-arid region, this study evaluated the removal of cyanobacteria and cyanotoxins by the collective alternative water treatment solution (SALTA-z). The research was carried out in a pilot unit of the technology, which includes the stages of clarification (coagulation/flocculation/decantation), disinfection using calcium hypochlorite and filtration in a medium composed predominantly of zeolite. Two operational conditions were performed, contemplating the use of Tanfloc SL® (operation I) and aluminum sulfate (operation II). It was observed that after 90 min of operation the system had an efficiency of 90 and 45% of turbidity and apparent color removal, respectively. Regarding cyanobacteria, for both operations, the system showed efficiency close to 95% compared to raw water, being observed, after treatment, the presence exclusively of the species *Planktothrix isoethrix* (Skuja) Komárek & Komárková. There was a slight increase in the concentration of microcystins and cylindrospermopsins, which can be attributed to cell lysis during the treatment stages, saxitoxins were removed, in percentage terms, 35 and 10% for operation I and II, in that order. Finally, it was observed that

for the operational conditions studied, SALTA-z presented constancy in the operational control parameters and efficiency in the removal of cyanobacteria, however, for the cyanotoxins, the system presented low removal efficiency, which can be associated with factors such as cell lysis during treatment, as well as the need to optimize operational conditions aimed at removing cyanobacteria and their metabolites.

**Keywords:** Rural sanitation. Aluminum sulfate. Organic coagulant. Microcystins. Cylindrospermopsins. Saxitoxins.

## 6.1 Introdução

A Solução alternativa coletiva de tratamento de água (SALTA-z) é uma tecnologia que visa o fornecimento de água segura em comunidades rurais e tradicionais. Desenvolvida pela Fundação nacional de saúde (FUNASA) do Brasil, no âmbito da superintendência estadual do estado do Pará (SUEST/PA) para atender as comunidades ribeirinhas (MACHADO et al., 2021).

Essa tecnologia, está sendo replicada para outras regiões do país, inclusive a região semiárida, o que demanda a compreensão da adaptação e aceitabilidade por partes das comunidades beneficiadas pela SALTA-z, além das questões relacionadas a quantidade e qualidade da água, a exemplo da baixa disponibilidade hídrica e presença de cianobactérias e cianotoxinas nos reservatórios superficiais da região.

A escassez hídrica no semiárido brasileiro está relacionada a fatores como irregularidade pluviométrica, altas temperaturas ao longo do ano, e elevado potencial de evapotranspiração comuns na região (MORAIS et al, 2017; MENDONÇA JÚNIOR et al., 2018), de forma que os reservatórios, em muitos anos, atingem apenas pequenos volumes de água o que favorece a concentração de nutrientes que promovem a eutrofização desses corpos hídricos e em consequência tem-se a proliferação e predominância de algas e cianobactérias (LE MOAL et al., 2019; MENDES et al., 2022).

Em conjunto, o fornecimento de água às populações difusas por meio de sistemas coletivos de abastecimento na maioria das vezes é um processo inviável, além disso, a falta de rios perenes e lagos naturais leva esse grupo social a depender de reservatórios artificiais como fonte de acesso à água (ROCHA JÚNIOR et al., 2018).

Devido a insipiência de políticas públicas que tratem de saneamento rural, a percepção da comunidade em relação à conservação de ambientes aquáticos e qualidade da água para fins de abastecimento, na maioria dos casos, não é suficiente para diagnosticar os riscos implícitos no consumo de água sem o devido tratamento (AZEVEDO et al., 2022).

De forma que a segurança da água se torna comprometida, tendo em vista parâmetros físico-químicos e microbiológicos, conferem riscos aos consumidores que pode gerar problemas relacionadas a saúde pública. No caso das cianobactérias, diversas espécies são potenciais produtoras de cianotoxinas com efeitos neurológicos, hepáticos e dermatológicos (VIEIRA et al., 2021; HOWARD et al., 2021; SVIRČEV et al., 2017).

Em sistemas convencionais de tratamento de água é comum obter satisfatória remoção de cianobactérias e cianotoxinas intracelulares, porém, quando ocorre a lise das células as toxinas tornam-se dissolvidas e essas são de difícil remoção (SCHNEIDER; BLÁHA, 2020), requerendo técnicas avançadas de tratamento ou controle rigoroso das condições operacionais como forma de obter água em conformidade com os parâmetros de potabilidade exigidos pela Portaria GM nº 888/2021.

Devido ao potencial tóxico desses microrganismos e substâncias e que podem gerar riscos à saúde, é de suma importância monitorá-los em soluções alternativas de tratamento de água para comunidade rurais (GRADÍSSIMO; MOURÃO; SANTOS, 2020), a exemplo da SALTA-z, de maneira a analisar técnicas e condições operacionais que favoreçam suas remoções, a fim de garantir o fornecimento de água segura através de tecnologias que possam catalisar a universalização do saneamento no Brasil.

## **6.2 Objetivo**

Verificar a eficiência do sistema de tratamento de água SALTA-z em termos de remoção de cianobactérias e cianotoxinas e de parâmetros operacionais (turbidez e cor aparente), com o emprego de diferentes agentes coagulantes, utilizando águas de um reservatório eutrofizado do semiárido brasileiro.

