

UNIVERSIDADE ESTADUAL DO CENTRO OESTE - UNICENTRO
SETOR DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS E AMBIENTAIS
PROGRAMA DE PÓS GRADUAÇÃO *STRICTO SENSU* EM ENGENHARIA SANITÁRIA
E AMBIENTAL, ASSOCIAÇÃO AMPLA ENTRE UNICENTRO E UEPG

ALINE TROG FERREIRA

**AVALIAÇÃO DO EMPREGO DA RADIAÇÃO ULTRAVIOLETA NA DESINFECÇÃO
DE ÁGUA DE LAVAGEM DE FILTRO DE ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ÁGUA**

IRATI

2022

ALINE TROG FERREIRA

**AVALIAÇÃO DO EMPREGO DA RADIAÇÃO ULTRAVIOLETA NA DESINFECÇÃO
DE ÁGUA DE LAVAGEM DE FILTRO DE ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ÁGUA**

Dissertação apresentada como requisito parcial à obtenção do grau de Mestre em Engenharia Sanitária e Ambiental, curso de Pós-graduação Stricto Sensu em Engenharia Sanitária e Ambiental, área de concentração Saneamento Ambiental e Recursos Hídricos, da UNICENTRO.

Orientador: Prof. Dr. Carlos Magno de Sousa Vidal

Coorientadora: Prof^ª. Dra. Jeanette Beber de Souza

IRATI

2022

Catálogo na Publicação
Rede de Bibliotecas da UNICENTRO

F383a Ferreira, Aline Trog
Avaliação do emprego da radiação ultravioleta na desinfecção de água de lavagem de filtro de estação de tratamento de água / Aline Trog Ferreira. -- Irati, 2022.
xiii, 57 f. : il. ; 28 cm

Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual do Centro-Oeste, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental, área de concentração em Tratamento de Água de Abastecimento e Águas Residuárias, 2022.

Orientador: Carlos Magno de Sousa Vidal
Coorientadora: Jeanette Beber de Souza
Banca examinadora: Carlos Magno de Sousa Vidal, Grasielle Soares Cavallini, Lucas Ricardo Cardoso Marcon

Bibliografia

1. Reator Ultravioleta. 2. Inativação. 3. Microrganismos. 4. *Escherichia coli*. 5. Esporos de Bactérias Aeróbias. I. Título. II. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental.

| CDD 628.4



TERMO DE APROVAÇÃO

Aline Trog Ferreira

Avaliação do emprego da radiação ultravioleta na desinfecção de água de lavagem de filtro de Estação de Tratamento de Água.

Dissertação aprovada em 06/12/2022, como requisito parcial para obtenção do grau de Mestre, no Programa de Pós-Graduação *Stricto Sensu* em Engenharia Sanitária e Ambiental, área de concentração em Saneamento Ambiental e Recursos Hídricos, da Universidade Estadual do Centro-Oeste, pela seguinte Banca Examinadora:

Dr. Carlos Magno de Sousa Vidal

Universidade Estadual do Centro-Oeste
Orientador e Presidente da Banca

Dra. Grasielle Soares Cavallini

Universidade Federal de Tocantins - UFT
Primeira Examinadora

Dr. Lucas Ricardo Cardoso Marcon

INEGI - Portugal
Segundo Examinador

Irati-PR, 06 de dezembro de 2022.

AGRADECIMENTOS

Agradeço infinitamente aos meus pais Glaci e Carlos, pela confiança, apoio e palavras de conforto. Ao meu irmão Denis que é fundamental na minha vida. Sou eternamente grata por tudo que vocês me proporcionam. Amo vocês!

Ao meu orientador professor Carlos Magno de Sousa Vidal e a minha coorientadora professora Jeanette Beber de Souza, pela confiança, paciência e aprendizados proporcionados desde a graduação. Saibam que vocês sempre serão meus exemplos de profissionais.

Ao Chrystian pelo amor, apoio, incentivo, ajuda com o overleaf e as correções. Obrigada por tudo.

Às professoras Izabel e Kelly G., por todo suporte e ajuda nas análises estatísticas, por sempre estarem dispostas a tirar dúvidas, socorrer e tornar essa parte da pesquisa mais fácil. Vocês são excelentes, muito obrigada!

À Companhia de Saneamento do Paraná (SANEPAR) e aos operadores da Estação de Tratamento de Água de Irati - PR, especialmente ao meu pai, pela disponibilidade e ajuda nas coletas do efluente.

Às colegas de laboratório Elaine, Carol, Jéssica, Ingrid e Amanda, pelo auxílio com os ensaios e pelos momentos de descontração. Especialmente à Amanda, que sempre esteve disposta a ouvir minhas lamentações quando um ensaio dava errado, me fazia rir e falava que tudo daria certo. Obrigada Amanda, no fim deu mesmo.

À secretária do PPGESA, Joelma, pela simpatia e ajuda com as documentações. À técnica de laboratório, Ana, pelo auxílio com o manuseio dos equipamentos.

À Universidade Estadual do Centro Oeste pela oportunidade e estrutura disponibilizada.

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001.

“A menos que modifiquemos a nossa maneira de pensar, não seremos capazes de resolver os problemas causados pela forma como nos acostumamos a ver o mundo”.

Albert Einstein

RESUMO

A lavagem dos filtros em uma estação de tratamento de água (ETA) convencional pode representar o consumo de 3 a 10% da produção total de água tratada. Como esse volume é elevado, existe potencial interesse na sua recirculação. No entanto, existem algumas precauções que devem ser tomadas, pois essa água residuária pode conter metais, matéria orgânica, sólidos, precursores de trihalometanos, cistos e oocistos de protozoários, indicadores de contaminação fecal ou outras impurezas que permanecem no processo de filtração. Esta pesquisa teve como objetivo investigar os processos de coagulação, floculação e decantação com e sem o uso do coagulante químico sulfato de alumínio, aplicado a água de lavagem de filtro de uma ETA convencional e sua posterior desinfecção com radiação ultravioleta. Na realização dos ensaios utilizou-se um equipamento *jar-test* e um reator UV em escala de bancada. Os resultados demonstraram que sem o emprego de coagulante químico (0 mg.L^{-1}) e com 30 minutos de decantação o valor médio de turbidez foi reduzido para 4,92 uT, promovendo o melhor valor de remoção. A avaliação dos microrganismos *E. coli*, coliformes totais e esporos de bactérias aeróbias foi realizada após o tratamento preliminar da água de lavagem em equipamento *jar-test* com três ensaios e uma altura de lâmina líquida de 2 cm, o tratamento estatístico dos dados foi realizado por meio do teste de Tukey. Para os ensaios com radiação UV, após a aplicação de doses que variaram de $200,42 \text{ mWs.cm}^{-2}$ a $721,53 \text{ mWs.cm}^{-2}$, observou-se que a remoção média de *E. coli* foi de 1,5 logs, e após análise de variância observou-se que não houve diferença significativa entre as médias, com o aumento das doses de radiação UV empregadas em todos os ensaios. Para coliformes totais, ocorreram decréscimos significativos na remoção, alcançando remoção média de 3,21 logs de inativação. O grupo esporos de bactérias aeróbias não apresentou maior resistência à radiação UV em todos os ensaios, e não houve diferença significativa entre as médias, alcançando eficiência de inativação média de 3,92 logs. Desta forma, o estudo permitiu consolidar a boa perspectiva da aplicação da coagulação, floculação, decantação, seguida da radiação UV como alternativa de tratamento de água de lavagem de filtro de estação de tratamento de água, permitindo uma melhor qualidade na água residuária e recirculação de forma mais segura.

Palavras-chaves: Reator Ultravioleta. Inativação. Microrganismos. *Escherichia coli*. Esporos de Bactérias Aeróbias.

ABSTRACT

The backwash water in a conventional water treatment plant (WTP) can represent 3 to 10% of the total production of treated water. As this volume is high, there is potential interest in the recirculation of this waste. However, there are some precautions that should be taken, as this wastewater may contain metals, organic matter, solids, trihalomethanes precursors, cysts and oocysts protozoan, indicators of fecal contamination, or other impurities that remain in the filtration process. This research aimed to investigate the process of coagulation, flocculation, and decantation with and without the use of chemical coagulant aluminum sulfate applied to the filter backwash water of a conventional WTP and its subsequent disinfection with ultraviolet radiation. During the tests, the equipment used was a *jar-test* and a bench-scale UV reactor. Without using a chemical coagulant (0 mg.L^{-1}) and with 30 minutes of decantation, the average turbidity value was reduced to 4.92 uT, promoting the best removal value. The evaluation of microorganisms *E. coli*, total coliforms and spores of aerobic bacteria were performed after the preliminary treatment of the washing water in *jar-test* equipment with three assays and a liquid depth of 2 cm, the statistical treatment of the data was performed using the Tukey test. For the tests with UV radiation, after the application of doses that varied from $200.42 \text{ mWs.cm}^{-2}$ to $721.53 \text{ mWs.cm}^{-2}$, it was observed that the average removal from *E. coli* was 1.5 logs, and after analysis of variance, it was observed that there was no significant difference between the means, with increasing doses of UV radiation used in all tests. For total coliforms, there were significant decreases in removal, reaching an average removal of 3.21 logs of inactivation. The aerobic bacteria spores group did not show greater resistance to UV radiation in all tests, and there was no significant difference between the means, reaching an average inactivation efficiency of 3.92 logs. In this way, the study allows the consolidation of the good perspective of the application of coagulation, flocculation, and decantation, followed by UV radiation as an alternative in the treatment of filter backwash water, allowing for better water quality waste and recirculation more safely.

Keywords: Ultraviolet Reactor. Inactivation. Microorganisms. *Escherichia coli*. Aerobic Bacteria Spores.

LISTA DE FIGURAS

| | |
|--|----|
| Figura 1 – Sistemas de tratamento de água para abastecimento público. | 21 |
| Figura 2 – Representação esquemática do sistema de filtração em múltiplas etapas. . . | 22 |
| Figura 3 – Representação esquemática do sistema de filtração direta ascendente. | 22 |
| Figura 4 – Representação esquemática do sistema de dupla filtração | 23 |
| Figura 5 – Representação esquemática do sistema de filtração direta descendente. . . . | 24 |
| Figura 6 – Representação esquemática do sistema de floto-filtração. | 24 |
| Figura 7 – Fluxograma de uma estação de tratamento de água de ciclo completo, bem como os resíduos gerados nela. | 25 |
| Figura 8 – Representação da inativação por radiação UV no DNA dos microrganismos. | 30 |
| Figura 9 – Fluxograma do procedimento experimental. | 32 |
| Figura 10 – Fluxograma geral da estação de tratamento de água utilizada na presente pesquisa. | 34 |
| Figura 11 – Imagem do equipamento <i>jar-test</i> utilizado na pesquisa. | 35 |
| Figura 12 – Placas indicando a presença de coliformes totais e <i>E. coli</i> e referentes à amostra de ALF bruta nas diluições 10^{-1} , 10^{-2} e 10^{-3} | 38 |
| Figura 13 – Placas indicando a presença de esporos de bactérias aeróbias referentes à amostra de ALF bruta nas diluições 10^{-1} , 10^{-2} e 10^{-3} | 39 |
| Figura 14 – Representação esquemática da malha de pontos utilizada na pesquisa. | 40 |
| Figura 15 – Detalhamento do reator UV utilizado na pesquisa. | 42 |
| Figura 16 – Desempenho do tratamento preliminar de coagulação, floculação e decantação, para o parâmetro turbidez, nos três tempos de decantação (10, 20 e 30 minutos) e nas quatro dosagens de coagulante (0, 10, 20 e 30 mg.L ⁻¹). | 45 |
| Figura 17 – Médias, valores mínimos e máximos de turbidez obtidos para a ALF bruta e tratada em <i>jar-test</i> | 49 |
| Figura 18 – Desempenho dos ensaios de coagulação, floculação e decantação em <i>jar-test</i> para os parâmetros: pH, alcalinidade e dureza. | 51 |
| Figura 19 – Desempenho dos ensaios de coagulação, floculação e decantação em <i>jar-test</i> para os parâmetros: condutividade elétrica e absorbância em comprimento de onda de 254 nm. | 52 |
| Figura 20 – Valores de ST, STF, STV, SST, SSF e SSV na ALB Bruta e tratada em <i>jar-test</i> por coagulação, floculação e decantação. | 54 |
| Figura 21 – Desempenho dos ensaios de coagulação, floculação e decantação em <i>jar-test</i> para os parâmetros: manganês e alumínio. | 55 |
| Figura 22 – Resultado dos ensaios em <i>jar-test</i> para a remoção dos microrganismos <i>E. coli</i> , CT e EBA. | 56 |

- Figura 23 – Resultado do ensaio (1) de desinfecção UV utilizando as doses médias de radiação UV de 240,51 mWs.cm⁻², 481,02 mWs.cm⁻² e 721,53 mWs.cm⁻² 58
- Figura 24 – Resultado do ensaio (2) de desinfecção UV utilizando as doses médias de radiação UV de 200,42 mWs.cm⁻², 400,85 mWs.cm⁻² e 601,27 mWs.cm⁻² 59
- Figura 25 – Resultado do ensaio (3) de desinfecção UV utilizando as doses médias de radiação UV de 218,64 mWs.cm⁻², 437,29 mWs.cm⁻² e 655,94 mWs.cm⁻² 60

LISTA DE TABELAS

| | |
|--|----|
| Tabela 1 – Algumas características da água de lavagem de filtros de amostras de três ETA de ciclo completo. | 27 |
| Tabela 2 – Condições operacionais do tratamento preliminar por coagulação, floculação e decantação. | 36 |
| Tabela 3 – Variáveis de controle utilizadas para caracterização e monitoramento das águas em estudo. | 37 |
| Tabela 4 – Resumo estatístico dos valores de turbidez (uT) para o tempo de 10 minutos de decantação. | 45 |
| Tabela 5 – Resumo estatístico dos valores de turbidez (uT) para o tempo de 20 minutos de decantação. | 46 |
| Tabela 6 – Resumo estatístico dos valores de turbidez (uT) para o tempo de 30 minutos de decantação. | 46 |
| Tabela 7 – Condições operacionais definidas após o tratamento preliminar por coagulação/floculação/decantação. | 47 |
| Tabela 8 – Caracterização físico-química e microbiológica da água de lavagem de filtros. | 48 |
| Tabela 9 – Valores para cor aparente e cor verdadeira para a ALF bruta e tratada por coagulação, floculação e decantação em <i>jar-test</i> | 50 |
| Tabela 10 – Valores médios e desvio padrão de DQO obtidos para a ALF bruta e tratada nos ensaios em <i>jar-test</i> | 50 |
| Tabela 11 – Resultados das intensidades médias efetivas e doses médias efetivas de radiação UV obtidas para os tempos de exposição empregados. | 57 |
| Tabela 12 – Resumo estatístico das concentrações de CT após a desinfecção, no decorrer das doses de radiação UV para o ensaio 2. | 60 |
| Tabela 13 – Resumo estatístico das concentrações de CT após a desinfecção, no decorrer das doses de radiação UV para o ensaio 3. | 61 |

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

| | |
|---|--|
| ABNT | <i>Associação Brasileira de Normas Técnicas</i> |
| ABS ₂₅₄ | <i>Absorbância no comprimento de onda de 254 nm</i> |
| ALF | <i>Água de Lavagem dos Filtros</i> |
| APHA | <i>American Public Health Association</i> |
| CETESB | <i>Companhia Ambiental do Estado de São Paulo</i> |
| cm | <i>Centímetro, unidade de medida</i> |
| CT | <i>Coliformes totais</i> |
| DC | <i>Dosagem de coagulante</i> |
| DNA | <i>Ácido desoxirribonucleico</i> |
| ETA | <i>Estação de Tratamento de Água</i> |
| G _{MR} | <i>Gradiente de mistura rápida</i> |
| G _{ML} | <i>Gradiente de mistura lenta</i> |
| kPa | <i>Quilopascal, unidade de medida de pressão</i> |
| L | <i>Litro, unidade de medida</i> |
| m ³ .m ² .dia ⁻¹ | <i>Metro cúbico por metro quadrado por dia</i> |
| mWs.cm ² | <i>Mili Watt segundo por centímetro quadrado - unidade de medida</i> |
| mg.L ⁻¹ | <i>Miligramma por litro</i> |
| NBR | <i>Norma Brasileira</i> |
| nm | <i>Nanômetro, unidade de medida de comprimento</i> |
| NMP | <i>Número mais provável</i> |
| PAC | <i>Cloreto de polialumínio</i> |
| pH | <i>Potencial hidrogeniônico</i> |
| RNA | <i>Ácido ribonucleico</i> |
| RPM | <i>Rotação por minuto</i> |

| | |
|-----------------|--|
| SD | <i>Sólidos sedimentáveis</i> |
| SSF | <i>Sólidos suspensos fixos</i> |
| SST | <i>Sólidos suspensos totais</i> |
| SSV | <i>Sólidos suspensos voláteis</i> |
| ST | <i>Sólidos totais</i> |
| STF | <i>Sólidos totais fixos</i> |
| STV | <i>Sólidos totais voláteis</i> |
| Ti | <i>Turbidez inicial</i> |
| T _{ML} | <i>Tempo de mistura lenta</i> |
| T _{MR} | <i>Tempo de mistura rápida</i> |
| uC | <i>Unidade de cor</i> |
| uT | <i>Unidade de turbidez</i> |
| UFC | <i>Unidade formadora de colônia</i> |
| USEPA | <i>United States Environmental Protection Agency</i> |
| UV | <i>Ultravioleta</i> |

LISTA DE SÍMBOLOS

| | |
|----------|------------------|
| α | Alpha |
| μ m | Micrômetro |
| \pm | Mais ou menos |
| \times | Vezes |
| = | Igual |
| - | Menos |
| < | Menor que |
| ° | Graus |
| log | Logarítmo |
| ® | Marca registrada |

SUMÁRIO

| | | |
|----------|---|-----------|
| 1 | INTRODUÇÃO | 17 |
| 2 | OBJETIVOS | 19 |
| 2.1 | Objetivo Geral | 19 |
| 2.2 | Objetivos Específicos | 19 |
| 3 | REFERENCIAL TEÓRICO | 20 |
| 3.1 | TRATAMENTO DE ÁGUA PARA ABASTECIMENTO | 20 |
| 3.1.1 | Filtração em Múltiplas Etapas (FiME) | 21 |
| 3.1.2 | Filtração Direta Ascendente (FDA) | 22 |
| 3.1.3 | Dupla Filtração (DF) | 23 |
| 3.1.4 | Filtração Direta Descendente (FDD) | 23 |
| 3.1.5 | Floto-Filtração (FF) | 24 |
| 3.1.6 | Ciclo Completo | 25 |
| 3.2 | ÁGUA DE LAVAGEM DOS FILTROS | 26 |
| 3.3 | RECIRCULAÇÃO DAS ÁGUAS DE LAVAGEM DE FILTROS | 28 |
| 3.4 | DESINFECÇÃO POR RADIAÇÃO ULTRAVIOLETA NO CONTROLE MICROBIOLÓGICO DA ÁGUA DE LAVAGEM DE FILTRO | 29 |
| 4 | MATERIAIS E MÉTODOS | 32 |
| 4.1 | DESCRIÇÃO DO SISTEMA DE TRATAMENTO DE ÁGUA | 33 |
| 4.2 | ETAPA 1: TRATAMENTO PRELIMINAR EM <i>JAR-TEST</i> : COAGULAÇÃO / FLOCULAÇÃO / DECANTAÇÃO | 34 |
| 4.3 | ANÁLISES FÍSICO-QUÍMICAS E MICROBIOLÓGICA DA ÁGUA DE LAVAGEM DOS FILTROS | 36 |
| 4.4 | ETAPA 2: CARACTERIZAÇÃO E TRATAMENTO FÍSICO-QUÍMICO DA ÁGUA DE LAVAGEM DOS FILTROS | 37 |
| 4.5 | DETALHAMENTO DOS ENSAIOS MICROBIOLÓGICOS | 38 |
| 4.5.1 | Determinação de <i>Escherichia coli</i> e Coliformes Totais | 38 |
| 4.5.2 | Determinação de Esporos de Bactérias Aeróbias | 39 |
| 4.6 | ETAPA 3: ENSAIOS DE DESINFECÇÃO POR RADIAÇÃO ULTRAVIOLETA | 40 |
| 4.7 | DETERMINAÇÃO DA INTENSIDADE E DOSES MÉDIAS EFETIVAS DE RADIAÇÃO UV | 40 |
| 4.7.1 | Efetividade da desinfecção UV | 41 |
| 4.7.2 | Descrição da unidade experimental de desinfecção ultravioleta | 41 |
| 4.7.3 | Execução dos ensaios de desinfecção | 42 |

| | |
|--|-----------|
| 4.7.4 Tratamento estatístico | 43 |
| 5 RESULTADOS E DISCUSSÃO | 44 |
| 5.1 ETAPA 1: TRATAMENTO PRELIMINAR EM <i>JAR-TEST</i> : COAGULAÇÃO / FLO- CULAÇÃO / DECANTAÇÃO | 44 |
| 5.2 ETAPA 2: CARACTERIZAÇÃO E TRATAMENTO FÍSICO-QUÍMICO DA ÁGUA DE LAVAGEM DOS FILTROS | 47 |
| 5.2.1 Remoção de turbidez | 48 |
| 5.2.2 Remoção de cor | 50 |
| 5.2.3 Remoção de demanda química de oxigênio (DQO) | 50 |
| 5.2.4 pH, alcalinidade e dureza | 51 |
| 5.2.5 Condutividade elétrica e absorbância em comprimento de onda de 254 nm | 52 |
| 5.2.6 Remoção de sólidos | 53 |
| 5.2.7 Remoção de metais | 54 |
| 5.2.8 Remoção dos microrganismos <i>E. coli</i> , coliformes totais e esporos de bactérias ae- róbias | 55 |
| 5.3 MEDIÇÃO DA INTENSIDADE E CÁLCULO DAS DOSES MÉDIAS EFETI- VAS DE RADIAÇÃO UV | 57 |
| 5.4 ETAPA 3: ENSAIOS DE DESINFECÇÃO POR RADIAÇÃO UV | 58 |
| 6 CONCLUSÃO | 62 |
| REFERÊNCIAS | 63 |
| Anexos | 67 |

1 INTRODUÇÃO

Com o crescimento populacional a urbanização tem se tornado desenfreada, gerando aumento de pessoas em cidades e provocando uma crescente demanda por serviços básicos de saneamento. Assim, se faz necessária a melhoria contínua nos processos de tratamento da água bruta e na expansão das redes de abastecimento de água.

