



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA
CENTRO TECNOLÓGICO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AMBIENTAL

Mirella Klausen da Silveira

Influência do uso de esponjas de poliuretano e sementes de *Moringa oleifera* na filtração lenta de regime intermitente

Florianópolis
2024

Mirella Klausen da Silveira

Influência do uso de esponjas de poliuretano e sementes de *Moringa oleifera* na filtração lenta de regime intermitente

Dissertação submetida ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina como requisito parcial para a obtenção do título de Mestra em Engenharia Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Bruno Segalla Pizzolatti

Florianópolis

2024

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor,
através do Programa de Geração Automática da Biblioteca Universitária da UFSC.

Silveira, Mirella Klausen da
Influência do uso de esponjas de poliuretano e sementes
de Moringa oleifera na filtração lenta de regime
intermitente / Mirella Klausen da Silveira ; orientador,
Bruno Segalla Pizzolatti, 2024.
162 p.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Santa
Catarina, Centro Tecnológico, Programa de Pós-Graduação em
Engenharia Ambiental, Florianópolis, 2024.

Inclui referências.

1. Engenharia Ambiental. 2. Tratamento de água. 3.
Moringa oleifera. 4. Filtração lenta intermitente. 5.
Esponja de poliuretano. I. Pizzolatti, Bruno Segalla. II.
Universidade Federal de Santa Catarina. Programa de Pós-
Graduação em Engenharia Ambiental. III. Título.

Mirella Klausen da Silveira

Influência do uso de esponjas de poliuretano e sementes de *Moringa oleifera* na filtração lenta de regime intermitente

O presente trabalho em nível de Mestrado foi avaliado e aprovado, em 29 de fevereiro de 2024, pela banca examinadora composta pelos seguintes membros:

Prof. Bruno Segalla Pizzolatti Dr.
Universidade Federal de Santa Catarina

Prof. Maurício Luiz Sens, Dr.
Universidade Federal de Santa Catarina

Prof. Raphael Corrêa Medeiros, Dr.
Universidade Federal de Santa Maria

Certificamos que esta é a versão original e final do trabalho de conclusão que foi julgado adequado para obtenção do título de Mestra em Engenharia Ambiental atribuído pelo PPGEA.

Insira neste espaço a
assinatura digital

Coordenação do Programa de Pós-Graduação

Insira neste espaço a
assinatura digital

Prof. Bruno Segalla Pizzolatti, Dr.
Orientador

Florianópolis, 2024.

AGRADECIMENTOS

Não posso expressar minha gratidão sem começar pela minha família. Agradeço profundamente à minha mãe, Cátia, ao meu pai, Sérgio, e à minha irmã, Maysa, que estiveram ao meu lado em todas as fases da minha jornada acadêmica e ao longo da minha vida. Sem o apoio incondicional e constante deles, nada do que alcancei seria possível.

Aos meus queridos anjos e leais companheiros de quatro patas, Eros, Flor, Akemi e Mulan, expresso minha profunda gratidão pelo carinho e amor ao longo da minha vida. A presença de vocês trouxe conforto nos dias difíceis e, para aqueles que partiram pelo caminho, a lembrança continua a iluminar meus dias nublados.

Ao Alessandro, por sua constante presença ao meu lado e por me apoiar nos momentos de incerteza, e principalmente, por não apenas enxergar, mas celebrar o melhor que há em mim. Ao seu lado, até os dias mais simples se tornam extraordinários.

Ao meu orientador, professor Bruno, que sempre esteve disponível para me ajudar e desenvolver minha pesquisa, pelos questionamentos, ideias, paciência e por me auxiliar sempre, me motivando a sempre buscar o melhor resultado.

Ao professor Maurício e professor Raphael, por aceitarem participar da minha banca e pelas contribuições para a melhoria deste trabalho.

Ao Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental (PPGEA) e à Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), pela oportunidade de realizar o mestrado em um programa conceituado. À Coordenação de Aperfeiçoamento Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela concessão de bolsa durante minha pesquisa. Não seria possível realizar esse trabalho sem o auxílio financeiro que me foi concedido. Viva a pesquisa e a educação!!!

Aos membros do Laboratório Integrado de Meio Ambiente (LIMA), Aline e Jorge, pela paciência e pelo suporte ao longo da minha pesquisa. Ao Ailton e Samuel, pela ajuda na construção dos filtros. À Beatriz e Nicholas, pela ajuda na parte estatística. À Amanda, do Laboratório de Reúso das Águas (LaRA), pela disponibilização da sonda ORP. À Alana, do Laboratório de Toxicologia Ambiental (LABTOX), por me ajudar e ensinar os testes toxicológicos agudos com as sementes de alface. Aos membros do Laboratório Multiusuário de Estudos em Biologia (LAMEB), pelo auxílio no uso do microscópio invertido.

A todos os membros que conheci no Laboratório de Potabilização de Águas (LAPOÁ), Beatriz, Samuel, Marcelle, Ana, Fernando, Renata, Matheus, Lilien, Felipe, Daniele, Vitória e Agnes, por me acolherem tão bem, pela amizade e parceria ao longo dessa

jornada, pela troca de conhecimentos, pelos momentos de frustrações, em que ninguém soltava a mão de ninguém, mas também pelos momentos de alegria e de satisfação, afinal, “vai dar certo sim!”.

Aos queridos bolsistas e voluntários da iniciação científica do LAPOÁ, quero expressar minha profunda gratidão. Sem o apoio e dedicação de cada um de vocês, este estudo não teria sido possível. Matheus, Lilien, Felipe, Daniele, Vitória e Agnes, meu sincero agradecimento por embarcarem nessa aventura comigo. A presença constante em nossas manhãs turbulentas, nos finais de semana e feriados, a troca de conhecimentos e o crescimento conjunto fazem desta, uma experiência única. Vocês são incríveis!

A todas as amigas que fiz na pós-graduação, em especial a Alana, Beatriz e Gabriela, pelos momentos de descontração, de rolês gastronômicos, risadas, cafezinho, fofocas, academia e por tornarem os meus dias mais leves e tranquilos. Que sorte a minha ter encontrado vocês!

A todos os meus amigos, muito obrigada por estarem ao meu lado nos momentos desafiadores, por compartilharem alegrias nas pequenas vitórias, por serem uma fonte constante de apoio emocional e pela compreensão que ofereceram em todos os momentos ao longo desse período.

Por fim, quero expressar minha gratidão a todas as mulheres que, por meio de suas pesquisas e esforços incansáveis, contribuíram de maneira notável para a luta pelos direitos das mulheres. Suas contribuições, seja na academia, ciência, política ou sociedade, desempenham um papel crucial no avanço da igualdade de gênero. Agradeço por desafiarem normas, superarem obstáculos e inspirarem gerações futuras. Juntas somos mais fortes!

“A ciência e a vida cotidiana não podem e não devem ser separadas”.

Rosalind Franklin

RESUMO

Atualmente, a insuficiência no acesso à água adequada para consumo humano é uma realidade persistente que afeta muitas populações, especialmente em comunidades isoladas, desafiando os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável relativos à gestão sustentável da água e saneamento universal. Diante desse cenário, tecnologias descentralizadas emergem como soluções promissoras, habilitando os indivíduos a melhorar a qualidade da água consumida e aplicar tais inovações em diferentes contextos, do indivíduo à coletividade. O filtro lento de regime intermitente (FLI) se destaca como uma tecnologia alternativa, apresentando vantagens notáveis, como custo acessível, facilidade de construção, operação simples e baixa manutenção. Nesta pesquisa, buscou-se aumentar as possibilidades de uso do FLI, utilizando a tecnologia em águas de qualidade inferior do que as recomendadas. Para isso, as sementes de *Moringa oleifera* e esponjas de poliuretano foram empregadas em um pré-tratamento. Após adaptação da coagulação em garrafas Pet, a água decantada foi coletada e colocada em um filtro com uma esponja como primeira barreira, com o intuito de melhorar a qualidade da água bruta e aumentar as carreiras de filtração dos filtros estudados. Durante o tempo de operação, de 167 dias, foi avaliado o desempenho de quatro configurações distintas de uso do FLI: (a) FLI (controle); (b) FLIE com esponja no topo do leito filtrante; (c) FLICD sem esponja, com adição da água decantada pelo coagulante natural; (d) FLIECD com esponja e adição da água decantada pelo coagulante natural. Por meio de alimentações a cada 24 horas, foram monitorados parâmetros físico-químicos e microbiológicos da água bruta, decantada e filtradas. Além dos parâmetros de qualidade da água mencionados, realizaram-se testes toxicológicos e acompanharam-se os parâmetros operacionais (vazão inicial e a duração das carreiras de filtração). Mesmo com a água bruta não sendo adequada à tecnologia, as diferentes configurações tiveram desempenhos positivos com relação aos parâmetros de turbidez e cor aparente, apesar de não estarem em conformidade com a Portaria nº 888/2021. Não houve remoção significativa do parâmetro de cor verdadeira em nenhum dos filtros, indo de acordo com a literatura. Os parâmetros de pH e temperatura estiveram em conformidade e mostraram-se favoráveis ao desenvolvimento de microrganismos dentro dos filtros, evidenciado pela diminuição na concentração de oxigênio dissolvido, sinalizando atividade biológica. Houve o incremento de sólidos totais dissolvidos e condutividade elétrica na água decantada e filtradas, mudança possivelmente atribuída pela carga orgânica elevada, variações sazonais e ação antropogênica. Os filtros submetidos aos dois pré-tratamentos demonstraram uma eficácia superior na redução de clorofila -a, alcançando a 100% de remoção do parâmetro em determinados momentos, resultado que a água decantada não atingiu. Durante toda a pesquisa, os dois filtros que possuíam o pré-tratamento com as sementes de *Moringa oleifera* atingiram 100% de remoção de *E. coli*, apontando uma eficácia na associação da coagulação natural com a filtração lenta. Os filtros com a esponja de poliuretano (FLIE e FLIECD) obtiveram carreiras de filtração consideravelmente superiores em relação aos filtros sem esponja, sendo assim reduzindo a frequência entre limpezas do sistema. Nos ensaios toxicológicos com *Lactuca sativa*, a água bruta, decantada e filtradas não apresentaram toxicidade. Em função dos resultados obtidos, pode-se considerar que o trabalho contribui para facilitar a operação de filtros lentos, com adoção do pré-tratamento (coagulação e esponjas de poliuretano), possibilitando a utilização da tecnologia quando a água bruta não possuir uma qualidade de acordo com a recomendada, resultando no aumento do uso do FLI, principalmente em comunidades isoladas, desprovidas de tratamento e abastecimento de água.

Palavras-chave: Filtro lento intermitente; Pré-tratamento; Comunidades isoladas; Escala domiciliar.

ABSTRACT

Currently, the inadequacy in access to suitable water for human consumption is a persistent reality that affects many populations, especially in isolated communities, challenging the Sustainable Development Goals related to sustainable water management and universal sanitation. In this scenario, decentralized technologies emerge as promising solutions, enabling individuals to improve the quality of the water consumed and to apply such innovations in different contexts, from the individual to the community. The intermittent slow sand filter (ISSF) stands out as an alternative technology, presenting notable advantages such as affordable cost, ease of construction, simple operation, and low maintenance. This research aimed to increase the possibilities of using the ISSF, utilizing the technology with water of lower quality than recommended. For this purpose, *Moringa oleifera* seeds and polyurethane sponges were used in a pre-treatment. After adapting the coagulation in PET bottles, the decanted water was collected and placed in a filter with a sponge as the first barrier, with the intention of improving the quality of the raw water and increasing the filtration runs of the studied filters. During the operation time of 167 days, the performance of four different ISSF configurations was evaluated: (a) ISSF (control); (b) ISSFE with a sponge on top of the filter bed; (c) ISSFCD without a sponge, with the addition of water decanted by the natural coagulant; (d) ISSFECD with a sponge and addition of water decanted by the natural coagulant. Through feedings every 24 hours, physicochemical and microbiological parameters of the raw, decanted, and filtered water were monitored. In addition to the water quality parameters mentioned, toxicological tests were conducted, and operational parameters (initial flow and duration of filtration runs) were monitored. Even with the raw water not being suitable for the technology, the different configurations had positive performances regarding turbidity and apparent color parameters, although they were not in compliance with Ordinance No. 888/2021. There was no significant removal of the true color parameter in any of the filters, in accordance with the literature. The pH and temperature parameters were in compliance and proved favorable for the development of microorganisms within the filters, evidenced by the decrease in dissolved oxygen concentration, signaling biological activity. There was an increase in total dissolved solids and electrical conductivity in the decanted and filtered water, a change possibly attributed to the high organic load, seasonal variations, and anthropogenic action. The filters subjected to the two pre-treatments demonstrated superior efficacy in reducing chlorophyll-a, achieving 100% removal of the parameter at certain times, a result that the decanted water did not achieve. Throughout the research, the two filters that had the pre-treatment with *Moringa oleifera* seeds achieved 100% removal of E. coli, pointing to an efficacy in the association of natural coagulation with slow filtration. The filters with the polyurethane sponge (ISSFE and ISSFECD) obtained considerably longer filtration runs compared to the filters without a sponge, thus reducing the frequency between system cleanings. In toxicological assays with *Lactuca sativa*, the raw, decanted, and filtered water did not show toxicity. Based on the results obtained, it can be considered that the work contributes to facilitating the operation of slow sand filters, with the adoption of pre-treatment (coagulation and polyurethane sponges), enabling the use of the technology when the raw water does not have a quality according to the recommended, resulting in an increased use of the ISSF, especially in isolated communities deprived of water treatment and supply.

Keywords: Intermittent Slow Filter; Pre-treatment; Isolated Communities; Household Scale.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – <i>Moringa oleifera</i> e suas sementes	27
Figura 2 – Mecanismos de transporte que influenciam na filtração	32
Figura 3 – Desprendimento e adesão de partículas na filtração	34
Figura 4 – Exemplo de curva granulométrica típica de um material filtrante	35
Figura 5 – Componentes do filtro lento em escala domiciliar.....	37
Figura 6 – Zonas compartimentadas dos filtros lentos em escala domiciliar	39
Figura 7 – Histórico das principais contribuições na filtração lenta domiciliar	41
Figura 8 – Colmatação em diferentes pontos do meio filtrante.....	46
Figura 9 – Reação de obtenção do uretano	48
Figura 10 – Representação da equação de poliuretano.....	49
Figura 11 – Morfologia da semente e plântula da espécie <i>Lactuca sativa</i>	51
Figura 12 – Representação esquemática da metodologia.....	52
Figura 13 – Localização da área de estudo.....	53
Figura 14 – Desenho esquemático dos filtros.....	56
Figura 15 – Etapas de construção dos difusores.....	57
Figura 16 – Seis filtros montados no início da fase de análises	58
Figura 17 – Distribuição do material filtrante e da camada suporte dos filtros.....	59
Figura 18 – Seleção e preparação dos materiais da camada filtrante e camada suporte	60
Figura 19 – Curva Granulométrica da Areia ($d_{10} = 0,33$ mm).....	61
Figura 20 – Ponto de coleta da água bruta utilizada no experimento.....	63
Figura 21 – Relação entre granulometria e porosidade	64
Figura 22 – Modelo do <i>Biosand Filter</i> desenvolvido pela CAWST	66
Figura 23 – Acompanhamento do ciclo de vida da <i>Moringa oleifera</i> utilizada	68
Figura 24 – Diferentes tamanhos das sementes de <i>Moringa oleifera</i>	69
Figura 25 – Simulações da etapa de coagulação e decantação	70
Figura 26 – Procedimentos do preparo do coagulante natural em pó	71
Figura 27 – Teste de toxicidade aguda em sementes de alface <i>Lactuca sativa</i>	73
Figura 28 – Teste toxicológico com sementes de alface (<i>Lactuca sativa</i>).	74
Figura 29 – Controle de vazão inicial dos filtros lentos intermitentes domiciliares	75
Figura 30 – Recomendações de uso previstas pela Resolução CONAMA nº 357/2005.....	78
Figura 31 – Aparência dos flocos das sementes de <i>Moringa oleifera</i>	80

Figura 32 – Monitoramento do parâmetro de turbidez no tratamento de água por FLI	84
Figura 33 – <i>Boxplot</i> dos resultados de turbidez durante o tratamento de água por FLI	86
Figura 34 – Monitoramento do parâmetro de cor aparente no tratamento de água por FLI	87
Figura 35 – <i>Boxplot</i> dos resultados de cor aparente durante o tratamento de água por FLI	89
Figura 36 – Monitoramento do parâmetro de cor verdadeira no tratamento de água por FLI .	90
Figura 37 – <i>Boxplot</i> dos resultados de cor verdadeira durante o tratamento de água por FLI .	91
Figura 38 – Observação do aumento da cor aparente após 24h de coleta.	92
Figura 39 – Monitoramento do parâmetro de pH no tratamento de água por FLI	94
Figura 40 – <i>Boxplot</i> dos resultados de pH durante o tratamento de água por FLI	95
Figura 41 – Monitoramento do parâmetro de temperatura no tratamento de água por FLI	96
Figura 42 – <i>Boxplot</i> dos resultados de temperatura durante o tratamento de água por FLI	97
Figura 43 – Monitoramento do parâmetro de OD no tratamento de água por FLI	98
Figura 44 – <i>Boxplot</i> dos resultados de OD durante o tratamento de água por FLI	99
Figura 45 – Monitoramento do parâmetro de condutividade elétrica e sólidos totais dissolvidos no tratamento de água por FLI	101
Figura 46 – <i>Boxplot</i> dos resultados de condutividade elétrica e sólidos totais dissolvidos durante o tratamento de água por FLI	102
Figura 47 – Monitoramento do parâmetro clorofila -a no tratamento de água por FLI	105
Figura 48 – <i>Boxplot</i> dos resultados de clorofila -a durante o tratamento de água por FLI	106
Figura 49 – Monitoramento do parâmetro de <i>E. coli</i> no tratamento de água por FLI.....	109
Figura 50 – Média em crescimento radicular em <i>Lactuca sativa</i>	111
Figura 51 – Aparência da esponja do FLIE antes da limpeza	116
Figura 52 – Aparência da esponja do FLIECD antes da limpeza.....	116
Figura 53 – Controle da vazão inicial do FLI.....	117
Figura 54 – Controle da vazão inicial do FLIE	117
Figura 55 – Controle da vazão inicial do FLICD	118
Figura 56 – Controle da vazão inicial do FLIECD.....	118
Figura 57 – Germinação das sementes no controle	152
Figura 58 – Germinação das sementes na amostra de água bruta	152
Figura 59 – Germinação das sementes na amostra de água decantada	153
Figura 60 – Germinação das sementes na amostra de água filtrada do FLI.....	153
Figura 61 – Germinação das sementes na amostra de água filtrada do FLIE	154
Figura 62 – Germinação das sementes na amostra de água filtrada do FLICD	154

Figura 63 – Germinação das sementes na amostra de água filtrada do FLIECD..... 155

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 – Resultados obtidos de turbidez nos ensaios de tratabilidade no <i>Jartest</i>	141
Quadro 2 – Resultados obtidos de pH nos ensaios de tratabilidade no <i>Jartest</i>	143
Quadro 3 – Resultados obtidos de temperatura nos ensaios de tratabilidade no <i>Jartest</i>	144
Quadro 4 – Resultados obtidos de oxigênio dissolvido nos ensaios de tratabilidade no <i>Jartest</i>	145
Quadro 5 – Resultados obtidos de cor aparente nos ensaios de tratabilidade no <i>Jartest</i>	146
Quadro 6 – Resultados obtidos de cor verdadeira nos ensaios de tratabilidade no <i>Jartest</i> ...	147
Quadro 7 – Resultados obtidos de condutividade elétrica nos ensaios de tratabilidade no <i>Jartest</i>	149
Quadro 8 – Resultados obtidos de sólidos totais dissolvidos nos ensaios de tratabilidade no <i>Jartest</i>	150

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Indicadores de acesso à água e saneamento do ano de 2021	22
Tabela 2 – Materiais utilizados na construção de uma unidade de filtração	54
Tabela 3 – Frequência de monitoramento dos parâmetros de qualidade da água	72
Tabela 4 – Resultados do monitoramento dos parâmetros de qualidade da água	82
Tabela 5 – Potencial de oxirredução das amostras	93
Tabela 6 – Resultados do teste de toxicidade em diferentes águas analisadas.....	111
Tabela 7 – Duração da carreira de filtração.....	113
Tabela 8 – Retenção de turbidez pela esponja de poliuretano do FLIE	115
Tabela 9 – Retenção de turbidez pela esponja de poliuretano do FLIECD.....	115

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ANOVA	Análise de variância (Analysis of variance)
CAWST	Centre for Affordable Water and Sanitation Technology
cm	centímetros
CC	Coeficiente de curvatura
CRA	Comprimento da radícula na amostra;
CRC	Comprimento da radícula no controle (negativo)
Cu	Coeficiente de uniformidade
d ₁₀	Tamanho efetivo dos grãos
ETA	Estação de tratamento de água
FLI	Filtro lento intermitente
FLIE	Filtro lento intermitente com esponja no topo do leito filtrante
FLICA	FLI + pó do coagulante adicionado direto no filtro
FLECA	FLIE + pó do coagulante adicionado direto no filtro
FLICD	FLI + água decantada pelo coagulante
FLIECD	FLIE + água decantada pelo coagulante
FLD	Filtro lento domiciliar
g	gramas
g/L	gramas por litro
h	horas
ICR	Índice de crescimento radicular
IG	Índice de germinação
L	litros
LAPOÁ	Laboratório de Potabilização das Águas
log	logaritmo na base 10
m	metros
mm	milímetros
min	minutos
NTU	Unidade Nefelométrica de Turbidez
OD	Oxigênio dissolvido
ODS	Objetivos de Desenvolvimento Sustentável
OMS	Organização Mundial da Saúde
s	segundos

SGA	Número de sementes germinadas na amostra
SGC	Número de sementes germinadas no controle (negativo)
STD	sólidos totais dissolvidos
UNICEF	Fundo das Nações Unidas para a Infância
UFSC	Universidade Federal de Santa Catarina
μm	micrômetro
uT	unidades de turbidez
uH	unidade de Hazen
$^{\circ}\text{C}$	graus célsius
γs	massa específica
$\Delta h \text{ L}^{-1}$	perda de carga dividida pela espessura do leito
ε	porosidade

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	16
1.1	PERGUNTA	19
1.2	HIPÓTESES	19
2	OBJETIVOS	20
2.1	OBJETIVO GERAL	20
2.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS	20
3	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	21
3.1	ABASTECIMENTO DE ÁGUA EM COMUNIDADES ISOLADAS	21
3.2	TECNOLOGIAS DE TRATAMENTO DESCENTRALIZADAS	22
3.3	COAGULAÇÃO	23
3.3.1	Mecanismos de coagulação	24
3.3.1.1	<i>Compressão da dupla camada elétrica</i>	24
3.3.1.2	<i>Adsorção e neutralização de cargas</i>	24
3.3.1.3	<i>Varredura</i>	25
3.3.1.4	<i>Adsorção e formação de pontes</i>	25
3.4	COAGULANTES NATURAIS	25
3.4.1	<i>Moringa oleifera</i>	26
3.4.1.1	<i>Ciclo de vida da Moringa oleifera</i>	28
3.5	PRÉ-TRATAMENTO NA FILTRAÇÃO LENTA	29
3.6	FILTRAÇÃO	30
3.6.1	Mecanismos de filtração	31
3.6.1.1	<i>Mecanismos de transporte</i>	31
3.6.1.2	<i>Mecanismos de aderência e desprendimento</i>	33
3.6.2	Aspectos granulométricos na filtração lenta	35
3.7	FILTRAÇÃO LENTA EM ESCALA DOMICILIAR	36
3.7.1	Concepção do filtro lento em escala domiciliar	37
3.7.2	Operação de fluxo intermitente	39
3.7.3	Contribuições na filtração lenta em escala domiciliar	40
3.7.4	Colmatação de filtros lentos	45
3.8	PRESENÇA DE ALGAS NA ÁGUA BRUTA	47
3.9	ESPONJA DE POLIURETANO	48

3.10	TESTES TOXICOLÓGICOS.....	49
3.10.1	Ensaio de toxicidade aguda com sementes de <i>Lactuca sativa</i>	50
4	MATERIAL E MÉTODOS	52
4.1	ÁREA DE ESTUDO	53
4.2	DESCRIÇÃO DAS COLUNAS DE FILTRAÇÃO	54
4.3	PREPARAÇÃO DO MEIO FILTRANTE E CAMADA SUPORTE	59
4.3.1	Preenchimento da camada filtrante.....	62
4.4	COLETA DA ÁGUA BRUTA.....	62
4.5	OPERAÇÃO DOS FILTROS LENTOS INTERMITENTES.....	63
4.5.1	Determinação do volume de abastecimento dos filtros lentos	64
4.5.2	Limpeza e manutenção dos filtros lentos.....	65
4.6	ACOMPANHAMENTO DA MORINGA OLEIFERA	67
4.7	ENSAIOS DE TRATABILIDADE.....	69
4.7.1	Preparação do coagulante natural	70
4.8	PARÂMETROS DE CONTROLE.....	71
4.8.1	Parâmetros de qualidade da água.....	72
4.8.2	Parâmetros toxicológicos	73
4.8.3	Parâmetros operacionais.....	75
4.9	ANÁLISE ESTATÍSTICA.....	75
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO	77
5.1	ENQUADRAMENTO DO CORPO HÍDRICO.....	77
5.2	ENSAIOS DE TRATABILIDADE.....	78
5.3	CONSTRUÇÃO DAS UNIDADES DE FILTRAÇÃO LENTA.....	80
5.4	PARÂMETROS DE QUALIDADE DA ÁGUA	80
5.4.1	Avaliação da turbidez, cor aparente e cor verdadeira	83
5.4.1.1	<i>Potencial de oxirredução e oxigênio dissolvido.....</i>	<i>92</i>
5.4.2	Avaliação do pH, temperatura, oxigênio dissolvido, condutividade elétrica e sólidos totais dissolvidos.....	93
5.4.3	Avaliação da clorofila -a.....	104
5.4.4	Avaliação dos coliformes totais e <i>E. coli</i>	107
5.5	PARÂMETROS TOXICOLÓGICOS.....	110
5.6	PARÂMETROS OPERACIONAIS	112
5.6.1	Duração da carreira de filtração	112

6	CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	120
7	RECOMENDAÇÕES.....	122
	REFERÊNCIAS.....	123
	APÊNDICE A – ENSAIOS DE TRATABILIDADE NO <i>JAR TEST</i>	141
	APÊNDICE B – TESTE TOXICOLÓGICO AGUDO	152
	APÊNDICE C – MANUAL DO FILTRO LENTO	156
	ANEXO A – PADRÃO DE TURBIDEZ PARA ÁGUA PÓS-DESINFECÇÃO OU PÓS-FILTRAÇÃO	160
	ANEXO B – PADRÃO ORGANOLÉPTICO DE POTABILIDADE DA ÁGUA	161
	ANEXO C – ÁGUAS DOCES DE CLASSE 4 PELA RESOLUÇÃO CONAMA 357/2005	162

1 INTRODUÇÃO

O cenário nacional atual, assim como o mundial, vem apresentando um aumento no crescimento da população, ocasionando no aumento da demanda por água potável e própria para consumo humano, que, em alguns locais, não se torna um recurso equitativo, seguro e acessível. Com as considerações anteriores, em algumas situações, torna-se necessário encontrar novos processos de tratamento, que atinjam os padrões de controle impostos quanto à quantidade e qualidade da água para o consumo humano.

Os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) fazem parte de uma agenda mundial, composta por 17 objetivos e 169 metas a serem alcançadas até o ano de 2030. Refletindo em três dimensões do desenvolvimento sustentável (social, econômica e ambiental), os ODS estabelecem metas para que os países pratiquem, de acordo com suas prioridades, visando gerar mudanças benéficas após a aplicação dos mesmos (Agenda 2030, 2021).

As metas do ODS1 visam alcançar o acesso universal aos serviços básicos para auxiliar na erradicação da pobreza, tornando-se necessário garantir o acesso universal a esses serviços básicos em residências, escolas e unidades de saúde. Destaca-se a meta 1.4, a qual visa garantir que todos os homens e mulheres, particularmente os pobres e vulneráveis, tenham direitos iguais aos recursos econômicos, bem como o acesso a serviços básicos, incluindo acesso a água potável, saneamento básico e instalações básicas de lavagem das mãos.

O ODS3 estabelece metas vinculadas a saúde e bem-estar. Com relação ao presente trabalho, a meta 3.9, que possui finalidade de reduzir substancialmente o número de mortes e doenças por produtos químicos perigosos, contaminação e poluição do ar e água do solo até o ano de 2030, possui um indicador que deve ser destacado, sendo ele o 3.9.2, que indica a taxa de mortalidade atribuída a fontes de água inseguras, saneamento inseguro e falta de higiene, mostrando-se cada vez mais necessário a busca por um saneamento mais seguro para todos.

Na dimensão ambiental, é salientada a importância da água, destacando-se o ODS6: Água Potável e Saneamento. O ODS6 apresenta duas metas específicas e relacionadas ao presente trabalho, sendo a meta 6.3, a qual possui a finalidade de alcançar, até o ano de 2030, uma melhoria da qualidade da água, reduzindo a poluição, eliminando despejo, minimizando a liberação de produtos químicos e materiais perigosos, reduzindo à metade a proporção de

águas residuais não tratadas; e a meta 6.1, a qual visa alcançar o acesso universal e equitativo à água potável, segura e acessível para todos até o ano de 2030.

Além do objetivo destacado anteriormente, o ODS14, presente na dimensão ambiental, também se enquadra nesta pesquisa, visto que o mesmo é composto por metas com finalidades voltadas a conservação dos recursos hídricos, destacando-se a meta 14.1, que aborda sobre a conservação e uso sustentável dos oceanos, dos mares, e dos recursos marinhos para o desenvolvimento sustentável.

Os corpos hídricos superficiais continentais constituem o tipo de manancial mais utilizado para abastecimento público no Brasil. Devido à necessidade de obter um padrão adequado de potabilidade antes de ser destinada ao consumo humano, a água deve ser tratada e adequada ao padrão estabelecido pela Portaria GM/MS nº 888/2021, que altera o Anexo XX da Portaria de Consolidação nº5/2017, para dispor sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade.

Atualmente, tecnologias alternativas são propostas para o fornecimento de água em comunidades isoladas ou rurais, alguns autores consideram os filtros lentos domiciliares uma excelente opção quando se dispõe de um manancial passível de tratamento com esta técnica (Logsdon et al., 2002; Murtha et al., 2003).

Devido à necessidade da inclusão de uma forma de tratamento descentralizado, a nível domiciliar, de custo acessível, fácil manutenção e operação, capaz de produzir uma água segura e dentro dos padrões potáveis e próprio para consumo humano estabelecidos por lei, os filtros adaptados para o uso intermitente tornaram-se adequados para residências, pela sua simplicidade na manutenção, operação e capacidade de remoção de microrganismos, todavia, esta tecnologia se limita à qualidade da água bruta e à taxa de filtração (CAWST, 2012).

Os tipos de alimentação podem ser contínuos e intermitentes. Na alimentação intermitente, o volume de água a ser tratado é inserido, seguido de um tempo de retenção no filtro, ocasionando a filtração da água repousada no interior da unidade (Maciel et al., 2018).

Segundo Visscher (1990), a filtração lenta é uma tecnologia de operação simples, envolvendo o controle de vazão e a monitoramento da perda de carga. Embora seja uma tecnologia simples, a necessidade de manutenção periódica devido à colmatação dos filtros pode desencorajar potenciais usuários, especialmente quando o sistema é projetado para atender a um pequeno número de pessoas. No entanto, o procedimento de limpeza

compreende esvaziar o filtro, raspar e remover o material filtrante, higienizar e preparar para a recolocação posterior.

O processo de colmatção é comum em sistemas de filtração, ocorrendo ao longo do tempo de uso do filtro, afetando a eficiência do mesmo. O processo ocorre quando partículas suspensas são depositadas nos espaços vazios entre os grãos do meio filtrante, ou quando ocorre degradação e atividade microbológica, resultando na obstrução do filtro (Puhl, 2021).

Vários estudos têm sido realizados para entender a colmatção em filtros lentos, que são causadas por fenômenos físicos, químicos, mecânicos e biológicos. Dentre os tipos de colmatção mencionados, a biológica possui um papel fundamental, já que um ecossistema microbiano composto por bactérias, algas, protozoários e fungos se desenvolve no meio filtrante durante a decomposição de matéria orgânica e ciclagem de nutrientes (Puhl, 2021).

No tratamento de água, a etapa de coagulação se destaca devido a sua eficiência estar relacionada ao bom desempenho das operações posteriores e, conseqüentemente, podendo ser necessária em conjunto com a aplicação dos filtros, para manter um bom desempenho da filtração (Ghernaout et al., 2015).

O uso de coagulantes de origem natural se tornou um substituto alternativo dos coagulantes químicos convencionais, possuindo vantagens como: a ausência de efeitos tóxicos, maior acessibilidade, menor consumo de alcalinidade, ausência de efeito corrosivo em equipamentos e uma menor geração de lodo (Choy et al., 2015).

A *Moringa oleifera* é um destaque dentre os coagulantes naturais. Pertencente à família *Moringaceae*, essa espécie é originária do noroeste da Índia e demonstra uma notável adaptação às condições climáticas do Brasil. As sementes da árvore contêm proteínas catiônicas hidrossolúveis que conferem a ela habilidades coagulantes, tornando-a uma escolha promissora para a clarificação de águas (Nwaiwu et al., 2012).

Neste contexto, a pesquisa visou avaliar um tratamento domiciliar adaptado as realidades das comunidades isoladas no Brasil, com prioridade na utilização de materiais, produtos e processos alternativos de fácil acesso e execução simplificada.

O propósito desta pesquisa foi de aprimorar a técnica de filtração lenta intermitente, implementando o pré-tratamento com o pó das sementes de *Moringa oleifera* em conjunto com as esponjas de poliuretano, com vistas a suprir as necessidades de consumo humano e melhorar a qualidade da água. Além disso, a pesquisa explorou e comparou a eficiência de quatro configurações do filtro lento de regime intermitente: (a) filtro lento intermitente

(controle); (b) filtro lento intermitente com esponja no topo do leito filtrante; (c) filtro lento intermitente sem esponja e adição da água decantada pelo coagulante natural; (d) filtro lento intermitente com esponja e adição da água decantada pelo coagulante natural.

Ainda, o presente trabalho constituiu-se em monitorar os filtros, quando sujeitos às configurações propostas. Desse modo, as carreiras de filtração (intervalo entre limpezas) e averiguação da vazão inicial dos filtros foram acompanhadas como parâmetros operacionais e, também, foram realizados testes toxicológicos agudos com sementes de alface (*Lactuca sativa*). Por fim, parâmetros de qualidade da água foram monitorados a fim de estudar a eficiência dos filtros e conduziu-se uma análise estatística dos resultados. Ressalta-se que nesta pesquisa, buscou-se aumentar as possibilidades de uso do FLI, utilizando uma água bruta de qualidade inferior do que a recomendada para a tecnologia.

1.1 PERGUNTA

Pergunta 1: É possível alcançar uma melhor eficiência na filtração lenta de regime intermitente ao associar o pré-tratamento a partir da coagulação com o pó das sementes de *Moringa oleifera* e esponjas de poliuretano, mesmo quando submetidos a uma água bruta com qualidade inferior ao recomendado para a tecnologia?

Pergunta 2: Alguma das configurações avaliadas do filtro lento alcançará os padrões nacionais de qualidade da água para consumo humano exigidos?

1.2 HIPÓTESES

Hipótese 1: O uso das esponjas de poliuretano como pré-tratamento auxilia no aumento da carreira de filtração e facilita a limpeza, não se tornando necessário realizar o método convencional de limpeza, mesmo quando os filtros são submetidos a uma água bruta com qualidade não recomendada para a tecnologia.

Hipótese 2: Os filtros lentos de regime intermitente, submetidos, simultaneamente, à coagulação com o pó das sementes de *Moringa oleifera* e o uso de uma esponja no topo do meio filtrante, atingem uma melhor qualidade da água.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Propor e avaliar diferentes configurações de uso da filtração lenta domiciliar de regime intermitente utilizando a coagulação natural com o pó das sementes de *Moringa oleifera*, associado ao uso da esponja de poliuretano no topo do meio filtrante, visando a facilidade de operação, eficiência da filtração e qualidade da água para consumo humano.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Estudar o pré-tratamento com o pó das sementes de *Moringa oleifera* e esponjas de poliuretano na filtração lenta de regime intermitente;
- Avaliar o desempenho dos filtros lentos intermitentes em escala domiciliar quanto à duração da carreira de filtração;
- Comparar, em termos de qualidade, a água produzida nos filtros lentos estudados;
- Propor uma configuração de filtro lento para uma água bruta com qualidade inferior às recomendações da tecnologia.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 ABASTECIMENTO DE ÁGUA EM COMUNIDADES ISOLADAS

A Organização Mundial de Saúde (OMS) estabelece o conceito de saneamento básico como o controle adequado dos fatores ambientais, capaz de evitar impactos negativos no bem-estar físico, mental e social dos indivíduos. Esse conjunto de serviços públicos e infraestrutura, conhecido por saneamento básico, engloba quatro pilares essenciais: o abastecimento de água potável, esgotamento sanitário, manejo e limpeza urbana de resíduos sólidos e drenagem e manejo de águas pluviais urbanas (Brasil, 2020).