## **6.3 Metodologia**

### **6.3.1 Água de estudo**

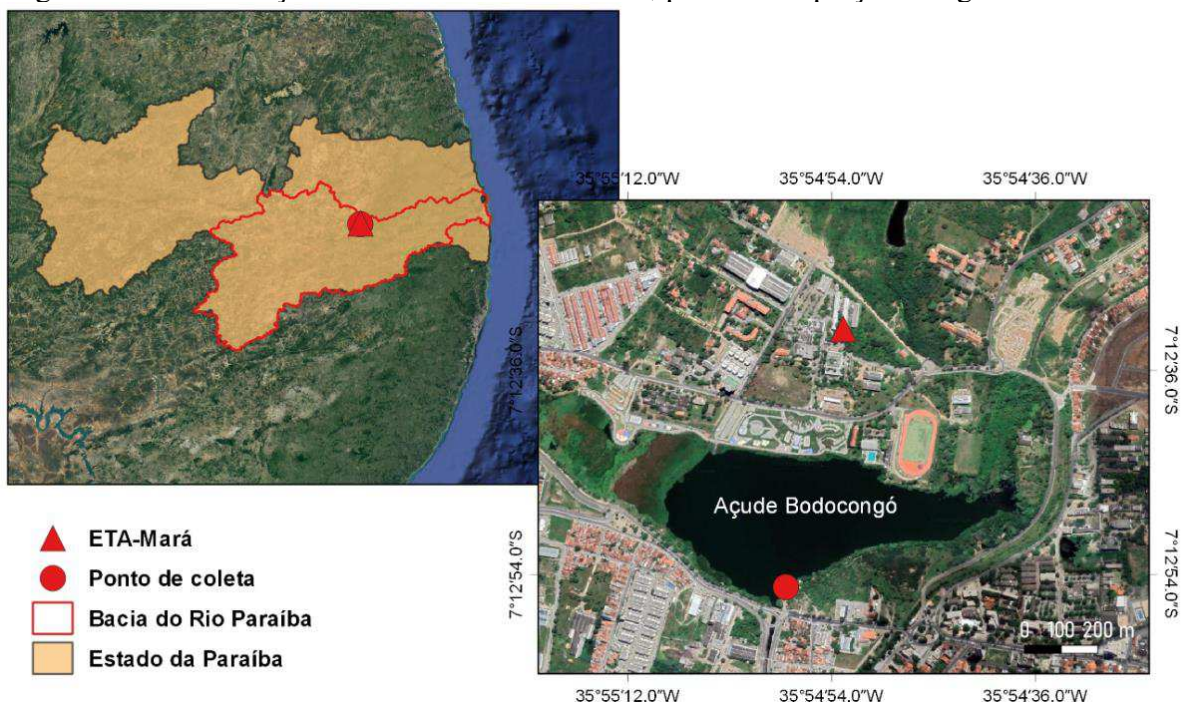
Á água empregada no estudo foi proveniente do Açude de Bodocongó, localizado na Cidade de Campina Grande a uma altitude de 548 m acima do nível do mar. As condições climáticas são de semiárido quente (BSwh em o sistema de Köppen). A temperatura média anual está entre 25 e 31°C e pluviosidade de 700 mm por ano. O reservatório está situado na bacia do Rio Bodocongó que por sua vez integra a bacia do Rio Paraíba; tem uma superfície de



371.897 m<sup>2</sup>, uma profundidade média e máxima de 3,5 e 7,0 m, respectivamente, um volume de água total de aproximadamente 1019830 m<sup>3</sup>, que pode variar consideravelmente condições climáticas (ABÍLIO et al., 2006; NERY et al., 2019). O reservatório é classificado como hipereutrófico (CEBALLOS et al., 1998; ABÍLIO et al., 2006; CARVALHO et al., 2008; PEREIRA FILHO et al., 2021).

Para os ensaios, 10.000 L de água foram coletados e direcionados ao reservatório de água bruta do sistema de tratamento localizado no âmbito da Estação de Tratamento de água Professor Doutor Edvaldo de Oliveira Alves (ETA-Mará) da Universidade Estadual da Paraíba por meio de carro-pipa, em novembro de 2021. A água contou com uma densidade de cianobactérias de 287.817 cél.mL<sup>-1</sup> com contribuições de *Raphidiopsis mediterranea* Skuja, *Anagnostidinema amphibium*, *Microcystis* sp., com predominância *Planktothrix isothrix* (Skuja) Komárek & Komárková. A Figura 31 apresenta a localização do reservatório, ponto de captação da água bruta e da SALTA-z.

Figura 31 – Localização do reservatório de estudo, ponto de captação de água e da SALTA-z



Fonte: Elaborado a partir de IBGE (2020) e Google Earth.

### 6.3.2 Características operacionais do sistema

Os experimentos foram realizados na SALTA-z instalada nas dependências da ETA-Mará (Figura 32). O sistema utiliza, em uma estrutura simplificada, técnicas convencionais de tratamento de água: coagulação, floculação, decantação, desinfecção e filtração, nesta ordem.

Figura 32 – SALTA-z utilizada na pesquisa instalada na ETA-Mará



Fonte: Autoria própria.

A operação do sistema ocorreu de duas formas: com o emprego do coagulante de origem orgânica, a base da acácia negra, Tanfloc SL® (Operação I) e o emprego do coagulante de origem inorgânica, sulfato de alumínio (Operação II), seguindo as seguintes etapas:

- *Clarificação:* A água bruta era recalçada promovendo o arraste do coagulante presente no dosador (dosagens de  $30 \text{ mg.L}^{-1}$  de Tanfloc SL® para a Operação I e  $45 \text{ mg.L}^{-1}$  de sulfato de alumínio para a Operação II, definidas em ensaios de jarrest) para o reservatório superior (5000 L), que conta com uma curva instalada imediatamente na entrada da tubulação de chegada, sendo uma estratégia para otimizar o processo de floculação, que permite proporcionar um gradiente de velocidade ideal para o processo e a mistura do coagulante com toda a massa de água presente no reservatório. Após completar o nível máximo do reservatório superior, o recalque era interrompido e de imediato iniciava-se o processo de sedimentação. Após 30 min de sedimentação, a camada de lodo presente no fundo do reservatório era retirada pela tubulação de descarga de fundo e direcionada à caixa com leito pra retenção de lodo.
- *Desinfecção:* Após o processo de clarificação a água era liberada do reservatório superior através da tubulação de saída, localizada 10 cm acima do fundo do reservatório para evitar o arraste de sedimentos, passava pelo dosador de desinfetante, que contava

com 200 g de hipoclorito de cálcio, mantendo-se o registro do dosador totalmente aberto.