No Brasil, o principal processo de tratamento empregado em Estações de Tratamento de Água (ETA), é o ciclo completo, que possui as etapas de coagulação, floculação, decantação ou flotação, filtração e desinfecção, tendo como principal objetivo a remoção de microrganismos patogênicos, cor e turbidez da água bruta. Nesses processos de tratamento, a geração de resíduos está relacionada à origem da matéria-prima, aos produtos químicos adicionados, assim como ao *layout* da estação. As principais origens de geração desses resíduos está na lavagem dos filtros e decantadores (DI BERNARDO et al., 2012).

Estudos mostram que o volume de resíduos gerados em ETAs contém de 3 a 10 % da produção total de água tratada (CHEN et al., 2015). Além disso, inúmeras toneladas de resíduos de tratamento de água potável podem ser produzidos anualmente em todo o mundo (JUNG et al., 2016). Em muitos projetos de estações de tratamento o destino dos resíduos é feito *in natura* nos corpos d'água, ou seja, sem qualquer tipo de tratamento, interesse em reuso, recuperação e preocupação com o meio ambiente. Aproximadamente 67 % das Estações de Tratamento de Água no Brasil, lançam seus resíduos diretamente nos corpos d'água (IBGE, 2010).

O descarte do efluente líquido e do lodo nos cursos d'água causam muitos malefícios ao meio ambiente devido à excessiva concentração e acúmulo de sólidos e de alumínio, provocando transformações na vida aquática, formações de bancos de lodo de fundo, introdução de organismos patogênicos, depósito de metais pesados e demais substâncias que podem ser tóxicas (DI BERNARDO et al., 2002; REALI et al., 1999).

Uma das alternativas que pretende minimizar os impactos ambientais e maximizar a economia da água é o interesse pela recirculação da água de lavagem de filtros (ALF). Uma vez que a filtração é a etapa do tratamento responsável pela remoção de partículas, essa prática também pode causar a introdução de ameaças no processo de tratamento da água e provocar riscos à saúde pública, já que a ALF pode conter matéria orgânica, metais, sólidos, carbono orgânico, microrganismos, oocistos de *Cryptosporidium spp.* e cistos de *Giardia spp.* (ARORA et al., 2001; DI BERNARDO et al., 2002; FREITAS et al., 2010).

O cloro é o desinfetante químico mais utilizado no mundo para águas de abastecimento e águas residuárias, devido ao fato, do método de desinfecção ser considerado mais fácil e menos dispendioso, independentemente do tamanho do sistema de distribuição EPA (2011). No entanto, seu uso começou a ser questionado, pois pode promover a formação de subprodutos da

desinfecção como os thihalometanos (THM), que são responsáveis por trazer riscos à saúde da população e a vida aquática, por serem considerados potencialmente cancerígenos e mutagênicos, em virtude de sua toxicidade (GUO et al., 2011; PEDROSO, 2015; TCHOBANOGLOUS et al., 2003).

Assim, pesquisas por outros métodos de desinfecção vêm sendo estudados. Uma alternativa ao cloro é a radiação ultravioleta. Essa tecnologia não gera subprodutos tóxicos da desinfecção que prejudicam a saúde e possui a finalidade de promover a inativação de microrganismos presentes nas águas de lavagem de filtros, reduzindo as adversidades e problemas de sua recirculação. É capaz de inativar vírus, esporos e cistos através da absorção da luz, causando alterações por fotólise do material genético (DNA, RNA) dos organismos presentes nas águas resultando em anomalia ou morte das células (REALI et al., 1999; EPA, 1999; HIJNEN et al., 2006).

Portanto, torna-se necessário que sejam realizadas avaliações eficazes de processos de tratamento que proporcionem o aproveitamento desses resíduos de forma segura. Nesse cenário, a presente pesquisa buscou avaliar o emprego da coagulação, floculação e sedimentação como proposta de tratamento das águas de lavagem dos filtros de uma estação de tratamento de água, visando a qualidade do efluente. Posteriormente, a eliminação dos microrganismos *E. coli*, coliformes totais (CT) e esporos de bactérias aeróbias (EBA) através da desinfecção com radiação ultravioleta.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo Geral

Avaliar os efeitos dos processos de tratamento combinados de coagulação/floculação/sedimentação na clarificação da água de lavagem e a desinfecção por radiação ultravioleta na inativação das bactérias *Escherichia coli*, coliformes totais e esporos de bactérias aeróbias.

2.2 Obetivos Específicos

- Caracterizar a água de lavagem dos filtros da estação de tratamento de água em estudo quanto as suas propriedades físicas, químicas e microbiológicas;
- Avaliar o desempenho dos processos da coagulação, floculação e sedimentação utilizando o coagulante sintético sulfato de alumínio e sem a adição de coagulante químico, na remoção de turbidez presente na água de lavagem dos filtros;
- Avaliar a viabilidade do emprego da radiação ultravioleta, verificando a qualidade microbiológica da água de lavagem de filtros.

3 REFERENCIAL TEÓRICO

3.1 TRATAMENTO DE ÁGUA PARA ABASTECIMENTO

De acordo com a NBR 12.216/1992, uma Estação de Tratamento de Água (ETA) é um conjunto de unidades destinado a adequar a água bruta aos parâmetros de água potável. Portanto, o principal objetivo da ETA é adaptar a água aos limites físicos, químicos e biológicos de acordo com as portarias vigentes, transformando o efluente da estação incapaz de transmitir algum mal para a população (LIBÂNIO, 2008). Portanto, o tratamento da água consiste basicamente na remoção de matéria orgânica, partículas suspensas e coloidais, microrganismos e substâncias capazes de prejudicar a saúde humana, visando os menores custos de implantação, operação e manutenção (LIBÂNIO, 2008).

A escolha do fluxograma de tratamento da água a ser adotado depende das particularidades da água bruta. A Resolução nº 357/2005 do CONAMA classifica os mananciais superficiais de água doce em cinco classes (CONAMA, 2005):

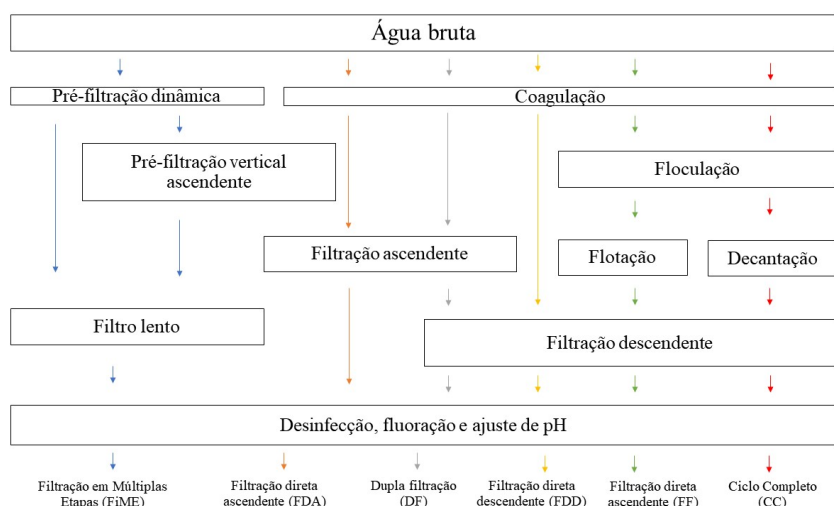
Classe Especial - águas destinadas ao: abastecimento para consumo humano, com desinfecção; à preservação do equilíbrio natural das comunidades aquáticas; e à preservação dos ambientes aquáticos em unidades de conservação de proteção integral; Classe I - águas que podem ser destinadas: ao abastecimento para consumo humano, após tratamento simplificado; à proteção das comunidades aquáticas; à recreação de contato primário, tais como natação, esqui aquático e mergulho, conforme Resolução CONAMA nº 274, de 2000; à irrigação de hortaliças que são consumidas cruas e de frutas que se desenvolvam rentes ao solo e que sejam ingeridas cruas sem remoção de película; e à proteção das comunidades aquáticas em Terras indígenas. Classe II - águas que podem ser destinadas: ao abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional; à proteção das comunidades aquáticas; à recreação de contato primário, tais como natação, esqui aquático e mergulho, conforme Resolução CONAMA nº 274, de 2000; à irrigação de hortaliças, plantas frutíferas e de parques, jardins, campos de esporte e lazer, com os quais o público possa vir a ter contato direto; e à aquicultura e à atividade de pesca; Classe III - águas que podem ser destinadas: ao abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional ou avançado; à irrigação de culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras; à pesca amadora; à recreação de contato secundário; e à dessedentação de animais; Classe IV - águas que podem ser destinadas: à navegação; e à harmonia paisagística.

Além disso, devem ser seguidas as seguintes premissas: a) despesas com implantação, inspeções, monitoramento e operação; b) manuseamento e confiabilidade dos instrumentos e equipamentos; c) flexibilidade funcional e operacional; d) localização, aspectos e características da comunidade; e) disposição final do lodo; f) disponibilidade de produtos químicos em regiões

próximas e; g) padrão de potabilidade a ser cumprido (LIBÂNIO, 2008; DI BERNARDO et al., 2011).

No Brasil, as tecnologias de tratamento de água podem ser divididas em seis (Figura 1): filtração em múltiplas etapas (FiME), filtração direta ascendente (FDA), dupla filtração (DF), filtração direta descendente (FDD), floto-filtração (FF) e ciclo completo (CC) (DI BERNARDO et al., 2012; BRASIL, 2006).

Figura 1 – Sistemas de tratamento de água para abastecimento público.



Fonte: Paz (2007).

3.1.1 Filtração em Múltiplas Etapas (FiME)

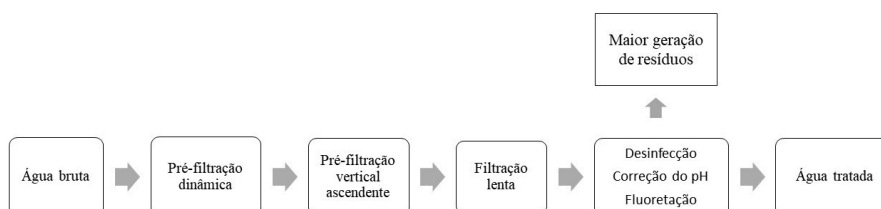
A filtração lenta é uma maneira viável no tratamento da água sem o emprego da coagulação, portanto, a qualidade da água deve ser melhor. No entanto, devido a qualidade inferior dos cursos d'água a filtração lenta foi substituída por outros sistemas (DI BERNARDO et al., 2002; REALI et al., 1999).

A filtração em múltiplas etapas foi estabelecida para minimizar as limitações da filtração lenta, dessa forma, outras unidades de pré-tratamento foram associadas, compostos por filtros com maiores granulometrias, filtros dinâmicos e filtros ascendentes em pedregulho (SAKAMOTO, 2013).

Na FiME, a água atravessa diferentes filtros com gradativa remoção das impurezas presentes. Primeiramente, a água é direcionada para os pré-filtros dinâmicos, que possuem a finalidade de remoção dos materiais mais grosseiros. Posteriormente, a água é encaminhada para os pré-filtros verticais ascendentes, e por fim, segue para a última etapa, os filtros lentos,

que têm como objetivo proporcionar água potável (DI BERNARDO; SABOGAL, 2008). Na Figura 2 encontra-se as unidades de tratamento da FiME.

Figura 2 – Representação esquemática do sistema de filtração em múltiplas etapas.

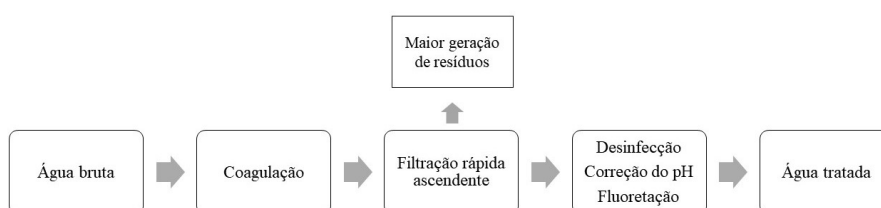


Fonte: adaptado de Brasil (2006).

3.1.2 Filtração Direta Ascendente (FDA)

Nesse sistema a água bruta é alcalinizada ou acidificada e conduzida para a coagulação. Seguindo pelo fundo do filtro passando pelas camadas de pedregulho e areia, onde ocorre a floculação das partículas, retendo até 40 % delas (PAZ, 2007; DI BERNARDO et al., 2002). A Figura 3 apresenta um esquema do sistema FDA.

Figura 3 – Representação esquemática do sistema de filtração direta ascendente.



Fonte: adaptado de Brasil (2006).

Na maioria dos casos os filtros são operados com taxa constante, com ou sem a descarga de fundo intermediária. É imprescindível que o sistema de drenagem e o fundo sejam apropriados para que as descargas sejam eficientes, com recuperação de carga, ocasionando filtração de maior duração (DI BERNARDO et al., 2002).

A filtração direta ascendente é mais eficaz que a filtração direta descendente, pois o fluxo de água percorre o meio filtrante com grãos de maiores aos de menores dimensões, aproveitando toda a carreira filtrante (DI BERNARDO et al., 2002).

3.1.3 Dupla Filtração (DF)

A dupla filtração surgiu como opção para diminuir as restrições da FDA e FDD. Ela é adequada para tratar águas com qualidade inferior e possibilitar maior segurança no sistema quando possui variações bruscas da qualidade, devido ao fato da água permanecer maiores tempos no sistema (DI BERNARDO et al., 2002; DI BERNARDO; SABOGAL, 2008).

Na dupla filtração ocorre a coagulação da água bruta através dos mecanismos de adsorção e neutralização de cargas. Na sequência segue para o filtro ascendente e descendente, que possui como objetivo a remoção das impurezas remanescentes. A última etapa consiste da desinfecção, estabilização e fluoretação (DI BERNARDO et al., 2002; REALI et al., 2013). As etapas da dupla filtração encontram-se na Figura 4.

Figura 4 – Representação esquemática do sistema de dupla filtração



Fonte: adaptado de Brasil (2006).

A geração de resíduos nessa tecnologia é mais elevada, pois são necessários maiores tempos de lavagem e vazão elevada. Os resíduos são compostos da água de lavagem dos filtros e pelas descargas de fundo (SAKAMOTO, 2013).

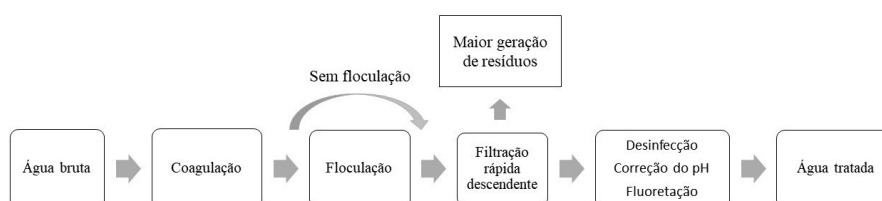
3.1.4 Filtração Direta Descendente (FDD)

A filtração direta descendente contém as etapas de coagulação, em alguns casos a floculação e a filtração (Figura 5).

Normalmente na filtração o meio filtrante possui apenas areia ou areia e antracito, o que possibilita a entrada de impurezas ao longo da carreira filtrante (DI BERNARDO et al., 2002).

A aplicação da floculação é recomendada quando a água bruta apresenta partículas com tamanhos menores que 5 μm . Além disso, depende das propriedades do meio filtrante e da

Figura 5 – Representação esquemática do sistema de filtração direta descendente.



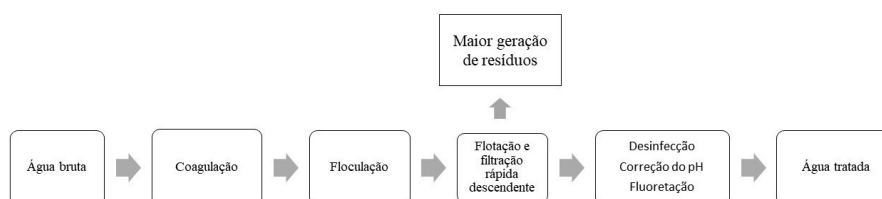
Fonte: adaptado de Brasil (2006).

taxa de filtração empregada (DI BERNARDO; SABOGAL, 2008; REALI et al., 2013).

3.1.5 Floto-Filtração (FF)

O sistema de floto-filtração abrange a flotação por ar dissolvido e a filtração em uma unidade. Na primeira etapa a água bruta passa pelos processos de coagulação e varredura, logo em seguida, segue para a agitação lenta mecanizada, cujo objetivo é que os flocos atinjam tamanhos suficientes para serem flotados com a inserção de água pressurizada recirculada. Se apenas um desse princípio for adotado o funcionamento da ETA será ineficiente (DI BERNARDO; SABOGAL, 2008). A Figura 6 encontra-se o esquema da tecnologia de floto-filtração.

Figura 6 – Representação esquemática do sistema de floto-filtração.

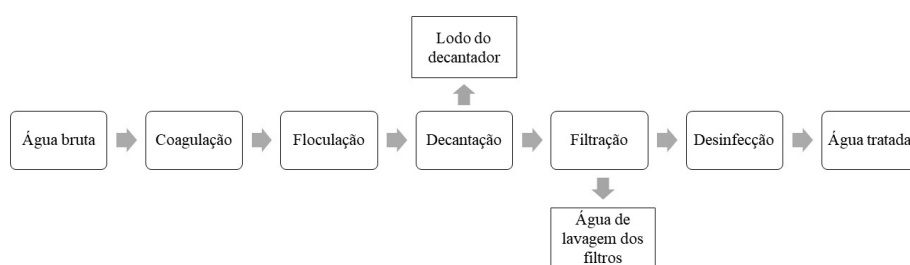


Fonte: adaptado de Brasil (2006).

3.1.6 Ciclo Completo

O principal processo empregado no tratamento de água é o ciclo completo, que fundamenta-se na passagem da água bruta do curso d'água pelas etapas de coagulação, floculação, sedimentação, filtração e desinfecção (Figura 7) (DI BERNARDO et al., 2002; LIBÂNIO, 2008; FILHO; DI BERNARDO, 1999).

Figura 7 – Fluxograma de uma estação de tratamento de água de ciclo completo, bem como os resíduos gerados nela.



Fonte: autora (2022)

O início do tratamento no ciclo completo começa logo após a captação, no qual a água bruta é direcionada por adução na etapa de coagulação. Nesta etapa são adicionados sais de ferro ou alumínio que, através de mecanismos físicos e químicos, desestabilizam as partículas coloidais, microrganismos e substâncias húmicas presentes na água. Isso permite a aglutinação das impurezas formando agregados maiores, denominados flocos (DI BERNARDO et al., 2002). Ogura (2018) menciona que a escolha do coagulante, os gradientes de velocidade e o tempo de coagulação são parâmetros importantes para a determinação da eficiência do processo.