De acordo com a OMS, para ser considerado com acesso à água potável, os usuários devem ter acesso a fontes de água "melhoradas", ou seja, fontes que tenham passado por algum tipo de tratamento, mesmo que simplificado, e que não exijam mais do que 30 minutos para serem coletadas (WHO; UNICEF; 2019b). No entanto, é importante ressaltar que o uso dessas águas pode apresentar o risco de veiculação de patógenos, o que pode comprometer a sua segurança para consumo (Brown et al., 2016).

Além das preocupações com os riscos à saúde, o acesso deficiente à água "melhorada" é uma questão alarmante no Brasil. Especificamente nas comunidades isoladas, existem desafios particulares na oferta de serviços adequados de saneamento, devido a diversos fatores, como: a distribuição geográfica, isolamento político, áreas de difícil acesso e restrições financeiras (Brasil, 2019b).

Segundo a OMS, em 2021, mais de 2 bilhões de pessoas viviam em países com escassez de água, uma situação agravada pelas mudanças climáticas e crescimento populacional. Em 2022, 1,7 bilhão de pessoas usavam fontes de água contaminadas por coliformes fecais, representando um risco significativo à saúde. A água contaminada pode causar sintomas como diarreia, e doenças como cólera e febre tifoide, resultando em aproximadamente 505.000 mortes anuais. Em 2022, cerca de 73% da população mundial tinha acesso a serviços de água potável seguros, um avanço importante, mas ainda há desafios a enfrentar para garantir água limpa, segura e equitativa para todos.

De acordo com o Painel Saneamento Básico, em 2021, cerca de 15,8% da população brasileira (urbana e rural) não possuía acesso à água tratada. A falta de acesso ao recurso ocorre principalmente nas regiões Norte (40%) e Nordeste (25,3%) do país, quando

comparadas com outras regiões do Brasil. Além disso, conforme apontado na Tabela 1, é possível identificar uma desigualdade do acesso à água entre comunidades da zona urbana e rural, além da falta de serviços de saneamento básico no cotidiano de pessoas que possuem uma baixa renda.

Tabela 1 – Indicadores de acesso à água e saneamento do ano de 2021

Localidade	População (hab)	População com acesso a água (hab)	População sem acesso a água (hab)	Renda pessoas com saneamento (R\$)	Renda pessoas sem saneamento (R\$)
Brasil	213.317.639	176.972.501	33.211.937	2.859,78	486,37
Norte	18.906.962	10.715.637	7.153.938	3.266,37	656,78
Nordeste	57.667.842	41.985.746	14.203.166	2.310,19	395,66
Sudeste	89.632.912	81.806.768	7.568.663	2.818,09	732,71
Sul	30.402.587	27.684.183	2.622.281	3.394,59	830,62
Centro-Oeste	16.707.336	14.780.167	1.663.889	3.908,82	885,31

Fonte: adaptado de Painel Saneamento Brasil (2021)

As estações de tratamento convencionais, por serem soluções coletivas, requerem redes de distribuição de água que são financeiramente inviáveis às zonas rurais e às isoladas dos grandes centros urbanos (Freitas, 2021).

Diante de tal cenário, a OMS recomenda a adoção de tecnologias de tratamento de água descentralizadas, como alternativa para solucionar o cenário observado nas comunidades rurais, permitindo que o indivíduo possa tratar e garantir a segurança da sua própria água potável a nível domiciliar (WHO, 2012; Sobsey et al., 2008).

3.2 TECNOLOGIAS DE TRATAMENTO DESCENTRALIZADAS

As abordagens descentralizadas de tratamento, também reconhecidas como tecnologias de tratamento localizado, têm demonstrado múltiplas contribuições benéficas para a sociedade. Essas metodologias oferecem vantagens substanciais no paradigma de tratamento, possibilitando a minimização ou até a eliminação de desafios associados a interrupções nos serviços públicos. Além disso, sua versatilidade e aplicabilidade são evidentes em diversas escalas, desde o nível individual (tratamento domiciliar) até o âmbito comunitário (tratamento coletivo) (Libralato et al., 2012).

Conforme indicado por Orth (2007), a descentralização pode ser categorizada em três principais grupos: sistemas de saneamento de baixa complexidade, que empregam tecnologias de tratamento simples e acessíveis; pequenas unidades de tratamento mecânico-biológico, que

adotam processos naturais de tratamento; e sistemas de reciclagem, que priorizam a preservação ambiental.

O êxito na implementação de uma tecnologia é influenciado por diversos fatores, incluindo a qualidade da água bruta disponível, a acessibilidade aos equipamentos necessários, o período de operação requerido e a capacitação dos indivíduos para realizar a manutenção e supervisionar a tecnologia (Mwabi et al., 2011).

3.3 COAGULAÇÃO

Ao longo dos anos, foram desenvolvidos e aprimorados diversos processos de tratamento de água, esses sendo classificados em três categorias principais: físicos, químicos e biológicos. Os processos físicos incluem decantação, filtração, membranas, adsorção e luz ultravioleta. Os processos químicos englobam coagulação, filtração, troca iônica, oxidação, redução catalítica, desinfecção e amolecimento. Já os processos biológicos abrangem fitorremediação, áreas úmidas construídas, biodegradação microbiana, digestor e biorreator. Além disso, também é possível realizar a combinação ou hibridização desses processos, como a floculação, que é um processo físico-químico (Ang et al., 2019; Hamzah et al., 2017; Kumar et al., 2018; Yi Hong et al., 2018).

Dentre os processos mencionados, a coagulação é considerada um dos mais antigos, que continua sendo amplamente empregado em muitas estações de tratamento de água e efluentes. A coagulação é desestabilização das partículas, processo no qual o agente coagulante é adicionado à água e consiste na redução das forças de repulsão que mantêm as partículas em suspensão separadas umas das outras (Campos; Povinelli, 1974).

Atualmente, a coagulação continua sendo um dos processos mais importantes para a remoção de impurezas em estações de tratamento de água. Sua relevância contínua destaca o papel indispensável desempenhado por esse processo no fornecimento de água segura para consumo humano (Jiang, 2015).

A eficiência da coagulação depende do mecanismo de coagulação e de quanto de energia se fornece a massa líquida (agitação ou mistura rápida) para a dispersão adequada do coagulante no meio em que está inserido.

3.3.1 Mecanismos de coagulação

Segundo Di Bernardo e Dantas (2005), considera-se a coagulação como resultado individual ou combinado da ação de quatro tipos de mecanismos distintos, sendo eles: a) compressão da dupla camada elétrica; b) adsorção e neutralização de cargas; c) varredura; d) adsorção e formação de pontes.

3.3.1.1 Compressão da dupla camada elétrica

As partículas coloidais com carga negativa atraem íons de carga oposta para formar uma camada densa adjacente à partícula que é conhecida como camada de Stern. A força repulsiva da camada Stern e o equilíbrio dinâmico entre o excesso de íons positivos atraídos pelos coloides centrais carregados negativamente causam a formação da camada difusa. A camada dupla é um termo usado para descrever essas duas camadas na região interfacial da partícula coloidal (Zhao, 2020).

A dupla camada é comprimida assim que um coagulante, carregado positivamente, for adicionado a uma solução coloidal devido à interação eletrostática entre os íons e os coloides. A compressão de dupla camada é um mecanismo desestabilizador crucial em sistemas aquáticos naturais, embora não controle o processo de desestabilização coloidal no tratamento de água (Gheraout et al., 2020).

O mecanismo de coagulação envolve dois aspectos notáveis: a quantidade de eletrólitos necessária para a coagulação, independentemente da concentração de coloides na água, e a impossibilidade de reverter a carga das partículas coloidais com a adição de eletrólitos, levando à predominância das forças de *Van der Waals* e à eliminação da estabilização eletrostática (Di Bernardo; Dantas, 2005).

3.3.1.2 Adsorção e neutralização de cargas

A superfície da partícula coloidal, que normalmente é carregada negativamente, é revestida por um coagulante de carga oposta como parte do mecanismo de neutralização de carga, que reduz e neutraliza a partícula coloidal e reduz o potencial zeta para quase zero de carga líquida (Choy et al., 2015). O potencial zeta reduzido, que surge da redução e

neutralização da carga superficial, auxilia na redução ou remoção da barreira de energia. Como resultado, as partículas coloidais são desestabilizadas e começam a se reunir e se estabelecer (Alnawajha et al., 2022).

3.3.1.3 Varredura

Nas estações de tratamento de água (ETA) de ciclo completo, comumente, prioriza-se o mecanismo de varredura para tratar a água, no qual há a maior adição de coagulante no meio e a formação de precipitados. Essa preferência ocorre pelo fato do mecanismo, de forma geral, gerar a formação de precipitados maiores, que sedimentam mais facilmente que os formados em outros mecanismos de coagulação, já que, conseqüentemente, a velocidade de sedimentação é maior também (Bartiko; De Julio, 2015; Di Bernardo; Dantas, 2005).

3.3.1.4 Adsorção e formação de pontes

Segundo Mendes (1989), este mecanismo é desenvolvido pela utilização de compostos orgânicos (polímeros) sintéticos ou naturais, utilizados como coagulantes, os quais podem apresentar sítios ionizáveis ao longo de suas cadeias, sendo classificados como catiônicos, aniônicos e anfóteros.

Uma característica deste tipo de mecanismo é o uso de polímeros de grandes cadeias moleculares (massa molar $> 10^6$), que servem de ponte entre a superfície a qual estão aderidos e outras partículas. As interações entre os sítios ativos destas macromoléculas e os coloides promovem a formação de pontes entre duas ou mais partículas, permitindo a aglomeração das mesmas (Di Bernardo; Dantas, 2005).

3.4 COAGULANTES NATURAIS

Nas estações de tratamento de água (ETA), são utilizados coagulantes químicos convencionais, tais como sulfato de alumínio ($Al_2(SO_4)_3$), cloreto férrico ($FeCl_3$) e sulfato ferroso ($FeSO_4$), que se hidrolisam rapidamente com a água e geram um precipitado amorfo do tipo $Fe(OH)_3$ ou $Al(OH)_3$, porém, tais coagulantes vêm apresentando algumas desvantagens, como a ineficiência em baixa temperatura, custo elevado, grande produção de

lodo e efeitos prejudiciais à saúde humana (Lee et al., 2014; Oladoja, 2015; Ribeiro et al., 2019).

Apesar da comprovada eficiência no tratamento de água utilizando os coagulantes químicos, os inconvenientes associados ao uso desses têm motivado a busca por coagulantes naturais ou orgânicos, que representam uma alternativa promissora devido às vantagens apresentadas frente aos coagulantes convencionais.

A alta disponibilidade da matéria-prima; a baixa corrosividade sobre o sistema de distribuição; a baixa produção e toxicidade de lodo gerado no processo (potencialmente reduzindo as despesas associadas ao descarte de lodo); a redução dos custos e perigos nos processos de tratamento de água e o estímulo do desenvolvimento de tecnologias alternativas são algumas das vantagens apresentadas por esses tipos de coagulantes (Ang et al., 2020; Howe et al., 2016; Mohd-Salleh et al. 2019; Saleem et al., 2019).

Os coagulantes naturais podem vir de uma variedade de fontes naturais, tais como plantas, sementes, carapaças de crustáceos marinhos (camarões e caranguejos) e organismos microbianos (Oladoja, 2015; Renault et al., 2009; Saleem et al., 2019; Wei et al., 2018).

A quitosana é um exemplo de polímero orgânico e auxiliar de floculação de origem animal, sendo extraído da carapaça de frutos do mar, como o camarão, lagostas e siris (Pawlowski; Rodrigues, 2003; Zampero, 2011). Algumas revisões realizadas sobre coagulantes naturais à base de plantas destacam principalmente quatro coagulantes naturais mais comuns, que incluem as sementes de *Moringa oleifera* (acácia branca), sementes de Nirmali, taninos (acácia-negra) e *Opuntia ficus-indica* (cacto) nos tratamentos de água e águas residuais (Yin, 2010; Vijayaraghavan et al., 2011).

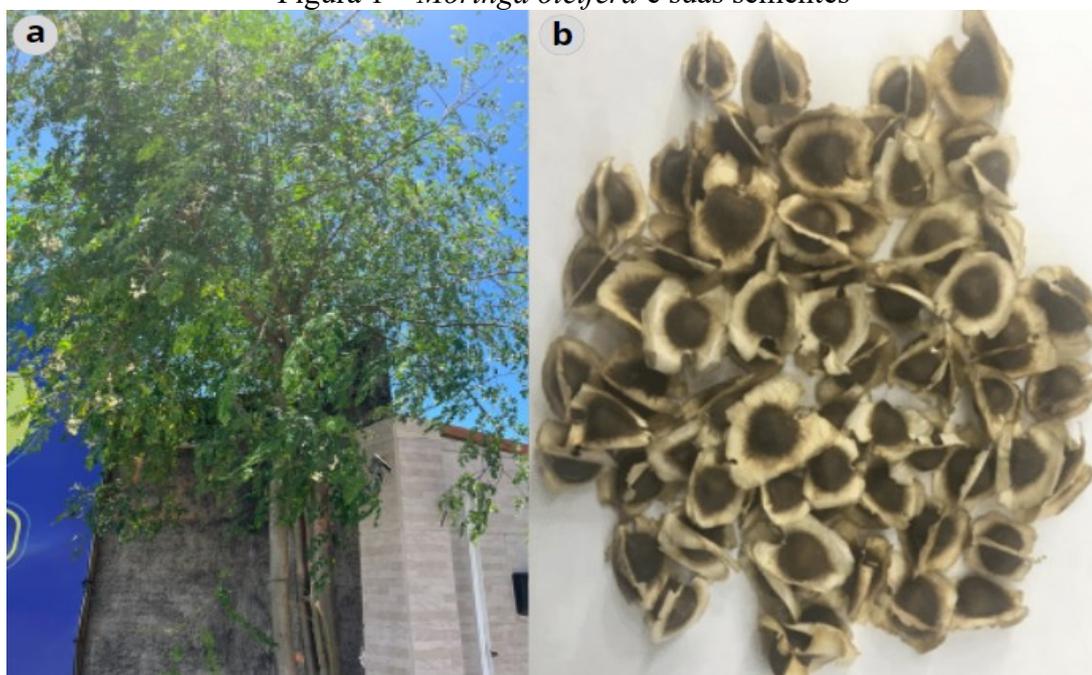
Uma das maneiras viáveis para potencializar o uso dos coagulantes naturais é integrá-los a outras tecnologias de tratamento. Portanto, pode-se adotar uma estratégia onde a coagulação (usando coagulantes naturais) seja integrada a outros processos, para aumentar a eficiência das etapas de tratamento subsequentes, como a filtração (Ang et al., 2020).

3.4.1 *Moringa oleifera*

A *Moringa oleifera* (Figura 1a), conhecida também como lírio branco ou acácia branca, é uma planta arbórea pertencente à família *Moringaceae*, composta de apenas um

gênero (*Moringa*) e quatorze espécies conhecidas, nativa da Índia e cresce em vários países dos trópicos (Bezerra et al., 2004).

Figura 1 – *Moringa oleifera* e suas sementes



Legenda: (a) Acácia branca (*Moringa oleifera*); (b) Sementes utilizadas como coagulante.

Fonte: elaborado pela autora (2024)

A *Moringa oleifera* possui o caule grosso e a árvore pode chegar a até 12 metros de altura; suas folhas são longo-pecioladas, bipinadas, folíolos obovais, cujo comprimento é de até 3 cm. É muito cultivada no mundo por apresentar um potencial significativo no tratamento de água, tolerância à seca e importante valor nutricional e medicinal (Lima Júnior et al., 2018; Nwaiwu et al., 2012; Oliveira et al., 2018; Silva et al., 2008).

No geral, todas as partes da *Moringa oleifera* podem ser aproveitadas de alguma forma, destacando-se o uso das suas sementes como coagulante natural (Figura 1b). Nelas, os mecanismos de coagulação são provocados pelas proteínas catiônicas solúveis em água, assemelhando-se ao mecanismo provocado pelos polieletrólitos (polímeros originários de proteínas e polissacarídeos de origem sintética ou natural), que apresentam grandes cadeias carbônicas constituídas de unidades que se repetem e possuem sítios com deficiência ou excesso de cargas elétricas, ou seja, com pontos positivos ou negativos (Davino, 1976; Di Bernardo, 1993).

Assim como os polieletrólitos catiônicos, as macromoléculas da proteína, quando colocadas em contato com as impurezas da água, se ionizam formando entidades hidrolisadas que provocam a desestabilização das partículas do material que está disperso nela, e conseqüentemente, o desequilíbrio eletrocinético da solução, fazendo com que as partículas coagulem (Davino, 1976).

Conforme observado por Ghebremichael (2005), a coagulação da *Moringa oleifera* envolve a formação de pontes entre as partículas presentes na água e a adsorção de impurezas. As proteínas catiônicas encontradas nas sementes da árvore têm a capacidade de se ligar às partículas carregadas negativamente na água, formando pontes entre elas e aumentando seu tamanho, facilitando sua sedimentação. Além disso, os polissacarídeos presentes na *Moringa oleifera* são capazes de adsorver fisicamente as partículas, auxiliando na remoção de impurezas da água (Aamaglo et al., 2007).

Além da importância no tratamento de água, o óleo extraído das pode ser aplicável nas indústrias alimentícia, farmacêutica e de cosméticos. Tanto as sementes quanto as folhas e flores da planta apresentam notável valor nutricional, sendo consumidas tanto por seres humanos quanto por animais (Rashid et al., 2011).

3.4.1.1 Ciclo de vida da *Moringa oleifera*

O ciclo de vida da *Moringa oleifera* começa com a germinação da semente, a qual se desenvolve em uma plântula. A germinação ocorre em um período variável, de 7 a 14 dias, e após germinada, a plântula começa a crescer e se desenvolver em uma pequena árvore. A *Moringa oleifera* começa a produzir sementes em cerca de 6 a 8 meses após o plantio e pode produzir sementes por muitos anos (Souza, 2003).

Por ser uma árvore muito tolerante quanto a quantidade de chuva, com requisitos mínimos de precipitação anual estimada em 250 mm e máxima em mais de 3000 mm e pH de 5,0 a 9,0, a *Moringa oleifera* é uma árvore extremamente resistente e pode tolerar uma ampla gama de condições climáticas e do solo (Palada; Changl, 2003).

A *Moringa oleifera* é uma planta que cresce rapidamente, podendo atingir alturas de até 12 metros. Ela produz sementes ao longo de todo o ano, e um hectare de cultivo resulta na produção de 3.000 kg de sementes, que têm a capacidade de purificar 30 milhões de litros de

água ou efluentes com uma turbidez superior a 100 UNT (Unidade Nefelométrica de Turbidez), conforme destacado por Kumari et al. (2006).

Há algumas pesquisas realizadas no Brasil sobre o cultivo da *Moringa oleifera* em diferentes regiões do Brasil. Um estudo realizado na Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC) avaliou o crescimento e desenvolvimento da *Moringa oleifera* em Florianópolis, que tem clima subtropical úmido, e verificou que a planta apresentou um bom desenvolvimento, com altura média de 2,6 metros após um ano de cultivo (Mascarenhas et al., 2014).

Outro estudo realizado na Universidade Federal do Paraná avaliou o crescimento da *Moringa oleifera* em Curitiba, também de clima subtropical, e observou que a planta apresentou uma taxa de sobrevivência de 100%, se adaptando e se desenvolvendo muito bem no clima local (Guedes et al., 2015).

3.5 PRÉ-TRATAMENTO NA FILTRAÇÃO LENTA

A filtração lenta possui uma limitação com relação à qualidade da água afluyente, em especial com o parâmetro de turbidez. Recomenda-se, caso a água bruta tenha valores de turbidez acima de 50 NTU, um pré-tratamento da água antes de inseri-la aos filtros lentos (CAWST, 2012). Na literatura alguns estudos relatam técnicas de pré-tratamento da água bruta aos filtros domiciliares, sendo: coagulação, pré-filtração dinâmica e sedimentação.

O processo de clarificação da água por meio da coagulação química ou natural são opções eficientes para a redução da turbidez afluyente aos filtros lentos domiciliares (Curry; Bloch; Hem, 2020; Souza Freitas; Sabogal-Paz, 2019). Os coagulantes naturais, quando comparados aos químicos, são produtos mais adaptáveis à realidade de populações isoladas. Aspectos como a disponibilidade, biodegradabilidade e o baixo custo tornam esses coagulantes alternativos viáveis para o processo (Freitas, 2021).

No estudo realizado por Curry e colaboradores (2020), utilizou-se o floculante químico denominado alume, produto frequentemente utilizado para melhorar a filtração e reduzir as bactérias ao filtrar água de fonte turva com filtros lentos domiciliares (FLDs). Foram testados os efeitos do tratamento na taxa de filtração e na turbidez, ao associar o floculante com os FLDs utilizados em Aldeias flutuantes no lago Tonle Sap no Camboja. No fim do trabalho, observou-se uma redução significativa na turbidez da água, porém o tratamento aumentou a quantidade de alumínio de 4 a 15 vezes. Os autores destacaram que,

embora o alume reduza efetivamente a turbidez na água da fonte, ele continua sua coagulação dentro do FLD durante os períodos de pausa, impactando negativamente as taxas de filtração (Curry; Bloch; Hem, 2020).

Na pesquisa de Souza Freitas e Sabogal-Paz (2019) o desempenho do filtro lento de areia doméstico em fluxos contínuos e intermitentes foi avaliado quando a água afluyente, com turbidez de $111,00 \pm 17,30$ NTU, foi tratada com um coagulante natural extraído de *Opuntia cochenillifera*, espécie cactácea de abundância no Brasil (IPA, 2006). Na clarificação da água com o coagulante, a melhor condição obtida foi de 30 mg.L^{-1} , gerando uma água com turbidez satisfatória para a operação dos filtros ($7,83 \pm 2,32$ NTU). Os resultados indicaram melhor desempenho do FLD de fluxo contínuo na remoção de turbidez ($79,2\% \pm 8,39\%$) e maior eficiência do FLD de fluxo intermitente na remoção de *E. coli* ($2,86 \text{ log} \pm 0,79 \text{ log}$ para período de pausa de 12 h e $2,41 \text{ log} \pm 0,42 \text{ log}$ para período de pausa de 4 h).

O pré-tratamento com o coagulante natural pode ser realizado em escala laboratorial, sendo simulado pelos ensaios de tratabilidade no equipamento *Jartest*. Cada tipo de coagulante possui as suas condições ótimas de operação e os resultados obtidos pelos ensaios permitem que essas condições sejam determinadas.

O equipamento chamado *Jartest* é um reator estático constituído por 6 jarros, pás de agitação, motor com rotação controlada e controles com visor digital para ajuste da rotação das paletas. O equipamento é capaz de simular processos e operações unitárias do tratamento de água como: mistura rápida, mistura lenta, sedimentação e filtração (Di Bernardo, Dantas, Voltan; 2011).

3.6 FILTRAÇÃO

A filtração é um processo crucial no tratamento de água em uma Estação de Tratamento de Água (ETA). Sua finalidade é a remoção de partículas suspensas, coloidais e microrganismos, por meio da passagem de um fluido através de um meio poroso. Esse meio poroso é capaz de reter ou eliminar a matéria em suspensão e contaminantes biológicos que podem resistir à desinfecção (Di Bernardo, 1993; Ghisi, 2016).

A filtração desempenha um papel essencial na produção segura de água potável e pode ser realizada de forma rápida ou lenta, dependendo da taxa de filtração aplicada. Os filtros rápidos operam com taxas de filtração entre 150 e 600 $\text{m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$, enquanto os filtros

lentos operam com taxas inferiores a $6 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$, embora haja referências na literatura que mencionam taxas superiores (Isolani, 2000).

3.6.1 Mecanismos de filtração

O caminho percorrido pela água no meio filtrante proporciona a purificação da mesma, através da sua interação com o meio, ocasionando a retenção química, física ou biológica de impurezas presentes (Pizzolatti, 2014; Souza, 2020; Weber-Shirk; Dick, 1997B). A remoção e o carregamento de partículas em um meio filtrante ocorrem pelos mecanismos de filtração, sendo estes dependentes das características físico-químicas das partículas em suspensão, água bruta, material filtrante, taxa de filtração e operação do sistema (Amirtharajah, 1988).

Em geral, é complexo determinar qual mecanismo atua predominantemente na remoção de partículas, sendo comum a atuação combinada de vários mecanismos (Libânio, 2010). Dentre os mecanismos que apresentam uma maior influência no processo de filtração estão listados a aderência, desprendimento e transporte (Amirtharajah, 1988; Pizzolatti, 2014).

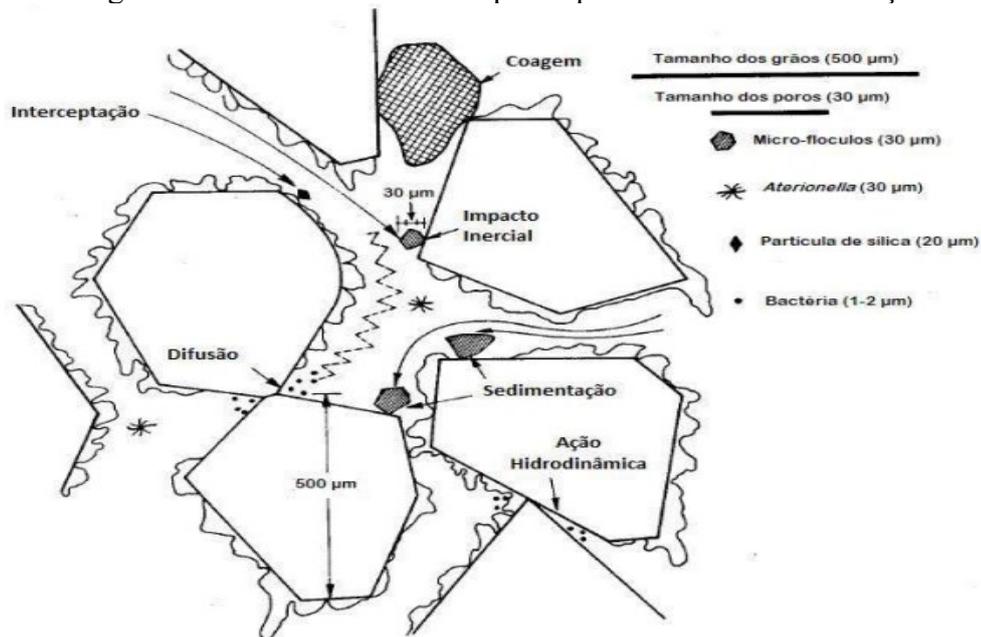
3.6.1.1 Mecanismos de transporte

Os mecanismos de transporte estão ligados aos movimentos de fluxo da água em meios filtrantes, sendo caracterizados por suas diversas ações de interação entre os sólidos presentes na água e o próprio meio. O transporte é representado pela coagem, sedimentação, interceptação, difusão, impacto inercial e forças hidrodinâmicas (Huisman; Wood, 1974; Maciel et al., 2018; Souza, 2020).

A prevalência de um desses mecanismos depende fortemente do tamanho e distribuição das partículas do afluente, além da taxa de filtração e tamanho dos poros (Libânio, 2010; Valencia, 1972).

A Figura 2 exemplifica a movimentação das partículas presentes na água durante a ocorrência dos mecanismos de transporte.

Figura 2 – Mecanismos de transporte que influenciam na filtração



Fonte: adaptado de Valencia (1972)

Dentre os mecanismos de transporte, a coagem é o mecanismo mais evidente na superfície, por se tratar da remoção de partículas maiores. Na ação de coar, as partículas que possuem um diâmetro maior do que a largura do espaço existente entre os grãos tendem a ficar retidas no meio filtrante, sendo independente das forças hidráulicas exercidas sobre elas (Ives, 1970; Huisman; Wood, 1974; Lunardi, 2021; Valencia, 1972).

A remoção de partículas por difusão está associada ao movimento browniano, que é o movimento aleatório das partículas num fluido como consequência dos choques das moléculas do fluido nas partículas. Este mecanismo está estritamente ligado à temperatura da água (cuja elevação aumenta a energia termodinâmica das moléculas e acarreta a redução da viscosidade, facilitando a movimentação difusa das partículas) e ao oposto das dimensões das partículas, sendo mais expressivo em partículas menores que 1 µm (Amirtharajah, 1988; Dalsasso, 2005; Libânio, 2010; Lima, 2020; Ramskill; Anderson, 1951).

O impacto inercial relaciona-se ao tamanho da partícula. Ocorre quando a velocidade da partícula no afluente é alta e seu tamanho é grande o suficiente para que possa sofrer efeitos inerciais, mantendo-se a trajetória independentemente das alterações da linha de fluxo, colidindo com os grãos do meio filtrante (Lima, 2020; Valencia, 1972).

No mecanismo de intercepção, as partículas se movem no filtro seguindo as linhas de fluxo do afluente que se “afunilam” quando passam pelos poros do meio filtrante. O estreitamento das linhas de fluxo no interior dos poros provoca o aumento da velocidade do

fluido e conseqüentemente o aumento da energia cinética, provocando a formação de partículas maiores a partir da união de partículas menores, de maneira a não ser mais possível sua passagem entre os poros do leito filtrante, ocorrendo assim a sua interceptação (Lima; 2020; Valencia, 1972).

As forças hidrodinâmicas podem promover a remoção de partículas de maiores dimensões a partir da diferença de velocidades tangenciais à superfície das partículas, provocando um movimento rotacional e uma diferença de pressão na direção perpendicular à do escoamento, originando uma força que a conduz para a região de velocidade mais alta. Este mecanismo prevalece no transporte de partículas consideravelmente maiores (~10 µm) (Dalsasso, 2005; Libânio, 2010; Lima, 2020; Pizzolatti, 2010).

O mecanismo de sedimentação é regido pela força da gravidade e a velocidade de sedimentação da partícula desenvolvida a partir do fluxo do afluente, que é interceptada pelo leito filtrante. O processo pode ser entendido a partir da analogia de que os vazios intersticiais funcionam como pequenas células de sedimentação e o caminho entre os poros, como pequenos tubos onde ocorre o depósito de partículas (Amirtharajah, 1988; Lima, 2020).

3.6.1.2 Mecanismos de aderência e desprendimento

Conforme a água e as partículas são deslocadas em direção à superfície do meio filtrante (ou coletor), passam a agir não apenas fenômenos puramente físicos, mas também físico-químicos. Os mecanismos de aderência estão ligados à capacidade de aproximação de duas partículas e a sua interação com os grãos do leito filtrante (Lima, 2020; Ferreira Filho, 2017).

As partículas em contato com a superfície dos grãos podem ficar retidas devido a forças eletrostáticas, de *Van der Waals* e de adesão, sendo esta a mais relevante entre elas. No início da filtração, partículas coloidais tendem a não ser aderidas aos filtros, já que as mesmas, assim como a areia, possuem cargas negativas. Contudo, durante o amadurecimento do filtro, partículas de cargas positivas podem aderir à superfície da areia, revertendo o processo (Huisman; Wood, 1974; Souza, 2020).

As forças de adesão ocorrem principalmente na parte superior do leito filtrante, onde há maior concentração de matéria orgânica e conseqüentemente uma rápida reprodução de microrganismos, que por sua vez, formam um material viscoso (biofilme) em torno dos grãos

e na superfície da camada biológica (*schmutzdecke*). O biofilme adere de forma rápida grande parte das partículas presentes na água bruta assim que entram em contato com o meio filtrante (Huisman; Wood, 1974; Lunardi, 2021; Manz, 2004; Souza, 2020).

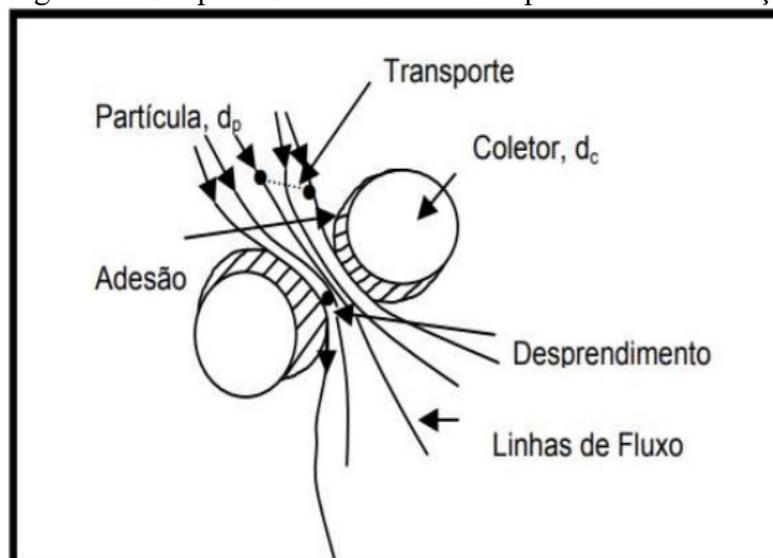
À medida que ocorre o funcionamento dos filtros, ao considerar-se a retenção das partículas no meio filtrante, essas tendem a agregar-se dando origem a acúmulos de formas distintas, ocupando os espaços vazios existentes entre grãos, diminuindo a área de passagem de água e, conseqüentemente, aumentando a velocidade intersticial e a força de cisalhamento no local (Amirtharajah, 1988; Dalsasso, 2005; Lunardi, 2021).

Com a equiparação das forças de cisalhamento e de adesão, ocorre o desprendimento e o arraste das partículas para as camadas mais profundas dos meios filtrantes, sendo que o desprendimento pode ser originado também da colisão entre partículas recentes e partículas já aderidas aos grãos (Moran et al., 1993, Lunardi, 2021).

Ambos os mecanismos ocorrem de maneira simultânea, uma vez que o aumento da velocidade pode ocasionar o desprendimento das partículas em adesão, deslocando-as para grãos em proximidade. A manifestação de tais fenômenos ocorre principalmente nos primeiros centímetros do leito, fazendo com que a taxa de filtração não seja alterada (Amirtharajah, 1988; Lunardi, 2021; Pizzolatti, 2014).

Na Figura 3, observa-se a percolação das partículas através do meio filtrante, o movimento de desprendimento e a adesão aos grãos de areia.

Figura 3 – Desprendimento e adesão de partículas na filtração



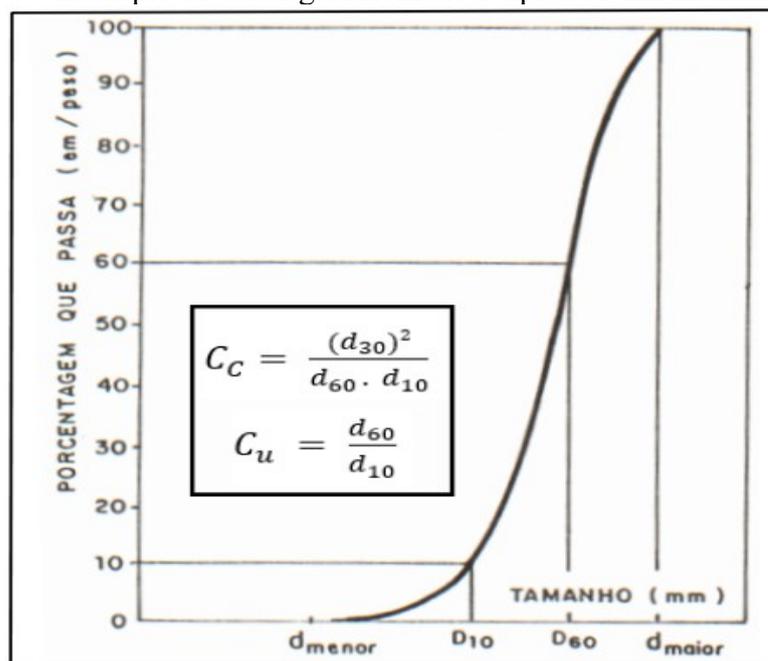
Fonte: Pizzolatti (2010); Amirtharajah (1988)

3.6.2 Aspectos granulométricos na filtração lenta

A eficiência da filtração é diretamente afetada pela escolha dos materiais granulares como meio filtrante. O material filtrante utilizado nos filtros lentos, em sua maioria, é uma areia extraída de diversas localidades, conforme a disponibilidade da comunidade (CAWST, 2009).

A partir da escolha do material filtrante, torna-se necessária a realização da caracterização específica do material a ser utilizado por meio de análises granulométricas, permitindo a determinação do tamanho efetivo dos grãos e a frequência de sua ocorrência em diferentes faixas de diâmetro (Di Bernardo, 2003; Lima; Luz, 2001). A interpretação da análise granulométrica de um material granular é feita por meio de uma representação gráfica (Figura 4) gerada pelo peneiramento do material filtrante (Pinto, 2011).