- *Filtração:* Após a desinfecção, a água era encaminhada pela mesma tubulação para o filtro produzindo a água tratada. O filtro é composto por areia (0,30 m) e zeólita clinoptilolita (1,0 m), com taxa de filtração de  $360 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$ .

Durante as operações, foi realizado coletas em intervalos de 15 min para os parâmetros turbidez e cor aparente e de 30 min para quantificação da densidade celular de cianobactérias e cianotoxinas: microcistinas, saxitoxinas e cilindrospermopsinas, com uma duração total de 90 min. Ressalta-se que as coletas se iniciaram após 15 min da liberação da água do reservatório superior, garantindo que a água clarificada e desinfetada ocupasse toda a unidade de filtração. A qualidade da água bruta também foi avaliada a fim de verificar a eficiência no processo de tratamento.

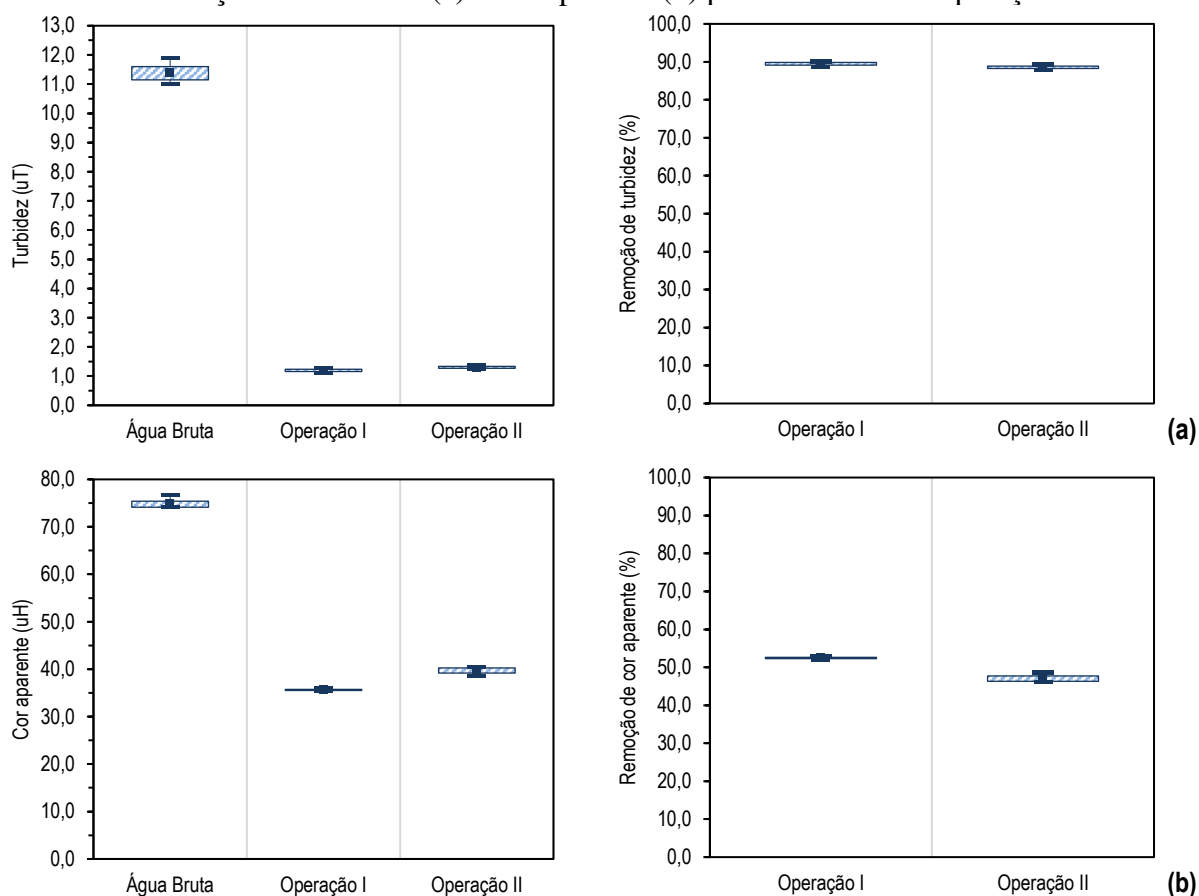
A cor aparente e turbidez foram medidos com equipamentos PoliControl® (Aquacolor Cor e Turbidímetro AP2000), para o pH foi utilizado medidor portátil KASVI®, modelo K39-0014PA e as frações de cloro foram determinadas pelo método titulométrico DPD-SFA (APHA, AWWA, WEF, 2012).

A quantificação da densidade foi realizada a partir da fixação das amostras com solução de lugol a 2% para análise quantitativa ao microscópio, conforme descrito por Utermöhl (1958). A determinação de cianotoxinas (microcistinas, saxitoxinas e cilindrospermopsinas), das frações intra e extracelulares, foi realizada com o kit comercial ELISA da Abraxis, Warminster, PA, USA, seguindo o protocolo do fabricante.

#### **6.4 Resultados e discussão**

A Figura 33 apresenta a variabilidade dos dados de monitoramento, ao longo de 90 minutos, para parâmetros operacionais turbidez e cor aparente na água bruta e na água tratada nas operações I e II e suas respectivas remoções, sendo possível notar redução desses parâmetros, em relação a água bruta, atingindo remoções de  $\pm 90$  e 45% de turbidez e cor aparente, respectivamente.