Logo após a formação dos agregados, ocorre a mistura em baixa velocidade dessas partículas, na etapa de floculação. Essa velocidade promove a interação entre as partículas e proporciona a formação de flocos que serão removidos na etapa de sedimentação. A floculação têm como objetivo realizar o processo de aumento das dimensões das partículas resultantes das colisões induzidas para serem removidas por processos simplificados de sedimentação gravitacional e filtração (METCALF; EDDY, 2015).

A sedimentação é um fenômeno físico que permite a decantação das partículas de maior densidade que a água, nessa etapa ocorre a geração do lodo de fundo, que deve ser removido periodicamente de forma manual ou mecanizada. As partículas coloidais presentes na água possuem baixa velocidade de sedimentação, então a prévia coagulação é de extrema importân-

cia durante o tratamento, já que ela objetiva a clarificação da água durante a sedimentação. Essa etapa é responsável pela remoção de grande parte do material suspenso nas etapas anteriores (DI BERNARDO; DANTAS, 2005).

A próxima etapa do tratamento é a filtração. Nela a água passa por um meio filtrante de granulometria variada, que geralmente é constituído de areia e antracito, que é capaz de reter partículas de sedimentação lenta ou que não foram removidas nas etapas anteriores, assim como cistos e oocistos de microrganismos (MACIEL, 2006). Após certo tempo, ocorre o entupimento do leito e a diminuição do fluxo de passagem da água e é necessário fazer a lavagem em sentido contrário ao fluxo.

Por fim, ocorre a desinfecção dessa água, que possui a função de inativação de microrganismos patogênicos. Os desinfetantes mais utilizados são: cloro, dióxido de cloro, ozônio e radiação ultravioleta. O cloro é um dos mais utilizados no mundo todo, porém sua relação com o risco de formação de subprodutos pode limitar o seu emprego (WILDERER, 2010).

A geração de resíduos em uma estação de tratamento de água é classificada em quatro categorias: 1) lodo de decantador (ou flotores) e a água de lavagem dos filtros, que ocorrem diretamente no processo de tratamento; 2) os resíduos gerados durante o controle da dureza (abrandamento); 3) resíduos dos processos de tratamento avançado para a remoção de compostos orgânicos específicos e; 4) os resíduos dos processos de tratamento avançado para remoção de compostos inorgânicos específicos. Em uma ETA convencional, ou seja, de ciclo completo, os resíduos gerados nela são os lodos de decantadores e a água de lavagem dos filtros (DI BERNARDO; DANTAS, 2005).

Vale ressaltar que a geração de resíduos sofre influência de acordo com a tecnologia empregada, da coagulação, do uso de auxiliares de coagulação, oxidantes e adsorventes, do método de limpeza dos decantadores e dos filtros, da habilidade de mão de obra, do nível de automação e dos processos de reúso empregados (DI BERNARDO; DANTAS, 2005).

3.2 ÁGUA DE LAVAGEM DOS FILTROS

Em estações de tratamento de água, a lavagem dos filtros é uma operação fundamental, porém grande fonte geradora de resíduos. Em ETAs de ciclo completo a água utilizada durante a lavagem pode ser entre 3 a 10 % do volume tratado diariamente (CHEN et al., 2015). A Tabela 1 apresenta algumas características de amostras de água de lavagem de filtro de três ETA de ciclo completo (DI BERNARDO; DANTAS, 2005).

As características da ALF possuem variações de acordo com: tecnologia empregada, das impurezas presentes na água bruta, do uso de coagulantes, pelo intervalo entre as lavagens

Tabela 1 – Algumas características da água de lavagem de filtros de amostras de três ETA de ciclo completo.

| Parâmetro | Água de lavagem de filtro |
|--|----------------------------------|
| Turbidez (uT) | 120 - 340 |
| Sólidos Totais (mg.L ⁻¹) | 490 |
| Sólidos Suspensos Totais (mg.L ⁻¹) | 157 - 428 |
| Sólidos Sedimentáveis em 2 horas (mg.L ⁻¹) | 19 - 33 |
| DQO (mg.L ⁻¹) | 35 - 67 |
| Ferro (mg.L ⁻¹) | 10 - 27 |
| Alumínio (mg.L ⁻¹) | 42,90 |
| Manganês (mg.L ⁻¹) | 0,15 - 0,60 |

Fonte: adaptado de DI BERNARDO e Dantas (2005).

e pelo tempo de lavagem (DI BERNARDO; DANTAS, 2005; FREITAS et al., 2010).

Dentre os métodos empregados na lavagem dos filtros, tem-se: lavagem com água; lavagem com água e lavagem auxiliar superficial ou subsuperficial; lavagem inicial com ar e em seguida a lavagem com água e lavagem com ar e água (PÁDUA, 2006). A escolha de algum desses métodos influencia diretamente a geração do volume de água de lavagem dos filtros.

Em ETAs de ciclo completo, a lavagem dos filtros ocorre no sentido ascensional, em filtros descendentes, que possuem a finalidade de expandir o leito filtrante e romper as forças de adesão das partículas à superfície do leito, além disso, a velocidade do fluxo deve ser relativamente alta para promover fluidificação do meio e liberação das impurezas (PÁDUA, 2006; DI BERNARDO; DANTAS, 2005).

A lavagem incorreta ou ineficaz dos filtros pode acarretar no aparecimento de bolas de lodo na parte interna do meio filtrante, menores quantidades de água produzida por carreira de filtração, água filtrada de qualidade inferior do que no reinício da filtração e maiores perdas de carga no meio filtrante (DANTAS; VOLTAN, 2017).

Molina e Santos (2010) realizaram um estudo com a água de lavagem de filtros da ETA do município de Rebouças - Paraná, o qual opera em ciclo completo e utiliza o coagulante químico sulfato de alumínio. Foram coletadas 15 subamostras em 15 intervalos de tempo ao longo de 10 minutos de lavagem. Os autores observaram que a água de lavagem apresentou elevados valores de *E. coli* ($2,0 \times 10^2$) e residual de alumínio ($0,695 \text{ mg.L}^{-1}$), portanto, antes da sua disposição ou reúso existe a necessidade do tratamento devido ao potencial risco à saúde e impacto ao meio ambiente.

3.3 RECIRCULAÇÃO DAS ÁGUAS DE LAVAGEM DE FILTROS

Uma das alternativas empregadas para o rendimento do volume de água produzido na lavagem dos filtros consiste na recirculação. Porém, após a sedimentação dos resíduos gerados nas ETAs, o encaminhamento da água clarificada para o início do tratamento, pode recircular metais pesados, subprodutos da desinfecção e microrganismos (REISSMANN; UHL, 2006). Portanto é de extrema importância a avaliação dessa prática com cuidado.

O principal perigo associado a recirculação da ALF está relacionado à presença de oocisto e cistos de protozoários, pois a sua presença implica em riscos à saúde da população. A filtração constitui a principal fase do tratamento e é responsável pela retirada desses microrganismos, então, em alguns casos a ALF contém concentrações mais elevadas de cistos ou oocistos do que a própria água bruta (ARORA et al., 2001).

McCormick et al. (2010), estudaram as concentrações e a formação de subprodutos da desinfecção nas águas de lavagem de filtros de quatro ETA no Canadá e verificaram o impacto da recirculação dessas águas. Os resultados mostraram que o material particulado pode interagir com o cloro residual para formar trihalometanos e ácidos haloacéticos.

Haarhoff et al. (2001) realizaram pesquisas em uma ETA na África do Sul em trinta anos de operação. A operação da ETA em 1972, ou seja, no início das atividades possuía uma capacidade de tratamento de 18.000 m³/dia e os resíduos eram recirculados no sistema após passar por uma lagoa de sedimentação. Ao longo dos anos a qualidade do manancial piorou e houve a necessidade de tratamento de maior quantidade de água, visto que as lavagens dos filtros e o descarte do lodo se tornou mais frequente, sobrecarregando a lagoa de sedimentação. Portanto, após alguns estudos foi concluído que a lagoa era a solução mais viável e duas novas lagoas foram construídas para encaminhamento dos efluentes. Apesar da limpeza das lagoas consistir de alguns meses de trabalho e ser considerada custosa, a economia obtida pela recirculação dos efluentes justificava a limpeza. E no final de 1990 duas novas lagoas foram construídas devido ao aumento da capacidade de tratamento da ETA (210.000 m³/dia), proporcionando de 330 a 480 m³/hora de recirculação dos efluentes.

Um estudo realizado em escala de bancada na ETA Windsor, Nova Scotia - Canadá, demonstrou que a presença de precipitados de hidróxido de alumínio remanescentes da coagulação química na ALF melhorou as condições de agregação das partículas (GOTTFRIED et al., 2008).

Geralmente, a água de lavagem de filtros necessita passar por algum processo de clarificação para reaproveitamento do sobrenadante, podendo ser com ou sem a adição de condicionantes químicos (FREITAS et al., 2010; USEPA, 2002). Filipaki (2018) aponta que estudar a sedimentabilidade da água em testes de jarros é fundamental para se obter velocidades de sedi-

mentação ou taxas de aplicação superficial, pois são parâmetros essenciais no dimensionamento de sedimentadores em sistemas de tratamento de resíduos.

3.4 DESINFECÇÃO POR RADIAÇÃO ULTRAVIOLETA NO CONTROLE MICROBIOLÓGICO DA ÁGUA DE LAVAGEM DE FILTRO

Dependendo das características da água e considerando sua carga microbiológica, é recomendável que, além do tratamento prévio a ALF, passe pelo controle dos microrganismos potencialmente patogênicos, caso a estação vise realizar a recirculação ou o aproveitamento da água para fins de reúso. Neste caso, a desinfecção por radiação ultravioleta é uma tecnologia que pode ser utilizada como solução para a desinfecção em unidades de tratamento de água.

A radiação UV utilizada na desinfecção de esgoto e água é realizada através de lâmpadas especiais, geralmente germicidas com uma parte maior composta por vapor de mercúrio e gás. A energia é estabelecida através da tensão que passa do vapor de mercúrio, excitando o vapor e ocasionando a emissão da radiação. As lâmpadas germicidas podem ser de baixa, média e alta pressão, e ser constituídas de outros gases em seu interior (TCHOBANOGLIOUS et al., 2003).

Diferente de outras formas de desinfecção onde a inativação ocorre através de interações químicas, a radiação UV age como um processo físico, devido a isso, não gera residual desinfetante de proteção (EPA, 1999).

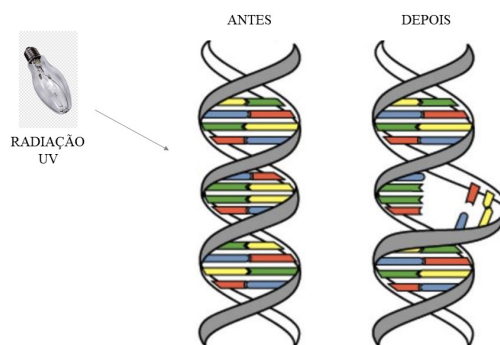
A radiação UV baseia-se em modificações no material genético (DNA e RNA) através da fotólise dos organismos presentes na água. Os organismos que serão inativados absorvem radiação UV em comprimento de onda entre 200 e 300 nm, o qual são capazes de modificar sua composição e afetar a sua funcionalidade. Portanto, a radiação UV penetra nas paredes celulares e são absorvidas pelos ácidos nucleicos, proteínas em menores extensões e por outras moléculas importantes (BARROSO; WOLFF, 2009).

O ácido nucleico é responsável por definir as funções metabólicas e de reprodução e possui duas formas consideradas mais comuns: ácido desoxirribonucleico (DNA), responsável pela síntese de proteínas e ácido ribonucleico (RNA), responsável por guardar toda a informação genética (USEPA, 2006).

O resultado da inativação ocorre quando a radiação UV quebras as ligações não saturadas do DNA e RNA, unindo duas bases do mesmo nucleotídeo, impedindo a replicação das células dos microrganismos após a radiação UV (Figura 8) (BOLTON; LINDEN, 2003).

O principal critério para a inativação dos microrganismos é determinado pela dose de radiação. O termo é frequentemente utilizado para representar a exposição de um determinado

Figura 8 – Representação da inativação por radiação UV no DNA dos microrganismos.



Fonte: adaptado de Gontijo (2022)

organismo à irradiação na faixa germicida. A inativação de um número fixo de microrganismos é provável de ser obtida em reduzido período de tempo e alta intensidade ou em tempo prolongado e menores intensidades, ou seja, a dose é tratada como constante (BARROSO; WOLFF, 2009; METCALF; EDDY, 2015; LI et al., 2017).

A inativação de microrganismos patogênicos presentes nas águas, é apontada como barreira sanitária na redução na transmissão de doenças infecciosas por veiculação hídrica através de fontes contaminadas (SARTORI, 2004). Tradicionalmente é indicado o uso de microrganismos nos testes de desinfecção devido à facilidade na determinação em análises laboratoriais (FILIPAKI, 2018; BASTOS et al., 2000). Não existe um organismo que atenda todas as premissas de condições simultâneas para um bom organismo indicador, deve-se utilizar conforme o ambiente ou situação, os que demonstrem melhor associação diante dos riscos relacionados à saúde (BASTOS et al., 2000).

Os principais microrganismos utilizados de acordo com Filipaki (2018) são: coliformes totais, *Escherichia coli* (indicadora de contaminação fecal), *Clostridium perfringenes* (indicadores da presença de protozoários) e colifagos (indicadores da presença de vírus). Estes microrganismos são considerados resistentes a diferentes métodos de desinfecção, precisando assim, de doses diferentes para atingir a inativação (FILIPAKI, 2018).

Outros microrganismos têm sido testados para verificar a inativação de cistos e oocistos de protozoários no tratamento de água, entre eles estão os esporos de bactérias aeróbias (EBA) (OLIVEIRA et al., 2018). A esporulação é um mecanismo de defesa e resistência de bactérias saprófitas que habitam no solo e na água (LOGAN, 2012). Headd e Bradford (2016) apresentam uma série de similaridades entre os oocistos de *Cryptosporidium* e EBA, entre eles estão o ciclo de vida, semelhanças morfológicas e anatômicas, hidrofobicidade, transporte e sobrevivência. Essas semelhanças fazem dos esporos potenciais indicadores da presença e/ou remoção de protozoários em águas.

Vale destacar que, alguns microrganismos patogênicos, principalmente protozoários e

vírus, são mais resistentes ao uso de cloro como desinfetante, do que as bactérias do grupo dos coliformes. A dose de radiação UV necessária e responsável para inativar organismos patogênicos é similar àquela requerida para possibilitar o mesmo efeito nos organismos usualmente utilizados como indicadores de qualidade da água. Portanto, com o intuito de inativação de patógenos, as doses de radiação UV, aplicadas como parâmetro para o grupo coliforme, podem ser mais pertinentes e eficazes do que a cloração (DANIEL et al., 2001).

É recomendado que para águas de reúso a turbidez não exceda 10 uT, indicando a faixa entre 2 e 3 uT como ótimo (USEPA; AWWA, 2003). As concentrações de sólidos suspensos totais requeridas de uma água variam entre menores que 30 mg.L⁻¹ a menores que 50 mg.L⁻¹ (EPA, 1999). A dose de radiação UV tipicamente aplicada em sistemas de desinfecção no tratamento de água para inativação de 4 log da maioria das bactérias, protozoários e vírus é de 40 mJ.cm⁻² (USEPA, 2006).

De acordo com EPA (1999), as principais vantagens do uso da desinfecção UV são:

- A desinfecção UV dispensa transporte, manipulação e armazenamento de produtos químicos, por se tratar de um processo físico;
- É eficaz na inativação de vírus, esporos e cistos de protozoários; estes microrganismos são considerados mais resistentes a alguns desinfetantes;
- Não ocorre a presença de residual danoso ao homem, animal e vida aquática;
- É de fácil operação e necessita de menores tempos de exposição, quando comparado a outros desinfetantes;
- O reator de desinfecção UV requer menores áreas do que outros métodos de desinfecção.

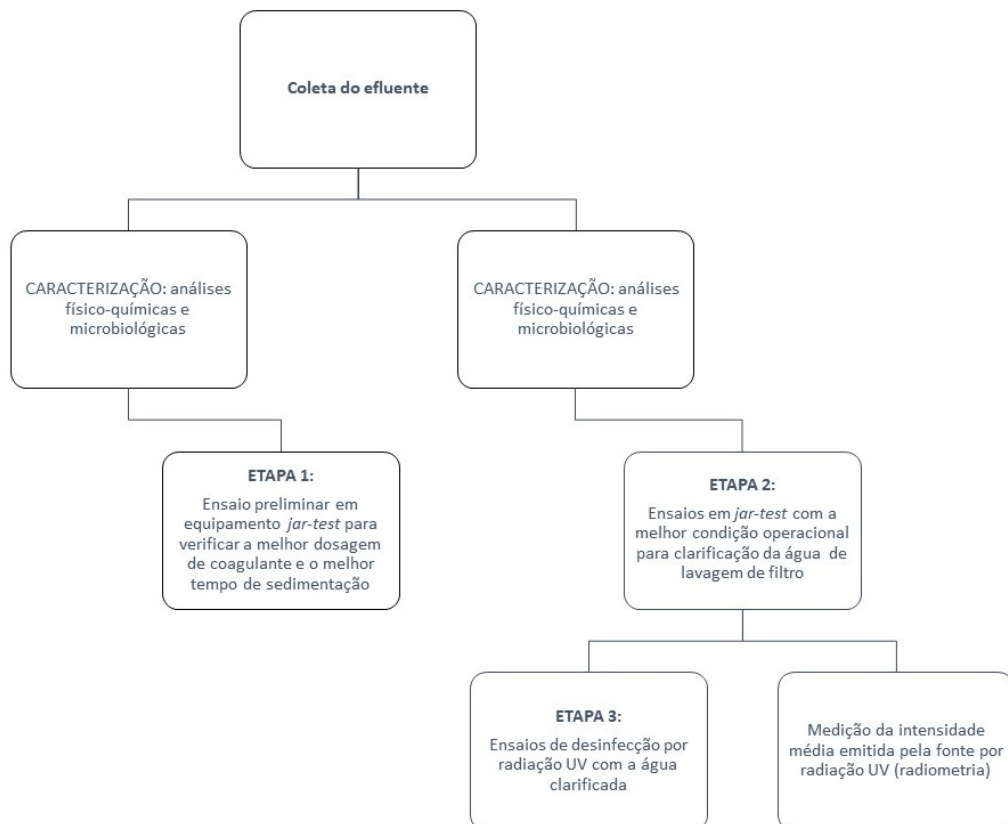
Apesar disso, o sistema possui algumas desvantagens, como a influência dos sólidos suspensos sobre a eficiência da inativação, pois a presença de partículas em suspensão atua como proteção para os microrganismos contra a radiação incidente (FILIPAKI, 2018; PEDROSO, 2015; DI BERNARDO; DANTAS, 2005).

4 MATERIAIS E MÉTODOS

O trabalho experimental foi desenvolvido em escala de laboratório, utilizando um equipamento *jar-test* e reator ultravioleta de bancada para operação em batelada. Os ensaios foram realizados no Laboratório de Saneamento e Qualidade da Água do Departamento de Engenharia Ambiental da Universidade Estadual do Centro Oeste - UNICENTRO.

O experimento foi dividido em etapas: primeiramente foi realizado o tratamento preliminar em equipamento *jar-test* para verificar a melhor dosagem de coagulante e o melhor tempo de sedimentação. Em seguida, após verificada qual a melhor condição operacional, foram feitos os ensaios no equipamento *jar-test* para a clarificação do efluente. Na terceira etapa, com a água clarificada, foram feitos os ensaios de desinfecção por radiação UV empregando os microrganismos indicadores *E.coli*, CT e esporos de bactérias aeróbias. Antes da realização dos ensaios de desinfecção por radiação UV, foi efetuada a medição da intensidade de radiação UV emitida pelas lâmpadas. Na Figura 9 temos a representação esquemática do procedimento experimental utilizado na pesquisa.

Figura 9 – Fluxograma do procedimento experimental.



Fonte: autora (2022).

O tratamento preliminar foi constituído de dois ensaios experimentais com três repetições. Nos ensaios de desinfecção por radiação UV foi utilizada uma altura de lâmina líquida

de 2 cm e testados três tempos de exposição à radiação UV (30, 60 e 90 segundos). Foram realizados três ensaios de desinfecção UV com três repetições cada um.

4.1 DESCRIÇÃO DO SISTEMA DE TRATAMENTO DE ÁGUA

O presente estudo foi realizado utilizando-se água de lavagem dos filtros (ALF) proveniente da Estação de Tratamento de Água do município de Irati - Paraná, a qual opera em ciclo completo, com vazão de aproximadamente 35 L.s^{-1} .