Figura 4 – Exemplo de curva granulométrica típica de um material filtrante



A partir dos resultados obtidos Figura 4 é possível determinar valores de diâmetro específicos 10 %, 30% e 60% (d_{10} , d_{30} e d_{60}) do material passante pelas peneiras utilizadas nos cálculos do coeficiente de uniformidade (C_u) e coeficiente de curvatura (C_c).

Conforme apresentado na Figura 4 o diâmetro efetivo (d_{10}) indica 10% do peso total do solo, de todas as partículas menores que ele, enquanto o d_{30} e d_{60} detalham os diâmetros

das partículas que correspondem a 30% e 60% de material passante, respectivamente (Caputo, 1973; Pinto, 2011).

A regularidade na distribuição dos grãos é indicada a partir do coeficiente de curvatura (CC), considerando uma amostra bem graduada quando o CC se situa entre 1 e 3 (Pinto, 2011). Já o coeficiente de uniformidade (C_u) indica a uniformidade no meio filtrante e, portanto, a presença de homogeneidade. Segundo Caputo (1973), o C_u pode ser avaliado da seguinte maneira: muito uniforme ($C_u < 5$); uniformidade média ($5 < C_u < 15$); e desuniforme ($C_u > 15$).

A tecnologia de filtração lenta favorece a formação da camada biológica devido à sua velocidade reduzida em comparação com a filtração rápida. Além disso, a granulometria da areia utilizada é comumente muito fina, ocasionando a retenção de materiais particulados e microrganismos superficialmente no topo da camada filtrante, possibilitando a formação do *schmutzdecke* e otimizando os processos de degradação microbiológica (Di Bernardo; Sabogal-Paz, 2008). Recomenda-se, para os filtros lentos convencionais, um d_{10} entre 0,20 e 0,25 mm e o C_u entre 2 e 5 (Di Bernardo, 1990). Outros estudos também apontam tamanhos efetivos de partículas (d_{10}) geralmente inferiores a 0,35 mm para ocasionar a retenção de materiais na superfície do meio filtrante (Huisman; Wood, 1974; Associação Brasileira de Normas Técnicas, 1992; Di Bernardo; Brandão; Heller, 1999; Souza, 2020).

Para os FLDs, recomendam-se valores menores tanto para o d_{10} (0,15 a 0,20 mm) quanto para C_u (1,5 a 2,5), modificações que resultam em maior penetração de impurezas e aumento da carreira de filtração (CAWST, 2009). Existem outras pesquisas mais recentes que entram em consenso com as indicações propostas por CAWST, variando o diâmetro efetivo entre 0,17 mm e 0,19 mm e o coeficiente de uniformidade entre 2 e 2,4 (Andreoli, 2020; Freitas, 2021; Jenkins; Tiwari; Darby, 2011; Sabogal-Paz, 2020).

3.7 FILTRAÇÃO LENTA EM ESCALA DOMICILIAR

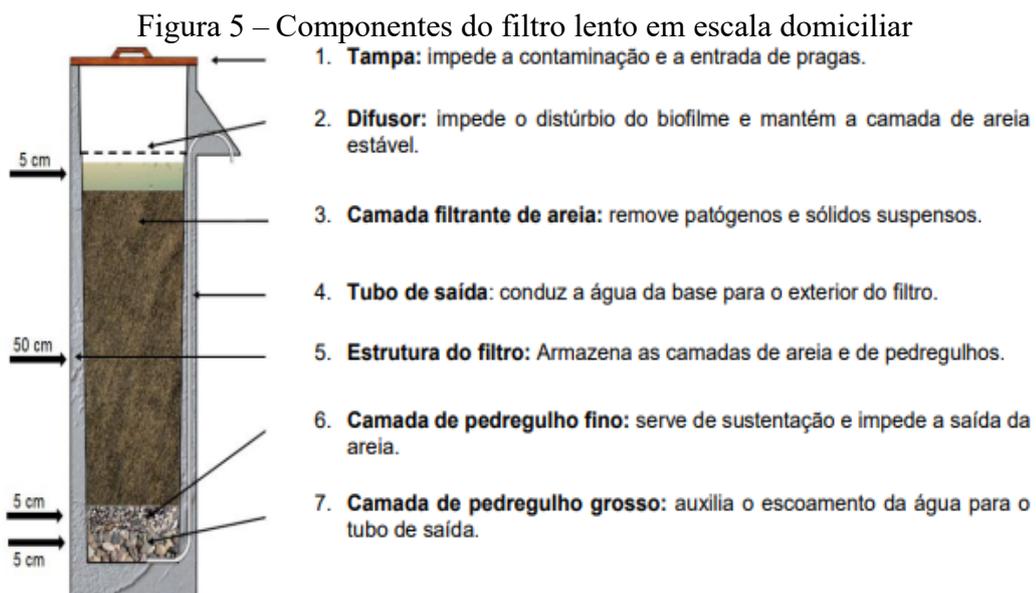
A escolha da tecnologia de tratamento de água para uma comunidade depende de alguns fatores, tais como a qualidade e a disponibilidade de água, aspectos socioeconômicos, área disponível e entre outros. A simplicidade na instalação, operação e manutenção, destacam o filtro lento de areia doméstico dos outros tipos de filtros (Maciel et al., 2018).

O filtro lento de areia doméstico (FLD), também conhecido como biofiltro de areia (BSF), foi desenvolvido pelo Dr. David Manz da Universidade de Calgary na década de 1990. O objetivo principal era criar um modelo de filtro eficiente, de baixo custo e compacto para o tratamento de água em comunidades desfavorecidas. O FLD foi baseado no conceito do filtro lento convencional, mas com algumas adaptações, como a utilização do filtro de acordo com a necessidade do usuário, ou seja, em regime intermitente (Freitas, 2017; Manz, 2004).

As modificações apresentadas no modelo do FLD permitem que ele seja facilmente transportado às comunidades isoladas, sem a necessidade de construção no local, viabilizando a transferência da tecnologia em comunidades com escassez de recursos e mão de obra (Freitas, 2017). O filtro lento possui a capacidade de melhorar a qualidade química e física da água, além da comprovada remoção de coliformes totais, *Escherichia coli* e *Cryptosporidium sp.* e *Giardia sp.*, entre outros patógenos (Guchi, 2015; Souza et al., 2020).

3.7.1 Concepção do filtro lento em escala domiciliar

A Figura 5 mostra o esquema do modelo proposto pelo *Centre for Affordable Water and Sanitation Technology* (CAWST), disponibilizado no manual “*Biosand Filter Manual, Design, Construction, Installation, Operation and Maintenance*”, o qual apresenta os componentes tradicionais do Filtro Lento Domiciliar (FLD) e suas respectivas funções.



Fonte: CAWST (2012)

Na Figura 5, é possível entender o processo de filtração de um filtro lento em escala domiciliar. O tratamento do FLD, assim como na filtração lenta convencional, ocorre a partir da associação de processos físicos, químicos e biológicos. Os principais mecanismos atuantes nesta tecnologia são: filtração, adsorção e atividade microbiológica (Jenkins et al., 2011). A produção de água de qualidade, através do FLD, se dá pelas relações entre as populações microbiológicas e os processos físico-químicos de separação (Nakamoto, 2014).

No início do processo de operação de um FLD, a camada filtrante de areia retém partículas maiores que seus vazios intergranulares, dando predominância à ação física de coar. Ao decorrer da filtração mais partículas ficam retidas e cada vez mais os espaços vazios no topo do leito filtrante são preenchidos, fazendo com que retenham, além de partículas, microrganismos. A presença dos microrganismos retidos e a presença de oxigênio permitem a formação de uma camada biológica aeróbia no topo da superfície da areia (CAWST, 2012; Freitas, 2017).

O *schmutzdecke* do filtro lento é formado por complexa comunidade Eucariota, Bacteriana e Arqueia, sendo a comunidade Eucariota dominada pelo filo *Cercozoa* (Wakelin et al., 2011; Maciel, 2018). Segundo CAWST (2010), a simples presença de uma camada biológica aumenta a eficiência de remoção de patógenos para até 99%. Isto acontece porque na camada biológica também há remoção dos microrganismos pelas diferentes competições microbianas, exercendo um papel importante na eficiência dos filtros lentos (Freitas, 2017).

Ao decorrer do tempo os materiais particulados acumulam-se no topo da camada filtrante e começam a diminuir a duração da carreira de filtração. Devido à colmatação e à relação com a carreira de filtração, quando o fluxo de água na saída do filtro estiver abaixo da demanda básica requerida pelo usuário, o filtro deverá ser limpo (Freitas, 2017).

Como forma de amenizar a colmatação de um FLD, alguns estudos apontam a escolha, ou não, de processos de pré-tratamento. Essa escolha depende da qualidade da água bruta, sendo uma adaptação necessária para reduzir valores de turbidez antes da etapa de filtração. Entre os métodos de pré-tratamento mais conhecidos, Yung (2003) citou o pré-filtro com granulometria maior e coagulação/floculação com produtos naturais (sementes de *Moringa oleifera*, por exemplo).

Nos filtros lentos convencionais a limpeza é realizada em três etapas: drenagem, raspagem e reinício. Primeiramente a operação do filtro é interrompida para drenagem da água do interior do filtro até que o meio filtrante fique exposto. Posteriormente, são retirados

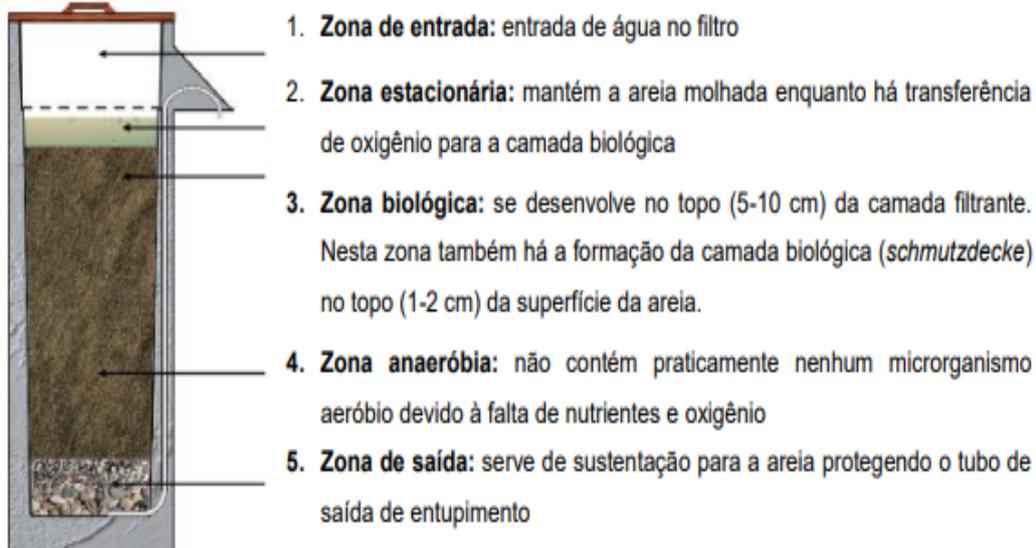
cerca de 5 cm da superfície do meio filtrante através do processo de raspagem. Por fim, a operação normal do filtro é retomada, todavia, a capacidade de remoção de microrganismos é reduzida (Manz, 2004; Di Bernardo, Sabogal Paz, 2008; Pizzolatti, 2014).

Uma vantagem dos filtros lentos em escala domiciliar, quando comparados com os convencionais, é que eles foram adaptados para que a limpeza fosse *in situ*. O procedimento consiste em agitar a superfície da areia para que os sólidos que estejam bloqueando o fluxo sejam desprendidos e coletados (Freitas, 2017). Além desse tipo de atividade não afetar a capacidade de remoção de microrganismos do filtro, o mesmo permite recuperar a taxa de filtração após a limpeza (Manz, 2004).

3.7.2 Operação de fluxo intermitente

O filtro lento em escala domiciliar, proposto no modelo disponibilizado no manual de CAWST (2010), pode ser dividido em cinco zonas compartimentadas, as quais possuem diferentes finalidades, conforme apresentado na Figura 6.

Figura 6 – Zonas compartimentadas dos filtros lentos em escala domiciliar



Fonte: CAWST (2010)

O FLD construído por Manz (2004) e CAWST (2010) foi projetado para ser utilizado conforme a demanda de uma residência. A operação em fluxo intermitente é conseguida por meio da modificação feita na extremidade de saída do filtro que mantém um nível mínimo d'água constante. Diferente do FLD, o filtro lento convencional não possui essa característica,

precisando ser operado em fluxo contínuo, já que se o fluxo precisar ser reduzido ou interrompido, a transferência de oxigênio é afetada, trazendo interferências na eficiência de remoção de patógenos feita pela camada biológica (Freitas, 2017).

Na operação em fluxo intermitente, o FLD é alimentado pelo usuário, dependendo do volume de vazios intergranulares e, devido à elevada carga hidráulica, a água é empurrada através do difusor para o topo do leito filtrante. A taxa de escoamento vai diminuindo ao longo do tempo, conforme o nível d'água no filtro desce à medida que ocorre o escoamento pelo leito filtrante. Por fim, quando o nível d'água for da mesma altura que a extremidade do tubo de saída, a água atinge o seu período de pausa, tempo necessário para que os processos físico-químicos e microbiológicos atuantes no *schmutzdecke* tratem a água (CAWST, 2010).

Ressalta-se que a configuração do FLD em fluxo intermitente reduz a dependência de energia elétrica e facilita a construção em comunidades isoladas onde a operação contínua, requisitada nos filtros lentos convencionais é muitas vezes inviável (Freitas, 2017).

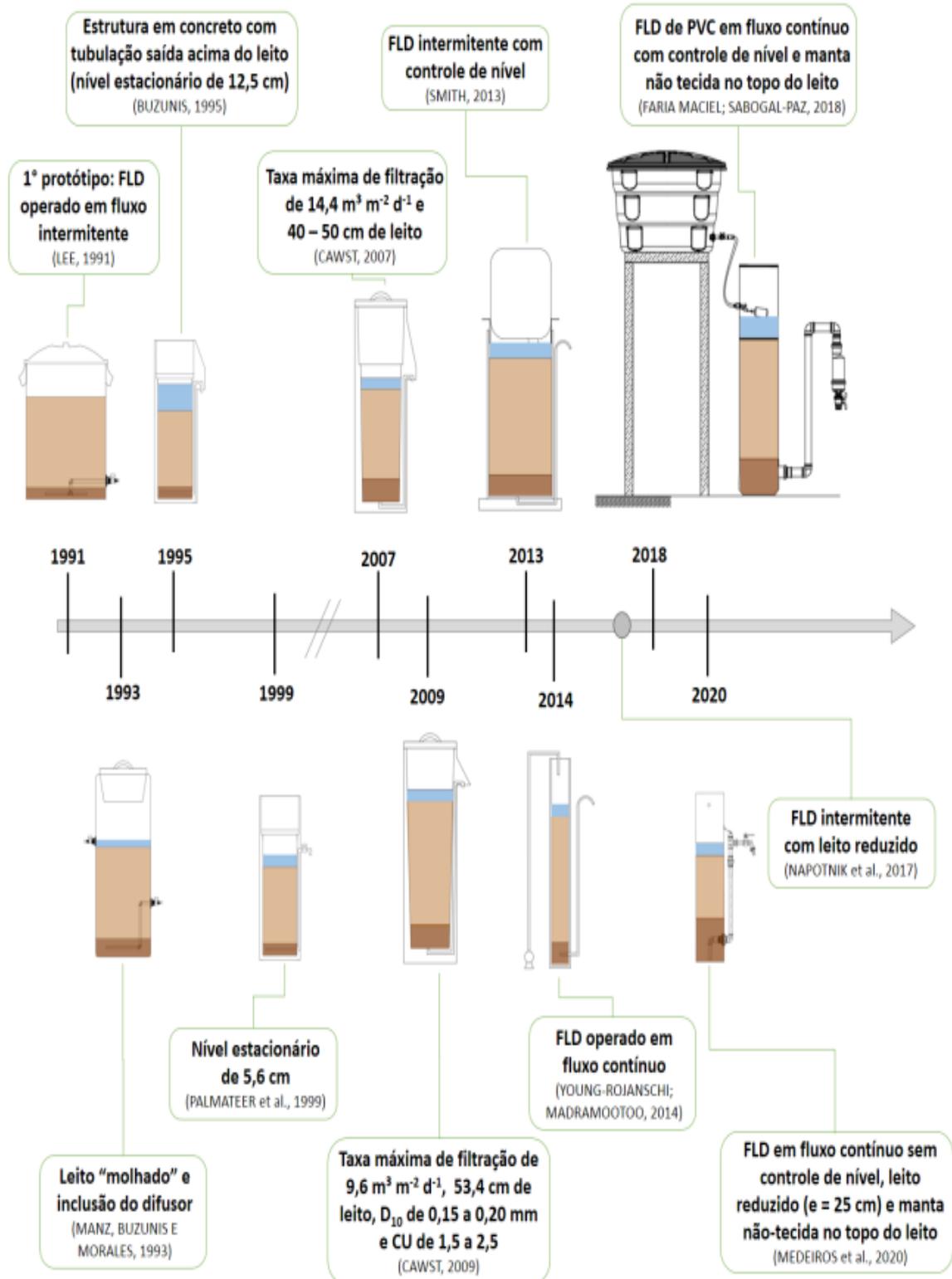
3.7.3 Contribuições na filtração lenta em escala domiciliar

Na década de 90, um grupo de pesquisa da Universidade de Calgary (Alberta, Canadá), coordenado pelo Dr. David Manz, foi pioneiro ao investigar e adaptar a tecnologia de filtração lenta convencional no contexto de tratamento domiciliar (CAWST, 2012; Lee, 1991). Além de possuir uma escala compactada, o FLD foi planejado de forma que sua operação fosse facilitada, podendo ser desempenhada pelo próprio usuário, para prover água com qualidade segura conforme a sua demanda (Freitas, 2021).

O primeiro protótipo de FLD foi desenvolvido e aplicado em uma comunidade rural nas Filipinas (Lee, 1991). Para a construção do corpo do filtro foram utilizados materiais disponíveis na comunidade e para o leito filtrante foram seguidas as especificações da areia recomendada para a filtração lenta convencional. O modelo foi desenvolvido para uma operação intermitente, não havendo placa difusora para que a água fosse introduzida sem causar distúrbio na camada biológica e nem tubo de saída elevado (Lee, 1991; Maciel, 2018).

A Figura 7 apresenta um histórico das principais contribuições na filtração lenta domiciliar (Freitas, 2021).

Figura 7 – Histórico das principais contribuições na filtração lenta domiciliar



Fonte: Freitas (2021)

Para dar continuidade ao trabalho anterior, em 1993 um protótipo de FLD de uso intermitente mais maduro foi elaborado para aplicação na Nicarágua. Nesse modelo se previu

o uso de uma placa difusora, para evitar o distúrbio da areia e da camada biológica. Para auxiliar a formação do *schmutzdecke*, os autores desenvolveram um procedimento com a abertura e o fechamento de dois registros, de modo que o leito filtrante permanecesse preenchido com água entre os intervalos de alimentação. A respeito do fim da carreira de filtração, o autor indicou a retirada de 1 cm do topo do meio filtrante, com duas ou três lavagens e retorno do material em seguida, permitindo a capacidade de filtração do protótipo (Manz et al., 1993).

Em 1995, foi construído por Buzunis, um FLD em concreto e seu formato passou a ser retangular, possuindo uma configuração que dispensava os registros implementados no modelo de Manz et al. (1993), pois possuía seu tubo de saída de água acima do topo do meio filtrante, permitindo a permanência de uma camada de água estacionária acima do meio filtrante. O autor relatou que o principal impasse do protótipo foi a posição da tubulação de saída, que fornecia um nível estacionário de 12,5 cm de água, assim, apontou-se que o nível poderia ser reduzido para aumentar a disponibilidade de oxigênio dissolvido (OD) no *schmutzdecke* (Buzunis, 1995).

No protótipo elaborado na pesquisa de Palmateer e colaboradores (1999), foram realizadas duas modificações no modelo elaborado por Buzunis (1995). A primeira foi o reposicionamento da tubulação de saída, para obter nível estacionário de 5,6 cm, ocasionando no aumento da disponibilidade de OD ao *schmutzdecke*. A segunda foi a adição de um pequeno furo na extremidade superior da tubulação de saída para reduzir os efeitos de sifonamento e um possível esvaziamento do filtro.

No ano de 2007, a organização humanitária canadense CAWST, publicou o manual “*Biosand Filter Manual, Design, Construction, Installation, Operation and Maintenance*”, documento constituído por práticas educacionais de construção, operação, manutenção e recomendações para FLDs, visando a otimização dos mesmos (CAWST, 2007).

A versão 9.0 do FLD de CAWST (CAWST, 2007) apontava as seguintes configurações de FLD: estrutura retangular, material de concreto, 10 cm de camada suporte de pedregulho, 40 a 50 cm de camada de areia fina, 5 cm de nível estacionário, difusor e tampa. No leito filtrante, recomendou-se que os grãos tivessem diâmetro efetivo (d_{10}) entre 0,15 e 0,30 mm e coeficiente de uniformidade (C_u) entre 1,5 e 3,0. O manual descreveu uma taxa de filtração máxima de $18 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{d}$, sugerindo que o período de pausa (momento em que a água parava de escoar e a nova alimentação) fosse de 1 a 48 h.

No ano de 2008, investigou-se a interferência de parâmetros operacionais sobre a camada biológica. Os autores apontaram que o diâmetro efetivo dos grãos de areia foi um dos parâmetros com maior interferência na eficiência dos filtros, indicando a possibilidade de redução do diâmetro efetivo da areia para aumentar o período de pausa e degradação microbiológica (Unger, Collins, 2008).

Na versão 10.0 do FLD em CAWST (2009), a diminuição do d_{10} da areia e a redução da taxa de filtração máxima foram observadas. O d_{10} foi reduzido para o intervalo de 0,15 a 0,20 mm, enquanto o C_u foi para 1,5 a 2,5, a taxa máxima de filtração para $9,6 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ e a espessura da camada filtrante aumentada para 53,4 cm. Relatou-se também a possibilidade de construção do filtro a partir de outros materiais além do concreto, como o plástico.

Segundo CAWST (2009), abordou-se sobre a importância da turbidez na qualidade da água afluyente, variável essencial para o bom desempenho dos FLD. Devido ao mecanismo de filtração lenta, esses filtros apresentam algumas limitações na remoção de sólidos e compostos orgânicos, portanto, a alta concentração de material em suspensão na água obstrui os vazios granulares, reduz as carreiras de filtração e aumenta a necessidade de frequência de limpeza (CAWST, 2009; Souza Freitas; Sabogal-Paz, 2019).

A atenção com relação ao valor da turbidez da água bruta foi abordada na versão 9.0 do manual de CAWST (2007), a qual recomendou-se a água afluyente tenha valores máximos de turbidez de 50 NTU. Quando em casos de indisponibilidade de águas menos turvas, a versão 10.0 do FLD do CAWST (2009) sugere realizar o pré-tratamento da água antes de inseri-la nos filtros. Em 2012, frisou-se a importância da realização de um pós-tratamento da água antes do consumo, principalmente durante o período em que a camada biológica ainda está se formando (CAWST, 2012).

O desenvolvimento de pesquisas que visavam a diminuição da taxa de filtração sem reduzir a quantidade diária de água filtrada foram estimulados. No estudo de Smith (2013), foi desenvolvido um filtro domiciliar intermitente com um dispositivo para controle de nível, constituindo-se de um reservatório de 20 L com tampa perfurada e disposição invertida, semelhante ao sistema de filtração usando galões de 20 L com água engarrafada. Nesse dispositivo, o nível d'água máximo é determinado pela distância entre a tampa perfurada e o topo da camada filtrante. O filtro possuía uma taxa de filtração era de $4,8 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ e seu nível máximo 7 cm. O modelo com taxa e nível reduzidos aumentou a retenção e degradação microbiológica, potencializando a eficiência do FLD (Smith, 2013).

Em 2014, avaliou-se um FLD operado continuamente por bombeamento. O estudo permitiu avaliar o potencial de eficiência dos filtros com diferentes estratégias de alimentação ao comparar filtros contínuos a filtros intermitentes, ambos produzindo o mesmo volume diário filtrado. A diferença de taxa de filtração expressiva entre os sistemas ($0,24$ e $16,6 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, respectivamente) foi parâmetro decisivo concluir que o FLD contínuo utilizado fosse mais eficiente que o intermitente, porém, ressaltou-se como limitação o uso da energia elétrica no filtro de fluxo contínuo (Young-Rojanschi; Madramootoo, 2014).

Diante de tal limitação, para eliminar a necessidade de energia elétrica, Faria Maciel e Sabogal-Paz (2018) substituíram o sistema de bombeamento utilizado para alimentar FLDs contínuos do estudo anterior, por sistema gravitacional, realizando a alimentação dos filtros por reservatórios elevados. O estudo foi pioneiro ao avaliar a eficiência de FLDs contínuos com e sem controle de nível, operados a $0,68 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$. Para controle do nível, utilizou-se uma boia acoplada na parede do FLD. Os resultados obtidos apontaram que o FLD com nível constante possuiu um amadurecimento mais rápido que a sua versão sem o controle de nível devido à maior disponibilidade de OD presente no *schmutzdecke*.

Ressaltou-se que o controle de nível auxiliou na retenção progressiva de partículas ao longo do leito e na diminuição da turbidez da água filtrada. Destacaram-se também os benefícios da instalação de mantas no topo do meio filtrante, como a retenção de impurezas, aumento da carreira de filtração, facilidade de remoção, lavagem e recolocação na unidade (Faria Maciel, Sabogal-Paz, 2018; Freitas, 2021).

Em 2017, Napotnik, Baker e Jellison avaliaram o efeito da redução da espessura do leito filtrante de um FLD. Comparou-se o modelo proposto por CAWST (2012), com duas unidades compactas de FLD construídas em baldes de 8 e 19 litros com 10 e 15 cm de espessura de leito filtrante, respectivamente. Os autores não observaram diferenças significativas entre as eficiências das unidades compactas e a do modelo no âmbito da remoção de turbidez e bactérias. Os filtros possuíam uma operação intermitente e foram alimentados com um volume de água correspondente ao volume de vazios de cada filtro, por conseguinte, os filtros compactos produziram diariamente menos água filtrada que o filtro modelo.

O estudo de Medeiros e colaboradores (2020) teve como principal objetivo avaliar a eficácia de pré-filtros dinâmicos de pedregulho, como pré-tratamento, para a clarificação de água destinada a filtros domésticos, formando um método denominado de Filtração em

Múltiplas Etapas (FiME). Os autores enfatizaram que a incorporação de uma camada de manta não tecida sobre o pedregulho potencializa a eficiência na redução de partículas dos sistemas de pré-filtração. Este pré-tratamento dispensou o uso contínuo de produtos químicos e energia elétrica, superando as principais limitações associadas ao uso de coagulantes. Contudo, esses sistemas requerem manutenções regulares, sobretudo em situações em que os afluentes apresentam altos níveis de turbidez.

Com o intuito de comparar a qualidade e a quantidade das águas filtradas, foram avaliados no estudo de Freitas (2021) dois modelos de FLD, um tradicional com 50 cm de leito e um compacto com 25 cm de leito, associados a etapas de pré-tratamento (sedimentação e filtração em mantas) e pós-tratamento (desinfecção com hipoclorito de sódio) para avaliar um sistema completo a nível domiciliar. Como resultados, considerando as etapas de pré-tratamento e pós-tratamento, os sistemas removeram $87 \pm 15\%$ de turbidez e $2,91 \pm 0,31$ log de *E. coli*, porém não elevaram as remoções de cistos e oocistos. A autora concluiu que a implantação de um sistema de tratamento com FLD compacto é executável, porém demanda pesquisas adicionais para produção de águas seguras livres de patógenos (Freitas, 2021).

3.7.4 Colmatação de filtros lentos

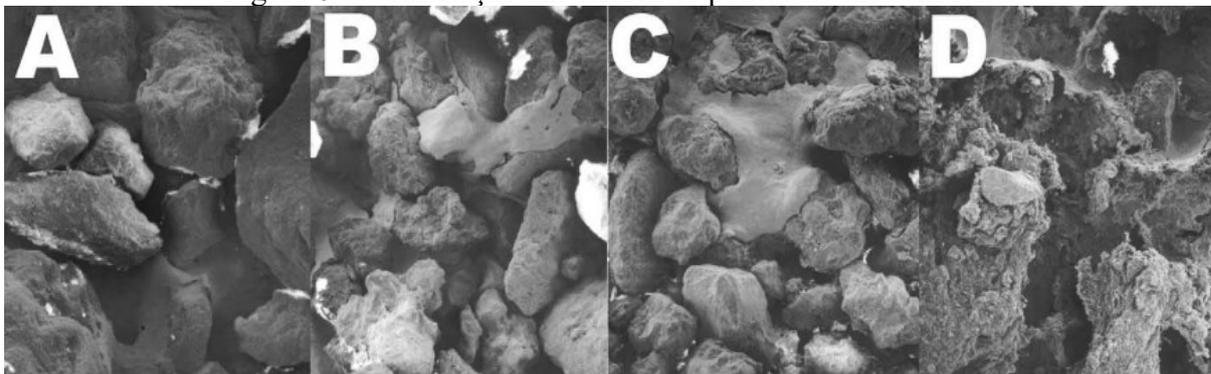
A colmatação ocorre devido ao preenchimento do espaço poroso do meio filtrante, e é percebida através da mudança da porosidade total (Soares et al., 2019). O processo pode ser observado a partir da redução do volume total dos poros causado pela deposição de partículas ou por sua percolação através do leito, ocasionando a redução da condutividade hidráulica do meio filtrante (Soares, 2015).

Segundo alguns estudos, a colmatação pode ser classificada em 4 categorias, sendo elas a colmatação física, química, biológica e mecânica (Lunardi, 2021; Martins, 2021; Puhl, 2021; Rinck-Pfeiffer et al., 2000; Soares, 2019). Independentemente do tipo de colmatação (físico, químico, mecânico ou biológico), o processo é conhecido, de forma geral, como o entupimento dos poros do meio filtrante. O resultado condiz com perda na permeabilidade do leito em função da obstrução dos vazios entre os grãos do meio filtrante (Remígio, 2011).

Segundo Rodgers et al (2004), em filtros lentos intermitentes a colmatação ocorre principalmente na superfície, devido ao desenvolvimento do biofilme que reduz a porosidade do leito filtrante. Na Figura 8 é possível observar como ocorre o processo de aderência da

matéria orgânica nos grãos de areia, vista através da microscopia eletrônica de varredura, sendo (A) areia limpa; (B) areia com profundidade de 0,07 m abaixo da superfície; (C) areia com profundidade de 0,02 m abaixo da superfície; (D) areia da superfície.

Figura 8 – Colmatação em diferentes pontos do meio filtrante



Legenda: (A) com areia limpa; (B), (C) e (D) após 806 dias de operação. Fonte: Rodgers et al. (2004)

Como abordado anteriormente, a colmatação é dividida por quatro diferentes categorias. A colmatação física ocorre pela retenção de sedimentos finos nas primeiras camadas do leito filtrante, obstruindo a passagem de água entre espaços vazios de um meio granular (Martins, 2021; Rosenberry; Pitlick, 2009; Soares; Pizzolatti, 2019). Quando o processo ocorre abaixo e no interior do local de desenvolvimento do biofilme, o equilíbrio da existência de microrganismos pode ser afetado, assim como a redução da condutividade hidráulica no meio (Rosenberry; Pitlick, 2009; Schubert, 2002).

A colmatação química ocorre quando a passagem do fluido no meio filtrante é comprometida devido ao acúmulo de material químico precipitado no leito poroso, o que ocasiona o processo (Martins, 2021). O processo acontece devido a algumas ocorrências, dentre elas composição natural do fluido (Yin et al., 2019; Zhangzhong et al., 2019); reações químicas entre as substâncias dissolvidas na água que percola o sistema e o leito filtrante (De Repentigny et al., 2019); produtos resultantes da atividade microbiológica (Wang et al., 2014); e adição de compostos químicos à água bruta (Chuang; LI, 1997).

O processo de formação e aprisionamento de bolhas no leito filtrante diminuem a condutividade hidráulica do meio poroso é compreendido como colmatação mecânica. As bolhas geradas no processo são normalmente formadas pela ação metabólica microbiana, como atividades metanogênicas e a decomposição de compostos nitrogenados (Lozada et al., 1994). Assim, quando um leito poroso possui uma má saturação no início de um experimento

envolvendo percolação, a dissolução e a liberação progressiva dos gases podem alterar significativamente os valores de condutividade hidráulica observados (Allison, 1947; Baveye et al., 1998; Christiansen, 1944).

Em filtros de escoamento descendente, o processo de colmatação biológica é observado principalmente nas camadas superficiais de leitos filtrantes, onde há maior retenção e acúmulo de sólidos. A camada biológica (*schmutzdecke*) é um componente essencial para a eficiência da remoção de patógenos, porém, existe um determinado tempo até a sua formação completa. Durante esse período, tanto a eficiência de remoção como o consumo de oxigênio aumentam à medida que a camada biológica cresce (Andreoli, 2020; CAWST, 2010).

A formação do *schmutzdecke*, conforme o processo de filtração avança, se dá na parte superior do meio filtrante. Essa camada biológica constitui-se de material sedimentado ou retido na superfície pelo processo de filtração, formado por uma mistura de algas, protozoários, diatomáceas, rotíferos e bactérias, os quais se aderem à superfície dos grãos, atuando na degradação e transformação da matéria orgânica e fornecendo nutrientes para os níveis tróficos do sistema (Haig et al., 2014). Além de ser uma barreira física adicional ao meio filtrante, o *schmutzdecke* sofre processos biológicos de tratamento como predação e degradação biológica (Huisman; Wood, 1974; Campos et al., 2002; Souza, 2020).

Ressalta-se que a colmatação biológica ocorre pela ação biológica dos mais diversos microrganismos, assim, o entupimento biológico é causado por biomassas impermeáveis e compostos não dissolvidos gerados de reações entre metabólitos microbianos e minerais presentes no meio filtrante, ocasionando o preenchimento dos espaços porosos pela retenção de partículas conforme a atuação e desenvolvimento do biofilme (Arnon et al., 2010).

3.8 PRESENÇA DE ALGAS NA ÁGUA BRUTA

Os processos básicos de separação mais comuns no tratamento de água, como sedimentação e filtração, sofrem uma sobrecarga significativa devido à presença de grandes concentrações de algas e subprodutos resultantes de sua degradação (Mello, 1998).

As diatomáceas, algas de grande tamanho, podem causar obstrução rápida das camadas superiores dos filtros, resultando na necessidade frequente de limpeza. Isso, por sua vez, reduz a capacidade de produção de água tratada. Por outro lado, pequenas algas como *Nitzschia*, *Synedra*, *Chlamidomonas*, *Euglena*, *Navicula* e *Phacus*, devido às suas formas,

tamanhos ou mobilidade, podem passar pelos filtros, o que acarreta problemas nos estágios posteriores de tratamento, comprometendo a qualidade da água consumida (Mello, 1998).

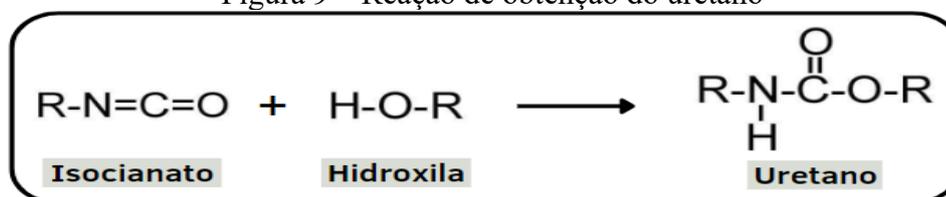
A presença de certas algas e seus subprodutos pode resultar em odores desagradáveis e sabor indesejável na água; promover o crescimento de microrganismos, resultando na deterioração da qualidade bacteriológica da água; produção de substâncias tóxicas que representam um problema de saúde pública; rápida obstrução dos filtros lentos, impondo a necessidade de limpeza mais frequente, causando redução na qualidade bacteriológica da água (Wegelin, 1991; Di Bernardo, 1993; Lacerda, 1997).

3.9 ESPONJA DE POLIURETANO

As esponjas de poliuretano são compostas por alguns elementos em sua estrutura molecular. Procede-se, aqui, a uma breve descrição desses elementos.

Em 1849, o químico Wurtz sintetizou os primeiros isocianatos alifáticos e descreveu a formação do uretano (–NHCO–O–), produto gerado a partir da reação química entre um grupo isocianato (–N=C=O) e um grupo hidroxila (–OH), conforme ilustrado na Figura 9.