Figura 33 – Variabilidade dos dados ao longo de 90 minutos de monitoramento e respectivas remoções de turbidez (a) e cor aparente (b) para as diferentes operações



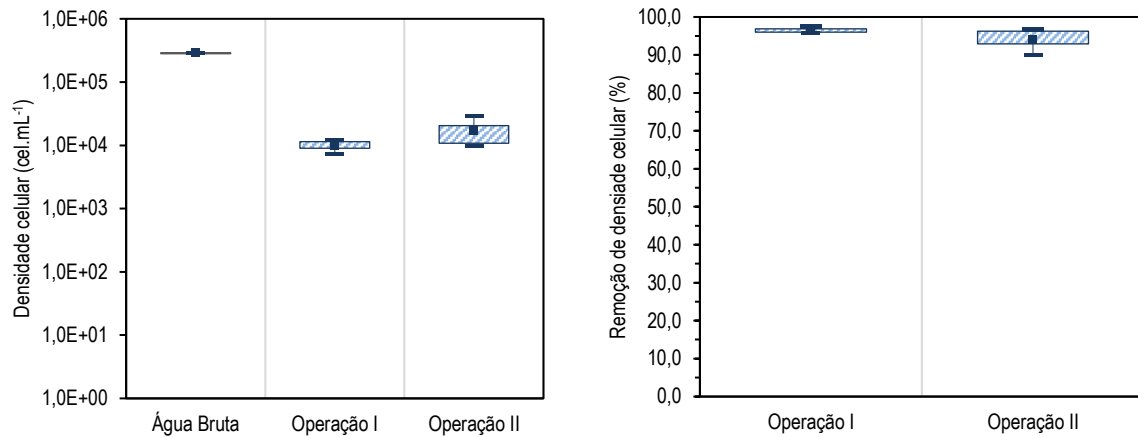
Fonte: Autoria própria.

No entanto, observa-se na Figura 33, que os valores médios obtidos para cor e turbidez na água tratada, nas operações I e II, respectivamente, foram de 35,6 e 39,6 uH e 1,2 e 1,3 uT, superiores aos estabelecidos pela portaria de potabilidade brasileira (Portaria GM/MS nº 888/2021) de 15 uH para a cor e 0,5 uT para a turbidez, o não atendimento à portaria pode estar relacionado ao estado de deterioração da água de estudo que apresentou elevada densidade celular de cianobactérias, interferindo no processo de tratamento. Porém, observou-se baixa variabilidade dos dados ao longo do tempo, o que indica que por mais que se trate de uma água proveniente de um reservatório hipereutrofizado, a SALTA-z apresenta controle na eficiência de remoção durante a operação.

Em relação a densidade de celular de cianobactérias, Figura 34, notou-se uma redução significativa em relação a concentração presente na água bruta, com remoções de  $\pm 95\%$  em ambas as operações. Conforme relatado anteriormente, a água bruta apresentou concentração celular de  $287.817 \text{ cél.mL}^{-1}$ , contando com contribuição das seguintes cianobactérias e suas respectivas densidades: *Raphidiopsis mediterranea* Skuja ( $3.001 \text{ cél.mL}^{-1}$ ), *Anagnostidinema*

*amphibium* (770 cél.mL<sup>-1</sup>), *Microcystis* sp. (5.926 cél.mL<sup>-1</sup>), *Planktothrix isothrix* (Skuja) Komárek & Komárková (278.121 cél/mL). Por seu turno, na água tratada, para todas as operações, foi observado apenas a presença da espécie *Planktothrix isothrix* (Skuja) Komárek & Komárková.

Figura 34 – Variabilidade dos dados ao longo de 90 minutos de monitoramento e respectivas remoções de densidade de celular de cianobactérias para as diferentes operações