A primeira etapa do tratamento da água bruta ocorre na adutora, onde acontece a coagulação com policloreto de alumínio (PAC) e na sequência a vazão é dividida em dois sistemas denominados ETA SEPS e ETA Metálica. Na sequência ocorre a floculação e decantação em floccodcantadores circulares de alta taxa que contém anel interno para o depósito de lodo, o qual é retirado diariamente. A vazão nominal dos decantadores é de $13,5 \text{ L.s}^{-1}$ e a vazão de descarga é de $1,59 \text{ L.s}^{-1}$.

A filtração se dá através da gravidade por oito filtros circulares rápidos e de fluxo descendente com leito filtrante, composto de areia e antracito. Quatro filtros operam com uma vazão nominal de 5 L.s^{-1} e os demais com $7,5 \text{ L.s}^{-1}$.

Para a correção do pH é adicionado hidróxido de cálcio em suspensão. Já a desinfecção ocorre com hipoclorito de sódio elaborado a partir de cloreto de sódio. A fluoretação ocorre mediante o acréscimo de ácido fluossilícico. Após passar por todas essas etapas a água é encaminhada para a rede de distribuição.

A lavagem dos filtros é feita com o esvaziamento do tanque e a introdução de água no sentido ascendente provocando a expansão do leito filtrante e a remoção de partículas e impurezas por um tempo de seis minutos diariamente. A ALF é retirada por uma tubulação principal, localizada na parte interna do filtro e é transportada pelo mesmo encanamento de descarga do lodo dos decantadores.

A lavagem dos filtros é realizada alternadamente, em média a cada 48 horas, ou quando a turbidez da água filtrada passa de $0,5 \text{ uT}$ (valor limite). Vale ressaltar que essa lavagem ocorre em condições normais, quando não ocorre alterações abruptas da qualidade e características da água bruta. Na Figura 10 é apresentado o fluxograma geral de tratamento da ETA em estudo.

Figura 10 – Fluxograma geral da estação de tratamento de água utilizada na presente pesquisa.

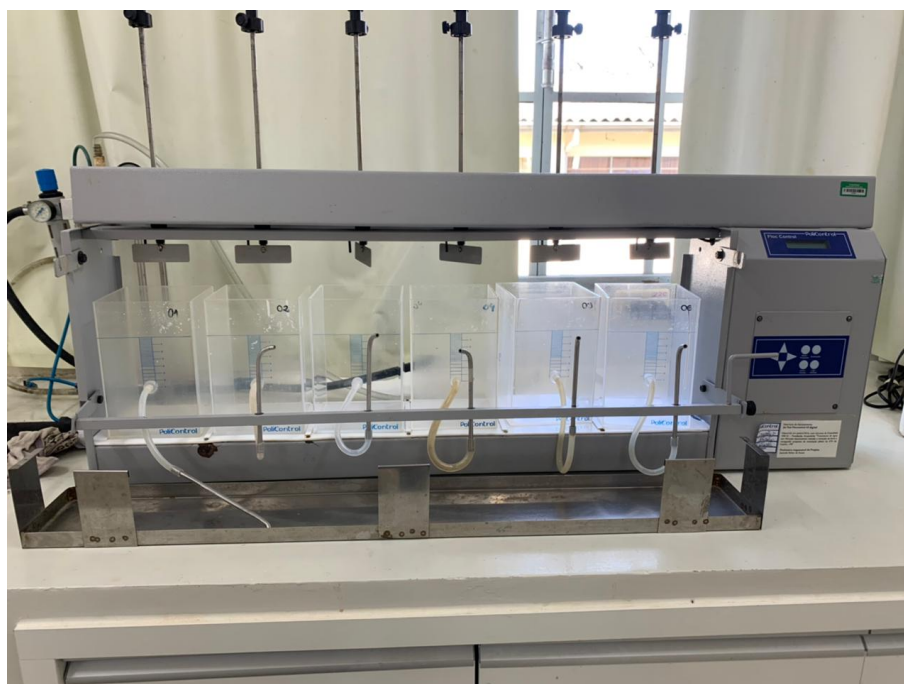


Fonte: autora (2022).

4.2 ETAPA 1: TRATAMENTO PRELIMINAR EM *JAR-TEST*: COAGULAÇÃO / FLOCULAÇÃO / DECANTAÇÃO

A água de lavagem dos filtros coletada foi submetida aos ensaios de coagulação, floculação e decantação, com o uso do equipamento *jar-test*, sem o emprego de condicionantes químicos e utilizando o coagulante sulfato de alumínio. Na Figura 11 temos a ilustração do equipamento *jar-test* utilizado na pesquisa.

Figura 11 – Imagem do equipamento *jar-test* utilizado na pesquisa.



Fonte: autora (2022)

Para a utilização do coagulante químico foi necessário realizar a sua preparação. Para isso foi utilizado 15 g de sulfato de alumínio em pó misturados a 1 litro de água destilada, totalizando 15 g.L^{-1} de solução mãe. Após o preparo da solução mãe foi necessário determinar a dosagem de coagulante a ser adicionado nos jarros e para isso foi necessário utilizar equação 4.1.

$$c_1 \cdot v_1 = c_2 \cdot v_2 \quad (4.1)$$

Onde:

c_1 = concentração da solução mãe;

v_1 = volume utilizado da solução mãe para a dosagem desejada;

c_2 = concentração desejada de coagulante no recipiente de *jar-test*, ou seja, a dosagem do coagulante pré-estabelecida;

v_2 = volume do recipiente de *jar-test*;

Depois de calculada a dosagem de coagulante necessária, as amostras coletadas foram dispostas no equipamento *jar-test* e homogeneizadas pelo tempo de aproximadamente 1 minuto. Finalizado esse tempo, despejava-se o volume do coagulante simultaneamente nos jarros com volume de 2 L. Nestes ensaios foram testadas diferentes dosagens de coagulante e os parâmetros pré-estabelecidos encontram-se na Tabela 2.

Tabela 2 – Condições operacionais do tratamento preliminar por coagulação, floculação e decantação.

| Parâmetro | Condições operacionais adotadas |
|--|--|
| Dosagem de coagulante (DC) | 0, 10, 20 e 30 mg.L ⁻¹ |
| Gradiente de mistura rápida (G_{mr}) | 800 s ⁻¹ |
| Tempo de mistura rápida (T_{mr}) | 20 s |
| Gradiente de mistura lenta (G_{ml}) | 150 s ⁻¹ |
| Tempo de mistura lenta (T_{ml}) | 20 minutos |
| Tempo de sedimentação (T_s) | 10, 20 e 30 minutos |

Fonte: autora (2022).

Ao final do tempo de sedimentação, amostras do sobrenadante eram coletadas e submetidas às análises de turbidez, esse parâmetro foi selecionado como critério para a definição da melhor condição operacional.

O tratamento preliminar teve como objetivo demonstrar o comportamento da água em estudo e a obtenção de valores de turbidez menores que 10 uT, pois este é o nível máximo de turbidez recomendada pela USEPA (2006), para a realização dos ensaios de desinfecção por radiação ultravioleta. Portanto, com os melhores valores de turbidez foi identificado o melhor tempo de sedimentação e a melhor dosagem de coagulante.

4.3 ANÁLISES FÍSICO-QUÍMICAS E MICROBIOLÓGICA DA ÁGUA DE LAVAGEM DOS FILTROS

Depois da coleta, a ALF bruta e a tratada, foram caracterizadas conforme descritos na Tabela 3. As análises seguiram os procedimentos do *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2017).

Os ensaios microbiológicos de caracterização da água de lavagem dos filtros também foram feitos logo após a coleta, buscando respeitar o tempo ideal de até oito horas para a realização dos ensaios, sem ultrapassar vinte e quatro horas, considerando as recomendações e orientações para a conservação das amostras descritas por APHA (2017) e normas da Companhia Ambiental do Estado de São Paulo - CETESB.

Tabela 3 – Variáveis de controle utilizadas para caracterização e monitoramento das águas em estudo.

| Variáveis de controle | Metodologia analítica empregada |
|--|--|
| Condutividade elétrica ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$) | Potenciometria com eletrodo combinado |
| Temperatura ($^{\circ}\text{C}$) | Termometria com filamento de mercúrio |
| pH | Potenciometria com eletrodo combinado |
| Turbidez (uT) | Nefelometria |
| Cor aparente (uC) | Espectrofotometria |
| Cor verdadeira (uC) | Espectrofotometria |
| Demanda Química de Oxigênio ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$) | Espectrofotometria |
| Absorbância 254 nm - ABS ₂₅₄ | Espectrofotometria |
| Alcalinidade total ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ CaCO ₃) | Método titulométrico |
| Dureza ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ CaCO ₃) | Método titulométrico |
| Sólidos totais ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$) | Gravimetria |
| Sólidos totais voláteis ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$) | Gravimetria |
| Sólidos totais fixos ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$) | Gravimetria |
| Sólidos suspensos totais ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$) | Gravimetria |
| Sólidos suspensos voláteis ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$) | Gravimetria |
| Sólidos suspensos fixos ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$) | Gravimetria |
| Sólidos sedimentáveis ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$) | Método do cone Imhoff |
| Alumínio ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$) | Absorção atômica com chama |
| Ferro total ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$) | Método tiocianato |
| Manganês total ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$) | Método da formaldoxima |
| Coliformes totais (UFC/100 mL) | Membrana filtrante |
| <i>Escherichia coli</i> (UFC/100 mL) | Membrana filtrante |
| Esporos de bactérias aeróbias (UFC/100 mL) | Membrana filtrante |

Fonte: autora (2022)

4.4 ETAPA 2: CARACTERIZAÇÃO E TRATAMENTO FÍSICO-QUÍMICO DA ÁGUA DE LAVAGEM DOS FILTROS

Antes de realizar os ensaios de desinfecção, a ALF foi submetida ao ensaio de coagulação, floculação e decantação em *jar-test*. Os ensaios foram realizados no mesmo dia das coletas e sempre adotando o menor intervalo de tempo possível entre eles.

Primeiramente, para ocorrer a homogeneização do efluente, a ALF foi submetida à uma mistura rápida de 800 s^{-1} por 1 minuto e mistura lenta de 150 s^{-1} por 20 minutos, com um tempo de decantação de 30 minutos. Após a decantação o sobrenadante era coletado e armazenado. O ensaio foi repetido até a produção de volume suficiente de ALF clarificada para preenchimento do reator UV até a lâmina líquida adotada de 2 cm. Uma amostra foi reservada para caracterização físico-química e microbiológica.

A coleta das águas clarificadas foram feitas com o auxílio de béqueres previamente lavados em água destilada e autoclavados para então serem encaminhados para o reator UV. A caracterização foi realizada conforme os parâmetros e métodos apresentados na Tabela 3.

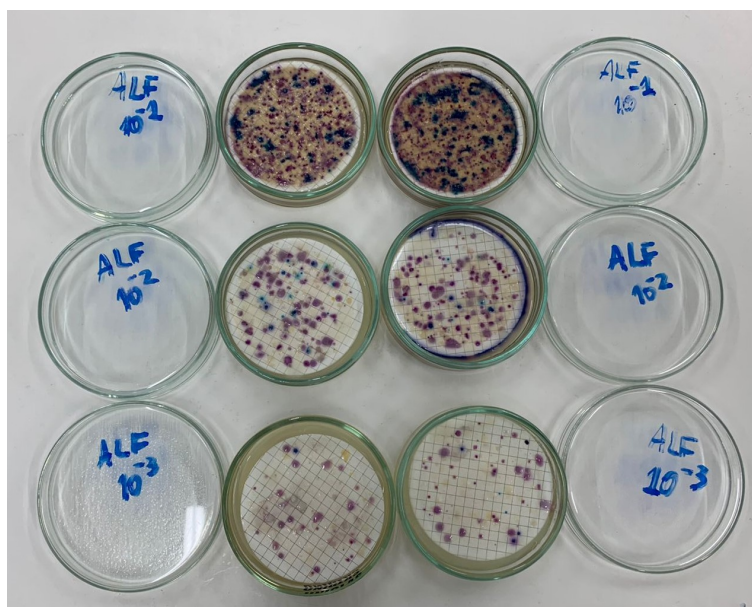
4.5 DETALHAMENTO DOS ENSAIOS MICROBIOLÓGICOS

4.5.1 Determinação de *Escherichia coli* e Coliformes Totais

A determinação de *E. coli* e coliformes totais foi através da técnica da membrana filtrante APHA (2017), onde 10 mL do meio de cultura Chromocult®Coliform Agar (Merk) foi disposto em placas de Petri esteril. Uma amostra de 100 mL era filtrada em membrana de nitrato de celulose esteril e quadriculada com 0,45 μm de porosidade em sistema Manifold para filtração à vácuo com trapp de segurança e filtros autoclaváveis. Logo em seguida, as membranas eram empregadas nas placas e incubadas em estufa a $36\pm 1^\circ\text{C}$, por 24 ± 1 hora. Todos os utensílios utilizados para preparo do meio de cultura e realização dos ensaios, foram esterilizados e desinfetados em autoclave a $120^\circ\text{C} \pm 1$ e 103,3 kPa por 15 minutos.

A interpretação dos resultados foi realizada através da contagem das colônias. As colônias que exibiam coloração azul/violeta foram reconhecidas como *E. coli*, e as colônias que exibiam coloração salmão/vermelha foram reconhecidas como coliformes totais (Figura 12). Esses resultados foram apresentados em Unidade Formadora de Colônia (UFC) por 100 mL.

Figura 12 – Placas indicando a presença de coliformes totais e *E. coli* e referentes à amostra de ALF bruta nas diluições 10^{-1} , 10^{-2} e 10^{-3} .



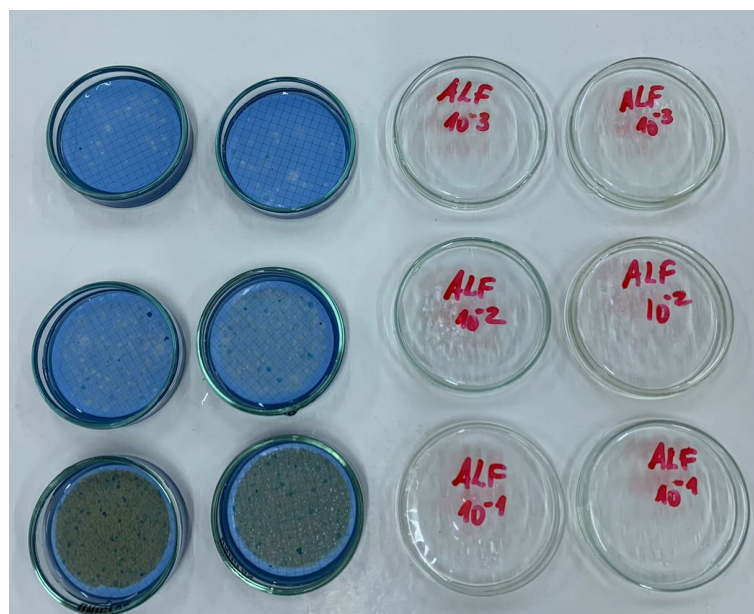
Fonte: autora (2022).

4.5.2 Determinação de Esporos de Bactérias Aeróbias

Para a quantificação de endosporos de bactérias aeróbias as amostras foram distribuídas em frascos e logo em seguida foram colocados em banho maria, para ocorrer o tratamento térmico das amostras. Inicialmente, as amostras são aquecidas em 80°C, e mantidas assim por 15 minutos. Imediatamente depois, as amostras são submetidas em um banho contendo gelo por aproximadamente 15 minutos e retiradas até chegar a temperatura ambiente.

A filtração e contagem das bactérias seguiu a metodologia para determinação de *E. coli* e coliformes totais por meio de filtração por membrana. Porém nessa metodologia foi adicionado o azul tripan para dar fundo colorido à membrana. A interpretação dos resultados foi realizada através da contagem das colônias, conforme mencionado na sub-seção 4.3.1, e as colônias que apresentaram a coloração amarela (Figura 13) eram quantificadas. Os resultados foram expressos em Unidade Formadora de Colônia (UFC) por 100 mL.

Figura 13 – Placas indicando a presença de esporos de bactérias aeróbias referentes à amostra de ALF bruta nas diluições 10^{-1} , 10^{-2} e 10^{-3} .



Fonte: autora (2022).

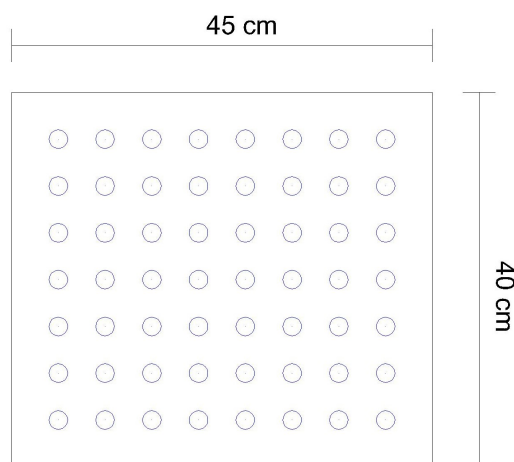
4.6 ETAPA 3: ENSAIOS DE DESINFECÇÃO POR RADIAÇÃO ULTRAVIOLETA

4.7 DETERMINAÇÃO DA INTENSIDADE E DOSES MÉDIAS EFETIVAS DE RADIAÇÃO UV

Para a medição da intensidade da radiação UV emitida pelas lâmpadas e obtenção da intensidade média de radiação no interior do reator (I_0) foram marcados 56 pontos equidistantes em 5 cm, por meio de uma malha de pontos, medidos com um radiômetro (Vilber Loumart VLX-3W) com um sensor acoplado que detecta a radiação em 254 nm.

Antes dos ensaios as lâmpadas eram ligadas por 15 minutos para estabilização. Em seguida, foram medidas as intensidades no fundo do reator, no qual foi inserido um esboço da malha de pontos. A partir das medições, foi efetuada a média dos 56 pontos, totalizando uma intensidade média de radiação emitida pela fonte (I_0). A Figura 14 ilustra a malha de pontos utilizada na pesquisa.

Figura 14 – Representação esquemática da malha de pontos utilizada na pesquisa.



Fonte: autora (2022)

De posse do valor de I_0 e levando em consideração a absorvância 254 nm da ALF, pode-se calcular a intensidade média de radiação I_m , através da equação da Lei de Beer-Lambert (Equação 4.2).

$$I_m = \frac{I_0}{\alpha L} (1 - e^{-\alpha L}) \quad (4.2)$$

Onde:

I_m = intensidade média efetiva (mW.cm^{-2});

I_0 = intensidade média da radiação emitida pela fonte e aplicada à superfície (mW.cm^{-2});

L = espessura da lâmina líquida (cm);

α = coeficiente de atenuação dado por $\alpha = A \cdot \ln(10)$. Neste caso o "A" equivale a absorvância a 254 nm da água em estudo.

A dose média de radiação aplicada no reator pode ser determinada por meio da equação 4.3, em função da intensidade média (METCALF; EDDY, 2015).

$$Dm = I_m \cdot t \quad (4.3)$$

D_m = dose média efetiva de radiação UV (mW.cm^{-2});

I_m = intensidade média de radiação (mW.cm^{-2});

t = tempo de exposição à radiação UV (s);

4.7.1 Efetividade da desinfecção UV

A eficácia de inativação por radiação UV pode variar para cada microrganismo (PEDROSO, 2015). A quantidade de microrganismos sobreviventes pode ser calculada através da equação 4.4 (USEPA, 2006).

$$Eficiência = \log \frac{N_0}{N} \quad (4.4)$$

N_0 = número inicial de microrganismos;

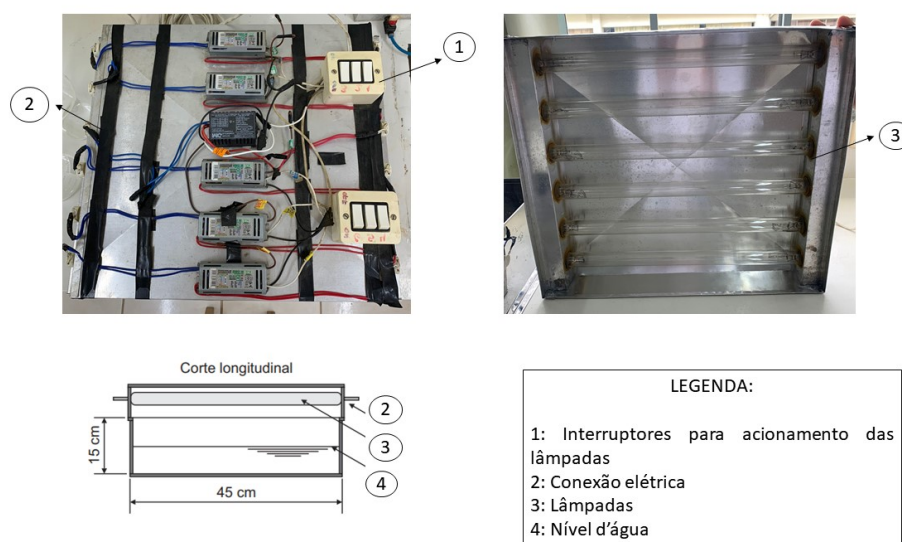
N = número de microrganismos após a desinfecção por radiação UV;

4.7.2 Descrição da unidade experimental de desinfecção ultravioleta

O reator empregado na pesquisa é constituído de aço inox com uma cúpula de alumínio com 10 cm de altura e tem como fonte de radiação UV seis lâmpadas emersas de vapor de mercúrio de baixa pressão com potência nominal de 15 W (Phillips), que estão distanciadas em

2,2 cm. Cada uma das lâmpadas pode ser ligada independente. Para todos os ensaios, as seis lâmpadas foram mantidas ligadas. A câmara de desinfecção possuía 45 cm de comprimento por 40 cm de largura e 15 cm de altura. Na Figura 15 são apresentadas as ilustrações do reator UV utilizado para realização dos ensaios de desinfecção em batelada.