Figura 9 – Reação de obtenção do uretano

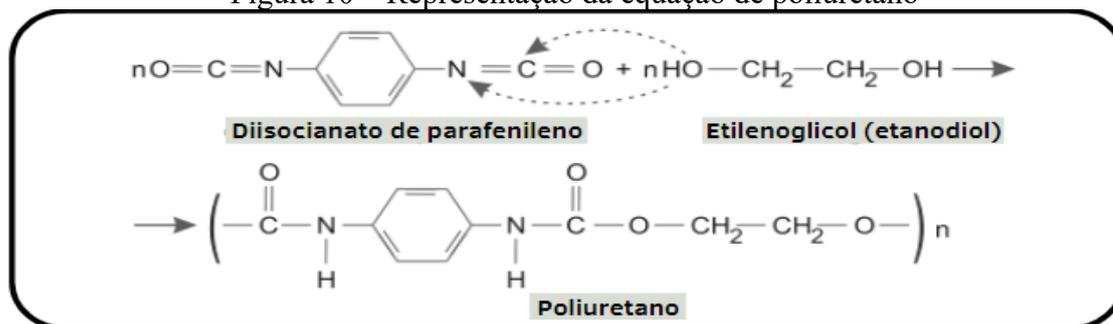


Fonte: a autora (2024)

A descoberta começou a ser aplicada comercialmente no século XX, quando Otto Bayer e colaboradores desenvolveram os primeiros polímeros de poliuretano. A partir da década de 50, iniciou-se a confecção de espumas diversas de poliuretano: flexíveis para colchões e acolchoados ou rígidas para aplicações técnicas (Pereira, 2010).

Os polímeros são substâncias formadas de macromoléculas que possuem mais de um monômero em sua estrutura, denominado de polímero de condensação (Isolani, 2010). Os poliuretanos são um grupo de polímeros de cadeia heterogênea formados na polimerização de vários poliésteres e poliéteres de baixa massa molecular, unidas por ligações covalentes pelo grupo uretano, conforme apresentado na Figura 10 (Ionescu, 2005; Mahmood et al., 2016).

Figura 10 – Representação da equação de poliuretano



Fonte: a autora (2024)

Observa-se na Figura 10 que esses polímeros possuem uma estrutura tridimensional muito complexa, com enorme versatilidade (Ionescu, 2005; Mahmood et al., 2016). O poliuretano é fabricado em condições que, além da reação de polimerização, ocorre também outra reação que libera gás no meio reacional. Tal reação faz o poliuretano avolumar e ficar cheio de bolhas em seu interior, produzindo o conhecido aspecto de espumas. Apesar de não haver eliminação de moléculas na polimerização que forma o poliuretano, esta é classificada como polímero de condensação (Isolani, 2010).

3.10 TESTES TOXICOLÓGICOS

Diante da expressiva concentração de substâncias tóxicas no meio ambiente, a toxicologia se revela como uma ferramenta crucial no processo de análise de impactos ambientais. Nesse contexto, ela se configura como um meio essencial para compreender e prevenir os efeitos decorrentes de certas substâncias, assim como para estudar sua interação com o ambiente circundante.

No fim da etapa de filtração, os resultados das análises físico-químicas da água podem estar em conformidade com as diretrizes de operação do filtro (CAWST, 2010), porém, a detecção de possíveis compostos tóxicos nos coagulantes naturais só será possível por meio de ensaios toxicológicos. A presença desses compostos pode prolongar o desenvolvimento da camada biológica, dificultando a transferência eficaz dos FLDs para as comunidades isoladas (Freitas, 2017).

Testes de toxicidade referem-se a ensaios conduzidos sob condições experimentais, sendo elas específicas e controladas, com o propósito de caracterizar poluentes, avaliar os

potenciais efeitos prejudiciais das substâncias e determinar seu grau de toxicidade sobre os organismos vivos (Costa et al., 2008; Muller, 2011).

Dessa maneira, esses estudos demonstram eficácia ao analisar os efeitos das interações entre misturas complexas de contaminantes presentes no efluente estudado, levando em consideração organismos de diferentes níveis tróficos. Assim, a combinação de bioensaios de toxicidade, juntamente com análises físico-químicas, são de suma importância para um monitoramento integrado das propriedades do efluente, visando avaliar seus impactos nos ecossistemas receptores (Gerber, 2017; Brandalise, 2018).

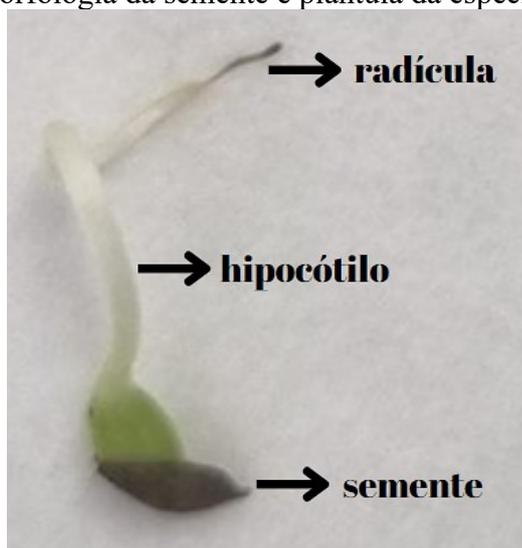
O tempo de exposição a uma substância pode classificar os efeitos em agudos ou crônicos. A exposição aguda envolve a liberação da concentração letal do composto tóxico em um único evento, com efeitos observáveis em mortalidade ou sobrevivência em um curto período. Por outro lado, a exposição crônica ocorre quando o composto é liberado periodicamente em concentrações subletais, manifestando efeitos prolongados no desenvolvimento, crescimento e reprodução ao longo do tempo (Costa et al., 2008).

Os testes de toxicidade aguda oferecem vantagens notáveis, incluindo rapidez, custo e a capacidade de comparar a toxicidade entre diferentes compostos em uma mesma espécie (Rand et. al., 1995)

3.10.1 Ensaio de toxicidade aguda com sementes de *Lactuca sativa*

O teste utilizando a espécie *Lactuca sativa*, conhecida como alface, é uma abordagem acessível que não requer equipamentos sofisticados. Sua execução é relativamente prática e rápida, permitindo a conclusão dos testes em alguns dias. Este teste avalia a fitotoxicidade de um composto ou de uma mistura, analisando a inibição da germinação, assim como medindo o alongamento das radículas e do hipocótilo, conforme apresentado na Figura 11.

Figura 11 – Morfologia da semente e plântula da espécie *Lactuca sativa*



Fonte: a autora (2024)

Por envolverem muitos processos fisiológicos, a germinação e o desenvolvimento inicial da plântula são estágios altamente sensíveis a fatores externos, portanto, contaminantes podem influenciar significativamente esses processos, principalmente nos primeiros dias, essenciais para a sobrevivência da espécie. A resposta da *Lactuca sativa* a esse teste é geralmente representativa de plântulas de outras espécies, fornecendo uma estimativa confiável dos efeitos de contaminantes em plantas próximas às margens de corpos hídricos (Sobrero; Ronco, 2004; Chan-Keb et al., 2018; OECD, 2016).

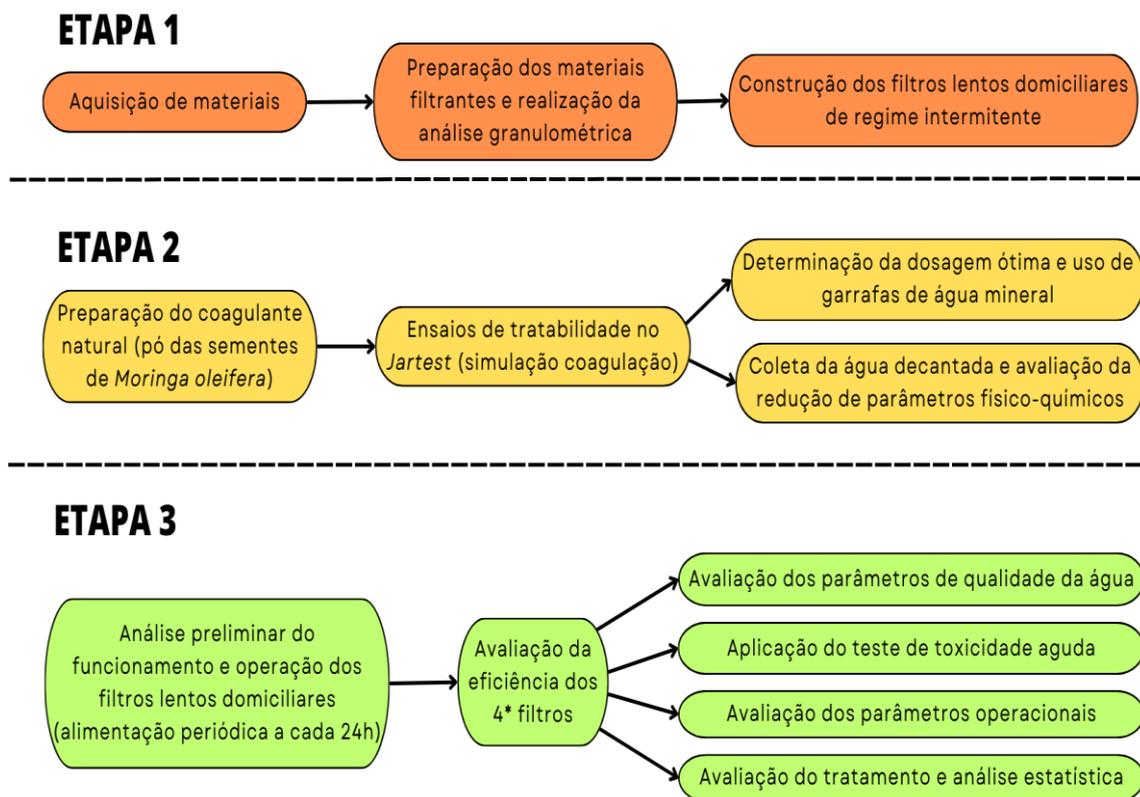
Segundo Sobrero e Ronco (2008), o teste de alongamento da radícula e hipocótilo destaca-se por sua capacidade de avaliar concentrações de contaminantes tão baixas que não chegam a inibir a germinação, apenas retardando o desenvolvimento da plântula. Devido a essas características é considerado como um indicador subletal altamente sensível para a avaliação da toxicidade de contaminantes em organismos vegetais.

Versáteis e aplicáveis em diversas situações, desde águas destinadas ao consumo humano à efluentes industriais, os ensaios com essas sementes apresentam a vantagem de serem eficazes mesmo quando submetidos a amostras com elevada cor e turbidez (Sobrero; Ronco, 2008).

4 MATERIAL E MÉTODOS

Para atingir os objetivos delineados neste estudo, procedeu-se inicialmente à aquisição dos materiais e o dimensionamento e a implementação dos sistemas de filtração lenta. Em seguida, foram realizados ensaios de tratabilidade para a determinação da dosagem ótima do coagulante, com vistas à utilização da adaptação proposta. Os filtros foram submetidos à avaliação com base nos parâmetros de controle estabelecidos na metodologia. Por fim, conduziu-se uma análise estatística dos resultados, buscando estabelecer comparações entre os filtros estudados. A Figura 12 apresenta as três etapas que foram desenvolvidas nesta dissertação, as quais serão detalhadas ao longo do tópico.

Figura 12 – Representação esquemática da metodologia



*4 Filtros:

FLI - Filtro lento de regime intermitente (controle)

FLIE - Filtro lento intermitente com esponja no topo do leito filtrante

FLICD - Filtro lento intermitente sem esponja + água decantada pelo coagulante

FLIECD - Filtro lento intermitente com esponja + água decantada pelo coagulante

Fonte: a autora (2024)

4.1 ÁREA DE ESTUDO

O estudo foi realizado na sede da Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), *Campus* Reitor João David Ferreira Lima, situada no bairro Trindade, no município de Florianópolis, com sua localização (27°36'04"S; 48°31'12"O) expressa na Figura 13a e Figura 13b.

Figura 13 – Localização da área de estudo



Legenda: (a) Município de Florianópolis, Estado de Santa Catarina; (b) Localização da UFSC; (c) Laboratório de Potabilização das Águas (LAPOÁ); (d) Lago de estudo. Fonte: Adaptado de Google Earth (2024)

A preparação dos materiais, a operação dos pilotos e a realização das análises e ensaios de tratabilidade simulados no *Jartest* ocorreram durante o período de julho a janeiro de 2024. A maior parte das análises foi conduzida nas instalações do Laboratório de Potabilização de Águas (LAPOÁ). No entanto, as análises de cor aparente, cor verdadeira, coliformes totais e *E. coli* foram realizadas no Laboratório Integrado de Meio Ambiente

(LIMA), enquanto os testes de toxicidade aguda foram realizados no Laboratório de Toxicologia Ambiental (LABTOX). Todos os laboratórios estão localizados no departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental (ENS) do Centro Tecnológico da Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), conforme ilustrado na Figura 13c.

A água utilizada nesse estudo é proveniente do lago localizado entre o Centro de Convivência e o Centro de Cultura e Eventos, da UFSC (Figura 13d), a qual foi coletada diariamente e levada até o laboratório de manipulação e dos pilotos do LAPOÁ, para realização das análises, ensaios de tratabilidade e alimentação das 4 unidades filtrantes.

4.2 DESCRIÇÃO DAS COLUNAS DE FILTRAÇÃO

A Tabela 2 apresenta a relação descritiva e quantitativa dos materiais utilizados para a construção de cada filtro.

Tabela 2 – Materiais utilizados na construção de uma unidade de filtração

	Item	Quantidade
Corpo do Filtro	Tubo PVC esgoto DN 100 mm	1 m
	CAP PVC esgoto DN 100 mm	1 un
	Anel de borracha DN 100 mm	1 un
	Tubo PVC esgoto DN 100 mm cortado – suporte difusor	5 cm
Tubulação de saída	Abraçadeira de <i>Nylon</i>	1 un
	Tela de <i>Nylon</i>	1 un
	Adaptador soldável com anel 20 mm	1 un
	Tubo soldável DN 20 mm	1 un
	União soldável DN 20 mm	1 un
	Joelho 90° soldável DN 20 mm	3 un
	Registro esfera soldável DN 20 mm	1 un
	Bucha de redução curta 25x20 mm	2 un
Tê soldável DN 25 mm	1 un	
Difusor	CAP DN 100 mm cortado e perfurado	1 un
Tampa	Recipiente	1 un
Suporte	Blocos de concreto	2 un
	Abraçadeira de <i>Nylon</i>	2 un

Fonte: a autora (2024)

As unidades de filtração foram montadas conforme o modelo proposto por CASWT (2009), sendo operadas em um regime intermitente de fluxo descendente. Todas as estruturas foram construídas com tubos de PVC, possuindo 1,0 m de altura, com diâmetro nominal (DN)

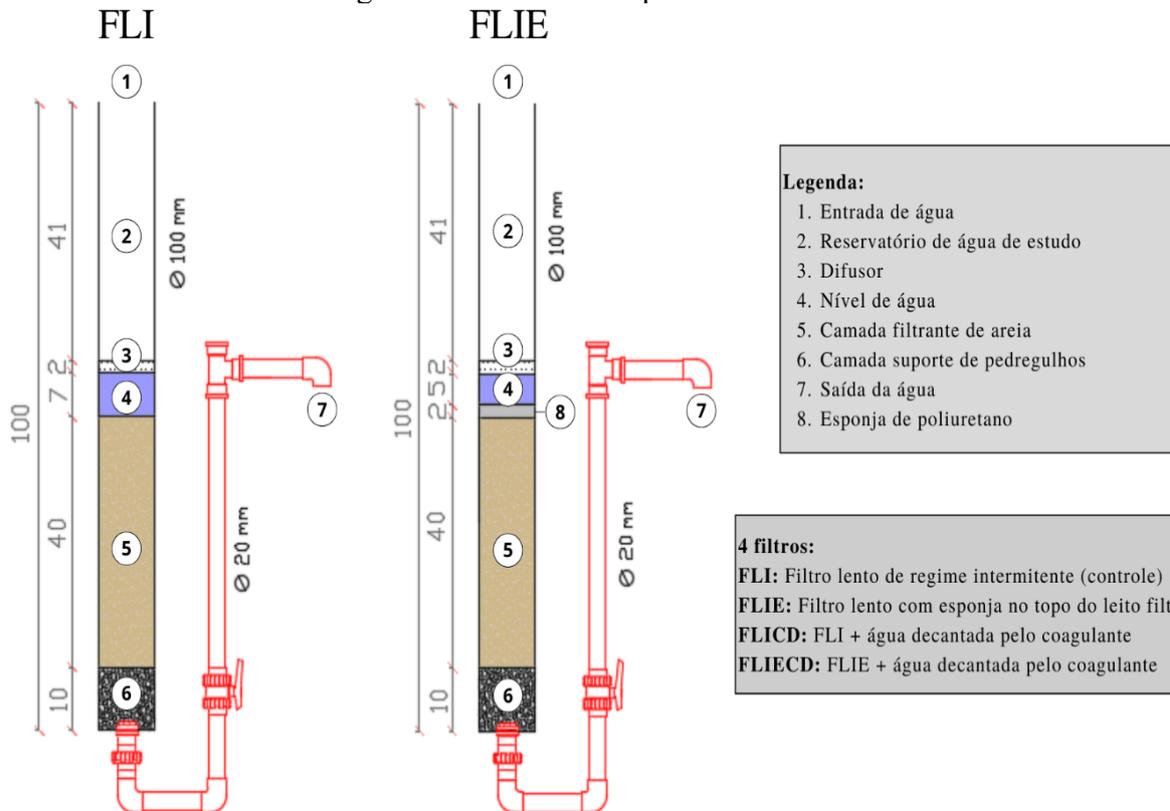
de 100 mm e diâmetro interno (DI) de 96,4 mm. Inicialmente, foi disposta uma camada suporte com 10 cm de altura, formada por pedregulhos do tipo pedra britada, limpa e seca em estufa, composta por três camadas, de 6,30 a 9,5 mm, 2,00 a 6,30 mm e 1,18 a 2,00 mm, com 4 cm, 3 cm e 3 cm de altura para cada granulometria selecionada, respectivamente. Em seguida, foi disposta a camada filtrante (areia), adotando 40 cm de altura, com diâmetro efetivo (d_{10}) de 0,33 mm, coeficiente de uniformidade (CU) de 1,55 e coeficiente de curvatura (CC) de 1,1.

A tubulação de saída dos filtros, a qual possui o papel de transportar a água filtrada da saída do filtro até o coletor, foi construída com tubos de PVC de 20 mm, sendo que no começo desta tubulação há uma tela de *Nylon* com objetivo de impedir a passagem dos pedregulhos na água filtrada coletada para análise. Os filtros foram alocados sobre blocos de concreto e instalados no Laboratório de pilotos do LAPOÁ, conforme ilustrado na Figura 16.

A diferença entre o *layout* dos quatro filtros, é que dois deles apresentam sobre a camada filtrante uma esponja de poliuretano e com 2 cm de espessura. O material foi adicionado nesses filtros com a função de realizar um pré-tratamento, coando as partículas maiores e consequentemente prolongando a duração da carreira de filtração, sendo também um ambiente propício para o desenvolvimento do *schmutzdecke*, a esponja é de fácil remoção e limpeza, facilitando o manuseio do usuário.

Desta forma, os dois filtros com esponja possuem acima da camada filtrante a esponja de 2 cm de espessura com mais 5 cm de lâmina d'água mínima, responsável pela proteção da camada biológica, além de mantê-la úmida. Já os outros dois filtros possuem 7 cm de lâmina d'água mínima acima da camada filtrante, como é possível observar na Figura 14.

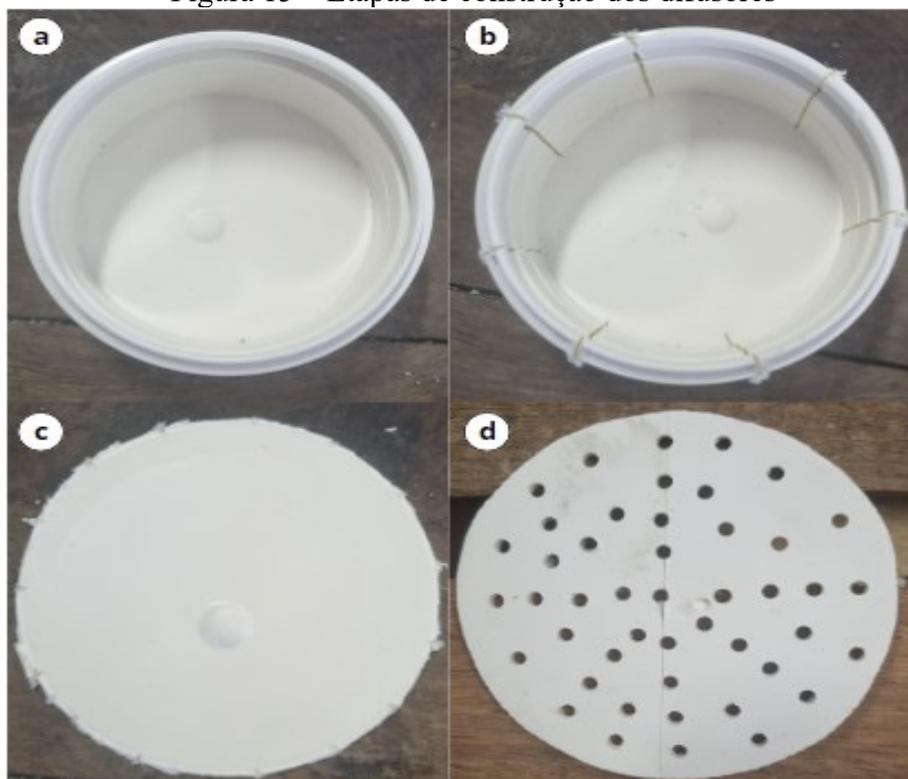
Figura 14 – Desenho esquemático dos filtros
 FLI FLIE



Legenda: Cotas em cm. Fonte: a autora (2024)

Por fim, nas quatro unidades há a presença de um prato difusor, fazendo com que a água de estudo escorra lentamente e de forma igualitária sobre a lâmina d'água, a fim de evitar a perturbação do *schmutzdecke*. A construção do material deu-se a partir do uso de um CAP DN de 100 mm, o qual foi cortado e perfurado, conforme apresentado na Figura 15.

Figura 15 – Etapas de construção dos difusores



Legenda: (a) CAP PVC esgoto DN de 100 mm utilizado; (b) Realização de cortes nas laterais do material; (c) Retirada das laterais; (d) Material chanfrado e perfurado. Fonte: a autora (2024)

Vale ressaltar que após a construção dos pilotos, antes da colocação das camadas filtrante de areia e de suporte, cada filtro passou pelo teste de estanqueidade, com intuito de verificar a existência de vazamentos. Os filtros foram enchidos com água potável e deixados 48h para verificar se não havia vazamentos. Após a execução do teste, realizou-se a colocação das camadas suporte e do material filtrante, onde os filtros foram alimentados com água potável, por um período de 17 dias (pré-aclimação), para lavagem do meio filtrante, remoção de impurezas e partículas finas provenientes da montagem dos filtros.

Figura 16 – Seis filtros montados no início da fase de análises



Fonte: a autora (2024)

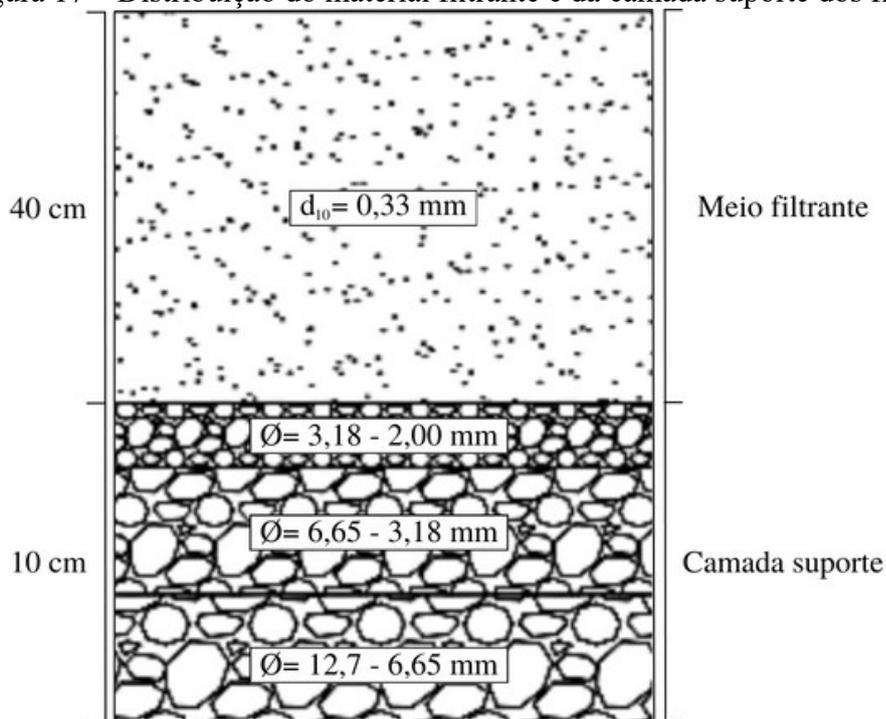
Conforme a Figura 16, inicialmente, foram instaladas seis unidades de filtração, mas duas delas pararam de operar após 23 dias, devido ao curto tempo de carreira de filtração, tornando inviável a continuação da operação de ambos os filtros. O problema ocorreu devido ao processo de pré-tratamento utilizado nos filtros FLICA (filtro lento intermitente e adição direta de coagulante) e FLIECA (filtro lento intermitente com esponja e adição direta de coagulante), o qual resultou na decantação de materiais particulados e, conseqüentemente, no entupimento precoce dos filtros devido ao material percorrer para os centímetros mais profundos do material filtrante. Tal ocorrido reforça a necessidade de realizar o processo de preparação da água decantada durante um intervalo de 24h (Figura 25), o qual não prejudica o desempenho do filtro e não ocasiona na colmatação precoce dos mesmos.

Apesar do breve período de carreira de filtração, observou-se uma diferença entre o filtro com e sem esponja. No entanto, essa disparidade não mostrou ser significativa, tornando inviável a continuidade das operações para ambos os filtros (FLICA e FLIECA).

4.3 PREPARAÇÃO DO MEIO FILTRANTE E CAMADA SUPORTE

Na estrutura dos pilotos, foi implementada uma camada filtrante com uma altura de 40 cm composta por areia, além de uma camada de suporte de 10 cm, formada por pedra britada subdividida em três camadas de diâmetros distintos, sendo a camada de menor granulometria a mais próxima do meio filtrante, conforme ilustrado na Figura 17.

Figura 17 – Distribuição do material filtrante e da camada suporte dos filtros



Legenda: Sem escala. Fonte: adaptado de Martins (2021)

A preparação dos materiais filtrantes (Figura 18) foi realizada a partir de quatro procedimentos: pré-peneiramento, lavagem, secagem e peneiramento. Seguindo as orientações da NBR 6457 (ABNT, 2016), lavou-se manualmente os agregados em pequenas porções em um balde utilizando água corrente, até que a água estivesse visualmente límpida e transparente, para posterior secagem.

Figura 18 – Seleção e preparação dos materiais da camada filtrante e camada suporte

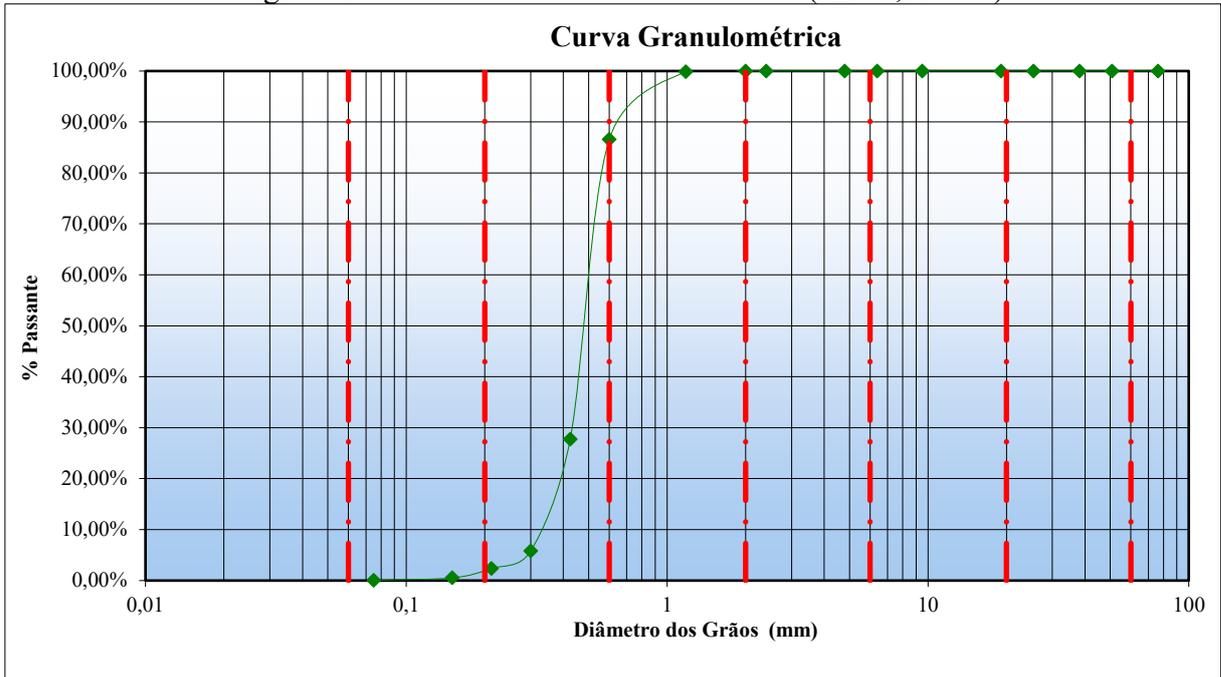


Legenda: (a) meio filtrante ($d_{10}= 0,33\text{mm}$); (b) pedregulhos (3,18 – 2,00 mm); (c) pedregulhos (6,65– 3,18 mm); (d) pedregulhos (12,7 – 6,65 mm). Fonte: a autora (2024)

Para a execução da análise granulométrica, utilizou-se um agitador de peneiras e peneiras granulométricas MESH/TYLER (Bertel) nas aberturas 2,0 mm, 1,18 mm, 0,85 mm, 0,60 mm, 0,425 mm, 0,25 mm, 0,15 mm e 0,075 mm conforme padronização da NBR 7181. Antes de iniciar a análise, foi realizada a limpeza e a pesagem das peneiras em uma balança de bancada e em seguida foram adicionadas 1000 g de amostra de areia para dar início ao processo de agitação durante 20 minutos a uma frequência de 5 Hz. Posteriormente, as peneiras contendo a amostra foram pesadas, selecionando a areia conforme a constituição desejada.

A partir dos dados obtidos na análise granulométrica foram obtidas as dimensões das partículas do solo e das proporções em que elas se encontram, sendo expressa, graficamente, pela curva granulométrica, conforme apresentado na Figura 19.

Figura 19 – Curva Granulométrica da Areia ($d_{10} = 0,33 \text{ mm}$)



Fonte: a autora (2024)

Conforme a curva granulométrica, foi possível determinar os dados de d_{10} e d_{60} e calcular o coeficiente de curvatura (Equação 1) e coeficiente de uniformidade (Equação 2) da amostra analisada.

$$C_C = \frac{(d_{30})^2}{d_{60} \cdot d_{10}} \quad (1)$$

$$C_u = \frac{d_{60}}{d_{10}} \quad (2)$$

Foi obtida uma amostra de areia com um diâmetro efetivo (d_{10}) de 0,33 mm, um coeficiente de uniformidade (CU) de 1,5 e um coeficiente de curvatura (CC) de 1,1.

Por último, o material da camada suporte, composta por 10 cm de pedra britada, a fim de evitar a perda do meio filtrante, foi limpo com água corrente e seco em estufa à 105 °C até a constância de massa (SOUZA, 2015).

4.3.1 Preenchimento da camada filtrante

Após a conclusão das etapas de construção dos filtros lentos, os materiais filtrantes e de suporte foram inseridos no interior dos filtros, como demonstrado de maneira ilustrativa na Figura 18 que apresenta a distribuição dos materiais.

De início, inseriu-se uma tela no fundo de cada coluna com diâmetro de abertura de aproximadamente 2 mm, a fim de impedir a passagem das pedras britadas pela tubulação de saída. Posteriormente, realizou-se o preenchimento da camada suporte em todos os pilotos até a altura de 10 cm, sendo inseridos o pedregulho grosso, o pedregulho fino e a areia grossa. A camada foi compactada por meio de batidas laterais na coluna, seguida da inserção de água destilada, com o objetivo de expelir o ar aprisionado no local.

A adição da areia foi feita em pequenas porções, as quais foram adicionadas lentamente, despejando-se a amostra de areia de uma altura mínima para evitar a segregação durante a queda. Em seguida, para minimizar os efeitos de densidade, tortuosidade e aprisionamento de bolhas de ar no meio filtrante, utilizou-se a metodologia específica descrita por Soares (2015) como base para o preenchimento da camada suporte e da camada filtrante, onde as laterais da coluna foram batidas e as camadas foram sistematicamente compactadas.

Dessa forma, foi possível obter uma densidade mais uniforme entre os pilotos, considerando que a densidade está relacionada à porosidade do meio filtrante (Di Bernardo; Sabogal-Paz, 2008).

4.4 COLETA DA ÁGUA BRUTA

A água bruta utilizada no experimento foi coletada manualmente em um ponto específico do lago localizado entre o Centro de Convivência e o Centro de Cultura e Eventos, da UFSC (Figura 20). Atualmente, a água deste lago não é utilizada para consumo humano, somente para paisagismo do Campus e como habitat de alguns animais, sendo um lago artificial e isolado, sem nenhuma ligação com outras fontes de água.

Figura 20 – Ponto de coleta da água bruta utilizada no experimento.



Fonte: adaptado de Google Earth (2024)

Foi documentado que o lago originalmente abrangia uma área de 77 m², com uma profundidade média de 1,5 metros. Destaca-se que o lago é alimentado por afloramento do lençol freático, garantindo a manutenção de um nível constante da água mesmo durante períodos climáticos extremos (Tavares, 1980; Cardoso, 2018).

Ao longo de sua história, o lago passou por intervenções, incluindo drenagens para o manejo de peixes e a realização de obras. Em 2009, uma construção de contenção foi executada, acompanhada pela instalação de um deck em suas margens, exigindo a drenagem completa do lago. Com a conclusão dessa obra, é plausível que as dimensões originais do lago tenham sido alteradas, assim como sua composição biológica (Cardoso, 2018).

A captação de água bruta foi feita diariamente, com o auxílio de galões limpos, fazendo a lavagem dos galões com a própria água bruta, realizando três repetições da lavagem antes da coleta. Em seguida, a água coletada era levada até o LAPOÁ dos pilotos, onde ocorreram a alimentação dos filtros e realização das análises físico-químicas e microbiológicas.

4.5 OPERAÇÃO DOS FILTROS LENTOS INTERMITENTES

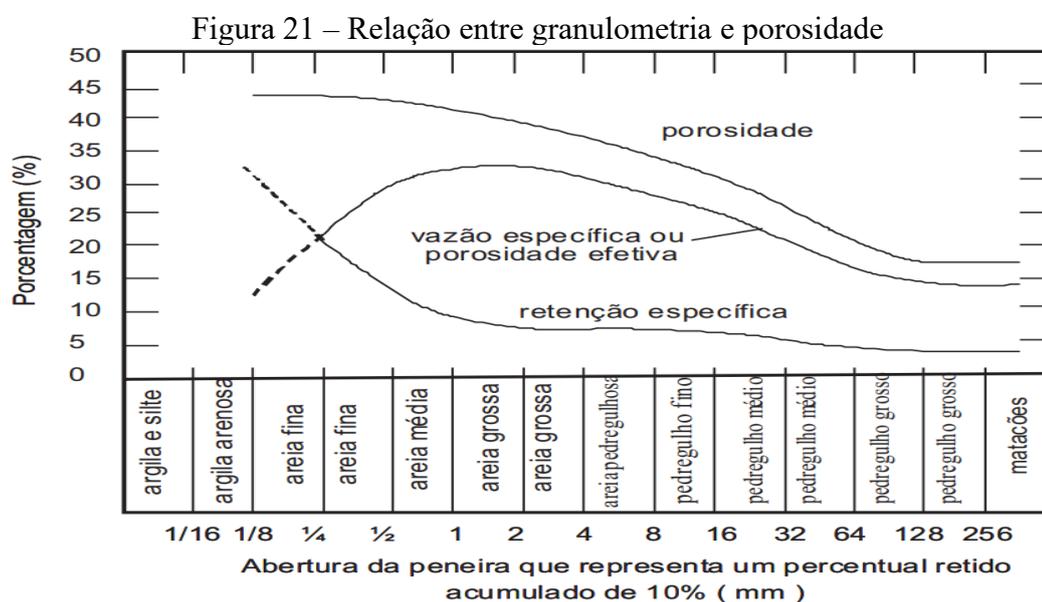
Os filtros lentos domiciliares de fluxo descendente foram operados de forma intermitente, sendo alimentados a cada 24 horas com 1,3 L de água bruta (FLI e FLIE) e

decantada (FLICD e FLIECD). Após um tempo de retenção dentro de cada coluna, a água filtrada era retirada com a inserção de um novo volume de água bruta.