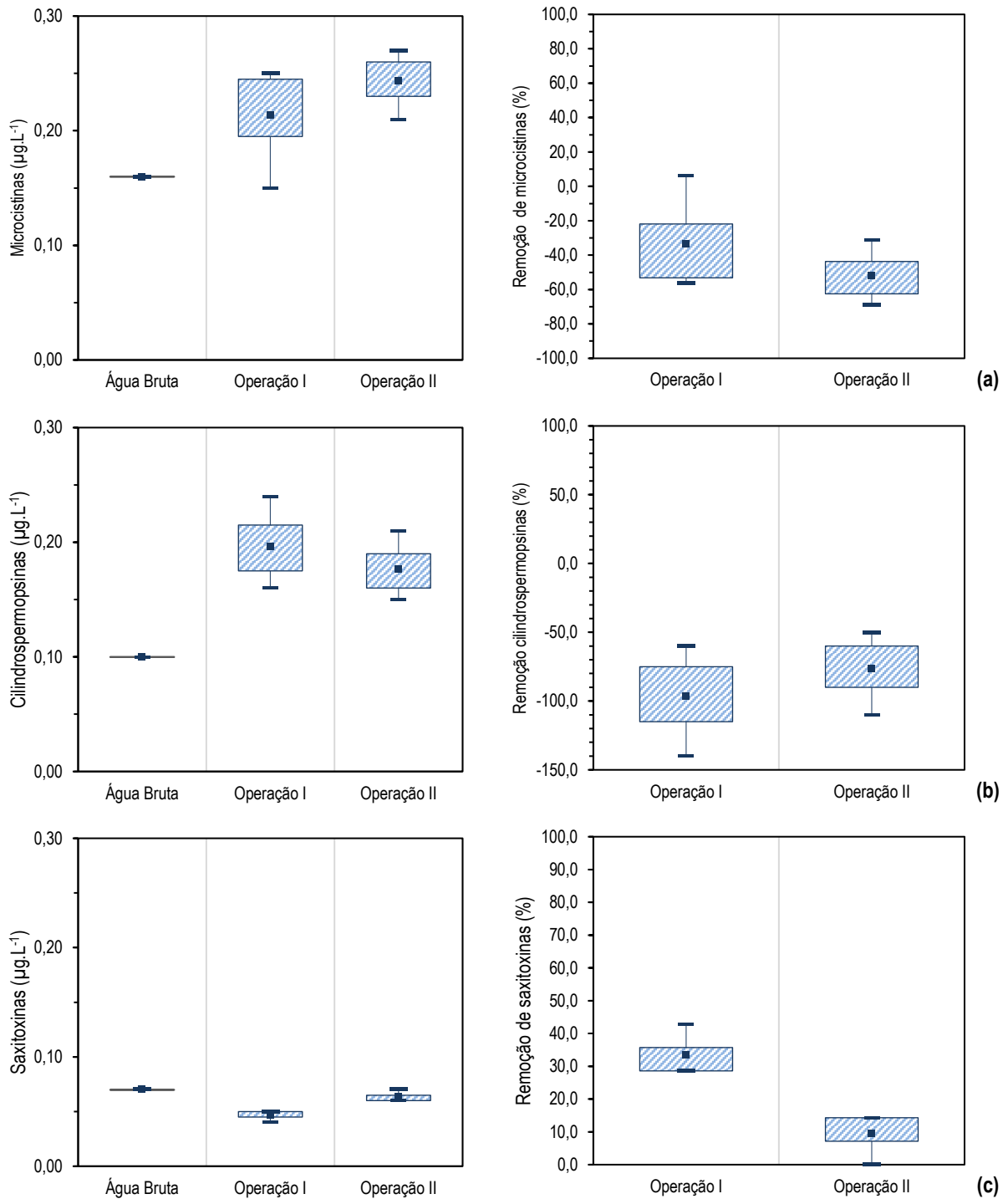


Fonte: Autoria própria.

Por mais que a densidade celular de cianobactérias na água bruta seja elevada, típico de um reservatório hipereutrófico, as concentrações de cianotoxinas (frações intracelular e extracelular) tanto na água bruta quanto tratada, para as operações I e II, apresentaram-se baixas (Figura 35), atendendo ao padrão de potabilidade brasileiro (portaria GM/MS n° 888/2021) que estabelece concentrações máximas de 1,0 µg.L<sup>-1</sup> para cilindrospermopsinas e microcistina e 3,0 µg.L<sup>-1</sup> de saxitoxinas.

Vale ressaltar que as todas as espécies são potencialmente produtoras de toxinas: *Raphidiopsis mediterranea* Skuja (cilindrospermopsinas e saxitoxinas), *Anagnostidinema amphibium* (microcistinas e saxitoxinas), *Microcystis* sp. (microcistinas), *Planktothrix isothrix* (Skuja) Komárek & Komárková (microcistinas e saxitoxinas) (CARMICHAEL et al., 2001; ANJOS et al., 2007; YÉPRÉMIAN et al., 2007; SANT'ANNA et al., 2008; BITTENCOURT-OLIVEIRA et al., 2011; BORGES et al., 2015).

Figura 35 – Variabilidade dos dados ao longo de 90 minutos de monitoramento e respectivas remoções de microcistinas (a), cilindrospermopsinas (b) e saxitoxinas (c) para as diferentes operações



Fonte: Autoria própria.

Pode-se identificar que durante as operações houve um discreto aumento das concentrações de microcistina (Figura 35a) e cilindrospermopsinas (Figura 35b) em relação a água bruta, isso pode estar relacionado com o rompimento celular ao longo das etapas de

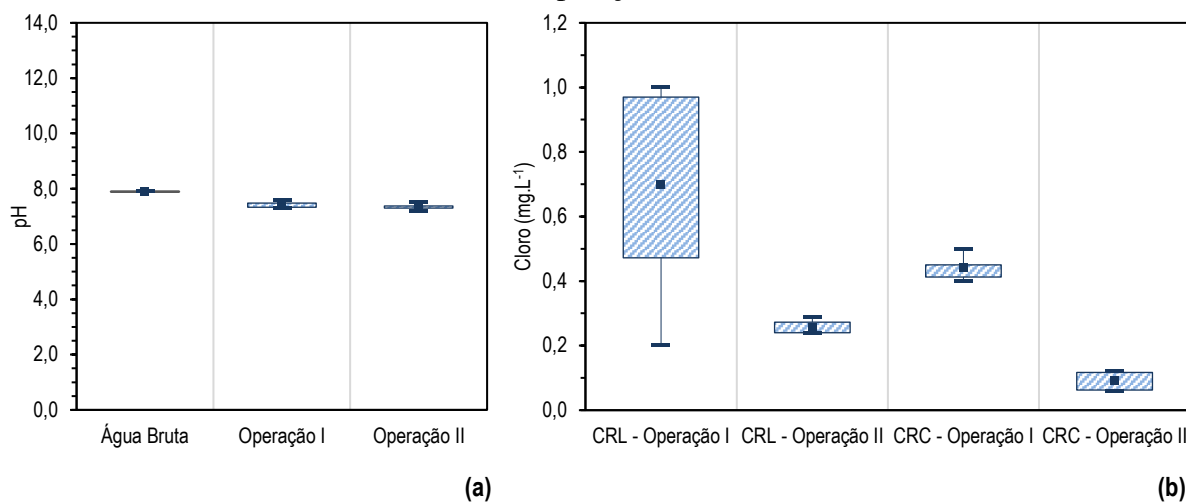
tratamento. Em relação às saxitoxinas (Figura 35c), notou-se remoções médias de 35 e 10%, em relação a água bruta, nas operações I e II, respectivamente. No entanto, em termos de valores absolutos as concentrações variaram, em média, de  $0,02 \mu\text{g.L}^{-1}$  na operação I e  $0,01 \mu\text{g.L}^{-1}$  na operação II.