Figura 15 – Detalhamento do reator UV utilizado na pesquisa.



Fonte: adaptado de Bilota e Daniel (2007); Filipaki (2019).

4.7.3 Execução dos ensaios de desinfecção

O sobrenadante da ALF tratada por coagulação, floculação e decantação no *jar-test* era inserido até a lâmina líquida de 2 cm. Os tempos de exposição foram de 30, 60 e 90 segundos, em função das doses requeridas.

Depois de cada tempo de exposição amostras de 100 ml eram retiradas através de béqueres previamente esterilizados, para exames microbiológicos para avaliar a inativação dos microrganismos indicadores. Após cada ensaio o reator era lavado, desinfetado com álcool 70 % e higienizado com água destilada. Todos os utensílios utilizados para coleta e retenção das amostras eram autoclavados a $120 \pm 1^\circ\text{C}$ e 103,3 kPa por 15 minutos.

4.7.4 Tratamento estatístico

Para verificar qual foi o melhor tempo de decantação e a melhor dosagem de coagulante (Etapa 1), foi utilizado um delineamento inteiramente casualizado de dois fatores (tempo de decantação e dosagem de coagulante). Nesse caso foi realizado o teste de Shapiro-Wilk para verificar se a distribuição é normal, posteriormente faz-se o teste de Bartlett, para determinar a homogeneidade de variância. Em seguida são feitos os testes de Durbin-Watson para determinar a correlação dos resíduos. Quando as premissas são estabelecidas o teste ANOVA é realizado. Ao analisar a diferença estatística foi efetuado o teste Tukey.

Já para observar se o tempo de exposição à radiação UV foi um fator significativo e relevante na inativação dos microrganismos indicadores *E. coli*, CT e esporos de bactérias aeróbias (Etapa 3), foram calculadas as análises de variâncias de medidas repetidas (ANOVA) com um fator (tempo de exposição a radiação UV). Para ambos os casos foi empregado o *software RStudio*. Quando as premissas da ANOVA não foram atendidas foi realizada a transformação de variáveis usando "box-cox". O limite de significância utilizado em ambos os casos foi de 5% ($\alpha = 0,05$).

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

No presente capítulo, os resultados exibidos estão nesta ordem: tratamento preliminar em equipamento *jar-test* para verificar qual a melhor condição de operação; caracterização e tratamento físico-químico da ALF; medição da intensidade e cálculo das doses médias efetivas de radiação UV; e por fim, ensaios de desinfecção com radiação UV com a água previamente tratada.

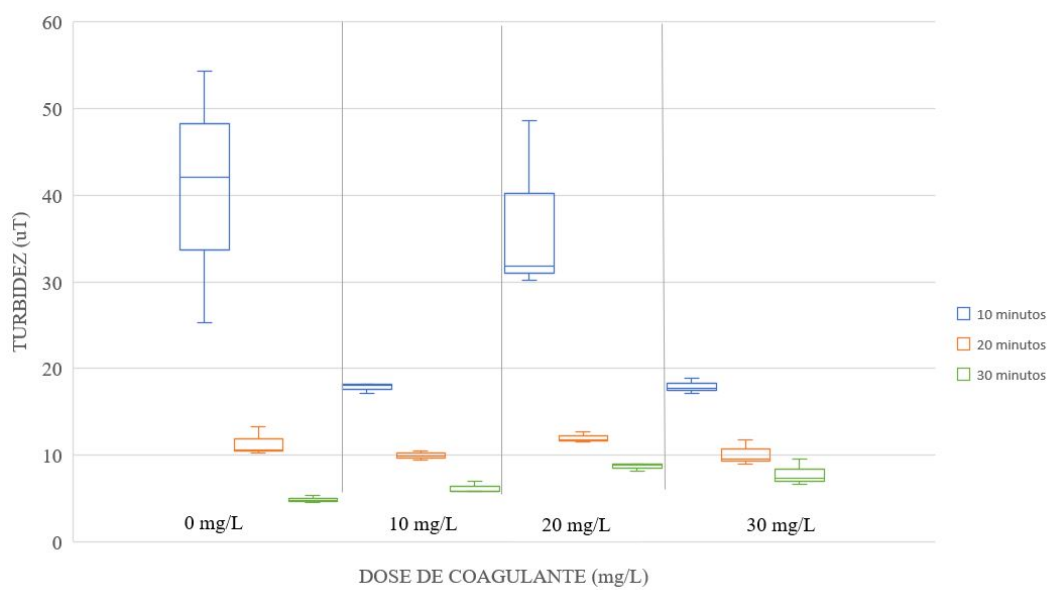
5.1 ETAPA 1: TRATAMENTO PRELIMINAR EM *JAR-TEST*: COAGULAÇÃO / FLOCULAÇÃO / DECANTAÇÃO

A turbidez é um parâmetro básico e primordial de controle operacional em estações de tratamento e é utilizado para controle dos processos (FILIPAKI, 2018). Além disso, a turbidez está relacionada à concentração de sólidos suspensos e tanto os sólidos como a turbidez, são capazes de servir como proteção aos microrganismos (HAARHOFF et al., 2001; TEMPLETON et al., 2006). Portanto, o tratamento preliminar foi realizado de forma a obter condições satisfatórias de remoção de turbidez em função das dosagens de coagulante e das condições operacionais descritas na Tabela 2 (item 4.5).

Após a realização do tratamento foram feitas as análises estatísticas e construído o gráfico com os valores de turbidez para a água de lavagem após o tratamento em *jar-test* (Figura ??). Vale destacar que foram realizadas três repetições para cada um dos ensaios.

Com os resultados do tratamento estatístico, constatou-se que as dosagens de coagulante, assim como o tempo de decantação, possuem correlação com a remoção de turbidez ($p < 0,05$) presente na ALF em estudo. A análise de variância mostrou que houve diferença entre as médias de turbidez com o aumento do tempo de decantação: 10 minutos ($p < 0,05$), 20 minutos ($p < 0,05$) e 30 minutos ($p < 0,05$). Por meio do teste de Tukey com $\alpha = 0,05$, constata-se que ao aumentar o tempo de decantação a remoção de turbidez é melhor. O coeficiente de variação nesse ensaio foi de 2,31%, portanto, menor que 20%, indicando precisão dos resultados.

Figura 16 – Desempenho do tratamento preliminar de coagulação, floculação e decantação, para o parâmetro turbidez, nos três tempos de decantação (10, 20 e 30 minutos) e nas quatro dosagens de coagulante (0, 10, 20 e 30 mg.L⁻¹).



Fonte: autora (2022).

No tempo de 10 minutos de decantação da ALF, sem coagulante a média de remoção de turbidez é estatisticamente igual a dosagem de 20 mg.L⁻¹, alcançando remoção de 73% e turbidez remanescente de 40 uT. A média de remoção de turbidez na dosagem de 10 mg.L⁻¹ é estatisticamente igual a dosagem de 30 mg.L⁻¹, com eficiência média de 87%. A dosagem de 0 mg.L⁻¹ é estatisticamente diferente que a dosagem de coagulante de 30 mg.L⁻¹ e 10 mg.L⁻¹. O mesmo ocorre com a dosagem de 20 mg.L⁻¹, o qual é considerada estatisticamente diferente que a dosagem de coagulante de 30 mg.L⁻¹ e 10 mg.L⁻¹. As melhores médias de remoção de turbidez foram encontradas nas dosagens de coagulante de 10 mg.L⁻¹ e 30 mg.L⁻¹, com remoção média de 87% e com valores médios de turbidez remanescente de 17 uT. Todo o tratamento estatístico foi comprovado pelo teste de Tukey com 95% de confiança. Na Tabela 4 é apresentado o resumo estatístico para o tempo de 10 minutos.

Tabela 4 – Resumo estatístico dos valores de turbidez (uT) para o tempo de 10 minutos de decantação.

| Dosagem de coagulante (mg.L ⁻¹) | Média e Desvio Padrão (uT) | Teste Tukey |
|---|----------------------------|-------------|
| 0 | 40,56 ±14,56 | A |
| 10 | 17,83 ±0,55 | B |
| 20 | 36,86 ±10,19 | A |
| 30 | 17,93 ±0,87 | B |

Obs: Médias seguidas de letras diferentes diferem entre si, de acordo com o teste de Tukey ($p \leq 0,05$)

Fonte: autora (2022).

Com 20 minutos de decantação da ALF os valores de turbidez obtidas no sobrenadante

não diferem entre si quando adicionado coagulante, o que é corroborado pelo teste de Tukey (Tabela 5). Totalizando uma remoção média de turbidez em todos os casos de aproximadamente 93% com turbidez remanescente de 11 uT.

Tabela 5 – Resumo estatístico dos valores de turbidez (uT) para o tempo de 20 minutos de decantação.

| Dosagem de coagulante (mg.L ⁻¹) | Média e Desvio Padrão (uT) | Teste Tukey |
|---|----------------------------|-------------|
| 0 | 11,4 ±1,65 | A |
| 10 | 9,95 ±0,54 | A |
| 20 | 12,03 ±0,58 | A |
| 30 | 10,12 ±1,47 | A |

Obs: Médias seguidas de letras diferentes diferem entre si, de acordo com o teste de Tukey ($p \leq 0,05$)

Fonte: autora (2022).

Com 30 minutos de decantação as dosagens de coagulante de 20 mg.L⁻¹ e 30 mg.L⁻¹ não diferem entre si, com remoção média de 94%. As dosagens de coagulante de 10 mg.L⁻¹ e 20 mg.L⁻¹ diferem entre as dosagens de 10 mg.L⁻¹ e 0 mg.L⁻¹. Sem o emprego de coagulante químico (0 mg.L⁻¹) a média de remoção de turbidez difere entre todas as outras dosagens de coagulante: 10 mg.L⁻¹, 20 mg.L⁻¹ e 30 mg.L⁻¹, portanto, teve as melhores médias de eficiência para a remoção de turbidez, com 99,58%, alcançando turbidez remanescente de 4,92 uT. Na Tabela 6 encontra-se o resumo estatístico do ensaio preliminar realizado para as dosagens de coagulante (0, 10, 20 e 30 mg.L⁻¹) em razão do tempo de decantação (10, 20 e 30 minutos).

Tabela 6 – Resumo estatístico dos valores de turbidez (uT) para o tempo de 30 minutos de decantação.

| Dosagem de coagulante (mg.L ⁻¹) | Média e Desvio Padrão (uT) | Teste Tukey |
|---|----------------------------|-------------|
| 0 | 4,92 ±0,39 | A |
| 10 | 6,20 ±0,66 | B |
| 20 | 8,67 ±0,47 | C |
| 30 | 7,87 ±1,46 | C |

Obs: Médias seguidas de letras diferentes diferem entre si, de acordo com o teste de Tukey ($p \leq 0,05$)

Fonte: autora (2022).

Em estudo realizado por Filipaki, Souza e Sousa (2021), tratando ALF de uma ETA municipal através da coagulação química com 30 mg.L⁻¹ de coagulante recuperado, através do lodo do decantador, sua posterior floculação com tempo de mistura lenta de 10 minutos e decantação, a turbidez remanescente verificada foi de $3,2 \pm 1,2$ uT, valor similar ao encontrado na presente pesquisa.

Portanto, para os ensaios subseqüentes as condições operacionais descritas na Tabela 7 foram utilizadas, por promover os melhores valores de remoção de turbidez.

Tabela 7 – Condições operacionais definidas após o tratamento preliminar por coagulação/floculação/decantação.

| Parâmetro | Condições operacionais adotadas |
|--|--|
| Dosagem de coagulante (DC) | 0 mg.L ⁻¹ |
| Gradiente de mistura rápida (G_{mr}) | 800 s ⁻¹ |
| Tempo de mistura rápida (T_{mr}) | 20 s |
| Gradiente de mistura lenta (G_{ml}) | 150 s ⁻¹ |
| Tempo de mistura lenta (T_{ml}) | 20 minutos |
| Tempo de sedimentação (T_s) | 30 minutos |

Fonte: autora (2022).

Como já mencionado, sem o emprego de coagulante químico (0 mg.L⁻¹) a média de remoção de turbidez foi a melhor, com 99,58%, alcançando turbidez remanescente de 4,92 uT, portanto, essa foi a dosagem adotada para os ensaios de desinfecção UV. Vale ressaltar, que em termos de economia e operação a não utilização de coagulante química é uma excelente opção.

5.2 ETAPA 2: CARACTERIZAÇÃO E TRATAMENTO FÍSICO-QUÍMICO DA ÁGUA DE LAVAGEM DOS FILTROS

Os resultados das médias e desvio padrão da caracterização físico-química e microbiológica da água de lavagem de filtros estão apresentados na Tabela 8.

EPA (1999), Metcalf e Eddy (2015) citam que os parâmetros como temperatura, DQO, pH, condutividade e cor estão associados à concentração de sólidos dissolvidos totais e possuem poucos efeitos consideráveis na desinfecção por radiação UV quando comparados à turbidez e absorbância.

Alguns autores apontam variações nas concentrações de sólidos presentes na ALF. Uma variação de 100 a 600 mg.L⁻¹ para ALF na concentração de sólidos suspensos totais está diretamente conectado à qualidade da água bruta, técnicas de lavagem e modo de operação (DI BERNARDO; DANTAS, 2005). Já a concentração de SST na ALF em críticas condições variam entre 100 e 700 mg.L⁻¹ (DI BERNARDO et al., 2012).

Variações em amostras de ALF são encontradas. Principalmente para os parâmetros: turbidez entre 50 e 179 uT; pH entre 6,9 e 8,0; DQO entre 30 e 50 mg.L⁻¹; sólidos totais entre 90 e 370 mg.L⁻¹; sólidos voláteis entre 20 e 210 mg.L⁻¹ e sólidos fixos entre 70 e 160 mg.L⁻¹ (DI BERNARDO et al. (2002).

Freitas et al. (2010) obtiveram concentrações de coliformes totais de $2,3 \cdot 10^4$ UFC/100 mL na ALF bruta, não detectando presença de *E. coli*, com turbidez de 33,5 uT. A ausência de *E. coli* foi justificada pela cloração da ALF, apresentando, inclusive, residual de cloro livre.

Tabela 8 – Caracterização físico-química e microbiológica da água de lavagem de filtros.

| Parâmetros | Água de lavagem de filtro |
|---|---|
| Condutividade ($\mu\text{S.cm}^{-1}$) | 67,2 \pm 2,18 |
| Temperatura ($^{\circ}\text{C}$) | 16,3 \pm 0,23 |
| pH | 5,2 \pm 0,2 |
| Turbidez (uT) | 92,6 \pm 8,65 |
| Cor aparente (uC) | 940 \pm 152 |
| Cor verdadeira (uC) | 10,7 \pm 1,52 |
| Alcalinidade total | 24,7 \pm 3,05 |
| DQO (mg.L^{-1}) | 48,5 \pm 8,2 |
| Dureza (mg.L^{-1}) | 23,7 \pm 0,57 |
| ST (mg.L^{-1}) | 265 \pm 8 |
| STF (mg.L^{-1}) | 186 \pm 8,73 |
| STV (mg.L^{-1}) | 79 \pm 9,86 |
| SST (mg.L^{-1}) | 73 \pm 7 |
| SSF (mg.L^{-1}) | 41 \pm 4,16 |
| SSV (mg.L^{-1}) | 32 \pm 11,67 |
| SD (mg.L^{-1}) | 59 \pm 1,52 |
| Alumínio (mg.L^{-1}) | 0,92 \pm 0,33 |
| Ferro total (mg.L^{-1}) | Não Detectado |
| Manganês total (mg.L^{-1}) | 0,095 \pm 0,01 |
| Coliformes totais (UFC/100 mL) | 6,6 . 10 ⁴ \pm 5,6 . 10 ⁴ |
| <i>Escherichia coli</i> (UFC/100 mL) | 2 . 10 ⁴ \pm 1 . 10 ⁴ |
| Endosporos aeróbios (UFC/100 mL) | 1,4 . 10 ⁵ \pm 3,2 . 10 ⁴ |

Fonte: autora (2022).

Portanto, pode-se concluir que a ALF em estudo apresentou valores similares de diversos parâmetros de qualidade aos verificados em outros estudos, utilizando ALF de ETAs que operam em ciclo completo.

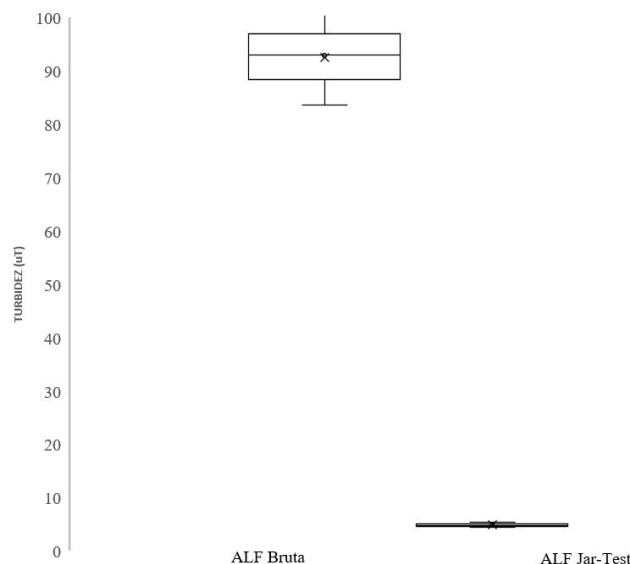
5.2.1 Remoção de turbidez

A turbidez está associada ao comportamento e desempenho dos processos de desinfecção, principalmente a radiação UV, em razão da interferência dos sólidos em suspensão na eficácia do processo, atuando como refúgio para microrganismos patogênicos. (FARRELL et al., 2018).

A Figura 17 mostra os valores de turbidez para a água de lavagem dos filtros bruta da ETA estudada e tratada através da coagulação, floculação e decantação. A turbidez da ALF bruta variou entre 101 a 83,7 uT. Após o tratamento a remoção alcançada é bem representativa, atingindo turbidez entre 4,51 uT a 5,41 uT. Conforme recomendado por USEPA (2002), que

estipula o valor máximo de turbidez de 10 uT, a qualidade da ALF após o tratamento proposto é considerada apropriada para os ensaios de desinfecção por radiação ultravioleta.

Figura 17 – Médias, valores mínimos e máximos de turbidez obtidos para a ALF bruta e tratada em jar-test.



Fonte: autora (2022).

Canale (2014) estudou a clarificação da água de lavagem dos filtros da ETA Capim Fino, no município de Piracicaba - SP, onde a água residuária dos filtros é retirada por meio de canaletas e encaminhada para tratamento. Após a clarificação simples foi possível identificar eficiência de remoção de turbidez de apenas 9%, porém quando adicionado o polímero aniônico a remoção foi para 75%.

Filipaki (2018) utilizou coluna de sedimentação para o tratamento de ALF de uma ETA municipal de ciclo completo e atingiu valores de 9,0 uT, com eficiência média de remoção de 98%. Também utilizou coagulante recuperado através de lodo de decantador para clarificação da ALF e obteve valores remanescentes de 1,4 uT a 3,6 uT.

Molina e Santos (2010) realizaram o estudo da sedimentação com e sem o uso de polímeros (dois polímeros sintéticos e um polímero natural) para o tratamento da água de lavagem de filtro da ETA de Rebouças - PR e alcançaram turbidez remanescente de até 4,02 uT com o emprego de polímeros para a velocidade de 10 cm/min, contra turbidez de 48,1 uT para mesma velocidade, mas sem uso de polímeros.