Os filtros foram colocados em pré-operação, sendo alimentados com água potável por 17 dias. Durante este período, analisou-se todos os parâmetros, com exceção dos parâmetros de clorofila -a, coliformes totais e *E. coli*. Posteriormente entrou-se na etapa de operação, onde todos os parâmetros começaram a ser monitorados. Iniciou-se a atividade dos filtros no dia 13 de julho de 2023 com término no dia 13 de janeiro de 2024.

4.5.1 Determinação do volume de abastecimento dos filtros lentos

Inicialmente, para definir o volume de alimentação necessária dos filtros lentos foi preciso determinar o volume dos poros. A relação entre a granulometria e a porosidade efetiva é ilustrada na Figura 21, a qual utiliza o método proposto por Sens et al. (2006) para estimar a porosidade e porosidade efetiva dos materiais empregados nas colunas, com base no diâmetro efetivo (d_{10}).



A porosidade total foi determinada pela relação entre o volume de vazios e o volume total de um sedimento, podendo ser expressa como uma fração decimal ou porcentagem. Isso ocorre porque o volume total do sedimento é dividido entre a porção sólida e os espaços vazios (Freeze; Cherry, 1979; Martins, 2021).

A porosidade específica descreve a relação entre o volume dos poros interconectados e o volume total. Embora seja mais difícil de ser medida, essa porosidade é crucial para entender o processo de retenção de partículas. Ela indica a quantidade de vazios intersticiais abertos que realmente permitem a deposição de partículas do fluido, tornando-se fundamental para a interpretação desse processo (Di Bernardo; Sabogal Paz, 2008; Martins, 2021).

Conforme mencionado por Cleary (1989), a porosidade efetiva refere-se exclusivamente aos poros interconectados que permitem o fluxo de água em meio saturado. Essa definição exclui as zonas mortas em poros inacessíveis, que não contribuem para a retenção de partículas.

Portanto, a partir da Figura 21, considerou-se um valor de 44% de porosidade total e a altura de 40 cm de meio filtrante das unidades de filtração utilizadas, foi possível definir o valor do volume dos poros utilizando as Equações 3 e 4.

$$Ab = \pi . r^2 \quad (3)$$

$$V = Ab . h . 0,44 \quad (4)$$

onde:

V = volume dos poros (m³);

Ab = área da base (m²);

h = altura do meio filtrante (m);

π = pi (3,14);

r = raio (m).

A partir da determinação do volume de poros foi estabelecida uma alimentação diária de 1,3 L de água de estudo e um período de intermitência de 24 horas.

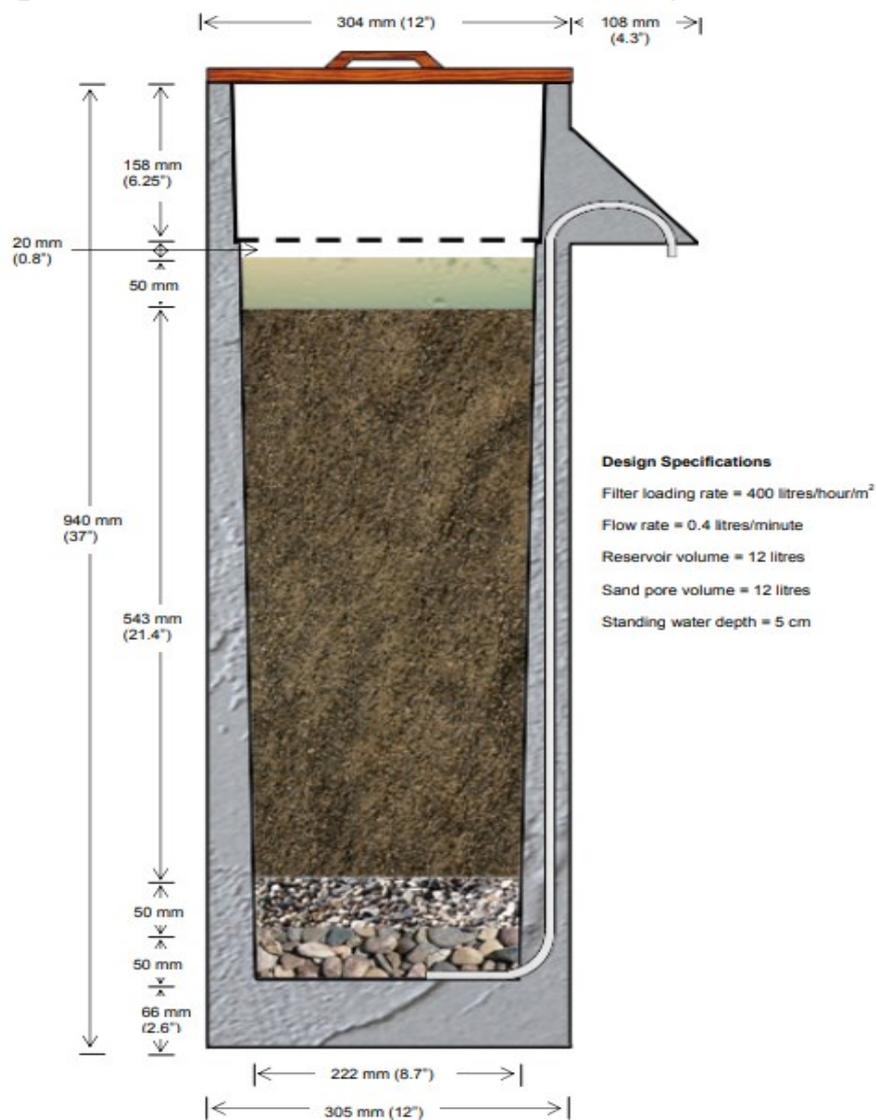
4.5.2 Limpeza e manutenção dos filtros lentos

De acordo com a versão nº 10 da CAWST (2012), a vazão recomendada para o filtro é de cerca de 400 mL/min quando o reservatório estiver cheio, sendo importante não exceder uma vazão de 450 mL/min, pois isso pode resultar na passagem de patógenos através das

camadas do filtro com muita rapidez, impedindo a remoção adequada de microrganismos. Por outro lado, uma vazão abaixo de 300 mL/min pode garantir a eficácia do filtro na remoção de contaminantes, mas pode ser inconveniente para o usuário, devido ao tempo prolongado necessário para a produção de água tratada.

Ressalta-se que os valores apontados pela CAWST estão relacionados com a área de filtração do filtro reportado pelo manual, sendo necessário um ajuste para a área dos filtros estudados, conforme apresentado na Figura 22.

Figura 22 – Modelo do *Biosand Filter* desenvolvido pela CAWST



No presente trabalho foi estabelecido que a limpeza seria realizada seguindo as orientações fornecidas pela CAWST (2012), adaptando a metodologia de acordo com

proporção dos filtros instalados no LAPOÁ, já que os mesmos possuem uma área e, consequentemente, uma vazão menor que a reportada pelo modelo do manual da CAWST.

Sendo assim, estabeleceu-se que a vazão ajustada para as unidades de filtração desta pesquisa seria de cerca de 45 mL/min quando o reservatório estiver cheio, não excedendo uma vazão de 50 mL/min e não tendo uma vazão abaixo de 30 mL/min.

Para realizar a limpeza dos filtros, foi adotado o método convencional de raspagem. Era realizada a remoção do prato difusor e o sobrenadante era sifonado para fora do filtro com o auxílio de uma mangueira, seguida da raspagem dos 5 primeiros centímetros do meio filtrante. O meio filtrante era nivelado, o prato difusor recolocado no suporte e a água de estudo adicionada até o nível de saída da água filtrada.

Durante a operação dos filtros, constatou-se que a capacidade hidráulica dos filtros sem esponja, destacando o FLI, que não possuía nenhum tipo de pré-tratamento, não se reestabelecia. Diante dessa situação, tomou-se a decisão de aumentar a fração de raspagem do meio filtrante em mais 2,5 cm, a partir da 8ª carreira do FLI (18/09/2023) e 6ª do FLICD (10/10/2023). Essa medida visava realizar uma limpeza mais profunda, com o objetivo de evitar a redução nas carreiras de filtração dos filtros em questão.

Para os filtros com a esponja, realizou-se a limpeza do filtro por meio da compressão e liberação da esponja em 5 recipientes consecutivos contendo 350 mL de água. Essa compressão ocorreu ao trocar a esponja de um recipiente para outro, realizando movimentos sucessivos, e posteriormente a mesma era recolocada nos filtros que a contêm.

4.6 ACOMPANHAMENTO DA MORINGA OLEIFERA

A *Moringa oleifera* utilizada foi plantada no município de São José - Santa Catarina e seguiu um acompanhamento até o uso das suas sementes (coagulante natural), conforme apresentado na Figura 23.

Figura 23 – Acompanhamento do ciclo de vida da *Moringa oleifera* utilizada



Legenda: (a) Plantio das sementes; (b) Crescimento da plântula; (c) Transferência da muda para um vaso maior; (d) Flores; (e) Vagens; (f) Vagens maduras e sementes de *Moringa oleifera*. Fonte: a autora (2024)

As sementes de *Moringa oleifera* foram plantadas no dia 8 de março de 2021 e entraram em período de germinação (Figura 23a). No dia 21 de março de 2021, a plântula começou a crescer a partir das sementes plantadas (Figura 23b).

Posteriormente, a plântula foi transferida para um vaso maior, com o objetivo de permitir o seu desenvolvimento em uma pequena árvore, conforme apresentado na Figura 23c. Em seguida, essa pequena árvore foi transplantada no solo, a fim de auxiliar no seu crescimento e fornecer espaço e nutrientes necessários para o seu desenvolvimento.

Depois de um período de 11 meses, a árvore atingiu um tamanho médio e, nesse ponto, as flores começaram a surgir (Figura 23d). As flores cresceram em cachos nas pontas dos ramos e foram polinizadas. Após a polinização, as flores deram origem a vagens que contêm as sementes de *Moringa oleifera*.

Em dezembro de 2022, observou-se, ainda na fase reprodutiva, em que a planta produz flores e sementes, que algumas vagens começaram a aumentar em comprimento

(chegando a medir entre 30 e 60 centímetros) e ficaram mais espessas do que antes (Figura 23e).

No mês de março de 2023, após o amadurecimento das vagens da *Moringa oleifera*, ocorreu a mudança de coloração das mesmas, passando do verde para o marrom claro, e começaram a se abrir naturalmente, liberando as sementes, conforme apresentado na Figura 23f. As vagens foram coletadas e as sementes foram retiradas cuidadosamente, possuindo diferentes tamanhos (Figura 24) para posterior uso do coagulante natural.

Figura 24 – Diferentes tamanhos das sementes de *Moringa oleifera*.



Fonte: a autora (2024)

4.7 ENSAIOS DE TRATABILIDADE

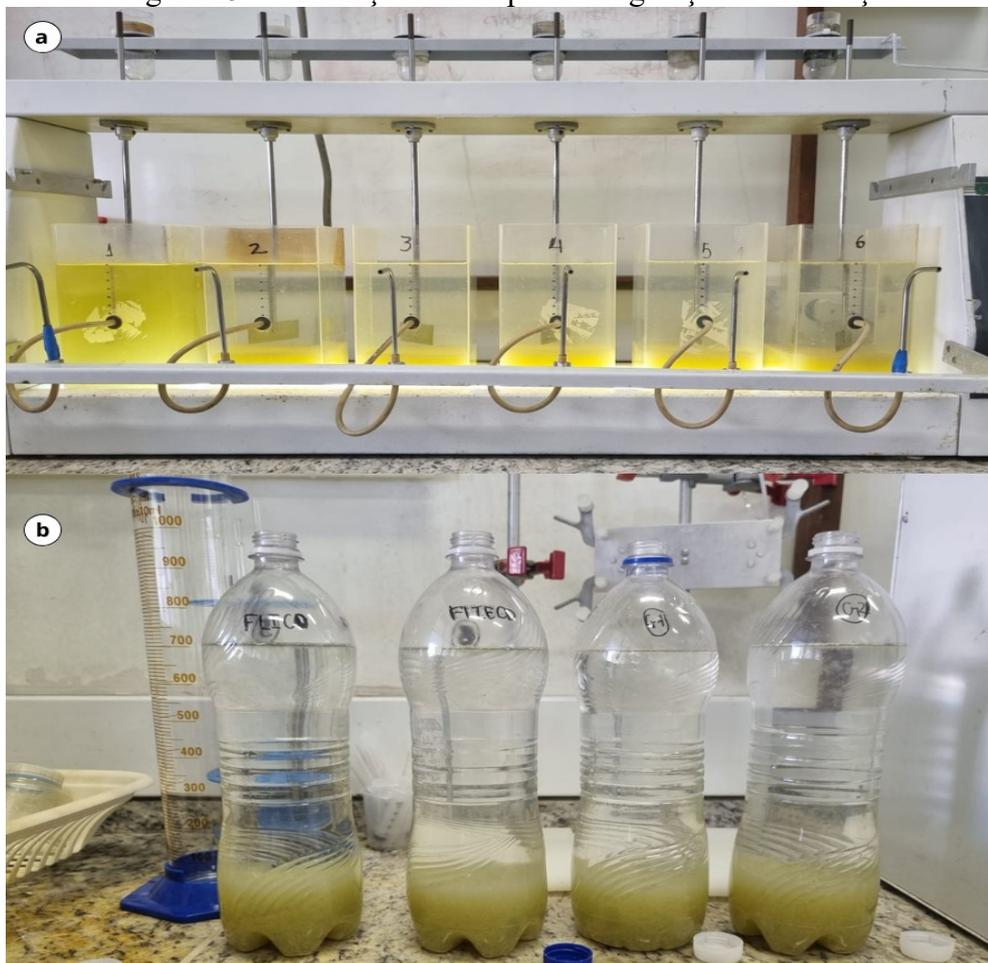
Os ensaios de tratabilidade foram realizados no equipamento *Jartest*, seguindo orientações da metodologia de Di Bernardo, Dantas e Voltan (2011), com algumas adaptações. De início, foram realizadas simulações da etapa de coagulação (mistura rápida) no equipamento, para posterior decantação da água durante 24 h, visando utilizar esta água decantada na alimentação do FLICD e FLIECD.

O *Jartest* não foi utilizado diariamente após a iniciação da operação dos filtros lentos intermitentes, já que o objetivo desta simulação, no presente trabalho, foi de determinar a dosagem ideal para a remoção de turbidez da água bruta, tornando-a adequada para posterior alimentação dos filtros mencionados (CAWST, 2012).

Após a determinação da dosagem ideal do coagulante no *Jartest* (Figura 25a), adaptou-se a etapa substituindo o equipamento por garrafas de água mineral, a fim de trazer uma técnica viável para comunidades isoladas (Figura 23Figura 25b). Portanto, as garrafas foram preenchidas com a água bruta e utilizou-se o valor da melhor dosagem do coagulante

nas mesmas, agitando-as com movimentos circulares e deixando a água decantar, para posterior alimentação do FLICD e FLIECD.

Figura 25 – Simulações da etapa de coagulação e decantação



Legenda: (a) Simulações no Jarrest; (b) Simulações nas garrafas de água mineral.
Fonte: a autora (2024)

4.7.1 Preparação do coagulante natural

O coagulante natural (sementes de *Moringa oleifera*) foi coletado na região de São José/SC e testado em pó. Primeiramente, foi realizada a colheita das vagens já maduras e secas. Em seguida, as sementes foram limpas e descascadas manualmente, utilizando somente os caroços presentes nas sementes, com a ausência da casca (Ndabigengesere et al., 1995).

Para dar continuidade na preparação do coagulante em pó, utilizou-se a metodologia indicada por Miller et al. (2008), com algumas adaptações. Nesta etapa, os grãos foram triturados em um liquidificador e o pó resultante passou por um peneiramento, até obter

partículas de aproximadamente 1 mm de diâmetro e armazenadas em um recipiente hermético por até um mês.

Ressalta-se que o pó obtido foi utilizado nos ensaios no *Jartest* e adaptações com as garrafas de água mineral, para posterior alimentação dos filtros com a água decantada (FLICD e FLIECD). A Figura 26 apresenta, em maiores detalhes, os procedimentos de preparo do coagulante em pó utilizado neste trabalho.

Figura 26 – Procedimentos do preparo do coagulante natural em pó



Legenda: (a) Vagens maduras e secas; (b) Retirada das sementes das vagens; (c) Sementes descascadas manualmente; (d) Trituramento das sementes; (e) Pencimento; (f) Pó resultante. Fonte: a autora (2024)

4.8 PARÂMETROS DE CONTROLE

Para monitorar a eficiência dos filtros lentos foram realizadas coletas da água bruta, decantada e filtrada, e analisadas nos laboratórios localizados no Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFSC. Os parâmetros monitorados nessa pesquisa foram divididos em qualidade da água, toxicológico e operacional.

4.8.1 Parâmetros de qualidade da água

De acordo com o objetivo do trabalho, para analisar o desempenho dos filtros, definiram-se os parâmetros de qualidade de água, unidade, equipamentos utilizados e a frequência de cada análise (Tabela 1). Alguns dos parâmetros avaliados das águas em estudo estão presentes na Portaria GM/MS nº 888/2021 (Brasil, 2021), que altera a Portaria de Consolidação nº 5/2017, Anexo XX, que dispõe sobre a qualidade de água para consumo humano e seu padrão de potabilidade.

Os procedimentos para realização das análises foram seguidos de acordo com as metodologias descritas no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA; AWWA; WEF, 2005). As análises de cor aparente, cor verdadeira, coliformes totais, *E. coli* foram realizadas Laboratório Integrado de Meio Ambiente (LIMA), enquanto a turbidez, oxigênio dissolvido (OD), temperatura, condutividade elétrica, sólidos totais dissolvidos, pH e clorofila -a foram analisadas no laboratório de manipulação do LAPOÁ.

Tabela 3 – Frequência de monitoramento dos parâmetros de qualidade da água

Parâmetro	<i>Unidade</i>	<i>Equipamento</i>	<i>Frequência</i>
Turbidez	NTU	Turbidímetro HACH 2100N	diária**
Oxigênio Dissolvido	mg/L	Sonda HACH multiparâmetros-HQ40d	diária*
Temperatura	°C	Sonda HACH multiparâmetros-HQ40d	diária*
Condutividade elétrica	µS/cm	Sonda HACH multiparâmetros-HQ40d	diária*
Sólidos totais dissolvidos	mg/L	Sonda HACH multiparâmetros-HQ40d	diária*
pH	-	pHmetro ATHA	diária*
Cor aparente	uH	Espectrofotômetro HACH DR 3900	diária*
Cor verdadeira	uH	Sistema de filtração e Espectrofotômetro HACH DR 3900	3x na semana
Clorofila-a	µg/L	Extração em etanol - espectrofotômetro HACH DR 3900	semanal
Coliformes totais	NMP/100 mL	COLILERT®	À cada 2 semanas
<i>Escherichia coli</i>	NMP/100 mL	COLILERT® + Luz UV	À cada 2 semanas

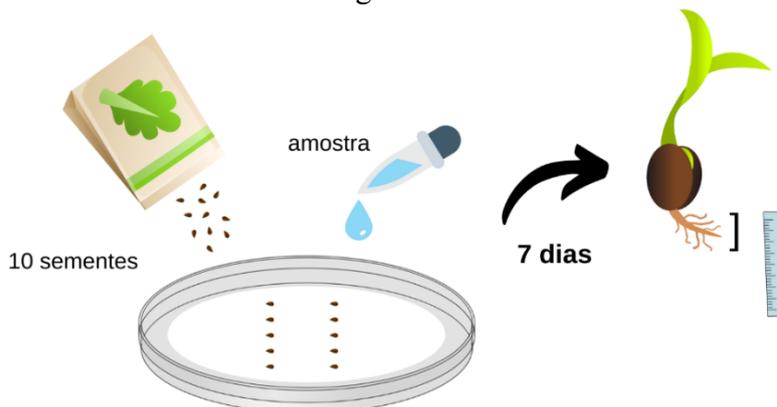
Legenda: *Frequência não inclui finais de semana e feriados; **Frequência inclui finais de semana e feriados.

Fonte: a autora (2024)

4.8.2 Parâmetros toxicológicos

No ensaio de toxicidade, foi utilizado como organismo teste sementes de alface (*Lactuca sativa*), adquiridas comercialmente. A metodologia seguiu a representação as Regras para Análise de Sementes – RAS (Brasil, 2009), conforme ilustrado na Figura 27.

Figura 27 – Teste de toxicidade aguda em sementes de alface *Lactuca sativa*



Fonte: a autora (2024)

Os testes foram realizados em triplicata por cada grupo (controle e amostras), com todas as concentrações em 100%. Foram dispostas inicialmente 10 sementes de alface em cada placa de Petri, com papel filtro quantitativo já pesados, e adicionados 4,05 mL de água ultrapura (controle) e das amostras analisadas, sendo essas dispostas a 20 °C durante um período de 7 dias (168h). As amostras permaneceram no mesmo local, com alternância de luminosidade, para eventual crescimento natural das sementes. Após esse período, as sementes de *Lactuca sativa* foram analisadas em relação a sua germinação (Figura 28).

Figura 28 – Teste toxicológico com sementes de alface (*Lactuca sativa*).



Legenda: (a) Preparação das placas de petri; (b) Sementes de alface utilizadas; (c) Papel filtro quantitativo; (d) Pesagem do papel filtro; (e) Disposição das sementes e amostras nas placas de Petri.
Fonte: a autora (2024)

Com base nos dados obtidos nas análises, foram calculados o Índice de Crescimento Radicular (ICR) e o Índice de Germinação (IG) por meio das seguintes equações 5 e 6.

$$ICR = \frac{CRA}{CRC} \quad (5)$$

$$IG = ICR \times \frac{SGA}{SGC} \times 100 \quad (6)$$

onde:

ICR= Índice de crescimento radicular;

CRA= Comprimento da radícula na amostra;

CRC= Comprimento da radícula no controle (negativo);

IG= Índice de germinação;

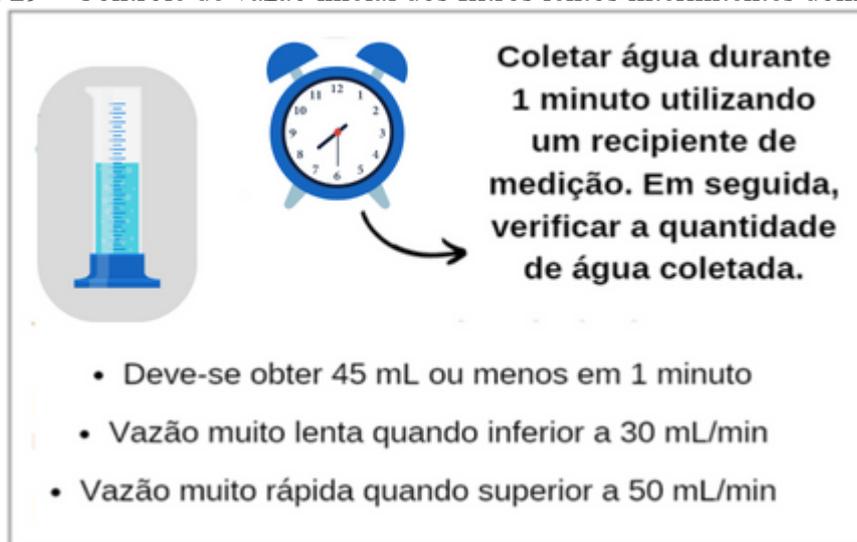
SGA= Número de sementes germinadas na amostra;

SGC= Número de sementes germinadas no controle (negativo).

4.8.3 Parâmetros operacionais

A vazão inicial dos filtros foi aferida volumetricamente, seguindo as recomendações de CAWST (2012), conforme ilustrado na Figura 29. Com auxílio de uma proveta e um cronômetro, foi possível averiguar se o valor da vazão não era inferior a 30 mL/min, tornando-se necessária a realização da limpeza dos filtros, assim, finalizando uma carreira de filtração (intervalo entre uma limpeza e outra).

Figura 29 – Controle de vazão inicial dos filtros lentos intermitentes domiciliares



Fonte: a autora (2024)

4.9 ANÁLISE ESTATÍSTICA

Os dados coletados foram submetidos a uma análise estatística utilizando o software Minitab® 15. Os conjuntos de dados obtidos foram avaliados quanto a sua normalidade pelo teste de Shapiro-Wilk. Em seguida, os parâmetros foram avaliados por meio da análise descritiva e aplicação da Análise de Variância (ANOVA), seguido de comparações múltiplas através do método Tukey, com um nível de confiança de 95%.

No método de Tukey, os resultados são apresentados na forma de conjuntos de intervalos de confiança para a diferença entre pares de médias. O método utiliza os intervalos para determinar se as médias das amostras são estatisticamente diferentes com base em:

- Se o intervalo não incluir zero, indica uma diferença estatisticamente significativa entre as médias correspondentes.
- Se o intervalo contiver zero, sugere que a diferença entre as médias não é estatisticamente significativa.

A água filtrada pelos sistemas foi avaliada em termos de parâmetros de qualidade e operação. Através da análise, foi possível determinar se os filtros são estatisticamente similares ou diferentes em relação aos parâmetros avaliados.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Para atingir os objetivos delineados neste estudo, procedeu-se, inicialmente, às simulações da etapa de coagulação (mistura rápida) no *Jartest*, o procedimento teve como intuito verificar a viabilidade da aplicação do coagulante proposto, visando determinar a dosagem ótima e sua adaptação (decantação em garrafas pet de água mineral).

Posteriormente, realizou-se o dimensionamento e a implementação dos sistemas de filtração lenta, sendo estes avaliados com base nos parâmetros de controle estabelecidos na metodologia. Por fim, efetuou-se uma análise estatística dos resultados, com o objetivo de comparar as diferentes unidades de filtração.

Em 13 de julho de 2023, teve início a fase de pré-aclimatação dos filtros, estendendo-se por 17 dias antes do início das operações das unidades de filtração desta pesquisa. Conseqüentemente, os filtros entraram em operação em 31 de julho de 2023, encerrando suas operações no dia 13 de janeiro de 2024. Vale ressaltar que, conforme abordado anteriormente, devido ao curto tempo das carreiras de filtração, o FLICA e o FLIECA não mantiveram suas atividades até o término do experimento, interrompendo-as após 23 dias de operação. Portanto, optou-se por não incluir esses dados nos resultados apresentados neste estudo.

5.1 ENQUADRAMENTO DO CORPO HÍDRICO

A caracterização das águas de superfície do corpo hídrico em estudo é delineada por alguns parâmetros destacados na Tabela 4, os quais abrangem elementos estipulados pela Resolução CONAMA 357/05, conforme detalhado no ANEXO C.

É possível classificar o Lago da UFSC como pertencente à classe 4, caracterizada por requisitos menos rigorosos. Isso significa que, nas condições atuais da água, sua utilização é restrita a propósitos paisagísticos, sendo inadequada para consumo humano. O propósito da implementação da filtração lenta é efetivar a restauração dessa água, possibilitando sua utilização para finalidades mais nobres no futuro, contudo, é importante ressaltar é recomendado que a água bruta estudada passe por um tratamento convencional ou avançado, não simplificado (filtração lenta), conforme apontado na Figura 30.

Figura 30 – Recomendações de uso previstas pela Resolução CONAMA nº 357/2005

USOS DAS ÁGUAS DOÇES		CLASSES DE ENQUADRAMENTO DOS CORPOS D'ÁGUA				
		ESPECIAL	1	2	3	4
PRESERVAÇÃO DO EQUILÍBRIO NATURAL DAS COMUNIDADES AQUÁTICAS		Mandatário em UC de Proteção Integral				
PROTEÇÃO DAS COMUNIDADES AQUÁTICAS			Mandatário em Terras Indígenas			
RECREAÇÃO DE CONTATO PRIMÁRIO						
AQUICULTURA						
ABASTECIMENTO PARA CONSUMO HUMANO		Após desinfecção	Após tratamento simplificado	Após tratamento convencional	Após tratamento conv. ou avançado	
RECREAÇÃO DE CONTATO SECUNDÁRIO						
PESCA						
IRRIGAÇÃO			Hortalças consumidas cruas ou frutas ingeridas com película	Hortalças, frutíferas, parques, jardins e campos de esporte	Culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras	
DESSEDENTAÇÃO DE ANIMAIS						
NAVEGAÇÃO						
HARMONIA PAISAGÍSTICA						

Fonte: Resolução CONAMA 357/2005.

Diante de tal classificação da água bruta estudada, a presente pesquisa tem o intuito de ampliar as possibilidades de utilização da tecnologia de filtração lenta, aliada aos pré-tratamentos propostos.

5.2 ENSAIOS DE TRATABILIDADE

Visou-se propor uma técnica para o preparo do coagulante natural de forma mais simples, conforme já abordado anteriormente neste trabalho, fazendo com que a mesma possa ser desempenhada por qualquer pessoa, desde que haja os materiais e equipamentos necessários.

Conforme detalhado na metodologia, procedeu-se com ensaios de simulação da etapa de coagulação (mistura rápida) no equipamento *Jartest*, realizados semanalmente. O procedimento foi realizado para garantir o controle da dosagem ótima do coagulante natural empregado (sementes de *Moringa oleifera*), levando em consideração as características e a qualidade da água bruta utilizada. Assim, a simulação foi adaptada para garrafas de água mineral, permitindo que os usuários possam reproduzir a técnica em suas próprias residências.

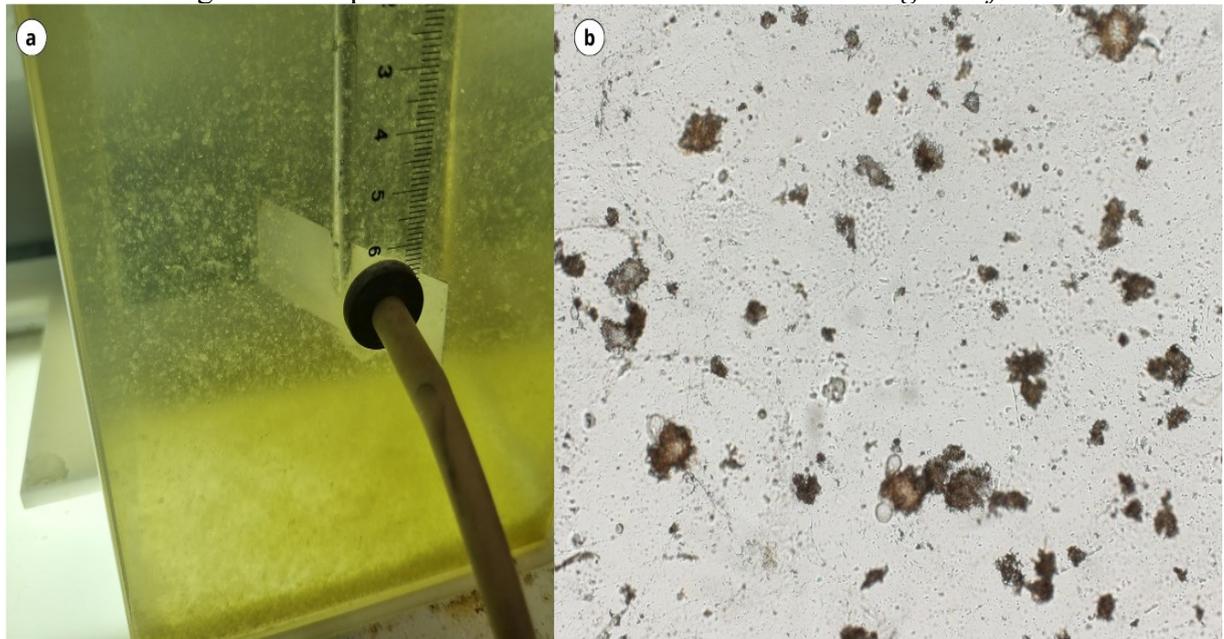
Para determinar a dosagem ótima, foram investigadas e testadas diferentes concentrações do coagulante em pó. Os testes tiveram início com concentrações mais baixas, variando de 0,01 g/L a 0,50 g/L. No entanto, esses valores não apresentaram resultados

satisfatórios com relação a remoção de turbidez. Ressalta-se que a remoção de turbidez foi um dos objetivos principais do uso do pré-tratamento com o coagulante natural, visto que o intuito era de deixar a água bruta de acordo com as recomendações da tecnologia (CAWST, 2012; Manz, 2007). Posteriormente, foram realizados testes com concentrações ótimas mais elevadas, culminando na identificação de uma faixa de valores que proporcionou uma eficiência superior nos ensaios, evidenciada pela redução dos parâmetros físico-químicos avaliados.

Em seguida, foram estabelecidos os seguintes valores: 0,00 g/L para o primeiro jarro (controle), seguido de 0,75 g/L, 1,00 g/L, 1,25 g/L, 1,50 g/L e 1,75 g/L para os jarros 2, 3, 4, 5 e 6, respectivamente. Por fim, a partir dos ensaios realizados semanalmente, era escolhida a dosagem ótima determinada dentro dessa faixa estabelecida e adaptado para as garrafas. O Apêndice A mostra os resultados obtidos nos ensaios, com melhores detalhes. A dosagem utilizada variou entre 0,75 g/L e 1,25 g/L, dependendo da qualidade da água bruta e das condições apresentadas no dia da coleta. Em grande parte do estudo foi utilizada uma dosagem de 1,00 g/L, equivalente a 1 colher de chá.

Conforme destacado por Brown (2009), a estrutura dos flocos gerados no decorrer do processo pode apresentar-se turva ou leitosa, variando conforme a quantidade e o tipo de impurezas presentes na água. Neste estudo, sob a condição ótima selecionada, foi observado que os flocos formados eram pequenos e bem aglomerados à simples observação a olho nu (Figura 31a). Por meio de análise microscópica, esses flocos mostraram-se variar de tamanho, formando estruturas mais amplas e densas, assemelhando-se a uma massa compacta de partículas entrelaçadas (Figura 31b).

Figura 31 – Aparência dos flocos das sementes de *Moringa oleifera*



Legenda: (a) Flocos observados sem o auxílio de instrumentos; (b) Flocos no microscópio invertido (4x10).

Fonte: a autora (2024)

5.3 CONSTRUÇÃO DAS UNIDADES DE FILTRAÇÃO LENTA

Foram construídos seis filtros lentos em escala domiciliar, dos quais quatro mantiveram suas operações até o término desta pesquisa, operando em um regime intermitente, com alimentação a cada 24 h.

A notável facilidade na aquisição de peças e materiais emerge como uma característica positiva desses filtros em escala domiciliar. Os materiais necessários estavam disponíveis em estabelecimentos de materiais de construção, facilitando não apenas o processo de construção, mas também possibilitando a replicação dessa tecnologia.

5.4 PARÂMETROS DE QUALIDADE DA ÁGUA

Esta seção abordará as características individuais de cada filtro com base nos parâmetros monitorados. Alguns dos parâmetros monitorados neste estudo possuem padrões estabelecidos pela legislação brasileira, sendo comparados com os requisitos da Portaria nº 888/2021. Além disso, foram monitorados outros parâmetros que não estão contemplados na referida Portaria, visando avaliar a influência e o comportamento dos filtros sobre essas

variáveis. Assim, durante o período de monitoramento dos filtros, foram realizadas análises diárias de qualidade da água, que compuseram a Tabela 4.