Estudos realizados por Zamyadi et al. (2018) e Zamyadi et al. (2021) confirmaram que em sistemas de tratamento de água as etapas de clarificação e filtração contribuem para a liberação de toxinas intracelulares, isso pelo estresse induzido durante o tratamento, requerendo que os critérios de operação sejam rigorosos como forma de evitar a liberação dos referidos metabólitos.

Em levantamento do estado da arte da oxidação de cianobactérias e seus metabólitos, incluindo as cianotoxinas, Capelo e Neycombe (2017) afirmam que o cloro é um oxidante forte e que rapidamente pode levar à ruptura celular, o que justifica o aumento das concentrações das toxinas na água tratada devido a liberação da parcela intracelular. Em contrapartida, os autores verificaram que o cloro é eficiente na destruição de microcistinas, cilindrospermopsinas e saxitoxinas, desde que seja mantidas condições ideais de residual de cloro, tempo de contato e pH. Apontam, de forma geral, que com a aplicação desse oxidante em águas com pH em torno de 8,0 e CT (concentração×tempo) entre 15 e  $220 \text{ mg.min.L}^{-1}$  podem ser degradadas satisfatoriamente a depender das concentrações de matéria orgânica dissolvidas e das cianotoxinas.

Nas operações da SALTA-z o pH tanto das águas bruta e tratada variaram entre 7,0 e 8,0 (Figura 36a) e as concentração de cloro livre (CRL) (Figura 36b) na água tratada acima de  $0,2 \text{ mg.L}^{-1}$ , no entanto o sistema não apresenta um dispositivo ou unidade que proporcione o tempo de contato suficiente para que as toxinas sejam degradadas, já que a água clarificada, ao ser liberada do reservatório superior, passa pelo dosador de cloro e pela unidade filtrante, que é caracterizada como filtração rápida, com taxa de filtração de  $360 \text{ m}^3.\text{m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$  e é destinada ao consumo, sem que haja nenhum tipo de reservação posterior, que poderia auxiliar na manutenção de um tempo de contato suficiente para degrada-las. No que se refere o residual de cloro combinado (CRC) (Figura 36b), mostra-se ineficaz na oxidação de cianotoxinas (KARNER et al., 2001; RODRIGUEZ et al., 2007), além de estar presente em baixas concentrações, tem potencial oxidativo inferior ao do CRL, sendo este predominante durante as operações.

Figura 36 – Variabilidade dos dados ao longo de 90 minutos de monitoramento de pH (a), e das concentrações residuais de cloro livre (CRL) e combinado (CRC) (b) para as diferentes operações



Fonte: Autoria própria.

Por seu turno, diante dos resultados de remoção dos parâmetros avaliados, pelas operações I e II, não observou-se diferenças significativas pela utilização do coagulante orgânico (Tanfloc SL®) como substituto do agente de origem inorgânica (sulfato de alumínio). Além disso, não pode-se inferir que a SALTA-z é eficiente na remoção de cianotoxinas, o que demanda estudos com águas que apresentem concentrações elevadas dessas substâncias a fim de verificar e validar sua eficiência, bem como a otimização de parâmetros operacionais para esse fim.

Ressalta-se que a presença de cianobactérias promove interferências no processo de tratamento de água, como maiores demandas de agentes coagulantes, elevada colmatação da unidade filtrante e em consequência geração excessiva de perda de carga e redução do tempo de carreira (MOUCHET; BONNELYE, 1998; MEREL et al., 2010). A otimização do processo de clarificação (coagulação, floculação e sedimentação) contribui para a eficiência de remoção de fitoplâncton, que inclui cianobactérias, evitando a lise celular (EWERTS; SWANEPOEL; PREEZ, 2013) e consequente redução da concentração de cianotoxinas na água tratada.

## 6.5 Conclusão

A tecnologia do sistema de tratamento de água SALTA-z apresentou constância na remoção dos parâmetros operacionais, turbidez e cor aparente, bem como eficiência na remoção



de cianobactérias. Porém, não se observou diferenças significativas entre os tipos de operação (operação I, coagulante orgânico e operação II, sulfato de alumínio).

No tocante a remoção das toxinas, os resultados indicaram que as condições operacionais estabelecidas promoveram o rompimento celular das cianobactérias, o que ocasionou, mesmo que de forma discreta, aumento nas concentrações de microcistinas e cilindropermopsinas, em contrapartida, houve a redução das saxitoxinas.

Ressalta-se a importância de avaliar os critérios operacionais da SALTA-z de forma integrada, considerando as particularidades da água disponível em cada comunidade a ser atendida por essa solução.

## 6.6 Referências

ABÍLIO, F. J. P.; FONSECA-GESSNER, A. A.; LEITE, L. R.; RUFFO, T. L. M. Gastrópodes e outros invertebrados do sedimento e associados à macrófita eichhornia crassipes de um açude hipertrófico do semi-árido paraibano. **Revista de biologia e ciências da terra** . 2006, supl.(1), 165-178.

ANJOS, F M, BITTENCOURT-OLIVEIRA, M C, ZAJAC, M P, HILLER, S, CHRISTIAN, B, ERLER, K, LUCKAS, B, PINTO, E. 2006. Detection of harmful cyanobacteria and their toxins by both pcr amplification and lc-ms during a bloom event. **Toxicon**, 48(3), 239-245.

APHA, AWWA, WEF. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 22th ed. Washington, D.C. 2012.

AZEVÊDO, E. L.; ALVES, R. R. N.; DIAS, T. L. P.; ÁLVARO, E. L. F.; BARBOSA, J. E. L.; MOLOZZI, J. Perception of the local community: What is their relationship with environmental quality indicators of reservoirs?. **Plos one**, v. 17, n. 1, p. 1-25, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0261945>

BITTENCOURT-OLIVEIRA M C, PICCIN-SANTOS V, KUJBIDA P, MOURA A N. 2011. Cylindropermopsin in water supply reservoirs in brazil determined by immunochemical and molecular methods. **Journal water resource**. Prot. 3:349–355.