Ismail e Pires (2022) estudaram a clarificação da ALF de uma ETA de ciclo completo abastecida por rios classe 2 com a utilização de dois polímeros (ARTFLOC e RAPFLOC) e obtiveram valores de turbidez menores que 7,5 uT com o polímero ARTFLOC. Os autores conseguiram verificar que quanto maior a dosagem de polímero, menores são os valores de turbidez e conseqüentemente menores as velocidades de sedimentação.

5.2.2 Remoção de cor

O parâmetro cor sofre influência devido a presença de turbidez, matéria orgânica em estado coloidal, sólidos dissolvidos e substâncias húmicas (PIVELI; KATO, 2006; OLINGER, 2002). Na tabela 9 encontra-se o resumo dos dados de cor da água de lavagem de filtros bruto e tratada por coagulação, floculação e decantação.

Tabela 9 – Valores para cor aparente e cor verdadeira para a ALF bruta e tratada por coagulação, floculação e decantação em *jar-test*.

| Efluente | Cor aparente (uC) | Cor verdadeira (uC) |
|--------------|-------------------|---------------------|
| ALF Bruta | 940 ±152 | 10,66 ±1,52 |
| ALF Jar-test | 45 ±8 | 6,1 ±1,6 |

Fonte: autora (2022).

Os valores médios de cor aparente demonstram que ela pode ser facilmente removida por decantação. Filipaki (2018) encontrou valores similares após tratamento de coagulação/floculação e 15 minutos de sedimentação em *jar-test* utilizando coagulante recuperado, com um valor médio de 19,5 ±7,5 uT, ela justifica essa remoção à fração particulada. Essa informação foi confirmada na presente pesquisa.

Canale (2014) cita que a clarificação da ALF, provavelmente se deve a resquícios do coagulante utilizado na ETA, o qual é disposto na água bruta. Ele ainda menciona que quanto maior o tempo de decantação da água de lavagem bruta, melhor será a sedimentação do material particulado.

5.2.3 Remoção de demanda química de oxigênio (DQO)

O valor médio de DQO encontrado na ALF bruta foi de 48,5 ±8,2 mg.L⁻¹. Após a coagulação, floculação e decantação em *jar-test* a média obtida foi para 21 ±1 mg.L⁻¹, conforme podemos observar na Tabela 10.

Tabela 10 – Valores médios e desvio padrão de DQO obtidos para a ALF bruta e tratada nos ensaios em *jar-test*.

| Efluente | DQO (mg.L ⁻¹) |
|--------------|---------------------------|
| ALF Bruta | 48,5 ±8,2 |
| ALF Jar-test | 21 ±1 |

Fonte: autora (2022).

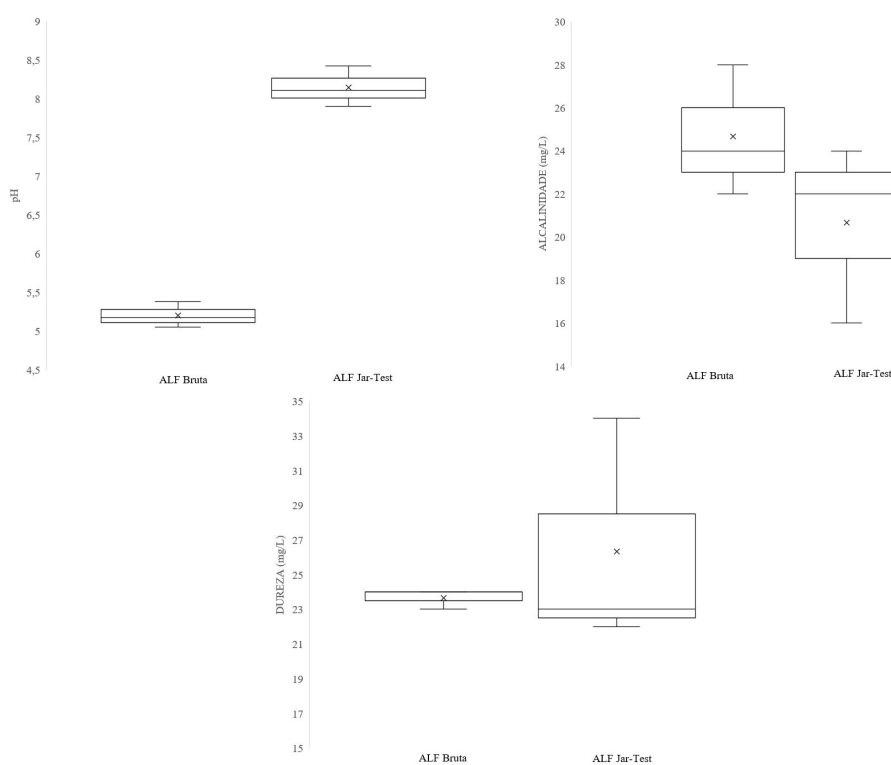
Em estudos realizados por Filipaki (2018) após o tratamento físico-químico em equipamento *jar-test* a média de DQO foi de 18,1 mg.L⁻¹, valor próximo ao encontrado na presente

pesquisa. A autora cita que o processo de coagulação/floculação/sedimentação foi responsável pela remoção da maior quantidade de sólidos em suspensão e dissolvidos na água de lavagem de filtro em estudo, corroborando com os resultados encontrados.

5.2.4 pH, alcalinidade e dureza

A Figura 18 mostra o resumo dos valores obtidos para pH, alcalinidade e dureza. O pH da água de lavagem dos filtros bruta apresentou média de $5,2 \pm 0,16$, após o tratamento em *jar-test* a média foi de $8,14 \pm 0,26$. A alcalinidade média da ALF bruta foi de $24,66 \pm 3,05$ mg.L^{-1} de CaCO_3 , para $20,66 \pm 4,16$ mg.L^{-1} de CaCO_3 após a clarificação por decantação, evidenciando que houve pouquíssima alteração desse parâmetro após o tratamento. A média da dureza na ALF bruta foi de $23,66 \pm 0,57$ mg.L^{-1} já na ALF sedimentada foi de $26,33 \pm 6,65$ mg.L^{-1} , valores próximos aos encontrados por Gavlak et al. (2021) de $28,86 \pm 3,72$ mg.L^{-1} com a ALF de uma ETA de ciclo completo tratada com coagulante recuperado do lodo do decantador.

Figura 18 – Desempenho dos ensaios de coagulação, floculação e decantação em *jar-test* para os parâmetros: pH, alcalinidade e dureza.

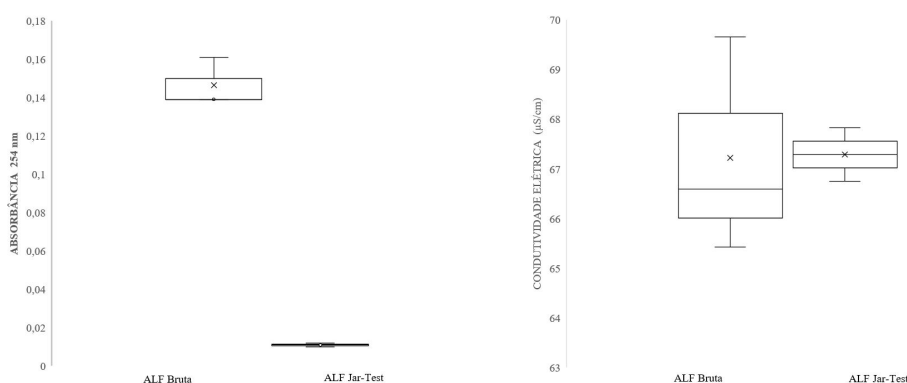


Fonte: autora (2022)

5.2.5 Condutividade elétrica e absorbância em comprimento de onda de 254 nm

A Figura 19 mostra os dados obtidos para condutividade e absorbância em comprimento de onda de 254 nm.

Figura 19 – Desempenho dos ensaios de coagulação, floculação e decantação em *jar-test* para os parâmetros: condutividade elétrica e absorbância em comprimento de onda de 254 nm.



Fonte: autora (2022)

Metcalf e Eddy (2015) mencionam que valores elevados de condutividade estão relacionados à maior quantidade de íons presentes na solução e à presença de sólidos dissolvidos totais. Podemos observar que o valor médio de condutividade encontrada no tratamento em *jar-test* foi $68 \pm 0,5 \mu \text{ cm}^{-1}$, igual ao valor da ALB bruta $67,22 \pm 2,18 \mu \text{ cm}^{-1}$.

A absorbância da água em estudo pode interferir na desinfecção, já que os valores estão relacionados à concentração de sólidos suspensos, ferro e compostos inorgânicos e orgânicos (METCALF; EDDY, 2015). Os valores registrados variaram entre 0,13 a 0,16 cm^{-1} para a ALF bruta com média de $0,14 \pm 0,01 \text{ cm}^{-1}$ e 0,010 a 0,012 cm^{-1} para a ALF tratada com média de $0,011 \pm 0,001 \text{ cm}^{-1}$. Pode-se concluir que a sedimentação contribuiu para a melhoria da qualidade da ALF removendo substâncias que poderiam interferir no processo de desinfecção UV. Huang et al. (2011) realizou o tratamento de ALF por coagulação com PAC e encontrou valores de absorbância de 0,016 a 0,018 cm^{-1} , enquanto a ALF bruta possuía 0,059 cm^{-1} , ele associou essa redução a remoção de carbono orgânico dissolvido.

5.2.6 Remoção de sólidos

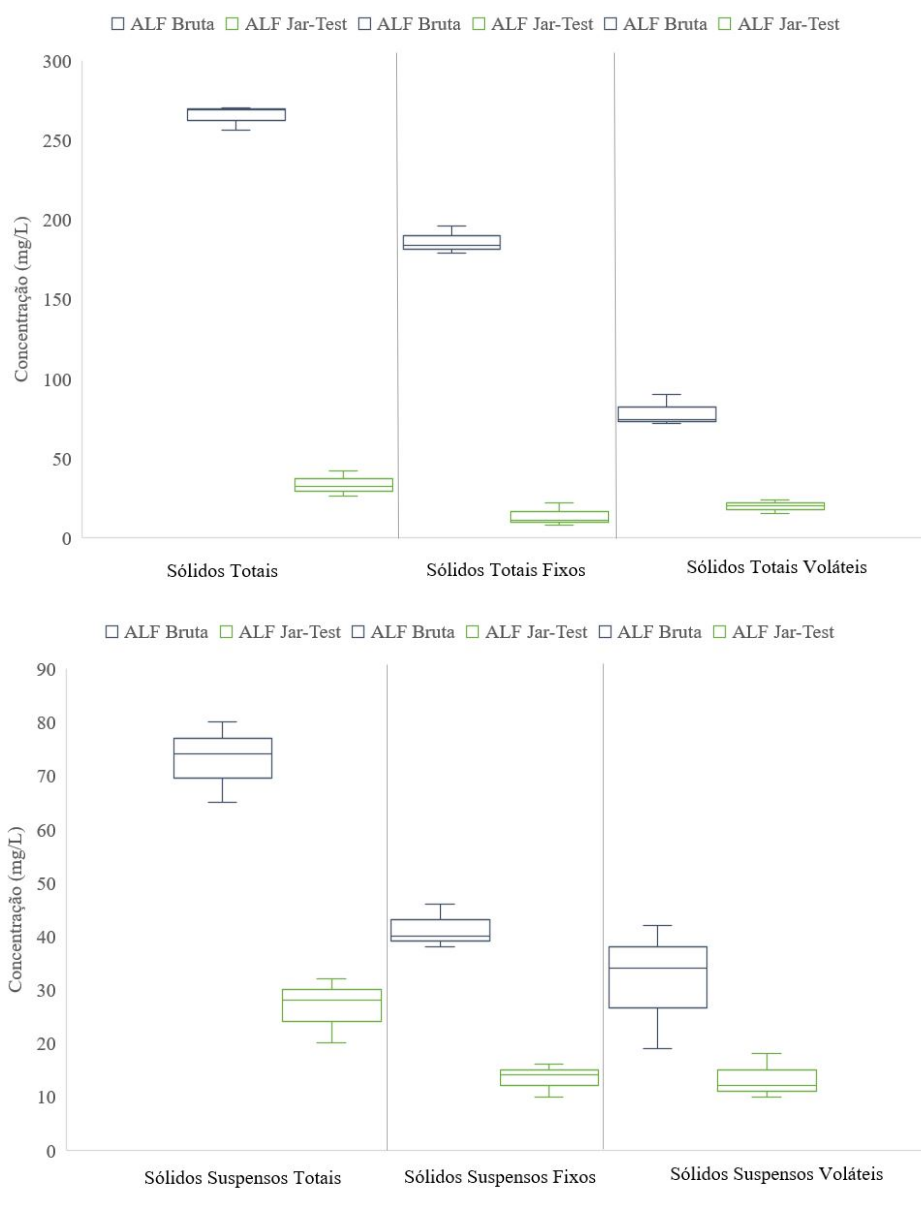
A quantidade de sólidos na água é um fator importante no processo de desinfecção por radiação UV, pois a presença afeta a sua eficiência. Os microrganismos patogênicos podem agregar-se as partículas diminuindo a intensidade de radiação e reduzindo o efeito desinfetante. De acordo com EPA (1999) as concentrações de sólidos suspensos totais variam a menores que 30 mg.L⁻¹ a menores que 50 mg.L⁻¹. Na Figura 20 estão os resultados de ST, STF, STV, SST, SSF e SSV, antes e após o tratamento realizado.

Os valores de sólidos foram reduzidos em todos os ensaios. Com relação aos sólidos totais a média foi de 265 ±7,81 mg.L⁻¹ na ALF bruta para 33,33 ±8,08 mg.L⁻¹ para a ALF tratada em *jar-test*. Brazão et al. (2021) estudaram a coagulação/floculação/flotação da ALF de uma ETA com diferentes dosagens de PAC e a concentração de sólidos totais na ALF bruta foi de 720 mg.L⁻¹ para 20 mg.L⁻¹ após a dosagem de 8 mg.L⁻¹ de PAC, valores similares aos encontrados na presente pesquisa. As eficiências alcançaram valores de remoção de 86 %, apresentando elevada eficiência na clarificação da ALF em estudo.

A concentração média de sólidos totais voláteis foi reduzida de 78,66 ±9,86 mg.L⁻¹ para 19,66 ±4,50 mg.L⁻¹. Os sólidos totais fixos apresentavam média de 186,33 ±8,73 mg.L⁻¹ na ALF bruta e 13,66 ±7,37 mg.L⁻¹ após o tratamento em *jar-test*, de acordo com Filipaki (2018), essa fração de sólidos corresponde a natureza mineral.

A concentração média de sólidos suspensos totais reduziu significativamente de 73 ±7 mg.L⁻¹ para 26,66 ±6,11 mg.L⁻¹, isso indica que essa parcela de sólidos é facilmente removida por sedimentação. A média de concentração de sólidos suspensos fixos na ALF bruta foi de 41,33 ±4,16 mg.L⁻¹ para 13,33 ±3,05 mg.L⁻¹ e a média de sólidos suspensos voláteis foi de 31,66 ±11,67 mg.L⁻¹ na ALF bruta para 13,33 ±4,16 mg.L⁻¹ após o ensaio em *jar-test*.

Figura 20 – Valores de ST, STF, STV, SST, SSF e SSV na ALF Bruta e tratada em *jar-test* por coagulação, floculação e decantação.



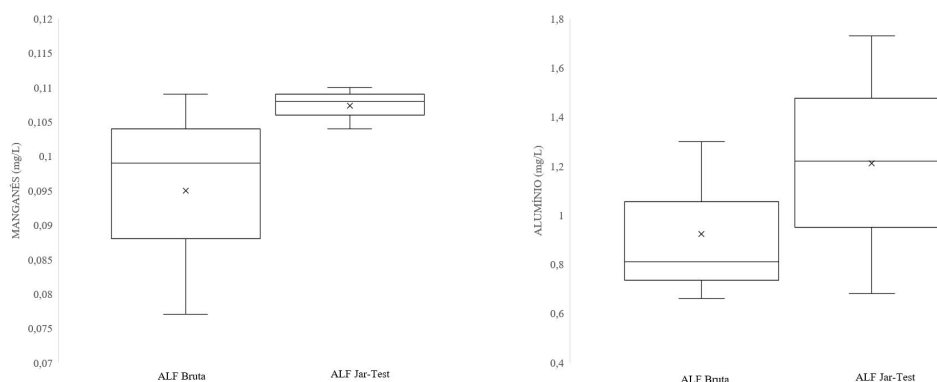
Fonte: autora (2022)

5.2.7 Remoção de metais

Os metais presentes na ALF são resultados do acúmulo de metais afluentes da água tratada, assim como da adição de produtos químicos (BARROSO, 2002). Concentrações elevadas de metais pode comprometer a qualidade da água para fins de reúso, assim como prejudicar no processo de desinfecção por radiação UV (FILIPAKI, 2018). Isso porque podem acumular-se sobre as lâmpadas, diminuindo a intensidade de radiação que chega ao efluente (METCALF;

EDDY, 2015; FILIPAKI, 2018). Na Figura 21 é possível verificar o comportamento dos metais manganês e alumínio na ALF captada na ETA e após os processos de coagulação, floculação e decantação em *jar-test*. Além desses dois metais, a presença de ferro também foi verificada. No entanto, não foi detectada a presença de ferro em nenhum dos casos.

Figura 21 – Desempenho dos ensaios de coagulação, floculação e decantação em *jar-test* para os parâmetros: manganês e alumínio.



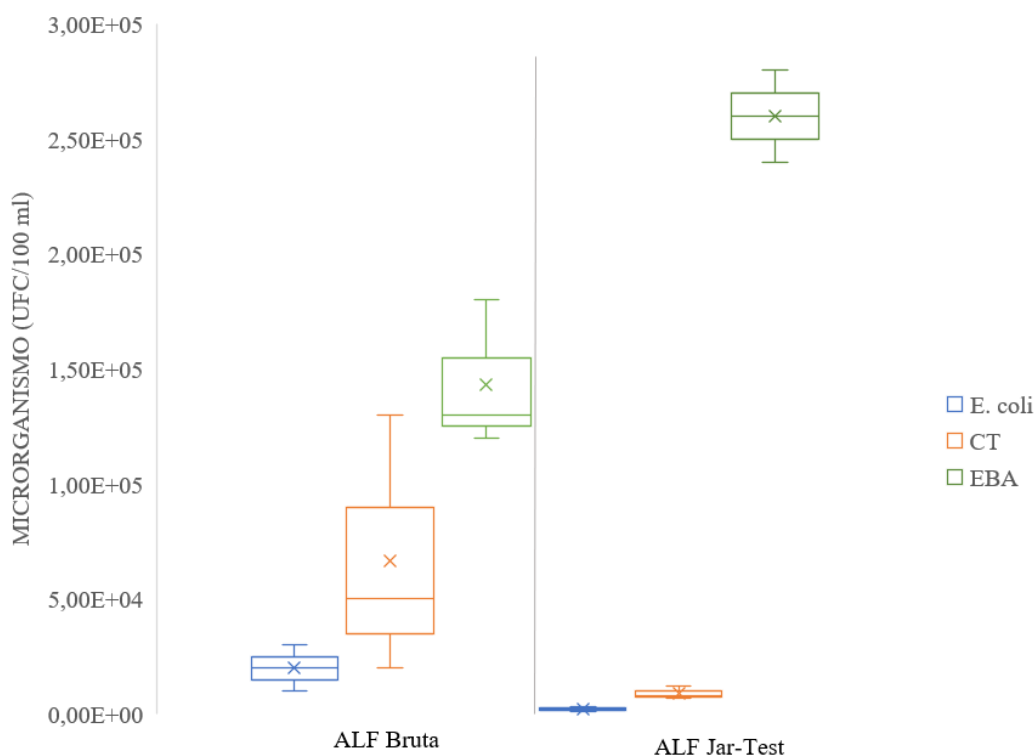
Fonte: autora (2022)

O valor médio de manganês na ALF bruta foi de $0,095 \pm 0,016 \text{ mg.L}^{-1}$, após os ensaios de coagulação, floculação e decantação foi para $0,107 \pm 0,003 \text{ mg.L}^{-1}$. O valor médio de alumínio na ALF bruta foi de $0,92 \pm 0,33 \text{ mg.L}^{-1}$ para $1,21 \pm 0,52 \text{ mg.L}^{-1}$ após o tratamento em *jar-test*. Srinivasan et al. (1999) destacam que geralmente o alumínio da água bruta está associada com colóides inorgânicos ou ligados a grandes moléculas orgânicas. Somente pequenas parcelas na forma dissolvida. Já após os processos de agregação as espécies mononucleares são mais elevadas, portanto, o valor médio mais elevado de alumínio pode ser justificado por essa razão.