Tabela 4 – Resultados do monitoramento dos parâmetros de qualidade da água

Análises realizadas	AB	AD	FLI	FLIE	FLICD	FLIECD	Padrão de potabilidade
Turbidez (NTU) n= 492	49,96 ^a ±17,22 ^b (12,00–90,80) ^c	11,13±6,93 (2,82–30,10)	13,96±8,45 (3,12–35,10)	13,99±8,68 (2,06–36,80)	5,23±3,16 (1,32–22,00)	3,62±2,28 (1,00–20,40)	95% das amostras < 1,0 NTU, e o restante < 2,0 NTU
Oxigênio Dissolvido (mg/L) n= 330	6,40±1,34 (2,83–9,63)	1,77±1,13 (0,77–7,31)	2,84±0,56 (0,16–4,93)	2,55±0,64 (0,13–6,12)	2,24±0,70 (0,65–6,97)	2,08±0,66 (0,12–6,86)	-
Temperatura (°C) n= 110	22,25±1,93 (17,30–26,70)	22,26±1,96 (17,10–26,70)	22,24±2,19 (15,60–27,40)	22,28±2,20 (15,90–27,80)	22,21±2,17 (15,50–27,40)	22,21±2,14 (15,40–27,50)	-
Condutividade elétrica (µS/cm) n= 330	77,66±11,40 (63,30–135,20)	107,97±13,38 (83,20–147,00)	81,86±14,24 (43,10–121,60)	77,93±11,90 (42,10–110,00)	153,49±21,77 (76,40–218,10)	144,41±22,89 (78,70–219,90)	-
Sólidos totais dissolvidos (mg/L) n= 330	49,71±7,30 (40,50–86,50)	69,10±8,57 (53,20–94,10)	52,39±9,11 (27,60–77,80)	49,88±7,61 (26,90–70,40)	98,23±13,93 (48,90–139,60)	92,43±14,65 (50,40–140,70)	500,00
pH n= 110	7,36±0,48 (6,41–8,40)	7,04±0,51 (5,91–8,20)	7,22±0,51 (6,30–8,50)	7,18±0,49 (6,31–8,30)	6,96±0,46 (6,11–8,10)	6,98±0,48 (6,04–8,10)	6,00 a 9,00
Cor aparente (uH) n= 330	599,80±241,60 (187,00–1124,00)	164,40±95,82 (47,00–511,00)	319,85±176,46 (89,00–949,00)	321,18±180,59 (38,00–925,00)	168,42±70,90 (27,00–369,00)	158,06±67,84 (23,00–386,00)	15,00
Cor verdadeira (uH) n= 213	36,08±28,07 (14,00–143,00)	13,89±23,56 (0,00–128,00)	62,19±23,39 (19,00–145,00)	59,35±24,25 (29,00–165,00)	97,43±45,00 (9,00–177,00)	91,82±42,36 (14,00–165,00)	-
Clorofila-a (ug/L) n= 24	76,89±11,90 (49,43–98,86)	30,96±10,41 (10,98–43,94)	16,11±6,40 (5,49–27,46)	10,94±5,29 (0,00–21,97)	7,78±5,82 (0–16,48)	5,49±4,58 (0–16,48)	-
Coliformes totais (NMP/100 mL) n= 12	>241.960 (>241.960)	>241.960 (>241.960)	>2.419,6 (23,8–>2.419,6)	>2.419,6 (14,6–>2.419,6)	>2.419,6 (>2.419,6)	>2.419,6 (>2.419,6)	Ausência em 100 mL*
<i>E. coli</i> (NMP/100 mL) n= 12	4.498±1.660 (1.830–7.270)	210±696 (< 1–2.419,6)	321±587 (<1–1.986,3)	329±545 (2–1.732,9)	< 1 (< 1)	< 1 (< 1)	Ausência em 100 mL*

Legenda: (a) média; (b) desvio padrão; (c) intervalo de dados (mínimo – máximo); (n) número de amostras; *após a desinfecção.

Fonte: a autora (2024)

Observa-se a partir da Tabela 4 que a água decantada e as colunas de filtração demonstraram eficiência na produção de água de qualidade superior que a da água bruta. É relevante destacar que cada filtro apresentou resultados distintos para os parâmetros analisados, destacando as influências exercidas pelo pré-tratamento com as esponjas de poliuretano e a coagulação alternativa na qualidade da água tratada.

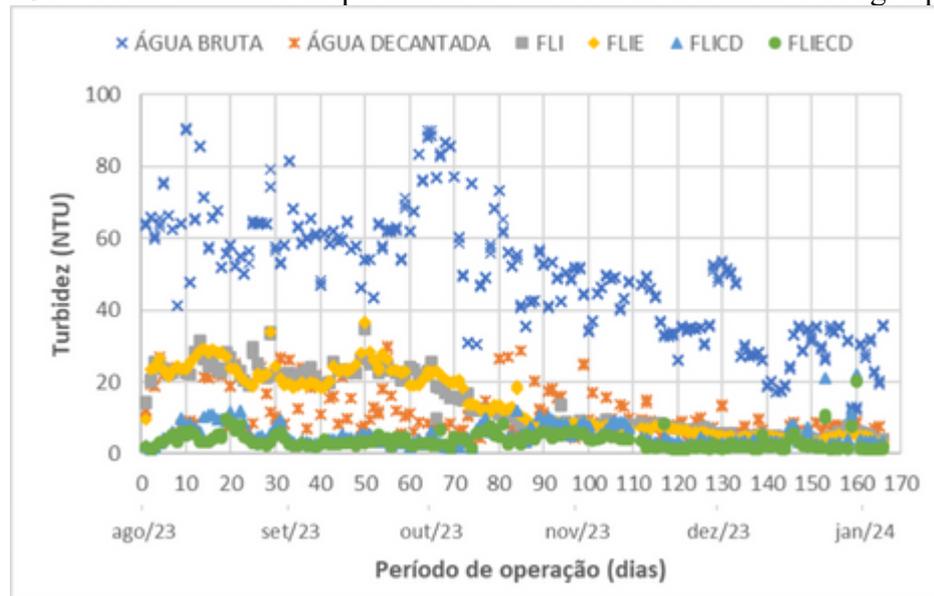
5.4.1 Avaliação da turbidez, cor aparente e cor verdadeira

A turbidez é definida pela presença de materiais em suspensão em estado coloidal, abrangendo componentes orgânicos e inorgânicos, bem como microrganismos, entre outros elementos. Esses materiais interferem na passagem da luz através do líquido. Devido à sua composição, a remoção da mesma se torna crucial para garantir a eficiência dos processos de tratamento (Lunardi, 2021; Pizzolatti, 2010; Popek, 2018; Ray et al., 2003).

Embora a coloração na água não represente um risco direto à saúde, surgem questionamentos sobre a qualidade do recurso hídrico em relação à sua cor. O parâmetro da cor é definido entre cor aparente e cor verdadeira. A primeira está vinculada à presença de materiais dissolvidos e em suspensão, assim, parte da turbidez está incluída. Já a cor verdadeira é caracterizada pela presença de partículas dissolvidas na água, conhecidas como coloides, que têm origem na decomposição de matéria orgânica, ferro, manganês, entre outros elementos (Von Sperling, 2014; Tchobanoglous et al., 2016).

Os dados demonstrados na Figura 32 apresentam valores de turbidez da água bruta, água decantada e águas filtradas ao longo do monitoramento resultantes das análises realizadas.

Figura 32 – Monitoramento do parâmetro de turbidez no tratamento de água por FLI



Fonte: a autora (2024)

Conforme ilustrado na Figura 32, ao longo da maior parte do estudo, a água decantada exibiu valores inferiores aos da água bruta, assim como os filtros que receberam a água decantada, que ainda tiveram um incremento de remoção após a passagem pela esponja e material filtrante (FLIECD) ou apenas material filtrante (FLICD). Ainda, durante o período de operação, a análise revelou uma considerável oscilação nos valores de turbidez da água bruta com relação aos valores observados no início da operação até a finalização das operações. Os valores de turbidez da água bruta variaram entre 12,00 e 90,80 NTU, com uma média de turbidez de 49,96 NTU.

De acordo com a Figura 32, foi possível observar que, a partir do mês de novembro, o FLI e FLIE apontam uma melhora e constância de turbidez, já o FLICD e FLIECD demonstraram a mesma condição a partir do mês de dezembro, indicando uma aclimação nas unidades de filtração lenta. Uma vez aclimatado, o filtro é capaz de manter uma eficiência estável na redução de parâmetros, aspecto essencial para estabelecer e manter a qualidade da água filtrada.

Como citado anteriormente neste estudo, a água bruta destinada ao tratamento por meio de um filtro lento não deve exceder 10 NTU (Di Bernardo, 1993). No contexto específico do *biosand filter*, CAWST (2012) estipula que a turbidez não deve ultrapassar 50,00 NTU, enquanto Manz (2007) sugere um limite máximo de 20,00 NTU.

É importante ressaltar que, ao longo desta pesquisa, verificou-se que 95,93% das amostras de água bruta excederam o limite de 20 NTU (Manz, 2007), enquanto 51,01% das amostras apresentaram uma turbidez superior a 50 NTU (CAWST, 2012). Esses resultados indicam que a qualidade da água bruta utilizada neste estudo não esteve em conformidade com as recomendações mencionadas. No entanto, a abordagem adotada buscou avaliar o desempenho dos filtros quando expostos a água com turbidez elevada, visando aprofundar a compreensão sobre a eficácia das esponjas e da coagulação alternativa.

A água decantada apresentou variações de 2,82 e 30,10 NTU, estando estas associadas às oscilações da água bruta e ao preparo da água decantada, obtendo média de 11,13 NTU. A água decantada apresentou uma média de remoção global de turbidez de 77,72% em relação a água bruta.

Ao comparar os valores médios entre a água bruta e as águas filtradas, destacou-se uma média total de remoção de 72,05% para o FLI, 72% para o FLIE, 89,53% para o FLICD e 92,75% para o FLIECD. A análise estatística realizada a partir do teste de Tukey indicou que as médias de turbidez do FLI e FLIE não diferiram entre si, enquanto ambas diferiram da média de turbidez do FLICD e FLIECD, a um nível de significância (α) de 0,05.

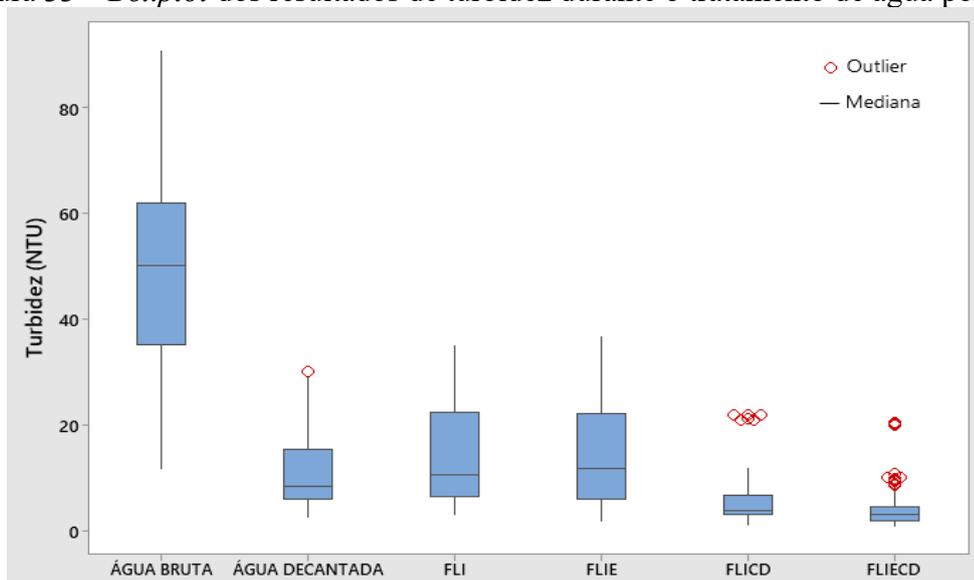
Os resultados de média total de remoção de turbidez entre o FLI e FLIE estiveram muito próximos, todavia, obtiveram uma remoção inferior ao apresentado pela água decantada, que aliada a utilização da esponja de poliuretano no topo do leito filtrante indicou, entre os 4 filtros, uma maior redução de turbidez, entretanto, é necessário apontar que a utilização da esponja de poliuretano não teve um impacto de remoção significativa do parâmetro, visto que, como a análise estatística apontou que os resultados dos filtros com e sem esponja foram muito próximos, a adição da mesma como uma barreira a mais não foi o suficiente para os tratamentos serem estatisticamente diferentes (Figura 33).

Avaliando separadamente os resultados da eficiência da etapa de filtração entre os FLIs com o pré-tratamento com o coagulante (FLICD e FLIECD), os quais foram alimentados pela água decantada, diferente da água bruta utilizada nos outros dois filtros (FLI e FLIE), a porcentagem de remoção média de turbidez foi inferior aos outros dois filtros, visto que já recebiam uma água com uma turbidez recomendada pela literatura, sendo assim, o FLICD obteve 53,30% de remoção média do parâmetro, enquanto o FLIECD obteve 67,47%.

Nenhum dos filtros atendeu aos critérios estabelecidos pela Portaria nº 888/2021, a qual determina que, no processo de filtração lenta, 95% das amostras devem possuir turbidez

menor ou igual a 1,00 NTU, e que o restante das amostras mensais não pode exceder 2,00 NTU (BRASIL, 2021). Detalhando os resultados, o FLI apresentou 100% das amostras com turbidez superior a 2,00 NTU. Da mesma forma, o FLIE apresentou 100% das amostras com turbidez superior a 2,00 NTU. O FLICD registrou 100% das amostras com turbidez superior a 1,0 NTU e 95,93% acima de 2,0 NTU. Já o FLIECD mostrou 99,79% das amostras com turbidez superior a 1,00 NTU e 22,96% das amostras com turbidez menor ou igual a 2,00 NTU.

Figura 33 – *Boxplot* dos resultados de turbidez durante o tratamento de água por FLI



Fonte: a autora (2024)

Na pesquisa de Ntibrey et al. (2020), foi investigada a eficiência do pó das sementes de *Moringa oleifera* como coagulante, usando em conjunto com um sistema de filtração de areia, para o tratamento de águas de banheiros de escolas públicas. Os resultados indicaram que o pó, junto à filtração de areia, apresentou um potencial de coagulação, mostrando a redução da turbidez de 98% para uma água bruta com média de turbidez de 227,8 NTU.

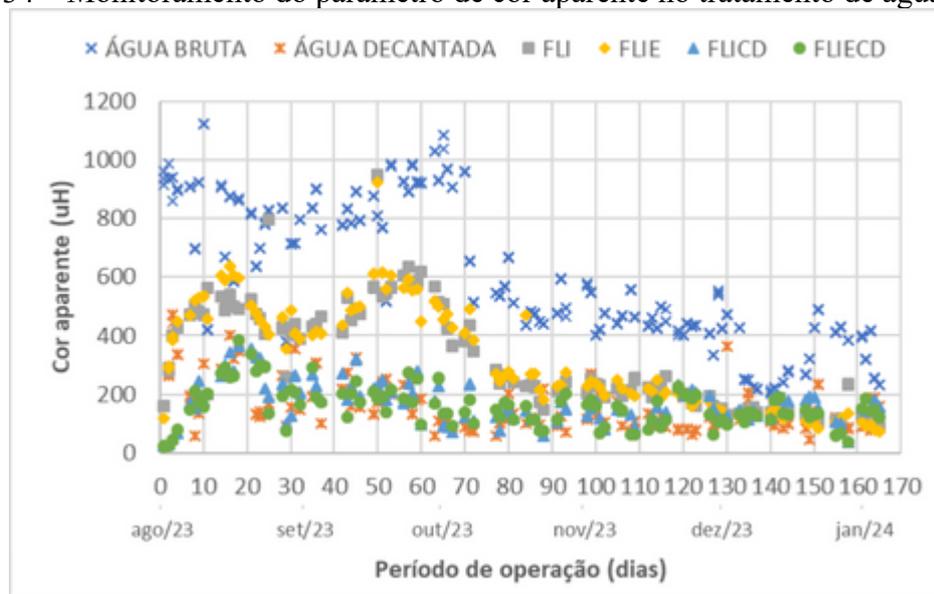
No estudo de Fazolo (2023a) foi utilizada uma água bruta com média de 6,66 NTU e observou-se uma eficiência média de remoção para o filtro sem esponja de 85,4%, ao passo que o filtro com a esponja de poliuretano reduziu, em média, 85% da turbidez ao longo de todo o experimento. Entretanto, foi apontada uma estabilização nos resultados de ambos os filtros depois de um determinado período de operação, com valores relativamente baixos para a turbidez, se comparados ao restante do experimento, sendo que 92,4% das amostras do filtro

sem esponja atenderam à Portaria, enquanto o filtro com esponja obteve 95,4% das suas amostras com turbidez inferior a 1,00 NTU.

Os resultados do estudo anterior (Fazolo, 2023a) indicam que, após o período de aclimatação dos filtros, é viável alcançar uma eficiência aprimorada na redução do parâmetro de turbidez. Além disso, os benefícios decorrentes da substituição da esponja no topo do meio filtrante foram evidenciados, revelando resultados positivos em relação à adaptação avaliada.

Os desempenhos na remoção de turbidez também se refletem nos resultados relativos à cor aparente e cor verdadeira. Os dados de cor aparente sinalizam a presença de substâncias dissolvidas e em suspensão, enquanto a cor verdadeira está relacionada exclusivamente às substâncias dissolvidas. A eficácia na remoção de cor está associada ao consumo de matéria orgânica presente na água bruta, entre outros fatores, podendo proporcionar estabilidade biológica à água filtrada (Esquivel, 2012; Martins, 2021). Os resultados do parâmetro de cor aparente são demonstrados Figura 34.

Figura 34 – Monitoramento do parâmetro de cor aparente no tratamento de água por FLI



Fonte: a autora (2024)

Sendo a cor aparente aferida em amostras com turbidez e outros componentes dissolvidos ou em suspensão na água, na Figura 34 é possível constatar a constante redução dos valores de cor aparente da água decantada e das águas filtradas, quando comparadas com a água bruta, havendo alguns picos nos valores do parâmetro, sendo esses associados aos momentos de limpeza dos filtros, bem como a decorrência de choques mecânicos ocasionados

por agentes externos, como colisões acidentais contra as colunas de filtração, que podem desprender as impurezas presentes no meio filtrante, possibilitando que sejam carreadas até a saída do sistema.

Os valores de cor aparente da água bruta variaram entre 187,00 e 1124,00 uH, com uma média global de 599,80 uH. De acordo com a análise estatística de médias de cor aparente, a água decantada não diferiu das águas filtradas pelo FLICD e FLIECD, porém diferiu da água bruta e das águas filtradas pelo FLICD e FLIE. Através do teste de Tukey, se observou uma diferenciação de agrupamentos onde a água bruta pertence ao grupo A, as águas filtradas pelo FLICD, FLIECD e água decantada pertencem ao grupo C e as águas filtradas pelo FLI e FLIE pelo grupo B, assim, observou-se que a utilização das esponjas não teve uma eficiência tão significativa, quando comparado com o uso do coagulante.

Em relação à remoção do parâmetro, sendo o tratamento global, a água filtrada pelo FLIECD apresentou maior eficiência, atingindo uma média de 73,64% de remoção, seguida pela água decantada (72,6%), água filtrada pelo FLICD (71,92%), FLI (46,67%) e FLIE (46,45%). É fundamental salientar que a análise dos valores de remoção ocorreu considerando o tratamento geral, ou seja, a comparação foi feita entre os valores das águas filtradas e a água bruta do lago, sem qualquer pré-tratamento (coagulação e esponja como primeira barreira). O teste estatístico aplicado evidencia a mesma tendência citada anteriormente, onde apresentaram essa diferença significativa de médias no tratamento, conforme apontado pelos agrupamentos.

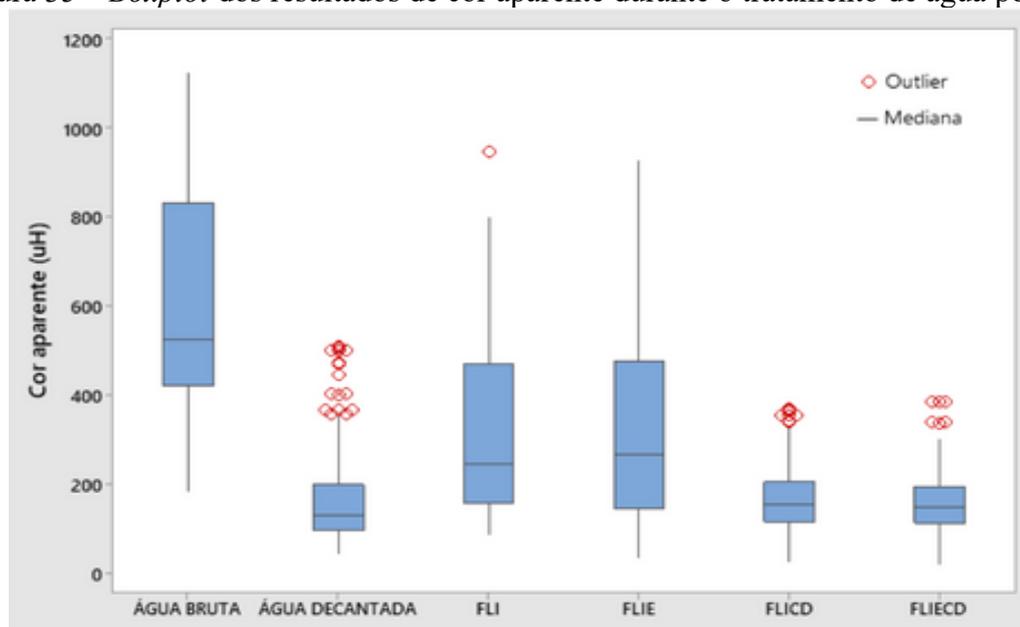
Avaliando separadamente os resultados da eficiência da etapa de filtração entre os filtros lentos com o pré-tratamento com o coagulante natural (FLICD e FLIECD), os quais foram alimentados pela água decantada, o FLICD não demonstrou remoção significativa, enquanto o FLIECD alcançou uma remoção de 3,85% do parâmetro. É importante destacar que a água decantada utilizada para alimentar o FLICD e o FLIECD apresentava um valor inferior de cor aparente em comparação com a água bruta utilizada no FLI e FLIE.

Collins et al. (1992) reportaram eficiência, de 42 a 80%, valores dentro do observado nesse trabalho. Já Azevedo Netto (1987) destacou que os filtros lentos exibem eficiência de remoção de cor aparente variando entre 50% e 60%. Por sua vez, Rocha et al. (2000) indicaram uma eficiência de 50%, enquanto Murtha e Heller (2003) registraram uma eficiência de 41%.

Os estudos sugerem que não se esperam remoções significativas no parâmetro de cor aparente, visto que o que se remove aparenta ser a cor proveniente da turbidez, sendo uma característica do filtro lento.

Com relação aos valores mínimos, máximos e médias das águas produzidas pelos filtros, o FLI apresentou água com cor aparente variando de 89,00 uH a 949,00 uH, com média de produção de 319,85 uH; o FLIE proporcionou água com cor aparente variando de 38,00 uH a 925,00 uH, com média de 321,18 uH; o FLICD gerou água com cor aparente variando de 27,00 uH a 369,00 uH, e média 168,42 uH; e o FLIECD forneceu água com cor aparente variando de 23,00 uH a 386,00 uH, com média de 158,06 uH. Nenhum dos filtros apresentou valores iguais ou inferiores a 15,00 uH, conforme recomendado pela Portaria nº 888/2021 (Figura 35).

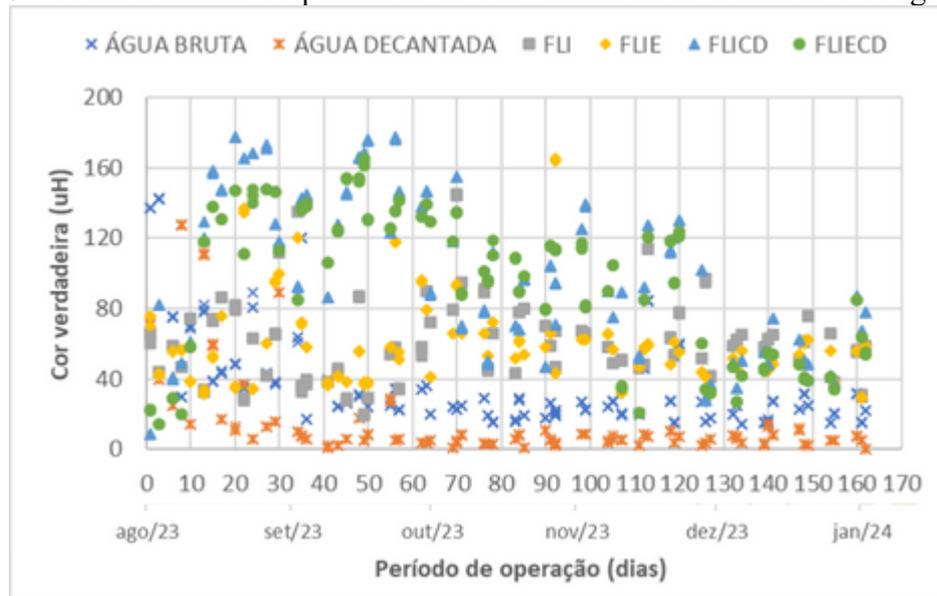
Figura 35 – *Boxplot* dos resultados de cor aparente durante o tratamento de água por FLI



Fonte: a autora (2024)

A redução da cor verdadeira geralmente apresenta desafios, pois este parâmetro refere-se às substâncias dissolvidas na água, as quais são removidas pela coagulação química. Isso demanda um processo de filtração que envolva a atuação de diversos mecanismos de retenção no meio filtrante. A Figura 36 ilustra as oscilações nas colunas em relação aos resultados obtidos do parâmetro. Essas variações são atribuídas ao transporte das partículas dissolvidas ao longo do meio filtrante.

Figura 36 – Monitoramento do parâmetro de cor verdadeira no tratamento de água por FLI



Fonte: a autora (2024)

A cor verdadeira é um indicador associado à presença de ácidos húmicos, podendo representar um desafio potencial durante o processo de desinfecção da água filtrada, resultando na formação de subprodutos. A filtração lenta demonstra limitada eficácia na remoção da cor verdadeira, sendo, portanto, pouco provável que proporcione uma redução significativa desse parâmetro (Pizzolatti, 2010).

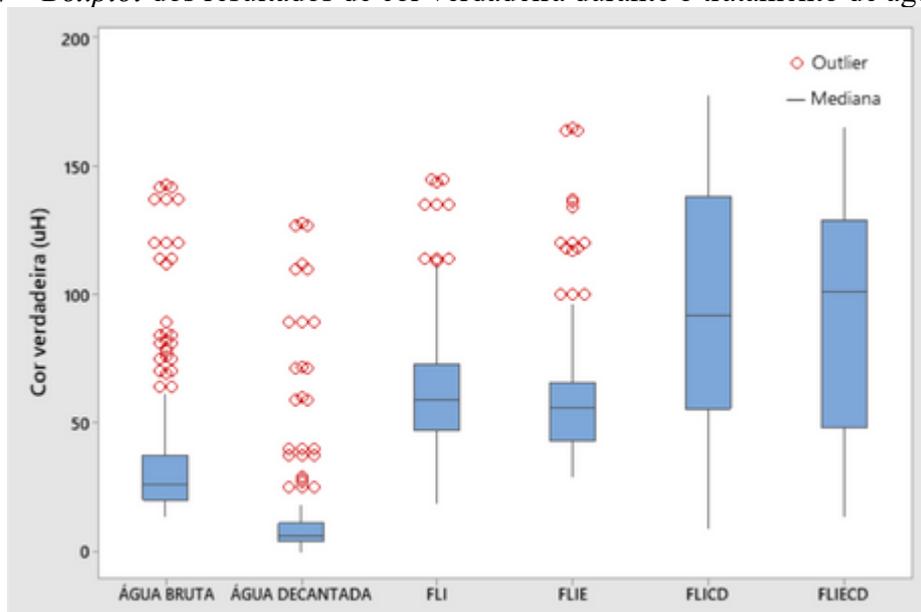
O teste estatístico de médias indica que a água bruta, água decantada e as filtradas produziram médias do parâmetro significativamente diferentes, portanto, houve a diferença estatística significativa no tratamento. Somente a água decantada atingiu uma remoção média do parâmetro (61,5%) enquanto as águas filtradas do FLI, FLIE, FLICD e FLIECD não apresentaram valores médios de remoção, mas sim de incremento de cor, quando comparados com a água bruta (FLI e FLIE) e água decantada (FLICD e FLIECD).

Através do teste de Tukey, se observou uma diferenciação de agrupamentos onde as águas filtradas pelo FLICD e FLIECD pertencem ao grupo A, as águas filtradas pelo FLI e FLIE ao grupo B, a água bruta pertence ao grupo C e água decantada pertence ao grupo D. Assim, conforme a análise estatística apontada, as águas avaliadas exerceram tratamentos que produziram médias significativamente distintas entre si.

Com relação aos valores mínimos, máximos e médias das águas produzidas, a água bruta apresentou uma cor verdadeira variando de 14,00 uH a 143,00 uH, com média de 36,08 uH; a água decantada apresentou uma cor verdadeira variando de 0,00 uH a 128,00 uH, com

média de 13,89 uH; o FLI apresentou água com cor verdadeira variando de 23,39 uH a 145,00 uH, com média de 62,19 uH; o FLIE proporcionou água variando de 24,25 uH a 165,00 uH, com média de 59,35 uH; o FLICD gerou água com cor aparente variando de 45,00 uH a 177,00 uH, e média de 97,43 uH; e o FLIECD forneceu água com cor aparente variando de 42,36 uH a 165,00 uH, com média de 91,82 uH. Destaca-se que a Portaria nº 888/2021 não estabelece valores de referência para a cor verdadeira da água destinada ao consumo humano (Figura 37).

Figura 37 – *Boxplot* dos resultados de cor verdadeira durante o tratamento de água por FLI



Fonte: a autora (2024)

Os incrementos demonstrados pelos filtros lentos estão em conformidade com as expectativas. É importante destacar que não se espera uma remoção significativa da cor verdadeira em sistemas de filtração lenta, já que os sólidos dissolvidos na água também podem resultar da degradação de compostos dissolvidos pela camada microbiológica do filtro. Esse processo confere um tamanho ainda menor aos sólidos, tornando sua remoção mais desafiadora e, em alguns casos, podendo até contribuir para um aumento na cor verdadeira da água, atribuído principalmente à ocorrência de substâncias dissolvidas e/ou materiais húmicos coloidais, como foi observado no presente estudo (Souza, 2020; Lunardi, 2021).

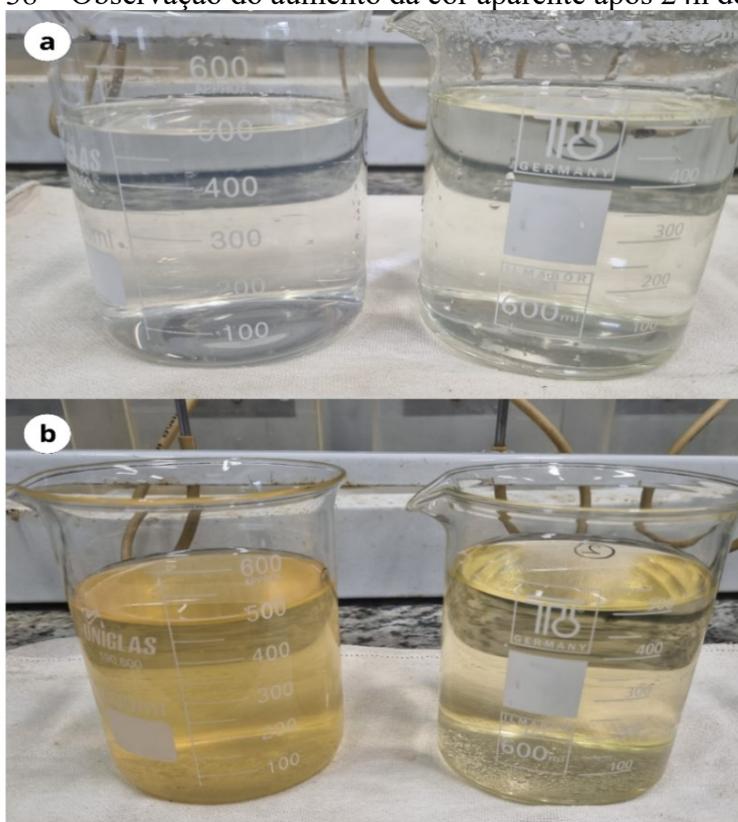
Durante a operação, notou-se um aumento na cor das amostras de água filtrada após um período específico desde a coleta. Diante dessa observação, conduziram-se análises do

potencial de oxirredução e do oxigênio dissolvido no momento da coleta e após 24 horas, visando uma compreensão mais aprofundada do cenário mencionado.

5.4.1.1 Potencial de oxirredução e oxigênio dissolvido

Conforme mencionado, em determinados momentos, a coloração das águas filtradas apresentou mudanças notáveis quando comparadas de um dia para o outro (Figura 38).

Figura 38 – Observação do aumento da cor aparente após 24h de coleta.



Legenda: (a) aparência da água filtrada no momento da coleta; (b) aparência da água filtrada após 24h da coleta.
Fonte: a autora (2024)

Para compreender o cenário observado, empregou-se um medidor de ORP (potencial de oxirredução, também conhecido como potencial redox) e uma sonda de oxigênio dissolvido (OD) com o objetivo de avaliar a capacidade das águas filtradas em oxidar ou reduzir substâncias químicas. Assim, os aparelhos foram utilizados nos dias 14/12/23 e 15/12/23, para observar as mudanças aparentes observadas na água ao longo do estudo, comparando com os valores obtidos da água bruta, água decantada e águas filtradas (Tabela 7 –).

Tabela 5 – Potencial de oxirredução das amostras

Data	Parâmetro	AB	AD	FLI	FLIE	FLICD	FLIECD
14/12/2023	ORP	0,31 *	0,21	0,22	0,20	0,16	0,16
14/12/2023	OD	5,3 **	1,01	2,88	2,22	1,39	1,77
15/12/2023	ORP	0,34	0,34	0,27	0,25	0,21	0,24
15/12/2023	OD	8,89	7,93	9,31	9,86	8,96	8,54

Legenda: * Volt; **mg/L; ORP: potencial de oxirredução; OD: oxigênio dissolvido. Fonte: a autora (2024)

A cor da água pode ser influenciada por uma variedade de fatores, e tanto oxidantes quanto redutores podem desempenhar um papel na alteração do parâmetro. Conforme apontado na Tabela 5, se os valores de ORP são positivos, as águas estudadas possuem um meio mais oxidante, ou seja, a água tem uma capacidade maior de aceitar elétrons ou oxidar outras substâncias.

Quando o valor de Potencial de Oxirredução (ORP) é elevado, indica a presença abundante de oxigênio na água. Os valores registrados nas datas indicadas na Tabela 5 revelam um potencial oxidante, sugerindo a possível presença de minerais que contribuem para o aumento dessas características oxidativas, como Fe (ferro), Cu (cobre), Mg (manganês) e outros.

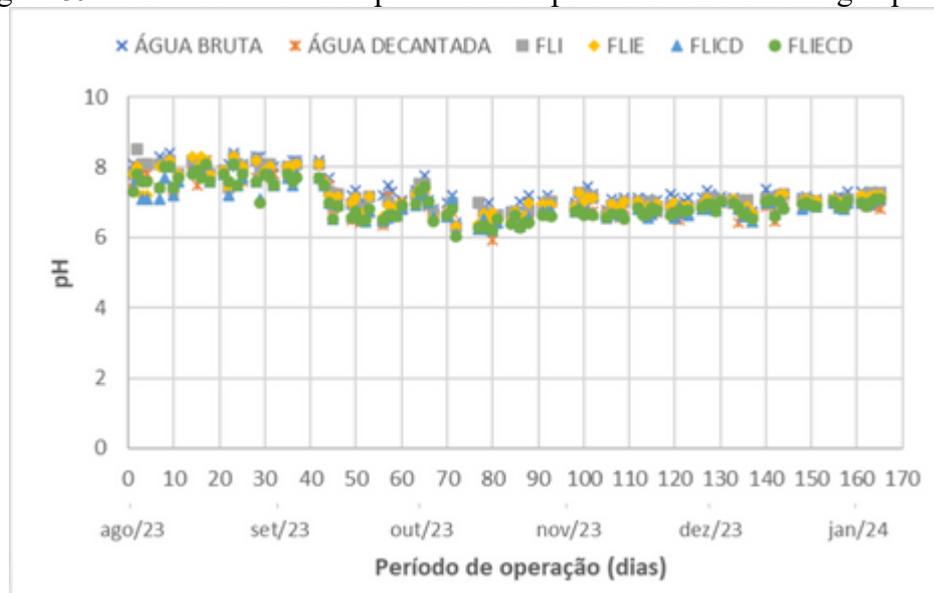
De acordo com as informações anteriores, o estudo realizado por Avila et al. (2013) demonstraram que o potencial redox mais elevado leva à eliminação de poluentes. O aumento da cor na água filtrada indica a presença de substâncias orgânicas dissolvidas ou em suspensão, como compostos orgânicos naturais ou derivados de processos de decomposição de matéria orgânica (Di Bernardo et al., 1999). A mudança de coloração da água pode ter sido influenciada por diversos fatores, incluindo a presença de minerais, nutrientes, sedimentos, algas e outros componentes orgânicos presentes na água, por isso, seria necessário fazer um estudo mais aprofundado com relação às características da água bruta do lago.

5.4.2 Avaliação do pH, temperatura, oxigênio dissolvido, condutividade elétrica e sólidos totais dissolvidos

O parâmetro pH possui uma relação direta com os processos químicos e biológicos que ocorrem no meio filtrante à medida que a colmatação avança (Soares; Pizzolatti, 2019).

Sendo assim, é um parâmetro essencial a ser monitorado durante a operação de sistemas de filtração. A Figura 39 apresenta os resultados do monitoramento dos parâmetros pH.