BORGES, H L F, BRANCO, L H Z, MARTINS, M D, LIMA, C S, BARBOSA, P T, LIRA, G A S T. MOLICA, R J R. 2015. cyanotoxin production and phylogeny of benthic cyanobacterial strains isolated from the northeast of brazil. **Harmful algae**, 43, 46-57

CARVALHO, A. de P. et al. Estudo da degradação ambiental do açude de Bodocongó em Campina Grande–PB. **Engenharia Ambiental: Pesquisa e Tecnologia**, v. 6, n. 2, 2009.

BRASIL. Ministério da Saúde. Portaria GM/MS n. 888, de 04 de maio de 2021. Altera o Anexo XX da Portaria de Consolidação GM/MS nº 5, de 28 de setembro de 2017, para dispor sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. **Diário Oficial da União**, Brasília, 2021.

CAPELO, José; NEYCOMBE, Gayle. Oxidação de cianobactérias e seus metabólitos em sistemas de tratamento de água: o estado da arte. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 22, p. 829-840, 2017.

CARMICHAEL, W W, AZEVEDO, S M F O, AN, J S, MOLICA, R J R, JOCHIMSEN, E M, LAU, S, RINEHART, K .L, SHAW, G R, EAGLESHAM, G K.. 2001. Human fatalities from cyanobacteria: chemical and biological evidence for cyanotoxins. **Environmental health perspectives**, 109(7): 663-668.

CEBALLOS, B.S.O.; KONIG, A.; OLIVEIRA, J.F. dam reservoir eutrophication: a simplified Technique for a fast diagnosis of environmental degradation. **Water research**, 32 (11), 1998, p.3477-3483.

EWERTS, HE; SWANEPOEL, A.; DU PREEZ, HH. Eficácia de processos convencionais de tratamento de água potável na remoção de fitoplânctons causadores de problemas e compostos orgânicos associados. **Water Sa** , v. 39, n. 5, pág. 739-750, 2013.

GRASÍSSIMO, D. G.; MOURÃO, M. M.; SANTOS, A. V. Importância do Monitoramento de Cianobactérias e Suas Toxinas em Águas Para Consumo Humano. **Rev. Bras. Crimin.**, V. 9, N. 2, P. 15-21, 2020. DOI: <http://dx.doi.org/10.15260/rbc.v9i2.276>

HOWARD, M. D. A.; KUDELA, R. M.; HAYASHI, K.; TATTERS, A. O.; CARON, D. A.; THEROUX, S.; OEHRLE, S.; ROETHLER, M.; DONOVAN, A.; LOFTIN, K.; LAUGHREY, Z. Multiple co-occurring and persistently detected cyanotoxins and associated cyanobacteria in adjacent California lakes. **Toxicon**, v. 192, n. 1, p. 1-14, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.toxicon.2020.12.019>

KARNER, Dawn A. et al. Microcystin algal toxins in source and finished drinking water. **Journal-American Water Works Association**, v. 93, n. 8, p. 72-81, 2001.

LE MOAL, M.; GASCUEL-ODOUX, C.; MÉNESGUEN, A.; SOUCHON, Y.; ÉTRILLARD, C.; LEVAIN, A.; MOATAR, F.; PANNARD, A.; SOUCHU, P.; LEFEBVRE, A.; PINAY, G. Eutrophication: A new wine in na old bottle. **Science of the Total Environmentn**, v. 651, n. 1, p. 1-11, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.09.139>

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>

MENDES, C. F.; SEVERIANO, J. S.; MOURA, G. C.; SILVA, R. D. S.; MONTEIRO, F. M.; BARBOSA, J. E. L. The reduction in water volume favors filamentous cyanobacteria and heterocyst production in semiarid tropical reservoirs without the influence of the N:P ratio. **Science of the Total Environmentn**, v. 816, n. 1, p. 1-14, 2022. DOI:

MENDONÇA JÚNIOR, J. R.; AMADO, S. M.; VIDAL, L. O.; MATTOS, A.; BECKER, V. Extreme droughts drive tropical semi-arid eutrophic reservoirs towards CO<sub>2</sub> sub-saturation. **Acta limnologia brasileira**, v. 30, p. 1-11, 2018. Doi: <http://dx.doi.org/10.1590/s2179-975x1517>

MEREL, C. S.; CLÉMENT, M.; THOMAS, O., State of the art on cyanotoxins in water and their behaviour towards chlorine. **Toxicon**, 55 (4) (2010), pp. 677-691

MORAIS, G. F. O.; SANTOS, N. A.; VASCO, A. N.; BRITO, F. B. Manejo, aspectos sanitários e qualidade da água de cisternas em comunidades do semiárido sergipano. **Gaia scientia**. V. 11, n. 2, p. 218-230, 2017. Doi: <https://doi.org/10.22478/ufpb.1981-1268.2017v11n2.34885>

MOUCHET, P.; BONNELYE, V., Solving algae problems: French expertise and world wide applications. **Water Supply: Res. Technol. AQUA**, 47 (3) (1998), pp. 125-141

NERY, J. F.; NERY, G. K. M.; MAGALHÃES, A. G.; MEDEIROS, S. S.. Potencial de opuntia stricta haw (orelha de elefante mexicana) na remoção de cianobactérias em águas superficiais. **Jornal africano de biotecnologia** , v. 18, n. 29, pág. 875-881, 2019.

PEREIRA FILHO, Mauricio Donizeti et al. Diagnóstico e análise da degradação ambiental: estudo de caso do açude Bodocongó. **Research, Society and Development**, v. 10, n. 13, 2021.