5.2.8 Remoção dos microrganismos *E. coli*, coliformes totais e esporos de bactérias aeróbias

A ALF bruta foi submetida aos ensaios de coagulação, floculação e decantação em *jar-test* e as concentrações médias dos microrganismos *E. coli*, CT e EBA na ALF bruta foram de $6,6 \cdot 10^4 \pm 5,6 \cdot 10^4 \text{ UFC/100 mL}$, $2 \cdot 10^4 \pm 1 \cdot 10^4 \text{ UFC/100 mL}$ e $1,4 \cdot 10^5 \pm 3,2 \cdot 10^4 \text{ UFC/100 mL}$, respectivamente. Na Figura 22 é apresentado o comportamento desses microrganismos na ALF bruta e tratada.

Figura 22 – Resultado dos ensaios em *jar-test* para a remoção dos microrganismos *E. coli*, CT e EBA.



Fonte: autora (2022)

O processo de coagulação, floculação e sedimentação da ALF reduziu a concentração de *E. coli* e CT em aproximadamente 1,0 log e 0,76 log, respectivamente, diminuindo a carga desses grupos de microrganismos aos ensaios no reator UV. Já o grupo EBA não apresentou redução com o tratamento proposto.

Filipaki (2018) verificou os efeitos da desinfecção da ALF clarificada por coagulação/floculação/sedimentação utilizando coagulante recuperado de lodo de ETA e alcançou inativação de *E. coli* de $1,3 \pm 0,9$ logs e $1,5 \pm 0,8$ logs de CT. Corroborando com os resultados obtidos na presente pesquisa para os dois grupos de microrganismos.

Ao contrário do exposto nesta pesquisa, o grupo EBA foi removido através da decantação no estudo realizado por Oliveira et al. (2018) utilizando água proveniente de um manancial superficial de vazão reduzida. Os autores obtiveram remoção média na etapa da decantação de 0,65 logs. Essa remoção foi atribuída a remoção de partículas suspensas por adsorção ou varredura pelos flocos. No entanto, a maior remoção desse grupo se deu nas etapas conjuntas de decantação e filtração, alcançando remoção média de 2,1 logs. Portanto, isso pode ser justificado por esse grupo ser mais resistente aos processos mais simples de tratamento.

5.3 MEDIÇÃO DA INTENSIDADE E CÁLCULO DAS DOSES MÉDIAS EFETIVAS DE RADIAÇÃO UV

O arranjo dentro do reator indica que a distribuição de radiação UV não é homogênea. As maiores intensidades encontram-se na região central e as menores nas proximidades laterais. A intensidade média emitida pelas lâmpadas (I_0) medida através do radiômetro foi de 9,22 (mW.cm^{-2}) para as seis lâmpadas ligadas. Com os resultados de absorvância das amostras coletadas, foi possível calcular o coeficiente de atenuação dado pelo valor de α . Com o valor da lâmina líquida, tempo de exposição, o coeficiente de absorvância e o valor da intensidade média emitida pela fonte (I_0), obtiveram-se os valores de intensidade média efetiva (I_m), através da lei de Beer-Lambert (Equação 4.2). Por fim, utilizou-se a Equação 4.3, para a obtenção das doses médias efetivas (D_m) para cada tempo de exposição empregado, conforme indicado pela Tabela 11.

Tabela 11 – Resultados das intensidades médias efetivas e doses médias efetivas de radiação UV obtidas para os tempos de exposição empregados.

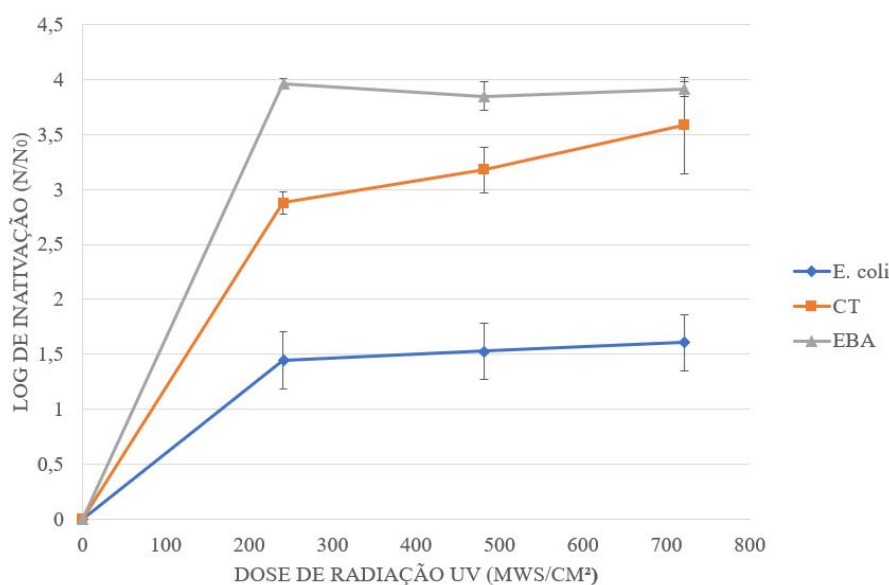
| Ensaio | Tempo de exposição (s) | Intensidade média efetiva (mW.cm^{-2}) | Dose média efetiva (mWs.cm^{-2}) |
|--------|------------------------|---|---|
| 1 | 30 | 8,02 | 240,51 |
| | 60 | | 481,02 |
| | 90 | | 721,53 |
| 2 | 30 | 6,68 | 200,42 |
| | 60 | | 400,85 |
| | 90 | | 601,27 |
| 3 | 30 | 7,28 | 218,64 |
| | 60 | | 437,29 |
| | 90 | | 655,94 |

Fonte: autora (2022).

5.4 ETAPA 3: ENSAIOS DE DESINFECÇÃO POR RADIAÇÃO UV

Os resultados da inativação dos microrganismos empregados no ensaio 1, utilizando as doses médias de radiação ultravioleta de $240,51 \text{ mWs.cm}^{-2}$, $481,02 \text{ mWs.cm}^{-2}$ e $721,53 \text{ mWs.cm}^{-2}$ são apresentados na Figura 23.

Figura 23 – Resultado do ensaio (1) de desinfecção UV utilizando as doses médias de radiação UV de $240,51 \text{ mWs.cm}^{-2}$, $481,02 \text{ mWs.cm}^{-2}$ e $721,53 \text{ mWs.cm}^{-2}$



Fonte: autora (2022).

A análise de variância de medidas repetidas, não indicou decréscimo significativo da concentração dos microrganismos *E. coli* ($p=0,77$), CT ($p=0,06$) e EBA ($p=0,33$) com o aumento das doses médias efetivas de radiação UV. Vale ressaltar que para os microrganismos empregados os coeficientes de variação foram menores que 20 % (*E. coli* = 7,41%; CT = 8,93%; EBA = 2,27%), indicando precisão dos resultados.

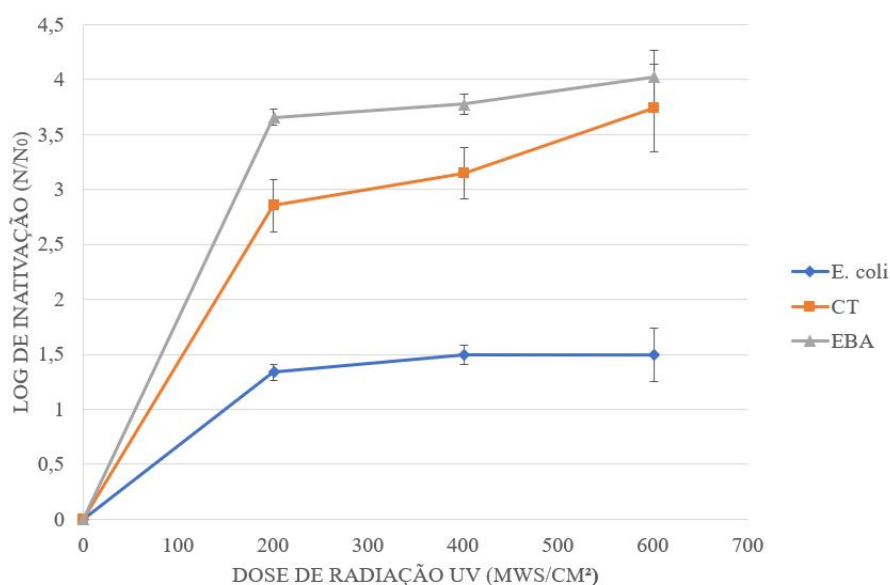
Embora não tenha ocorrido diferença significativa entre as médias dos microrganismos empregados, a sua inativação foi bastante efetiva no decorrer do aumento das doses médias efetivas de radiação UV. Com 30 segundos de exposição (dose média efetiva de $240,51 \text{ mWs.cm}^{-2}$), alcançaram-se inativação média de $1,44 \pm 0,25$ logs para *E. coli*; $3,21 \pm 0,35$ logs para CT e $3,91 \pm 0,05$ logs para EBA. Com 60 segundos de exposição (dose média efetiva de $481,02 \text{ mWs.cm}^{-2}$), a inativação média de *E. coli* foi de $1,52 \pm 0,25$ logs; CT de $3,18 \pm 0,20$ logs e EBA de $3,84 \pm 0,13$ logs. E para a dose média efetiva de $721,53 \text{ mWs.cm}^{-2}$, ou seja, 90 segundos de exposição a radiação UV, a inativação de *E. coli* foi de $1,60 \pm 0,25$ logs; CT de $3,58 \pm 0,43$ logs e EBA de $3,91 \pm 0,06$ logs.

De acordo com Gonçalves (2003) doses maiores que 20 mWs.cm^{-2} são capazes de inativar grande quantidade de espécies de bactérias e vírus, no entanto, protozoários e helmintos

isso não acontece, são necessárias doses mais elevadas. Filipaki (2018) obteve inativação de $1,3 \pm 0,9$ log para *E. coli* e $1,5 \pm 0,8$ log para CT, com doses variando de $47,3 \text{ mWs.cm}^{-2}$ a $425,7 \text{ mWs.cm}^{-2}$, aplicadas a ALF de uma ETA de ciclo completo. Na presente pesquisa as doses de radiação UV empregadas estão próximas a essa faixa, observando semelhanças nas unidades logarítmicas de remoção para *E. coli*.

Os resultados da inativação dos microrganismos empregados no ensaio 2, utilizando as doses médias de radiação ultravioleta de $200,42 \text{ mWs.cm}^{-2}$, $400,85 \text{ mWs.cm}^{-2}$ e $601,27 \text{ mWs.cm}^{-2}$ são apresentados na Figura 24.

Figura 24 – Resultado do ensaio (2) de desinfecção UV utilizando as doses médias de radiação UV de $200,42 \text{ mWs.cm}^{-2}$, $400,85 \text{ mWs.cm}^{-2}$ e $601,27 \text{ mWs.cm}^{-2}$



Fonte: autora (2022).

De acordo com a análise de variância de medidas repetidas, não houve decréscimo significativo para os microrganismos *E. coli* ($p=0,68$) e EBA ($p=0,06$), com o aumento das doses médias efetivas de radiação UV. Para o grupo CT ($p=0,02$), observou-se sensibilidade à radiação UV, comprovada pela ANOVA, o qual indicou decréscimo estatisticamente significativo com o aumento das doses de radiação UV Tabela (12). Para todos os microrganismos o coeficiente de variação foi menor que 20 % (17,53 % para *E. coli*; 9,25 % para CT e 4,05 % para EBA).

Tabela 12 – Resumo estatístico das concentrações de CT após a desinfecção, no decorrer das doses de radiação UV para o ensaio 2.

| Dosagem de radiação UV (mWs.cm ⁻²) | Média (log) | Teste Tukey |
|--|-------------|-------------|
| 200,42 | 2,85 | A |
| 400,85 | 3,14 | AB |
| 601,27 | 3,74 | B |

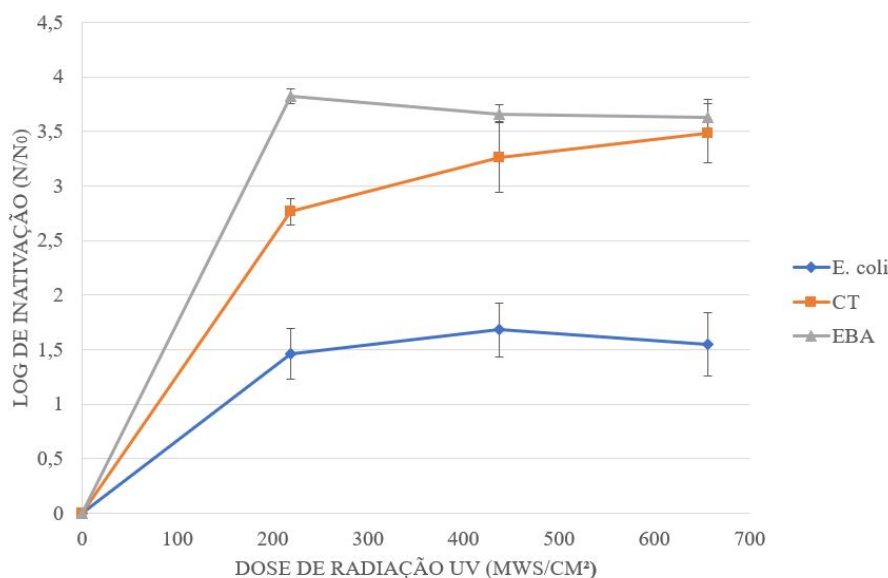
Obs: Médias seguidas de letras diferentes diferem entre si, de acordo com o teste de Tukey ($p \leq 0,05$)

Fonte: autora (2022).

Com 30 segundos de exposição (dose média efetiva de 200,42 mWs.cm⁻²), alcançaram-se inativação média de 1,33 ± 0,24 logs para *E. coli*; 2,85 ± 0,23 logs para CT e 3,65 ± 0,07 logs para EBA. Com 60 segundos de exposição (dose média efetiva de 400,85 mWs.cm⁻²), a inativação média de *E. coli* foi de 1,49 ± 0,22 logs; CT de 3,14 ± 0,23 logs e EBA de 3,77 ± 0,08 logs. E com 90 segundos de exposição (dose média efetiva de 601,27 mWs.cm⁻²), a inativação de *E. coli* foi de 1,49 ± 0,28 logs; CT de 3,74 ± 0,39 logs e EBA de 4,02 ± 0,24 logs.

Os resultados da inativação dos microrganismos empregados no ensaio 3, utilizando as doses médias de radiação ultravioleta de 218,64 mWs.cm⁻², 437,29 mWs.cm⁻² e 655,94 mWs.cm⁻² são apresentados na Figura 25.

Figura 25 – Resultado do ensaio (3) de desinfecção UV utilizando as doses médias de radiação UV de 218,64 mWs.cm⁻², 437,29 mWs.cm⁻² e 655,94 mWs.cm⁻²



Fonte: autora (2022).

Pode-se observar, através da Figura (25), que o grupo CT apresentou sensibilidade à radiação UV, sendo comprovado pela ANOVA, o qual constatou diferença significativa entre as médias de inativação ($p=0,03$), com o aumento das doses de radiação UV Tabela (13).

Tabela 13 – Resumo estatístico das concentrações de CT após a desinfecção, no decorrer das doses de radiação UV para o ensaio 3.

| Dosagem de radiação UV (mWs.cm ⁻²) | Média (log) | Teste Tukey |
|--|-------------|-------------|
| 218,64 | 2,76 | A |
| 437,29 | 3,26 | AB |
| 655,94 | 3,48 | B |

Obs: Médias seguidas de letras diferentes diferem entre si, de acordo com o teste de Tukey ($p \leq 0,05$)

Fonte: autora (2022).

Os grupos *E. coli* ($p=0,59$) e EBA ($p=0,16$), não apresentaram decréscimo significativo no decorrer do aumento das doses efetivas de radiação UV. Para todos os microrganismos o coeficiente de variação foi menor que 20 %, indicando boa precisão dos dados (*E. coli* = 16,41 %; CT = 8,02 % e EBA = 3,14 %).

Com 30 segundos de exposição (dose média efetiva de 218,64 mWs.cm⁻²), alcançaram-se inativação média de $1,45 \pm 0,23$ logs para *E. coli*; $2,76 \pm 0,12$ logs para CT e $3,82 \pm 0,06$ logs para EBA. Com 60 segundos de exposição (dose média efetiva de 437,29 mWs.cm⁻²), a inativação média de *E. coli* foi de $1,68 \pm 0,24$ logs; CT de $3,26 \pm 0,32$ logs e EBA de $3,66 \pm 0,08$ logs. E com 90 segundos de exposição (dose média efetiva de 655,94 mWs.cm⁻²), a inativação de *E. coli* foi de $1,54 \pm 0,28$ logs; CT de $3,48 \pm 0,27$ logs e EBA de $3,62 \pm 0,2417$ logs.

Farrell et al. (2018) investigaram diferentes materiais que provocam turbidez na água e interferem na eficiência da desinfecção UV. Para águas com turbidez com 2 uT a remoção de *E. coli* foi de 3 log de remoção com doses variando de 7,5 a 36,1 mJ.cm⁻², a turbidez se deu pela presença de Fe (III), carbonato de cálcio e ácidos húmicos. Portanto, conseguimos verificar que a eficiência de desinfecção sofre interferência devido ao tipo de partículas presentes na água.

Esperava-se que grupo esporos de bactérias aeróbias (EBA) apresentasse maior resistência à radiação UV nos ensaios de desinfecção. Pois, de acordo com Chang (1977), Hijnen et al. (2006) bactérias formadoras de esporos e vírus são mais resistentes aos efeitos da radiação UV do que o grupo coliformes. Além disso, as bactérias formadoras de esporos e vírus necessitam de doses maiores que 9 e 4 vezes, respectivamente, para obter o mesmo nível de inativação da *E. coli*. Com os resultados encontrados na presente pesquisa, observa-se que a inativação no decorrer dos tempos de exposição à radiação UV foi excelente nos três ensaios, alcançando remoção na ordem de 3 logs de inativação.

@articleEPA2011, title=Water Treatment Manual: Disinfection, author=Ireland, EPA, journal=Wexford, Ireland. URL: http://www.epa.ie/pubs/advice/drinkingwater/disinfection2_web.pdf: EPA, year=2011

6 CONCLUSÃO

Com base nos resultados obtidos no presente trabalho foram apontadas as seguintes conclusões:

- A turbidez se relaciona com o tempo de decantação da ALF. Sendo um parâmetro primordial e limitante para a desinfecção por radiação UV.

- Para ALF em estudo a coagulação, floculação e decantação mostrou-se uma excelente alternativa, pois as características físico-químicas bruta foram reduzidas significativamente após os ensaios em *jar-test*. Se destacando a decantação (30 minutos) sem a adição de coagulante químico, reduzindo o parâmetro turbidez de 92,56 para 4,94 uT, valor excelente para trabalhar com desinfecção por radiação UV.

- As características microbiológicas da água de lavagem dos filtros após os ensaios em *jar-test* mostraram-se bons para *Escherichia coli* e coliformes totais, apresentando inativação de 1 log e 0,76 log, respectivamente. O grupo esporos de bactérias aeróbias não mostrou redução, sendo este grupo mais preocupante, pois indica a presença de microrganismos mais resistentes como protozoários. Portanto, pode-se verificar que apenas os ensaios de coagulação, floculação e decantação não é capaz de inativar o grupo esporos de bactérias aeróbias.

- Os ensaios de desinfecção por radiação UV mostraram-se eficientes na remoção dos microrganismos *Escherichia coli*, coliformes totais e esporos de bactérias aeróbias. O grupo de *Escherichia coli* apresentou sensibilidade as doses de radiação UV. Para o grupo de coliformes totais verificou-se sensibilidade no decorrer do aumento das doses de radiação UV, comprovada através da análise de variância. Já para os microrganismos esporos de bactérias aeróbias não foram observadas diferenças entre as médias conforme o aumento do tempo de exposição à radiação ultravioleta, no entanto a inativação desse grupo foi excelente, na ordem de 3 logs de remoção.

- O processo de coagulação, floculação e decantação, sem o emprego de coagulante químico pode ser considerada uma alternativa no tratamento da água de lavagem de filtro na estação de tratamento de água. E os elevados valores de inativação dos microrganismos empregados demonstram a viabilidade da desinfecção UV.