Figura 39 – Monitoramento do parâmetro de pH no tratamento de água por FLI

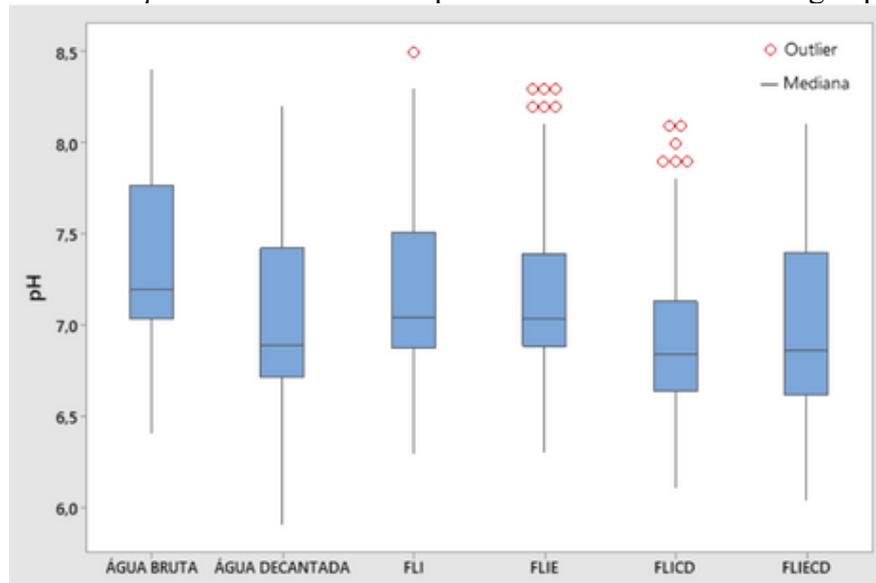


Fonte: a autora (2024)

Conforme apresentado na Figura 39, no dia 14/09/2023 foi realizada a troca do pHmetro utilizado ao longo do monitoramento, que, posteriormente a troca, obteve valores de pH das águas analisadas com uma variação, que logo em seguida manteve uma constância. Em média, o pH da água bruta permaneceu em 7,36, indicando uma proximidade da neutralidade e, geralmente, favorecendo a degradação de matéria orgânica por microrganismos, aspecto importante quando se trata da filtração lenta, devido ao desenvolvimento da camada biológica.

A água bruta apresentou valores mínimos e máximos de pH de 6,41 a 8,40; a água decantada apresentou um pH variando de 5,91 a 8,20, com média de 7,04; o FLI apresentou água com o pH variando de 6,30 a 8,50, com média de 7,22; o FLIE proporcionou água com pH variando de 6,31 a 8,30, com média de 7,18; o FLICD gerou água com pH variando de 6,11 a 8,10, e média de 6,96; e o FLIECD forneceu água com pH variando de 6,04 a 8,10, com média de 6,98 (Figura 40).

Figura 40 – *Boxplot* dos resultados de pH durante o tratamento de água por FLI



Fonte: a autora (2024)

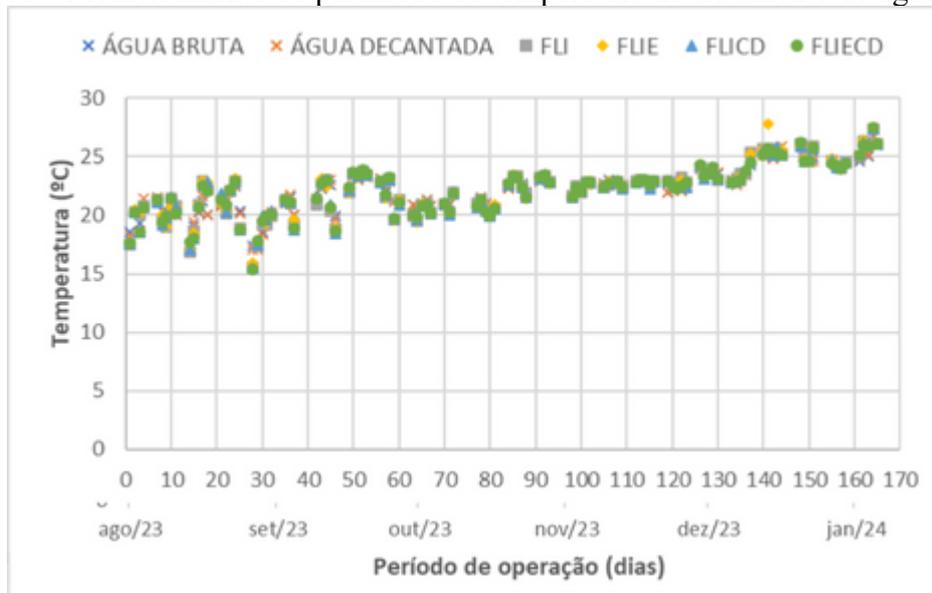
O teste estatístico de médias indica que a água bruta, água decantada e as filtradas produziram médias do parâmetro significativamente diferentes ($\alpha < 0,05$). Através do teste de Tukey, se observou uma diferenciação de agrupamentos onde a água bruta e as águas filtradas pelo FLI e FLIE pertencem ao grupo A, a água decantada e as águas filtradas pelo FLI e FLIE ao grupo B, e água decantada e as águas filtradas pelo FLICD e FLIECD pertencem ao grupo C. Assim, conforme a análise estatística apontada, as águas avaliadas exerceram tratamentos que produziram médias significativamente distintas entre si.

De acordo com alguns estudos, variações no pH podem ocorrer por lixiviação do material filtrante ou da camada suporte ou influência de eventos naturais, como a absorção de gases atmosféricos, degradação de materiais orgânicos, dissolução de rochas e fotossíntese de algas, além de ações antropogênicas (Young-Rojanschi; Madramootoo, 2014; Freitas; Sabogal-Paz, 2019; Oliveira, 2021; Von Sperling, 2005). Os valores de pH do presente estudo ficaram compreendidos na faixa recomendada pela legislação vigente de 6,00 a 9,00 (Brasil, 2021).

Segundo Hendricks e Bellamy (1991), a eficácia na remoção de microrganismos patogênicos pelos filtros está ligada às condições ambientais a que estão sujeitos. Alterações nestas condições, como variações de temperatura, concentração bacteriana na água bruta e quantidade de nutrientes, têm o potencial de impactar a eficiência do processo de filtração. Filtros operando em condições de baixas temperaturas geralmente apresentam menor

eficiência quando comparados aos que operam em temperaturas mais elevadas. Os dados referentes à temperatura, tanto na água bruta, decantada e filtradas, estão apresentados na Figura 41.

Figura 41 – Monitoramento do parâmetro de temperatura no tratamento de água por FLI

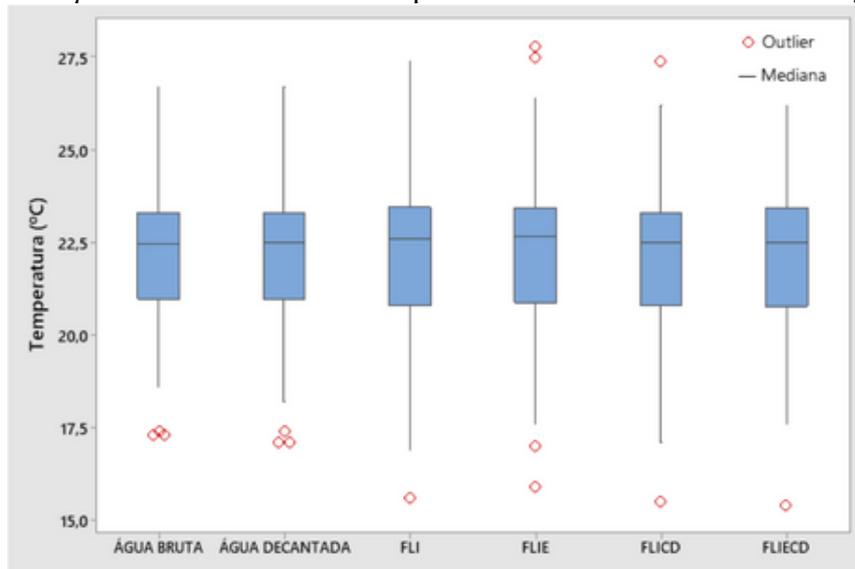


Fonte: a autora (2024)

Conforme ilustrado na Figura 41, as temperaturas da água bruta, decantada e filtrada exibiram variações ao longo dos ensaios, sendo influenciadas pelas estações do ano e pelas condições climáticas no momento da coleta, incluindo radiação solar, precipitação e ação dos ventos. Vale ressaltar que as colunas de filtração permaneceram nas instalações do laboratório (LAPOÁ), sendo, portanto, influenciadas pela temperatura da água de alimentação.

A temperatura da água decantada e das filtradas nas colunas mantiveram-se similares à temperatura da água bruta, variando entre 15,40°C e 27,50°C (Figura 42). Do ponto de vista estatístico, as águas não revelaram diferença significativa nas médias de temperatura, estando presentes no mesmo agrupamento, de acordo com o teste de Tukey.

Figura 42 – *Boxplot* dos resultados de temperatura durante o tratamento de água por FLI

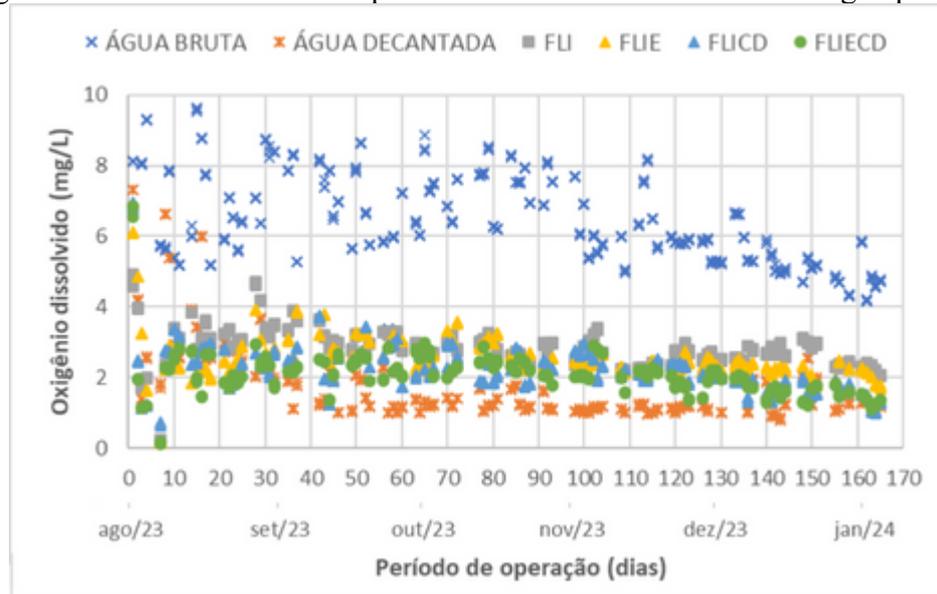


Fonte: a autora (2024)

O aumento da temperatura favorece a biodegradação, mas também pode propiciar o crescimento de algas e resultar em menores concentrações de oxigênio na água superficial. O parâmetro oxigênio dissolvido (OD) é essencialmente significativo devido à presença de microrganismos aeróbios. Variações em sua concentração podem estar associadas tanto a atividades microbianas quanto à movimentação física, facilitando a dissolução de gases em ambientes aquáticos (Von Sperling, 2005).

O oxigênio dissolvido é consumido devido à atividade biológica, sendo que a maior demanda por OD ocorre na camada superior e nos primeiros centímetros da camada filtrante (Pizzolatti, 2014). Os resultados das análises de OD estão representados na Figura 43.

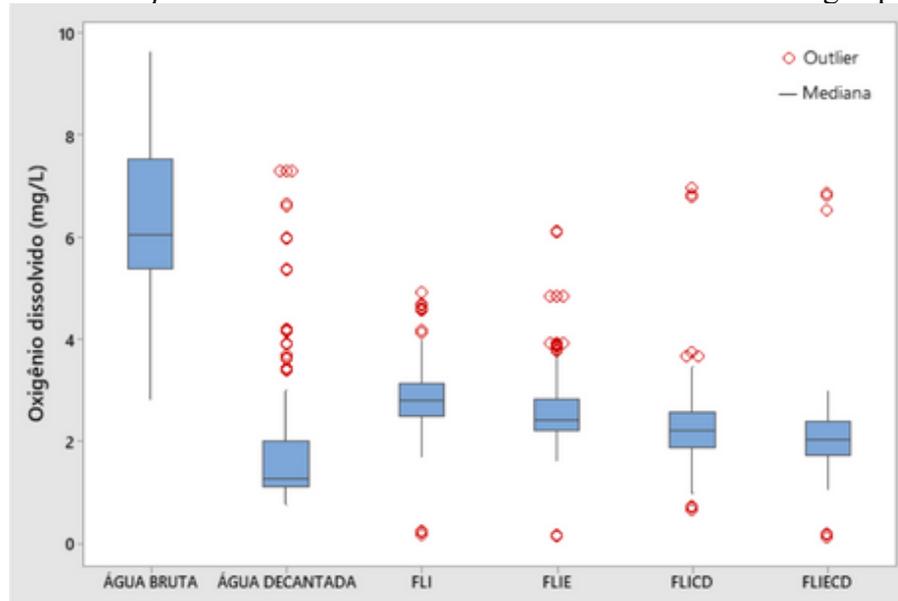
Figura 43 – Monitoramento do parâmetro de OD no tratamento de água por FLI



Legenda: OD: oxigênio dissolvido. Fonte: a autora (2024)

O OD na água bruta teve um valor médio de 6,40 mg/L, mínimo de 2,83 mg/L, e máximo de 9,63 mg/L. A água decanta teve OD médio igual a 1,77 mg/L, e seus valores variaram de 0,77 a 7,31 mg/L. Já a água filtrada pelo FLI teve OD variando de 0,16 a 4,93 mg/L, enquanto seu OD médio foi de 2,84 mg/L; a água do FLIE teve OD variando de 0,13 a 6,12 mg/L, enquanto seu OD médio foi de 2,55 mg/L; a água filtrada pelo FLICD teve OD variando de 0,65 a 6,97 mg/L, enquanto seu OD médio foi de 2,24 mg/L; a água filtrada pelo FLIECD teve OD variando de 0,12 a 6,86 mg/L, enquanto seu OD médio foi de 2,08 mg/L (Figura 44).

Figura 44 – *Boxplot* dos resultados de OD durante o tratamento de água por FLI



Legenda: OD: oxigênio dissolvido. Fonte: a autora (2024)

A água decantada apresentou uma maior redução da concentração de OD, quando compara com as águas filtradas, atingindo uma média de redução de 72,34%, seguida pela água filtrada pelo FLIECD (67,5%), água filtrada pelo FLICD (65%), FLIE (60,15%) e FLI (55,62%). Ressalta-se, novamente, que a análise dos índices de remoção, assim como o restante dos parâmetros, ocorreu considerando o tratamento geral, ou seja, a comparação foi feita entre os valores das águas filtradas e a água bruta do lago, sem qualquer pré-tratamento (coagulação e esponja como primeira barreira).

Avaliando separadamente os resultados da eficiência da etapa de filtração entre os filtros lentos com o pré-tratamento com o coagulante natural (FLICD e FLIECD), tanto o FLICD e o FLIECD obtiveram um aumento na concentração de OD, quando comparados com a água utilizada na alimentação (água decantada). Todavia, ressalta-se que ambos obtiveram águas filtradas com um valor médio global de OD inferior as águas filtradas pelo FLI e FLIE.

Através do teste de Tukey, se observou uma diferenciação de agrupamentos onde a água bruta pertenceu ao grupo A, o FLI ao grupo B, o FLIE ao grupo C, o FLICD e FLIECD ao grupo D e por fim, a água decantada ao grupo E. Sendo assim, o teste estatístico aplicado aponta a mesma tendência citada anteriormente, onde apresentaram essa diferença significativa de médias no tratamento, conforme apontado pelos agrupamentos.

Os eventos de precipitação, assim como sua ausência, exercem influência direta nas variações do oxigênio dissolvido na água do lago. Nos meses quentes da estação de verão,

observa-se uma tendência para que esse parâmetro seja ligeiramente menor em comparação aos meses mais frios, conforme apresentado na Figura 43. A baixa profundidade do lago também pode ser um fator contribuinte para a reduzida quantidade de OD na água bruta (Freitas, 2018).

Na água decantada, a diminuição do oxigênio pode, em parte, ser atribuído à matéria orgânica presente na água bruta ou contida nas próprias sementes. No estudo de Ndabogengesere e Narasiah (1998) verificaram que uma água tratada com as sementes nas doses de 5 a 8 g 100 mL⁻¹, a matéria orgânica aumentou significativamente com o aumento das doses. O aumento da concentração de matéria orgânica tem sido associado à redução do oxigênio dissolvido na água (Beyruth, 1992; Boyd, 1997; Angelis et al., 1998), mediante processos metabólicos de utilização e estabilização da mesma (Cunha; Ferreira, 2006).

É possível observar que há incremento de oxigênio dissolvido no FLICD e FLIECD em relação à água decantada, fator que pode ter ocorrido devido as próprias características da água bruta, quando expostas a ação do coagulante. Todavia, observou-se a partir do mês de janeiro uma diminuição dos valores de OD dos filtros mencionados, indicando uma maior atividade biológica em ambos os filtros e maturação deles.

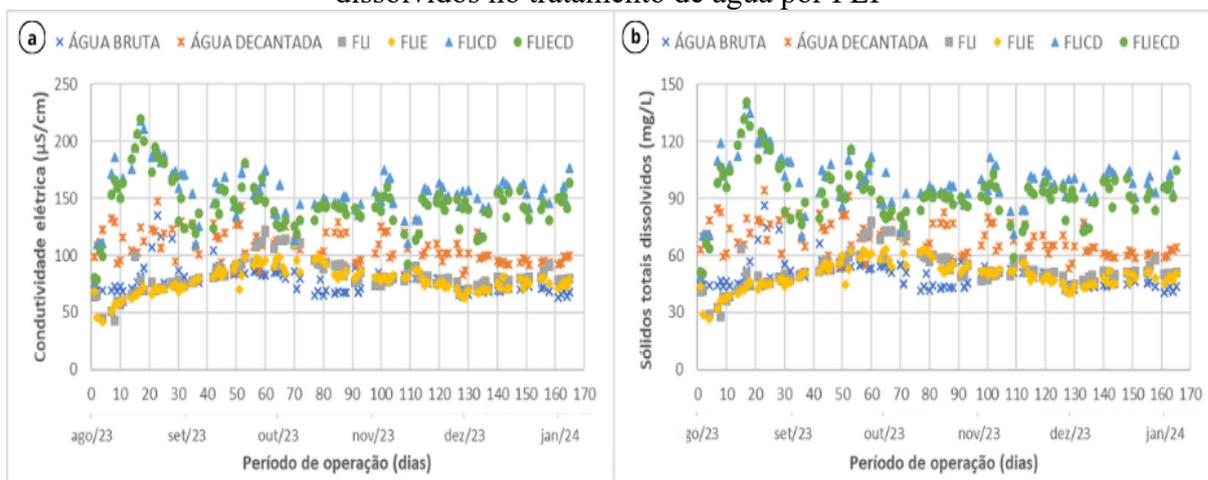
Ressalta-se que houve uma tendência de diminuição nos valores de OD na água bruta a partir do mês de dezembro, motivo atribuído ao fato da solubilidade do OD em meio líquido devido à temperatura, visto que em temperaturas mais elevadas, há uma agitação molecular intensificada, isso ocorre porque a capacidade de um líquido para reter gases dissolvidos, como o oxigênio, diminui conforme a temperatura aumenta (Fontenelle; Almeida, 2014).

As diminuições nos níveis de oxigênio dissolvido indicam o consumo do oxigênio presente na água bruta, sugerindo uma potencial atividade biológica no interior dos filtros. Mesmo durante o período após as limpezas, quando ocorre um considerável distúrbio na camada filtrante devido à raspagem, não foram observadas alterações significativas no consumo de oxigênio dissolvido. Isso evidencia uma estabilização biológica ao longo da profundidade do filtro. A Portaria GM/MS nº 888/2021 não traz valores máximos de referência para o parâmetro.

A condutividade elétrica na água de um corpo hídrico é influenciada pela presença de íons, cátions, e minerais naturais (Albuquerque, 2015). Segundo Libânio (2016), esse parâmetro reflete a capacidade do líquido em conduzir correntes elétricas, sendo influenciado principalmente pela presença de íons como ferro e manganês. Além disso, está associado à

salinidade e aos sólidos totais dissolvidos, pois uma maior quantidade desses sólidos resulta em maior condutividade elétrica (Sampaio et al., 2007). Os resultados das análises de condutividade elétrica estão representados na Figura 45a.

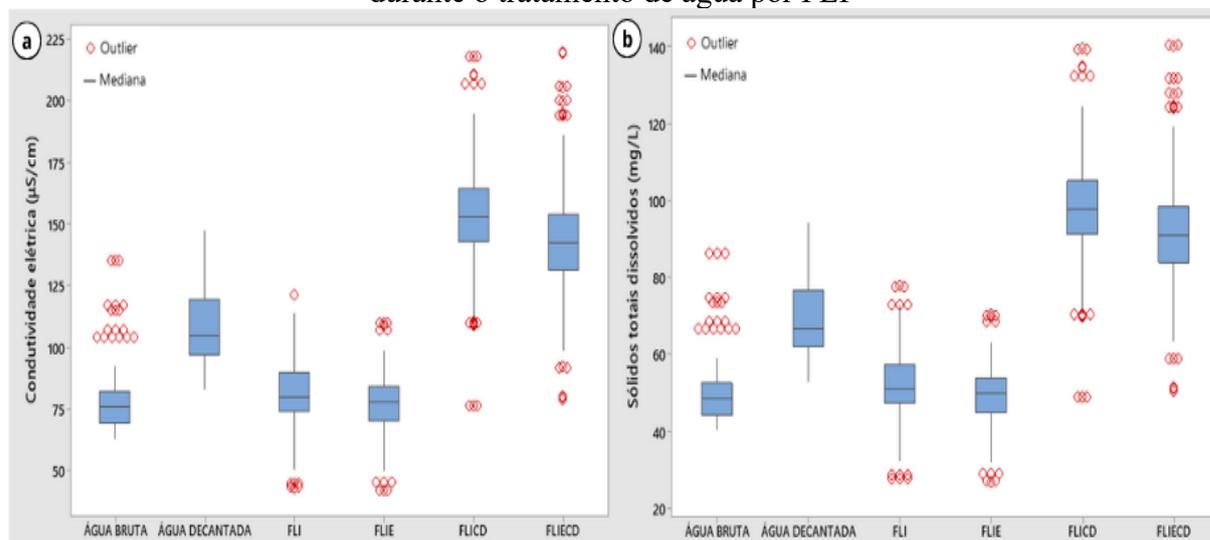
Figura 45 – Monitoramento do parâmetro de condutividade elétrica e sólidos totais dissolvidos no tratamento de água por FLI



Fonte: a autora (2024)

A água bruta apresentou valores mínimos e máximos de condutividade elétrica de 63,30 a 135,20 $\mu\text{S}/\text{cm}$, com média de 77,6 $\mu\text{S}/\text{cm}$; a água decantada apresentou uma condutividade elétrica variando de 83,20 a 147,00 $\mu\text{S}/\text{cm}$, com média de 107,97 $\mu\text{S}/\text{cm}$; o FLI apresentou água com variando de 43,10 a 121,60 $\mu\text{S}/\text{cm}$, com média de 81,86 $\mu\text{S}/\text{cm}$; o FLIE proporcionou uma água filtrada variando de 43,10 a 110,00 $\mu\text{S}/\text{cm}$, com média de 77,93 $\mu\text{S}/\text{cm}$; o FLICD gerou uma água variando de 76,40 a 218,10 $\mu\text{S}/\text{cm}$, e média de 153,49 $\mu\text{S}/\text{cm}$ e o FLIECD forneceu água com pH variando de 78,70 a 219,90 $\mu\text{S}/\text{cm}$, com média de 144,41 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Figura 46a).

Figura 46 – *Boxplot* dos resultados de condutividade elétrica e sólidos totais dissolvidos durante o tratamento de água por FLI



Fonte: a autora (2024)

A Portaria GM/MS nº 888/2021 não estabelece valores específicos para a condutividade elétrica na água potável. Entretanto, conforme Von Sperling (2007), a condutividade em águas naturais geralmente varia de 10 a 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$, enquanto corpos hídricos contaminados por efluentes domésticos ou industriais apresentam condutividades superiores a 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$, podendo alcançar até 1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

Considerando os valores citados anteriormente por Von Sperling (2007), as condutividades da água bruta e das filtradas pelo FLI e FLIE demonstraram uma média dentro da faixa relativa às águas naturais (10 a 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$), enquanto a água decantada e as águas filtradas pelo FLICD e FLIECD não estiveram dentro da faixa.

Os altos valores de condutividade elétrica da água decantada e das filtradas pelo FLICD e FLIECD podem indicar uma maior presença de íons dissolvidos na água, relacionando-se a ânions e cátions adsorvidos no solo e dissolvidos na água (Albuquerque, 2015; Santos et al., 2011). Essa variação está associada ao potencial redox do sistema devido a reações de oxidação e redução (Hiscock; Grischek, 2002) e à dissolução de minerais (Dash et al., 2010). As condições redox podem afetar a concentração de materiais orgânicos, geralmente presentes em zonas com baixa concentração de oxigênio (Dalai; Jha, 2014).

O teste estatístico de médias indica que a água bruta, água decantada e as filtradas produziram médias do parâmetro significativamente diferentes, portanto, houve a diferença estatística significativa entre elas. Através do teste de Tukey, se observou uma diferenciação de agrupamentos onde a água filtrada pelo FLICD pertenceu ao grupo A, a água filtrada pelo

FLIECD pertenceu ao grupo B, a água decantada ao grupo C, a água filtrada pelo FLI ao grupo D e, por fim, a água filtrada pelo FLIE e a água bruta pertenceram ao grupo E. Analisando apenas os filtros com esponja, foi possível inferir que a presença da esponja não acarretou em alterações significativas sobre a eficiência do sistema, assim como nos outros parâmetros, todavia, dentre todos os filtros, o único que manteve um padrão parecido com o da água bruta, foi o FLIE.

Libânio (2010) destaca que a concentração de sólidos totais dissolvidos (STD) está relacionada à condutividade elétrica. Os resultados das análises de sólidos totais dissolvidos encontram-se na Figura 45b.

O STD na água bruta teve uma média de 49,71 mg/L, mínimo de 40,50 mg/L, e máximo de 86,50 mg/L. A água decantada teve STD médio igual a 69,10 mg/L, e seus valores variaram de 53,20 a 94,10 mg/L. Já a água filtrada pelo FLI teve STD variando de 27,60 a 77,80 mg/L, e uma média de 52,39 mg/L; a água do FLIE teve STD variando de 26,90 a 70,40 mg/L, enquanto seu STD médio foi de 49,88 mg/L; a água filtrada pelo FLICD teve STD variando de 48,90 a 139,60 mg/L, enquanto seu STD médio foi de 98,23 mg/L; o FLIECD teve STD variando de 50,40 a 140,70 mg/L, enquanto seu STD médio foi de 92,43 mg/L (Figura 46b).

O aumento dos sólidos totais dissolvidos nas águas filtradas pode ter sido ocasionado por diversos fatores, incluindo carga orgânica elevada, variações sazonais e até mesmo a ação antropogênica, como, por exemplo, choques mecânicos contra as colunas de filtração, as quais ocasionam o desprendimento de sólidos que estavam aderidos ao meio filtrante, aumentando assim os teores de STD na saída do filtro.

Como é possível observar na Figura 45b, existe uma diferença do incremento de STD nos filtros que possuem o pré-tratamento com as sementes de *Moringa oleifera* (FLICD e FLIECD), para aqueles que não possuem (FLI e FLIE), podendo estar associada ao aumento de matéria orgânica. Sendo assim, a decomposição de matéria orgânica por microrganismos pode liberar produtos de degradação, alguns dos quais podem estar na forma de íons, consequentemente aumento o teor de STD.

Conforme previsto, dada a relação entre os sólidos totais dissolvidos e a condutividade elétrica, o teste estatístico revelou agrupamentos semelhantes aos do parâmetro associado. O teste de Tukey evidenciou diferenciações entre os grupos, identificando a água filtrada pelo FLICD no grupo A, a água filtrada pelo FLIECD no grupo B, a água decantada no grupo C, a

água filtrada pelo FLI no grupo D e a água filtrada pelo FLIE e a água bruta no grupo E. A análise estatística das médias indicou diferenças significativas entre a água bruta, decantada e filtradas, validando a existência de uma diferença estatística significativa entre os tratamentos realizados.

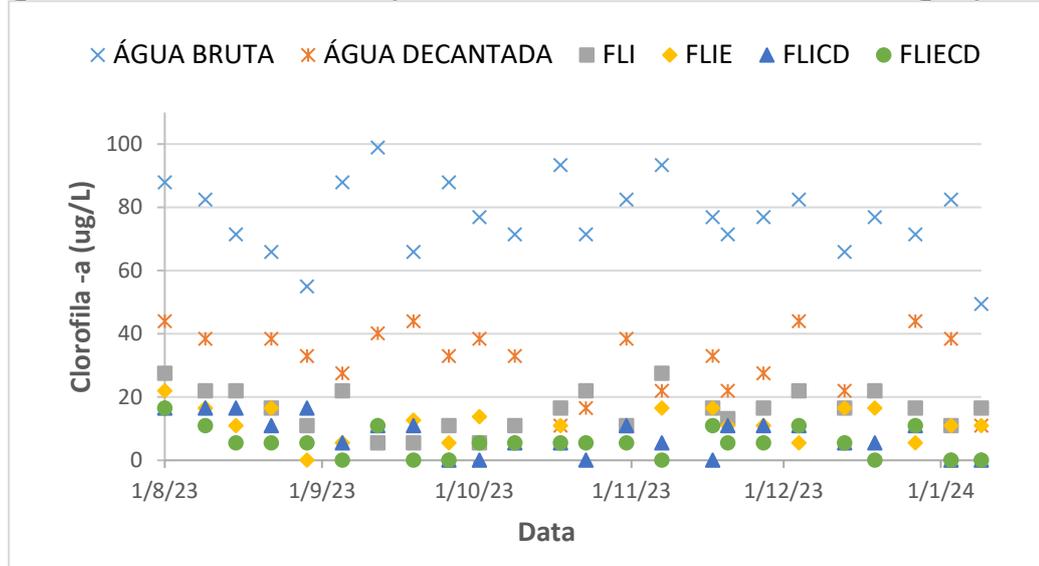
A Portaria GM/MS nº 888/2021 estabelece o valor máximo recomendado de sólidos totais dissolvidos na água é de 500 mg/L. Concentrações que ultrapassam esse limite alteram o sabor da água, causam danos às tubulações e, além disso, seu consumo em excesso pode resultar no acúmulo de sais na corrente sanguínea, potencialmente desencadeando a formação de cálculos renais (Santos; Mohr, 2013). Todas as águas analisadas no presente estudo se encontraram dentro do padrão estabelecido pela Portaria vigente.

5.4.3 Avaliação da clorofila -a

As microalgas representam uma ampla variedade de organismos microscópicos inseridos no grupo polifilético das algas, caracterizados pela presença essencial de clorofila -a como pigmento fotossintetizante. Encontram-se distribuídas em diversos ambientes, sendo mais frequentes em meios aquáticos. Em conjunto com as macroalgas, desempenham um papel fundamental, contribuindo para aproximadamente metade da fotossíntese global e para a produção primária na cadeia alimentar (Andersen, 1992).

A clorofila -a é um pigmento fotossintético presente nas algas e cianobactérias. Logsdon (1991) limita a clorofila -a na água bruta em 5 µg/L, para a filtração lenta, destacando que valores acima desse limite podem prejudicar a duração das carreiras de filtração, mas não a qualidade da água filtrada. Observa-se, na Figura 47, que a clorofila teve um valor médio de 76,89 µg/L na água bruta, demonstrando que a água estudada não atendeu a limitação sugerida por Logsdon (1991).

Figura 47 – Monitoramento do parâmetro clorofila -a no tratamento de água por FLI



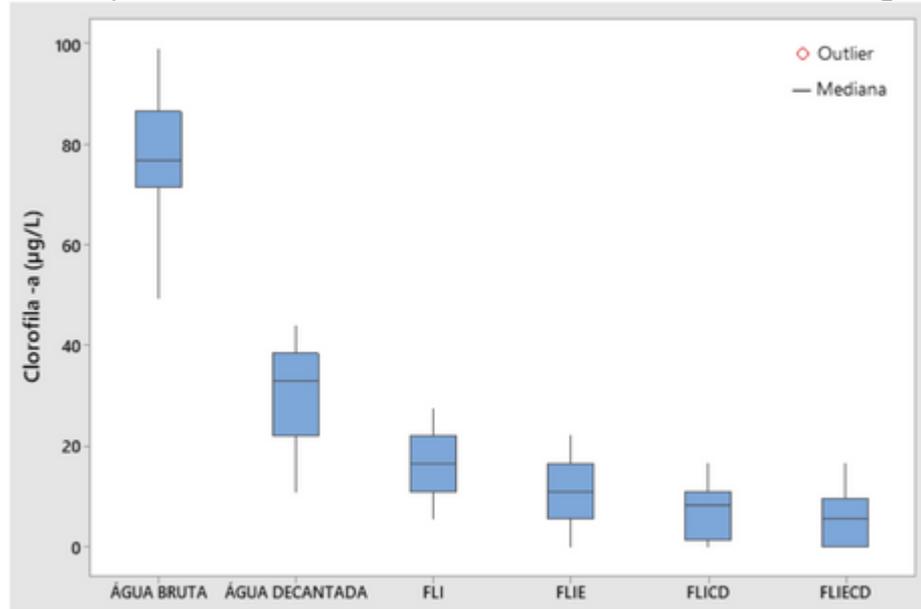
Fonte: a autora (2024)

Conforme apresentado na Figura 47, os valores demonstram que o lago é rico em microalgas, o que resultou em carreiras de filtração curtas, uma vez que as microalgas podem obstruir rapidamente a camada superficial de areia e a esponja de poliuretano presente no topo do leito filtrante, já que sua presença gera um problema em potencial ao tratamento, uma vez que, dependendo da espécie predominante na população algal, podem liberar toxinas e apresentarem formas filamentosas.

O valor médio de clorofila -a na água decantada foi calculado em 30,96 µg/L, enquanto as águas filtradas apresentaram valores médios de 16,11 µg/L, 10,94 µg/L, 7,78 µg/L e 5,49 µg/L para o FLI, FLIE, FLICD e FLIECD, respectivamente (Figura 48). Ao comparar os valores médios entre a água bruta, a água decantada e as águas filtradas, destacou-se uma média total de remoção de clorofila -a de 59,74% para a água decantada, 79,04% para o FLI, 85,77% para o FLIE, 89,88% para o FLICD e 92,86% para o FLIECD.

Avaliando separadamente os resultados da eficiência da etapa de filtração entre os filtros lentos com o pré-tratamento com o coagulante natural (FLICD e FLIECD), o FLICD demonstrou uma remoção média global de 74,87%, enquanto o FLIECD alcançou uma remoção de 82,26% do parâmetro, quando comparados com a água bruta utilizada na alimentação de ambos os filtros (água decantada).

Figura 48 – *Boxplot* dos resultados de clorofila -a durante o tratamento de água por FLI



Fonte: a autora (2024)

O teste estatístico aplicado evidencia a mesma tendência citada anteriormente, onde apresentaram essa diferença significativa de médias no tratamento, conforme apontado pelos agrupamentos. Assim, através do teste de Tukey, se observou uma diferenciação de agrupamentos onde a água bruta pertence ao grupo A, a água decantada ao grupo B, as águas filtradas pelo FLI e FLIE pertencem ao grupo C e as águas filtradas pelo FLIE, FLICD e FLIECD pelo grupo D. Portanto, novamente os resultados apontam que utilização da esponja não trouxe diferenças significativas no tratamento.

Ainda, observa-se mediante a análise da Figura 47 e Figura 48, que os filtros submetidos a um pré-tratamento, composto por coagulação, demonstraram a importância da combinação do pré-tratamento com o processo de filtração lenta. Em nenhum momento, a água decantada deixou de exibir o referido parâmetro; contudo, em determinados momentos da operação, todos os filtros, com exceção do FLI, alcançaram a ausência de clorofila -a.

Conforme destacado por Vargas (1992), um filtro é considerado amadurecido quando atinge seu desenvolvimento biológico máximo nas condições específicas, evidenciado, conforme Sá (2002), por uma notável eficácia na remoção de turbidez, clorofila -a, coliformes totais e *E. coli*.

Brandão et al. (1998) mostraram que um sistema composto por pré-filtro dinâmico, dois pré-filtros de fluxo ascendente e um filtro lento é eficiente na remoção de algas. A

existência de um pré-tratamento (pré-filtro) foi eficaz para águas com teor significativo de algas, especialmente quando os níveis de clorofila -a variaram de 24 a 50 µg/L.

O estudo de Farias (2011) teve como objetivo avaliar a influência do período de amadurecimento no desempenho de filtros lentos precedidos de pré-filtração em pedregulho sobre a eficiência na remoção de células e toxinas de *M. aeruginosa* no processo de tratamento da água. Quanto aos filtros lentos, os resultados obtidos no estudo indicaram que o amadurecimento dos filtros com água bruta do lago Paranoá, por 15 dias, se mostrou mais efetivo para obtenção de maior remoção de clorofila-a, variando de 53% a 77%.