ROCHA JÚNIOR, C. A. N.; COSTA, M. R. A.; MENEZES, R. F.; ATTAYDE, J. L.; BECKER, V. Water volume reduction increases eutrophication risk in tropical semi-arid reservoirs. **Acta limnologia brasileira**, v. 30, p. 1-10, 2018. Doi: <http://dx.doi.org/10.1590/s2179-975x2117>

RODRIGUEZ, E.; SORDO, A.; METCALF, J.S.; ACERO, J.L.. Kinetics of the oxidation of cylindrospermopsin and anatoxin-a with chlorine, monochloramine and permanganate. **Water Research**, v. 41, n. 9, p. 2048-2056, 2007.

SANT'ANNA, L.; AZEVEDO, M T P, WERNER, V R, DOGO, C R, RIOS, F R, CARVALHO, L R. 2008. Review of toxic species of cyanobacteria in brazil. **Algological studies**, 126 (1): 251-265.

SCHNEIDER, M.; BLÁHA, L. Advanced oxidation processes for the removal of cyanobacterial toxins from drinking water. **Environ Sci Eur**, v. 32, n. 94, p. 1-24, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1186/s12302-020-00371-0>

SVIRČEV, Z.; DROBAC, D.; TOKODI, N.; MIJOVIĆ, B.; CODD, G.A.; MERILUOTO, J. Toxicology of microcystins with reference to cases of human intoxications and epidemiological investigations of exposures to cyanobacteria and cyanotoxins. **Archives of Toxicology**, v. 91, n. 2, p. 621-650, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00204-016-1921-6>

VIEIRA, R. S.; RICARTE, E. M. F.; OLIVEIRA, N. M.; RODRIGUES, J. L. G.; OLIVEIRA, E. C. C.; GÓES, M. I. L.; SILVA, T. A.; LACERDA, S. R. Composição do fitoplâncton em reservatório de abastecimento no semiárido nordestino. **Brazilian Journal of Development**, v.7, n.7, p. 65397-65414, 2021.

ZAMYADI, A.; HEDERSON, R. K.; NEWTON, K.; CAPELO-NETO, J.; NEWCOMBE, G. Assessment of the Water Treatment Process's Empirical Model Predictions for the Management of Aesthetic and Health Risks Associated with Cyanobacteria. **Water**, v. 10, n. 590, p. 1-13, 2018. DOI: <http://dx.doi.org/10.3390/w10050590>

ZAMYADI, A.; GLOVER, C. M.; YASIR, A.; STUETZ, R.; NEWCOMBE, G.; CROSBIE, N. D.; LIN, T.; HENDERSON, R. Toxic cyanobacteria in water supply systems: data analysis to map global challenges and demonstrate the benefits of multi-barrier treatment approaches. **H<sub>2</sub>O Open Journal**, v. 4, n. 1, p. 47-62, 2021. DOI: <https://doi.org/10.2166/h2oj.2021.067>

UTERMÖHL, Hans. Zur vervollkommnung der quantitativen phytoplankton-methodik: Mit 1 Tabelle und 15 abbildungen im Text und auf 1 Tafel. **Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie: Mitteilungen**, v. 9, n. 1, p. 1-38, 1958.

YÉPRÉMIAN, C; GUGGER, M F, BRIAND, E; CATHERINE, A; BERGER, C; QUIBLIER, C; BERNARD, C. 2007. Microcystin ecotypes in a perennial planktothrix agardhii bloom. **Water research**, 45(19), 4446-4456

## PERSPECTIVAS

---

Compreendendo a complexidade da água, seus intervenientes nos processos de tratamento, os entraves relacionados a aceitação e efetividade de novas tecnologias que possam ser utilizadas como ferramentas do processo de universalização do saneamento no Brasil, esse trabalho buscou dar subsídio a disseminação da SALTA-z.

No entanto, a tese indica várias perspectivas que visam estudar mais profundamente a SALTA-z, a fim de dar respaldo a seu uso, bem como garantir o fornecimento de água seguro para as comunidades atendidas pela SALTA-z, são elas:

- Comparar a eficiência da SALTA-z em águas de reservatórios com diferentes graus de trofia, bem como analisar a proporcionalidade entre remoção de cor e turbidez com remoção de cianobactérias e cianotoxinas;
- Expandir a aplicação da SALTA-z para águas subterrâneas do semiárido brasileiro com teores máximos de SDT de 1.000 mg.L<sup>-1</sup> e cloretos de 250 mg.L<sup>-1</sup>, conforme estabelecido pela Resolução CONAMA 396/2008 que trata do enquadramento de águas subterrâneas, uma vez que o sistema não remove sais, como forma de validar a eficiência da tecnologia em diversas fontes de águas;
- Avaliar distintas concepções do leito filtrante (areia, antracito, carvão ativado) como forma de adequar o sistema às águas superficiais do semiárido;
- Verificar a concepção da unidade de desinfecção do sistema, com enfoque para a possível formação de subprodutos da desinfecção;
- Analisar a otimização da remoção de microrganismos e cianotoxinas pelo incremento de um dispositivo à unidade de desinfecção que promova maior tempo de contato entre o agente desinfetante e a água, atendendo aos critérios de tempo de contato mínimo estabelecidos pela Portaria GM/MS nº 888;
- Averiguar a eficiência do sistema na remoção de cianotoxinas em águas que apresentam concentrações elevadas desses metabólitos;

Por fim, é importante ressaltar o acompanhamento contínuo dos sistemas instalados em relação ao monitoramento da qualidade da água tratada, bem como as alterações das águas brutas perante as sazonalidades tidas no semiárido brasileiro.

Além disso, a capacitação dos usuários e operadores do sistema é um fator primordial para manter-se a integridade da SALTA-z, subsidiar a tomada de decisão perante intervenientes, a fim de garantir a segurança da água produzida.