REFERÊNCIAS

- APHA. Standard methods for the examination of water and wastewater. American Public Health Association, Washington, DC, v. 23, p. 1504, 2017.
- ARORA, H.; GIOVANNI, G. D.; LECHEVALLIER, M. Spent filter backwash water contaminants and treatment strategies. **Journal-American Water Works Association**, Wiley Online Library, v. 93, n. 5, p. 100–112, 2001.
- BARROSO, L. B.; WOLFF, D. B. Radiação ultravioleta para desinfecção de água. **Disciplinaram Sciential Naturais e Tecnológicas**, v. 10, n. 1, p. 1–13, 2009.
- BARROSO, M. M. **Problemática dos metais e sólidos no tratamento de água (estação convencional de ciclo completo) e nos resíduos gerados**. 159 p. Dissertação (Mestrado) — Universidade de São Paulo, São Carlos, 2002.
- BASTOS, R. K. et al. Coliformes como indicadores da qualidade da água. alcance e limitações. In: **Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental**. [S.l.: s.n.], 2000. v. 27, p. 2000.
- BOLTON, J. R.; LINDEN, K. G. Standardization of methods for fluence (uv dose) determination in bench-scale uv experiments. **Journal of environmental engineering**, American Society of Civil Engineers, v. 129, n. 3, p. 209–215, 2003.
- BRASIL. **Boas práticas no abastecimento de água: procedimentos para a minimização de riscos à saúde**. [S.l.]: Editora Ministério da Saúde Brasília, 2006.
- BRAZÃO, A. J. d. C.; SILVA, R. D. R. d.; VIVACQUA, C. A. Clarificação de águas de lavagem de filtros em estações de tratamento de água por coagulação, floculação e flotação por ar dissolvido. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, SciELO Brasil, v. 26, p. 865–876, 2021.
- CANALE, I. **Caracterização microbiológica e fisico-química da água de lavagem de filtros recirculado em ETA de ciclo completo**. 149 p. Dissertação (Mestrado) — Universidade Estadual de Campinas, Limeira, 2014.
- CHANG, R. **Physical Chemistry with Applications to Biological Systems**. [S.l.]: Macmillan, 1977.
- CHEN, T. et al. Combining physico-chemical analysis with a daphnia magna bioassay to evaluate a recycling technology for drinking water treatment plant waste residuals. **Ecotoxicology and environmental safety**, v. 122, p. 368–76, 2015.
- CONAMA. **Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março 2005**. 2005.
- DANIEL, L. A. et al. Processos de desinfecção e desinfetantes alternativos na produção de água potável. **RiMa, ABES**, 2001.
- DANTAS, A. D.; VOLTAN, P. **Métodos e Técnicas de Tratamento de Água: 2017 - 3ª Edição**. [S.l.]: LDiBe, 2017.
- DI BERNARDO, L.; DANTAS, A.; VOLTAN, P. E. N. Tratabilidade de água e dos resíduos gerados em estações de tratamento de água. **São Carlos: LDiBe**, 2011.

- DI BERNARDO, L.; DANTAS, A. D. Métodos e técnicas de tratamento de água. In: **Métodos e técnicas de tratamento de água**. [S.l.: s.n.], 2005. p. 2–v.
- DI BERNARDO, L.; DANTAS, A. D.; VOLTAN, P. E. N. Métodos e técnicas de tratamento e disposição dos resíduos gerados em estações de tratamento de água. **São Carlos: LDiBe**, 2012.
- DI BERNARDO, L.; DI BERNARDO, A.; CENTURIONE FILHO, P. L. **Ensaio de tratabilidade de água e dos resíduos gerados em estações de tratamento de água**. [S.l.]: RiMa, 2002.
- DI BERNARDO, L.; SABOGAL, L. P. P. **Seleção de Tecnologias de Tratamento de Água**. [S.l.]: Ldibe, 2008.
- EPA. **Alternative disinfectants and oxidants guidance manual**. [S.l.]: US Environmental Protection Agency, Office of Water, 1999.
- EPA. Water treatment manual: Disinfection. **Wexford, Ireland**, 2011.
- FARRELL, C. et al. Turbidity composition and the relationship with microbial attachment and uv inactivation efficacy. **Science of The Total Environment**, v. 624, p. 638–647, 2018.
- FILHO, A. S.; DI BERNARDO, L. Caracterização e clarificação da água de lavagem dos filtros de uma eta que utiliza cloreto férrico como coagulante primário. In: **Anais do 20º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**. [S.l.: s.n.], 1999. p. 1379–1387.
- FILIPAKI, A. **Estudo da tratabilidade da água de lavagem de filtro empregando coagulante recuperado de lodo decantador**. 88 p. Dissertação (Mestrado) — Universidade Estadual do Centro Oeste, Irati, 2018.
- FREITAS, A. G. d. et al. Recirculação de água de lavagem de filtros e perigos associados a protozoários. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, SciELO Brasil, v. 15, n. 1, p. 37–46, 2010.
- GAVLAK, G.; VIDAL, C. M. de S.; MACHADO, E. F. Treatment of a water treatment plant filter washing water using coagulant regenerated from the decanter sludge. **Semina: Exact and Technological Sciences**, v. 42, n. 2, p. 153–162, 2021.
- GONÇALVES, R. **Desinfecção de efluentes sanitários**. [S.l.: s.n.], 2003.
- GONTIJO, R. **Radiação Ultravioleta**. 2022. Disponível em: <<http://www.rafaelgontijo.com.br/radiacao.html>>.
- GOTTFRIED, A. et al. Impact of recycling filter backwash water on organic removal in coagulation–sedimentation processes. **Water Research**, v. 42, n. 18, p. 4683–4691, 2008.
- GUO, M. et al. Growth and repair potential of three species of bacteria in reclaimed wastewater after uv disinfection. **Biomedical and Environmental Sciences**, v. 24, n. 4, p. 400–407, 2011.
- HAARHOFF, J.; HEERDEN, P. van; WALT, M. van der. Sludge and washwater management strategies for the vaalkop water treatment plant. **Water science and technology**, IWA Publishing, v. 44, n. 6, p. 73–80, 2001.
- HEADD, B.; BRADFORD, S. A. Use of aerobic spores as a surrogate for cryptosporidium oocysts in drinking water supplies. **Water Research**, v. 90, p. 185–202, 2016.

HIJNEN, W.; BEERENDONK, E.; MEDEMA, G. Inactivation credit of uv radiation for viruses, bacteria and protozoan (oo)cysts in water: A review. **Water Research**, v. 40, n. 1, p. 3–22, 2006.

HUANG, C. et al. Effect of coagulation mechanism on membrane permeability in coagulation-assisted microfiltration for spent filter backwash water recycling. **Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects**, v. 378, n. 1, p. 72–78, 2011.

IBGE. **Pesquisa Nacional de Saneamento Básico 2008**. Rio de Janeiro: [s.n.], 2010.

ISMAIL, I.; PIRES, E. Avaliação do tratamento por clarificação da Água de lavagem de filtros de estação de tratamento de Água convencional. **Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales. Investigación, desarrollo y práctica**, v. 15, n. 2, p. 745–756, 2022.

JUNG, K.-W. et al. Comprehensive reuse of drinking water treatment residuals in coagulation and adsorption processes. **Journal of Environmental Management**, v. 181, p. 425–434, 2016.

LI, H. et al. Numerical and experimental investigation of uv disinfection for water treatment. **Applied Thermal Engineering**, v. 111, p. 280–291, 2017.

LIBÂNIO, M. **Fundamentos de qualidade e tratamento de água**. [S.l.]: Átomo, 2008.

LOGAN, N. Bacillus and relatives in foodborne illness. **Journal of Applied Microbiology**, v. 112, n. 3, p. 417–429, 2012.

MACIEL, P. M. F. **Remoção de Giardia spp. e Cryptosporidium spp. em águas de abastecimento com turbidez elevada utilizando cloreto de polialumínio: estudo em escala de bancada e desafios analíticos**. Tese (Doutorado) — Universidade de São Paulo, 2006.

MCCORMICK, N.; PORTER, M.; WALSH, M. Disinfection by-products in filter backwash water: Implications to water quality in recycle designs. **Water Research**, v. 44, n. 15, p. 4581–4589, 2010.

METCALF, L.; EDDY, H. P. **Tratamento de efluentes e recuperação de recursos**. [S.l.]: McGraw Hill Brasil, 2015.

MOLINA, T.; SANTOS, H. R. d. Caracterização e tratamento de água de lavagem de filtros de estação, com o uso de polímeros sintéticos e amido de batata. Associação dos Engenheiros e Arquitetos de Ponta Grossa, 2010.

OGURA, A. P. **Avaliação e tratamento da água de lavagem de filtros e dos resíduos sedimentados gerados pela tecnologia de ciclo completo contendo oocistos de Cryptosporidium spp. e cistos de Giardia spp.** 150 p. Dissertação (Mestrado) — Universidade de São Paulo, São Paulo, 2018.

OLINGER, C. **Caracterização e clarificação por sedimentação da água de lavagem de filtro rápido de uma estação de tratamento de água**. 126 p. Dissertação (Mestrado) — Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2002.

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

PÁDUA, V. de. **Abastecimento de água para consumo humano**. UFMG, 2006. (Coleção Ingenium). Disponível em: <<https://books.google.com.br/books?id=XFnnhzqetCoC>>.

PAZ, L. P. S. **Modelo conceitual de seleção de tecnologias de tratamento de água para abastecimento de comunidades de pequeno porte**. 398 p. Dissertação (Mestrado) — Universidade de São Paulo, São Carlos, 2007.

PEDROSO, C. R. **Uso da radiação ultravioleta para desinfecção de efluentes de reator anaeróbio**. 69 p. Dissertação (Mestrado) — Universidade Estadual do Centro Oeste, Irati, 2015.

PIVELI, R. P.; KATO, M. T. **Qualidade das águas e poluição: aspectos físico-químicos**. [S.l.]: ABES, 2006.

REALI, M. A. P. et al. Noções gerais de tratamento e disposição final de lodos de estações de tratamento de água. **Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, Rio de Janeiro**, 1999.

REALI, M. A. P.; PAZ, L. P. S.; DANIEL, L. A. Tratamento de água para consumo humano. In: _____. [S.l.]: Elsevier, 2013.

REISSMANN, F. G.; UHL, W. Ultrafiltration for the reuse of spent filter backwash water from drinking water treatment. **Desalination**, v. 198, n. 1, p. 225–235, 2006.

SAKAMOTO, J. A. **Seleção de tecnologias de tratamento de água para pequenas e médias comunidades brasileiras considerando aspectos ambientais**. 164 p. Dissertação (Mestrado) — Escola de Engenharia de São Carlos, São Paulo, 2013.

SARTORI, L. **Adequação da qualidade microbiológica de efluentes de tratamento secundário de esgoto sanitário pela aplicação dos desinfetantes ozônio, permanganato de potássio e ácido peracético**. 219 p. Dissertação (Mestrado) — Universidade de São Paulo, São Carlos, 2004.

SRINIVASAN, P.; VIRARAGHAVAN, T.; SUBRAMANIAN, K. Aluminium in drinking water: An overview. **Water Sa**, v. 25, n. 1, p. 47–55, 1999.

TCHOBANOGLIOUS, G. et al. **Wastewater Engineering: Treatment and Reuse**. McGraw-Hill Education, 2003. (McGraw-Hill higher education). Disponível em: <<https://books.google.com.br/books?id=L1MAXTAKL-QC>>.

TEMPLETON, M. R.; HOFMANN, R.; ANDREWS, R. C. Uv inactivation of humic-coated bacteriophages ms2 and t4 in water. **Journal of Environmental Engineering and Science**, v. 5, n. 6, p. 537–543, 2006.

USEPA. **Filter Backwash Recycling Rule, Technical Guidance Manual**. [S.l.]: United States Environmental Protection Agency, 2002.

USEPA. Ultraviolet disinfection guidance manual for the final long term 2 enhanced surface water treatment rule. **Office of Water**, 2006.

USEPA; AWWA. **Ultraviolet disinfection guidelines for drinking water and water reuse**. [S.l.]: National Water Research Institute, 2003.

WILDERER, P. **Treatise on Water Science**. Elsevier Science, 2010. Disponível em: <<https://books.google.com.br/books?id=HSPtBDpRSXMC>>.

Anexos

ANEXO 1

Intensidade de radiação ultravioleta em cada um dos 56 pontos, no interior do reator (I₀)

| Pontos | (I₀) | Pontos | (I₀) |
|---------------|------------------------|----------------------|------------------------|
| 1 | 5,286 | 37 | 13,151 |
| 2 | 8,09 | 38 | 12,531 |
| 3 | 9,568 | 39 | 10,967 |
| 4 | 9,98 | 40 | 7,135 |
| 5 | 10,021 | 41 | 7,219 |
| 6 | 9,698 | 42 | 10,047 |
| 7 | 8,215 | 43 | 11,286 |
| 8 | 5,557 | 44 | 11,587 |
| 9 | 6,096 | 45 | 11,594 |
| 10 | 8,726 | 46 | 11,013 |
| 11 | 10,374 | 47 | 9,675 |
| 12 | 10,897 | 48 | 7,329 |
| 13 | 10,866 | 49 | 7,061 |
| 14 | 10,307 | 50 | 7,648 |
| 15 | 8,817 | 51 | 8,747 |
| 16 | 5,975 | 52 | 9,052 |
| 17 | 6,089 | 53 | 9,039 |
| 18 | 8,986 | 54 | 7,921 |
| 19 | 10,541 | 55 | 6,123 |
| 20 | 10,962 | 56 | 3,987 |
| 21 | 11,018 | MÉDIA | 9,229964286 |
| 22 | 10,661 | DESVIO PADRÃO | 2,20653418 |

ANEXO 2

Dados de turbidez para o tratamento preliminar, ensaio em *jar-test*.

| Dosagem de Coagulante (mg/L) | Tempo (min) | Turbidez (uT) | Dosagem de Coagulante (mg/L) | Tempo (min) | Turbidez (uT) |
|------------------------------|-------------|---------------|------------------------------|-------------|---------------|
| 0 | 10 | 54,3 | 30 | 30 | 9,52 |
| 0 | 10 | 25,3 | 30 | 30 | 6,7 |
| 0 | 10 | 42,1 | | | |
| 0 | 20 | 13,3 | | | |
| 0 | 20 | 10,6 | | | |
| 0 | 20 | 10,3 | | | |
| 0 | 30 | 4,62 | | | |
| 0 | 30 | 4,79 | | | |
| 0 | 30 | 5,37 | | | |
| 10 | 10 | 18,2 | | | |
| 10 | 10 | 17,2 | | | |
| 10 | 10 | 18,1 | | | |
| 10 | 20 | 9,95 | | | |
| 10 | 20 | 9,41 | | | |
| 10 | 20 | 10,5 | | | |
| 10 | 30 | 5,79 | | | |
| 10 | 30 | 5,85 | | | |
| 10 | 30 | 6,97 | | | |
| 20 | 10 | 31,8 | | | |
| 20 | 10 | 30,2 | | | |
| 20 | 10 | 48,6 | | | |
| 20 | 20 | 12,7 | | | |
| 20 | 20 | 11,8 | | | |
| 20 | 20 | 11,6 | | | |
| 20 | 30 | 8,97 | | | |
| 20 | 30 | 8,13 | | | |
| 20 | 30 | 8,93 | | | |
| 30 | 10 | 17,2 | | | |
| 30 | 10 | 18,9 | | | |
| 30 | 10 | 17,7 | | | |
| 30 | 20 | 9,58 | | | |
| 30 | 20 | 11,8 | | | |
| 30 | 20 | 9 | | | |
| 30 | 30 | 7,4 | | | |

ANEXO 3

Dados da caracterização da água de lavagem de filtros

| Parâmetro | ALF bruta | ALF bruta | ALF bruta |
|--|-----------|-----------|-----------|
| Turbidez (uT) | 101 | 93 | 83,7 |
| pH | 5,38 | 5,05 | 5,17 |
| Cor aparente (uC) | 805 | 910 | 1105 |
| Cor verdadeira (uC) | 9 | 12 | 11 |
| ABS 254 (cm ⁻¹) | 0,139 | 0,161 | 0,139 |
| Condutividade (μS.cm ⁻¹) | 69,65 | 66,59 | 65,43 |
| Temperatura (°C) | 16,6 | 16,2 | 16,2 |
| DQO (mgL ⁻¹) | 57,2 | 47,4 | 40,84 |
| Alcalinidade (mgL ⁻¹) | 22 | 24 | 28 |
| Dureza (mgL ⁻¹) | 24 | 23 | 24 |
| Sólidos sedimentáveis (mgL ⁻¹) | 59 | 58 | 61 |
| Sólidos totais (mgL ⁻¹) | 270 | 269 | 256 |
| Sólidos totais fixos (mgL ⁻¹) | 196 | 179 | 184 |
| Sólidos totais voláteis (mgL ⁻¹) | 74 | 90 | 72 |
| Sólidos suspensos totais (mgL ⁻¹) | 80 | 74 | 65 |
| Sólidos suspensos fixos (mgL ⁻¹) | 38 | 40 | 46 |
| Sólidos suspensos (mgL ⁻¹) voláteis (mgL ⁻¹) | 42 | 34 | 19 |
| Alumínio (mgL ⁻¹) | 1,3 | 0,66 | 0,81 |
| Ferro (mgL ⁻¹) | ND | ND | ND |
| Manganês (mgL ⁻¹) | 0,099 | 0,077 | 0,109 |
| <i>E. coli</i> (UFC/100ml) | 10000 | 30000 | 20000 |
| Coliformes Totais (UFC/100ml) | 20000 | 130000 | 50000 |
| EBA (UFC/100ml) | 130000 | 180000 | 120000 |

ND = Não Detectado

ANEXO 4

Valores de: absorvância; resultados dos cálculos de α , intensidade média efetiva de radiação UV, doses médias efetivas de radiação UV:

| ABS 254 nm | t (s) | Dados | Resultado | ABS 254 nm | Resultado | ABS 254 nm | Resultado |
|------------|-------|----------|-------------|------------|-------------|------------|-------------|
| 0,010 | | α | 0,023025851 | 0,012 | 0,027631021 | 0,011 | 0,025328436 |
| | | I_m | 8,017045115 | | 6,680870929 | | 7,288222832 |
| | 30 | D_m | 240,5113535 | | 200,4261279 | | 218,646685 |
| | 60 | D_m | 481,0227069 | | 400,8522558 | | 437,2933699 |
| | 90 | D_m | 721,5340604 | | 601,2783836 | | 655,9400549 |

Valores de: número de microrganismos após os ensaios de radiação UV, para os três ensaios realizados.

| Parâmetro (UFC/100mL) | t (s) | 1 | 2 | 3 | Parâmetro (UFC/100mL) | t (s) | 1 | 2 | 3 |
|-----------------------|-------|----|----|----|-----------------------|-------|----|----|----|
| <i>E. coli</i> | 30 | 65 | 86 | 64 | Endosporos Aerobios | 30 | 24 | 64 | 30 |
| <i>E. coli</i> | 30 | 70 | 76 | 57 | Endosporos Aerobios | 30 | 34 | 56 | 45 |
| <i>E. coli</i> | 30 | 59 | 89 | 69 | Endosporos Aerobios | 30 | 27 | 52 | 43 |
| <i>E. coli</i> | 60 | 63 | 58 | 37 | Endosporos Aerobios | 60 | 40 | 49 | 57 |
| <i>E. coli</i> | 60 | 43 | 45 | 41 | Endosporos Aerobios | 60 | 28 | 38 | 49 |
| <i>E. coli</i> | 60 | 58 | 73 | 36 | Endosporos Aerobios | 60 | 44 | 44 | 65 |
| <i>E. coli</i> | 90 | 44 | 64 | 50 | Endosporos Aerobios | 90 | 34 | 43 | 36 |
| <i>E. coli</i> | 90 | 50 | 58 | 66 | Endosporos Aerobios | 90 | 29 | 20 | 86 |
| <i>E. coli</i> | 90 | 41 | 53 | 41 | Endosporos Aerobios | 90 | 32 | 17 | 74 |
| Coliformes | 30 | 14 | 9 | 15 | | | | | |
| Coliformes | 30 | 14 | 17 | 15 | | | | | |
| Coliformes | 30 | 8 | 12 | 15 | | | | | |
| Coliformes | 60 | 6 | 8 | 4 | | | | | |
| Coliformes | 60 | 4 | 10 | 3 | | | | | |
| Coliformes | 60 | 8 | 3 | 9 | | | | | |
| Coliformes | 90 | 1 | 1 | 2 | | | | | |
| Coliformes | 90 | 3 | 4 | 3 | | | | | |
| Coliformes | 90 | 4 | 1 | 4 | | | | | |

NOTA: 1, 2, 3 corresponde ao número de ensaios realizados