Na pesquisa de Pizzolatti (2010), uma água bruta com clorofila-a média de 12,28 µg/L foi investigada. Três filtros foram submetidos a tratamentos distintos: filtro lento com limpeza convencional (FLC), filtro lento retrolavável com água filtrada (FLR), e filtro lento retrolavável com água bruta (FLRb). Todos apresentaram valores médios positivos em relação à qualidade inicial da água bruta, especificamente no parâmetro mencionado. Os resultados indicaram valores médios de 1,01 µg/L para FLC, 0,76 µg/L para FLR, e 1,34 µg/L para FLRb.

No presente estudo, é crucial observar que a eficácia na remoção do parâmetro variou de acordo com a qualidade da água coletada no dia, dependendo das características específicas apresentadas. Isso ocorreu devido ao fato de que os valores obtidos para o parâmetro indicaram momentos com concentrações mais elevadas do parâmetro, enquanto em outros momentos, apresentaram valores menores.

5.4.4 Avaliação dos coliformes totais e *E. coli*

As bactérias pertencentes ao grupo dos coliformes totais englobam espécies capazes de sobreviver tanto em efluentes sanitários quanto em águas naturais. Apesar de algumas delas poderem ser excretadas nas fezes de seres humanos e animais de sangue quente, muitas são heterotróficas, sendo capazes de se reproduzir em ambientes como a água e o solo (WHO, 2017). Assim, uma vez que sua presença não está exclusivamente associada às fezes, os coliformes totais não são indicadores adequados de contaminação fecal.

A *E. coli* está presente em grande número na flora intestinal de seres humanos e animais de sangue quente, onde geralmente não causa danos. A mesma é empregada como indicador de contaminação fecal devido à sua prevalência nas fezes e à facilidade de

isolamento e detecção em laboratório. A ausência da bactéria é considerada indicativo da ausência de outros microrganismos (Freitas, 2017).

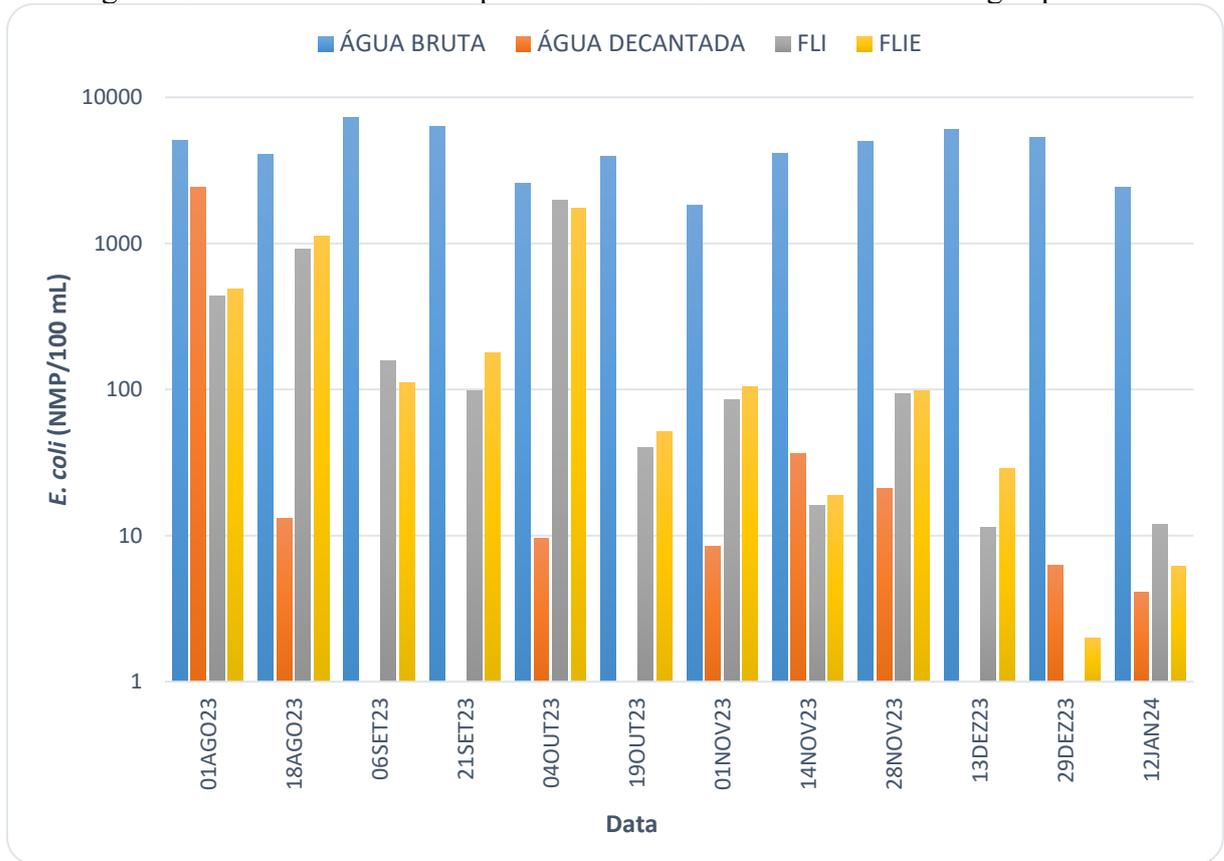
As análises de coliformes totais e *E. coli* foram realizadas a cada duas semanas devido ao elevado custo dos materiais e à disponibilidade limitada de insumos para execução, conforme o método Colilert®. Esse método rápido fundamenta-se em substratos definidos que alteram enzimas específicas da bactéria alvo, resultando na mudança da coloração do meio. Essa abordagem aprimora a qualidade analítica ao proporcionar maior especificidade e sensibilidade, conforme destacado pelas diretrizes da APHA, AWWA, WEF (2012).

Segundo CAWST (2012), um filtro lento ideal é capaz de remover mais de 99% dos patógenos, destacando a eficácia desta tecnologia na eliminação de microrganismos. Em comparação com tratamentos que envolvem coagulação química, a filtração lenta demonstra uma vantagem significativa em sua eficiência na remoção de microrganismos. O estudo de Michelin (2010) apontou uma eficiência de aproximadamente 83% na remoção de coliformes totais. Já no estudo de Fazolo (2023b), foi obtida uma eficiência de remoção de aproximadamente 95% para os coliformes totais e *E. coli*, para ambos os filtros estudados.

A Portaria GM/MS nº 888/2021 (Brasil, 2021) estipula como parâmetro para a água destinada ao consumo humano a ausência de microrganismos em uma concentração de 100 mL após a etapa de desinfecção. Importante salientar que, no âmbito deste estudo, não foi realizada a fase de desinfecção.

As concentrações de coliformes totais na água bruta, decantada e filtrada ultrapassaram os limites estabelecidos pela Portaria nº 888 de 2021. Mesmo utilizando uma diluição de 100x na água bruta, as cartelas usadas para detectar coliformes totais obtiveram valores superestimados, impedindo a avaliação da remoção. Assim, a discussão se concentrou nos resultados de *E. coli*, que não foram superestimados, ao contrário dos coliformes totais. A Figura 49 exibe os resultados obtidos referentes à remoção de *E. coli*, comparando a água bruta, a água decantada e as águas filtradas.

Figura 49 – Monitoramento do parâmetro de *E. coli* no tratamento de água por FLI



Legenda: Escala logarítmica. Fonte: a autora (2024)

Os resultados médios referentes à presença da bactéria *E. coli* na água bruta (Figura 49) indicaram concentrações de 4.498 NMP/100 mL, reduzindo para 210 NMP/100 mL a água decantada e alcançando valores médios de 321 NMP/100 mL, 329 NMP/100 mL, <1 NMP/100 mL e <1 NMP/100 mL nas águas filtradas do FLI, FLIE, FLICD e FLIECD, respectivamente. Considerando a eficácia do sistema como um todo, ao comparar os valores médios entre a água bruta com a água decantada e as filtradas, observou-se um percentual médio total de remoção de *E. coli* de 95,3% para a água decantada, 92,8% do FLI, 92,7% do FLIE, 100% do FLICD e 100% do FLIECD.

O teste estatístico aplicado para o parâmetro de *E. coli* evidencia uma diferença significativa de médias no tratamento, conforme apontado pelos agrupamentos. Assim, através do teste de Tukey, se observou uma diferenciação de agrupamentos onde a água bruta pertence ao grupo A e a água decantada e as águas filtradas, ao grupo B.

Conforme mencionado, o FLICD e FLIECD apresentaram ausência da bactéria *E. coli* durante toda a operação, e em alguns momentos a AD e o FLI também atingiram o mesmo

resultado, estando em conformidade com o padrão de potabilidade brasileiro (Brasil, 2021). Esses resultados destacaram a eficiência na redução significativa da presença de *E. coli*, quando associado o pré-tratamento com as sementes de *Moringa oleifera* e a filtração lenta. O restante das amostras filtradas teve a presença da bactéria *E. coli*, na maior parte das análises. Vale ressaltar que o estudo não envolveu a etapa de desinfecção, processo obrigatório no tratamento de água conforme estabelecido pela Portaria GM/MS Nº 888/2021 (Brasil, 2021).

Existem muitos relatos sobre a diminuição da contagem de *E. coli* no tratamento de água com sementes de *Moringa oleifera* (Andrade et al., 2021; Landázuri et al., 2018; Varkey, 2020; Vunain et al., 2019). As proteínas catiônicas presentes nas sementes possuem carga positiva, atraindo partículas de sujeira suspensas com carga negativa. Essa ação promove a coagulação seguida de floculação, um processo que também se aplica às bactérias *E. coli* de carga negativa. Foi observado que a combinação de pré-tratamento com sementes de *Moringa oleifera* e a filtração lenta mostrou-se contribuir na eficiência de remoção de *E. coli*, mesmo diante de condições desafiadoras apresentadas na água bruta.

Além disso, ao considerar o tempo de operação dos filtros lentos, é possível estabelecer uma correlação entre a baixa remoção tanto de coliformes totais quanto de *E. coli* e a maturação insuficiente do *schmutzdecke*, assim, foi possível observar ao longo do estudo que os filtros que foram alimentados por uma água bruta sem o pré-tratamento tiveram uma melhora na remoção de coliformes totais e *E. coli* ao decorrer da operação, confirmando a afirmação mencionada anteriormente.

5.5 PARÂMETROS TOXICOLÓGICOS

A análise de toxicidade aguda realizada no presente trabalho visou avaliar os efeitos toxicológicos da água bruta, decantada e filtradas, em uma concentração de 100% (pura) sobre o processo de germinação das sementes *L. sativa* e sobre o desenvolvimento das radículas e do hipocótilo das plântulas durante seu crescimento.

Na

Tabela 6 – são apresentados os dados da média geral do crescimento radicular, desvio padrão, IG e ICR de *L. sativa* cultivada no controle, água bruta, água decantada e águas filtradas.

Tabela 6 – Resultados do teste de toxicidade em diferentes águas analisadas

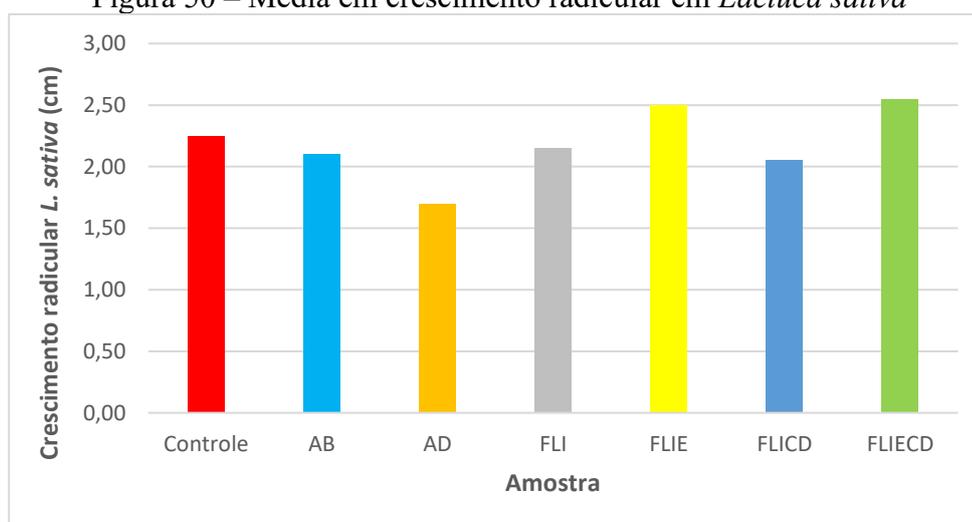
Amostra	Média geral (cm)	DP	ICR	IG (%)
Controle	2,25	0,548	-	-
Água bruta	2,10	0,252	0,93	87,11
Água decantada	1,70	0,301	0,76	70,52
Água filtrada – FLI	2,15	0,387	0,96	95,56
Água filtrada – FLIE	2,50	0,643	1,11	96,30
Água filtrada – FLICD	2,05	0,407	0,91	91,11
Água filtrada – FLIECD	2,55	0,988	1,13	113,33

Legenda: DP: desvio padrão; ICR: índice crescimento radicular; IG: índice germinação. Fonte: a autora (2024)

Foi observado, a partir da Tabela 6, a amostra de água bruta apresentou um IG igual a 87,11%, seguido da água decantada com 70,52%, água filtrada pelo FLI com 95,56%, FLIE com 96,30%, FLICD com 91,11% e por fim, a água filtrada pelo FLIECD, que apresentou o maior IG igual a 113,33%.

A avaliação do crescimento da radícula constitui um parâmetro recomendado para a realização de testes de toxicidade de compostos, uma vez que as raízes representam as primeiras estruturas a serem expostas às substâncias tóxicas. A absorção pelas raízes, seguida pelo transporte dessas substâncias ao longo da planta, desencadeia efeitos que podem variar desde alterações macroscópicas, como mudanças no comprimento das raízes, até modificações microscópicas (Sharma; Dubey, 2005). A Figura 50 mostra a média em crescimento radicular em *Lactuca sativa*.

Figura 50 – Média em crescimento radicular em *Lactuca sativa*



Fonte: a autora (2024)

A germinação é determinada quando a radícula possui tamanho médio igual ou superior a 5 mm (Brasil, 2009). O crescimento médio das raízes, avaliado após 7 dias de acondicionamento, mostrou-se superior ao limite mínimo estabelecido pela (Usepa, 1996) de 5 mm para todas as águas estudadas. Este resultado indica que, todas as amostras, sendo elas com concentrações de 100%, promoveram o desenvolvimento das raízes.

O teste estatístico aplicado aponta que não existiu diferença significativa de médias no tratamento, conforme apontado pelos agrupamentos. Assim, através do teste de Tukey, mostrou-se que o controle e todas as águas analisadas apresentaram o mesmo agrupamento. Como complemento, são apresentadas imagens no Apêndice B da germinação de algumas das amostras analisadas após 7 dias de teste.

Ao fim das análises toxicológicas foi possível observar que, pelo crescimento da radícula estar similar ao crescimento do controle, a água bruta, decantada e filtradas não apontaram características tóxicas.

5.6 PARÂMETROS OPERACIONAIS

Para alcançar os objetivos propostos neste tópico foi avaliada a duração de carreira de filtração e a vazão inicial dos filtros.

5.6.1 Duração da carreira de filtração

Na filtração lenta, um dos aspectos cruciais a serem considerados é a carreira de filtração, também referida como o intervalo entre limpezas. Este intervalo define a frequência necessária para a limpeza de cada filtro. Carreiras de filtração muito curtas podem causar inconveniência aos usuários devido à necessidade constante de limpeza (CAWST, 2012).

A frequência da limpeza dos filtros lentos é predominantemente influenciada pelas características do material filtrante e a qualidade da água bruta. No que diz respeito ao material filtrante, um coeficiente de uniformidade mais alto contribui para uma carreira de filtração prolongada, devido à maior penetração de partículas e ao aumento da espessura do *schmutzdecke*, o que amplia o potencial de retenção de impurezas (Di Bernardo; Rivera, 1996; Pizzolatti, 2014). A qualidade da água bruta exerce uma influência direta na duração da carreira de filtração, sendo que certos parâmetros causam alterações significativas, como a

presença de algas filamentosas, que reduzem consideravelmente a extensão da carreira de filtração (Di Bernardo, 1995).

A eficiência de remoção do sistema também é influenciada pela duração das carreiras de filtração. É preferível que essas carreiras sejam longas, pois, após a limpeza dos filtros, ocorre naturalmente uma redução na eficiência de remoção. Carreiras de filtração mais extensas estão associadas a índices superiores na eliminação de patógenos (Chan et al., 2015; Elliot et al., 2008; Kennedy et al., 2013; Singer et al., 2017; Maciel, 2018).

No âmbito deste estudo, foi adotada, em conformidade com as recomendações de CAWST (2012), de acordo com a dimensão dos filtros desta pesquisa, uma vazão inicial mínima de 30 mL/min como critério para determinar a necessidade de limpeza dos filtros. A Tabela 7 – apresenta a duração das carreiras de filtrações, ao longo de 167 dias de operação.

Tabela 7 – Duração da carreira de filtração

Número de carreira	<i>FLI</i>	<i>FLIE</i>	<i>FLICD</i>	<i>FLIECD</i>
1	12*	29	31	53
2	7	14	12	14
3	6	7	10	22
4	4	10	7	28
5	2	24	5	
6	7	20	7	
7	5	24	15	
8	7		16	
9	10		17	
10	5		29	
11	7			
12	8			
13	14			
14	9			
15	12			
16	10			
17	13			
18	20			

Legenda: *duração em dias. Fonte: a autora (2024)

Conforme evidenciado na Tabela 7 –, observa-se que os filtros sem a esponja demandaram mais limpeza, do que aqueles que possuem esponja. Destaca-se que no FLI, filtro que não possuía nenhum pré-tratamento (coagulação e esponja) realizou-se a limpeza em 18 ocasiões ao longo do experimento, enquanto o FLICD, filtro que possuía o pré-tratamento com o coagulante e sem esponja, necessitou de limpeza 10 vezes. A carreira de

filtração média para o FLI foi de 9,3 dias, em comparação com 16,7 dias do FLICD, assim, o filtro com pré-tratamento a partir da coagulação levou mais tempo para colmatar.

Conforme observado ao longo do estudo, apenas a coagulação tinha impacto nos parâmetros de qualidade da água, enquanto a esponja não exercia influência, todavia, com relação a duração das carreiras de filtração, foi observado que ambos os pré-tratamentos possuíram influência, o que valida a escolha de incorporar a esponja na abordagem. É importante ressaltar que a água bruta utilizada no FLICD e FLIECD era a água decantada por 24h, passando pelo processo de coagulação, favorecendo os resultados, conforme apontado.

Durante a pesquisa, observou-se que o FLI e FLICD apresentaram carreiras de filtração significativamente mais curtas em comparação com outras, variando de 2 a 20 dias (FLI) e 5 a 31 dias (FLICD). Diante dessa constatação, optou-se por adaptar o procedimento de limpeza, fazendo a raspagem dos primeiros 7,5 cm do meio filtrante, e não dos primeiros 5 cm. Essa adaptação foi realizada a partir da 8ª carreira de filtração do FLI. Essa estratégia visava prolongar o intervalo entre as operações de limpeza, conforme observado na Tabela 7.

Contudo, no contexto do FLI, deparou-se com a necessidade frequente de efetuar a limpeza do filtro devido à qualidade da água bruta introduzida, que, em diversos momentos, a turbidez da água ultrapassava os limites recomendados pela CAWST (2012) e Manz (2007).

Já no FLICD, notou-se uma diferença nos intervalos de limpeza; todavia, em alguns momentos ocorreram alterações no responsável pelo preparo da água decantada, destinada à alimentação do FLICD, o que influenciou, em alguns momentos, na carreira de filtração, pois resquícios de coagulante eventualmente poderiam permanecer na água decantada no momento do preparo, sendo está a água utilizada para a alimentação do filtro, resultando no acúmulo desses resíduos no filtro, levando a um entupimento precoce do mesmo.

Em contrapartida, o filtro que possuía o pré-tratamento com as esponjas de poliuretano (FLIE) obteve 7 carreiras de filtração. Todavia, dentre todos os filtros, o FLIECD obteve um dos melhores resultados em questão da carreira de filtração, finalizando as operações com apenas 4 carreiras de filtração, apontando uma ótima eficiência quando utilizado o pré-tratamento com coagulação e esponjas de poliuretano. A carreira de filtração média para o FLIE foi de 23,8 dias, em comparação com 41,7 dias para o FLIECD.

Com base nas observações realizadas, é possível afirmar que o filtro, quando submetido aos dois pré-tratamentos, alcançou resultados superiores. Essa melhoria decorreu da contribuição da coagulação na redução da turbidez e do papel da esponja na retenção de

parte das impurezas suspensas na água, conforme detalhado nas Tabela 8 e Tabela 9, que apresentam os valores de turbidez da água utilizada para fazer a limpeza da esponja de ambos os filtros que a utilizavam (FLIE e FLIECD).

Tabela 8 – Retenção de turbidez pela esponja de poliuretano do FLIE

Data	<i>Carreira</i>	<i>Becker 1</i>	<i>Becker 2</i>	<i>Becker 3</i>	<i>Becker 4</i>	<i>Becker 5</i>
28/08/2023	1	428,00*	226,00	92,20	53,80	17,70
11/09/2023	2	284,00	74,30	53,20	38,10	11,20
18/09/2023	3	483,00	146,00	78,20	45,80	23,90
28/09/2023	4	621,00	301,00	168,00	98,30	20,40
22/10/2023	5	755,00	520,00	302,00	132,00	10,60
11/11/2023	6	1031,00	898,00	382,00	150,00	25,80
05/12/2023	7	971,00	338,00	203,00	119,00	26,70

Legenda: *NTU. Fonte: a autora (2024)

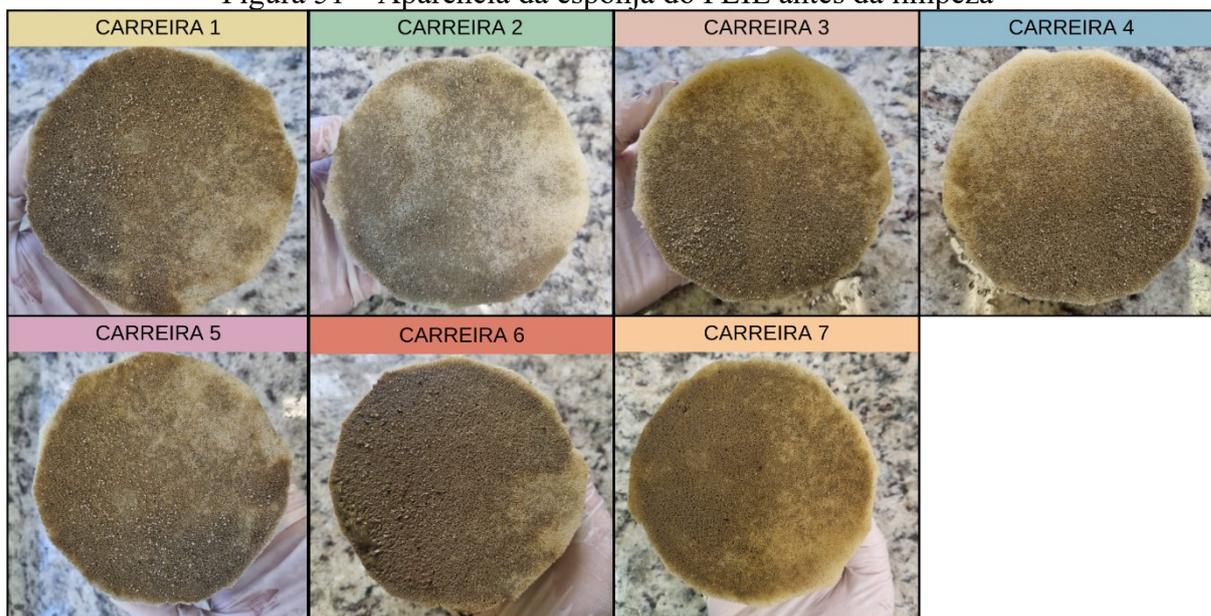
Tabela 9 – Retenção de turbidez pela esponja de poliuretano do FLIECD

Data	<i>Carreira</i>	<i>Becker 1</i>	<i>Becker 2</i>	<i>Becker 3</i>	<i>Becker 4</i>	<i>Becker 5</i>
21/09/2023	1	1229,00*	911,00	307,00	46,80	23,60
05/10/2023	2	272,00	155,00	104,00	96,70	29,00
27/10/2023	3	307,00	227,00	104,00	64,10	21,70
24/11/2023	4	608,00	278,00	106,00	60,70	17,60

Legenda: *NTU. Fonte: a autora (2024)

A retenção eficaz dessas impurezas resultou em uma redução da carga que atingia a camada filtrante, promovendo uma menor velocidade de colmatação e ampliando os intervalos entre as operações de limpeza. A Figura 51 e Figura 52 exibem a aparência das esponjas antes de serem submetidas ao processo de lavagem.

Figura 51 – Aparência da esponja do FLIE antes da limpeza



Fonte: a autora (2024)

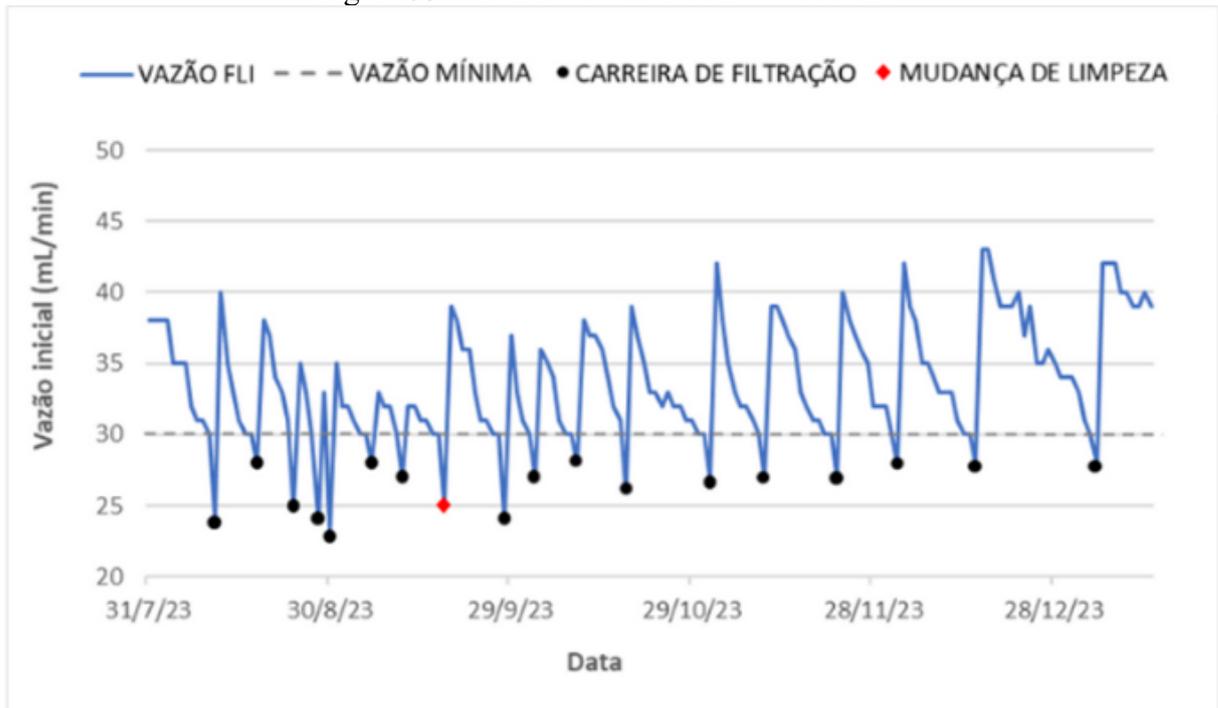
Figura 52 – Aparência da esponja do FLIECD antes da limpeza



Fonte: a autora (2024)

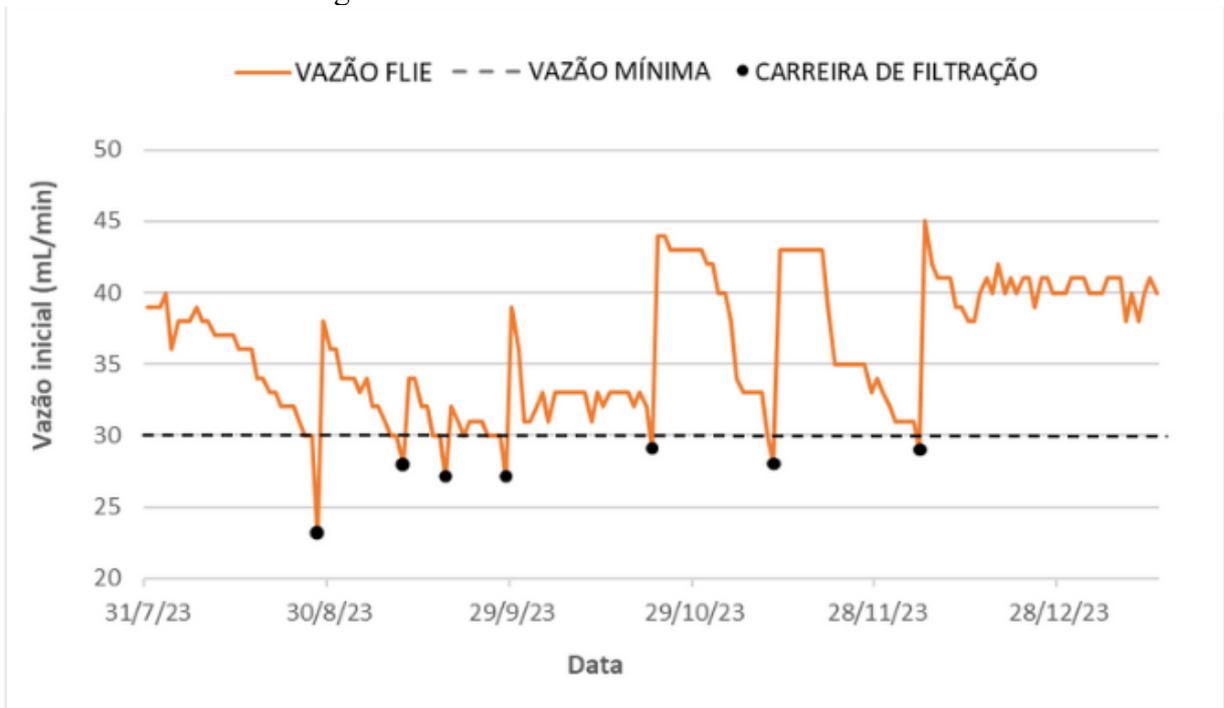
As Figura 53, Figura 54, Figura 55 e Figura 56 apresentam as variações das vazões iniciais dos filtros ao longo do estudo. Os pontos de mínimo das Figuras correspondem aos instantes nos quais os filtros atingiram a condição de colmatação (CAWST, 2012), reconhecida pela linha horizontal tracejada que denota a vazão mínima operacional. Em contrapartida, os picos representam as vazões dos filtros logo após a conclusão dos procedimentos de limpeza.

Figura 53 – Controle da vazão inicial do FLI



Fonte: a autora (2024)

Figura 54 – Controle da vazão inicial do FLIE



Fonte: a autora (2024)

Esse fenômeno decorre, provavelmente, de uma penetração de impurezas mais acentuada das impurezas no leito filtrante quando comparado aos filtros com esponja (Figura 54 e Figura 56), onde uma considerável quantidade de sólidos suspensos foi retida na esponja de poliuretano.

Conforme discutido ao decorrer do trabalho, a camada filtrante do FLI e FLICD foram submetidas à metodologia convencional de limpeza, porém, foi aumentada a fração de raspagem do meio filtrante em mais 2,5 cm, a partir da 8ª carreira (FLI) e 6ª carreira (FLICD). Mesmo com a adaptação da metodologia, que incluiu um aumento na extensão da raspagem em centímetros, é possível que a raspagem do leito filtrante nos filtros sem esponja não tenha sido suficiente para desobstruir o sistema. Portanto, ressalta-se a necessidade de utilizar uma água com os parâmetros recomendados para a tecnologia, ao se tratar de um filtro sem a utilização das esponjas de poliuretano, já que foi possível confirmar que a utilização da esponja impediu o impacto inicial de partículas, preservando os primeiros centímetros do meio filtrante.

6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Ao fim deste trabalho, foi possível fazer as seguintes considerações:

- Os filtros lentos intermitentes foram construídos em uma estrutura de PVC, empregando material filtrante (areia e pedregulhos), juntamente com uma esponja de poliuretano de fácil obtenção. A montagem do sistema revelou-se simples e viável;
- Mesmo a água bruta do lago da UFSC não possuindo uma qualidade recomendada para ser utilizada na filtração lenta, ao ser submetida as configurações com pré-tratamento, apontou vantagens com relação a duração de carreiras de filtração (utilização das esponjas de poliuretano) e qualidade das águas filtradas (utilização da coagulação alternativa com sementes de *Moringa oleifera*);
- Todos os filtros investigados não estiveram em conformidade com a Portaria nº 888/2021 em relação à turbidez e cor aparente; no entanto, demonstraram eficiência notável na remoção desses parâmetros. Observou-se um aumento no parâmetro de cor verdadeira para todos os filtros em comparação com a água bruta. Por outro lado, a água decantada exibiu valores inferiores aos da água bruta, confirmando relatos na literatura que destacam a limitação da tecnologia de filtração lenta na remoção de cor verdadeira;
- O pH manteve-se em conformidade com os padrões de potabilidade ao longo do estudo. A temperatura, embora tenha mostrado variações relacionadas às estações do ano, não apresentou alterações significativas após os processos de decantação e filtração, com relação a água bruta. Os parâmetros mostraram-se favoráveis ao desenvolvimento de microrganismos dentro dos filtros, evidenciado pela diminuição na concentração de oxigênio dissolvido, sinalizando atividade biológica;
- Observou-se um aumento nos valores de condutividade e de concentração de sólidos totais dissolvidos após os processos de filtração, o que diverge das expectativas iniciais. Essa mudança inesperada pode ser atribuída, possivelmente, pela carga orgânica elevada, variações sazonais e até mesmo a ação antropogênica, como, por exemplo, choques mecânicos contra as colunas de filtração. O parâmetro de STD esteve em conformidade com a Portaria nº 888/2021;
- A água após o tratamento pelos filtros FLICD e FLIECD apresentaram ausência da bactéria *E. coli* durante toda a operação, e em alguns momentos a AD e o FLI também

atingiram o mesmo resultado, estando em conformidade com o padrão de potabilidade brasileiro (Brasil, 2021). Esses resultados destacaram a eficiência na redução significativa da presença de *E. coli*, quando associado o pré-tratamento com as sementes de *Moringa oleifera* e a filtração lenta;

- Os filtros submetidos ao pré-tratamento demonstraram uma eficácia superior na redução de clorofila -a. Em nenhum momento a água decantada removeu 100% o referido parâmetro; contudo, em determinados momentos da operação, todos os filtros, com exceção do FLI, alcançaram a ausência de clorofila -a;
- Inicialmente, seis unidades de filtração foram instaladas, mas duas pararam de operar após 23 dias devido ao entupimento precoce causado pelo processo de pré-tratamento (FLICA e FLIECA). Isso ressaltou a necessidade de realizar o processo de preparação da água decantada durante um intervalo de 24h e adaptar nas garrafas Pet de água mineral.
- Durante a operação dos filtros, constatou-se que a capacidade hidráulica dos filtros sem esponja, destacando o FLI, que não possuía nenhum tipo de pré-tratamento, não se reestabelecia. Diante dessa situação, tomou-se a decisão de aumentar a fração de raspagem do meio filtrante em mais 2,5 cm, a partir da 8ª carreira do FLI e 6ª carreira do FLICD. Essa medida visava realizar uma limpeza mais profunda, com o objetivo de evitar a redução nas carreiras de filtração dos filtros em questão;
- Foi possível observar a eficiência do uso da esponja de poliuretano, do ponto de vista operacional (carreiras de filtração), destacando o filtro lento intermitente com esponja e adição da água decantada pelo coagulante natural (FLIECD), o qual obteve apenas 4 carreiras de filtração, em comparação com o filtro lento intermitente (FLI), que obteve 18 carreiras de filtração;
- A análise do crescimento radicular a partir do teste toxicológico agudo com sementes de *Lactuca sativa* mostrou que todas as águas estudadas (bruta, decantada e filtradas) promoveram o desenvolvimento das raízes, superando o limite mínimo estabelecido pela norma. O teste estatístico indicou a inexistência de diferença significativa entre as médias dos tratamentos, reforçando a característica de água atóxica.

7 RECOMENDAÇÕES

Recomenda-se para futuras pesquisas:

- Alternativas de pré-tratamento (coagulantes naturais e esponja de poliuretano no topo do meio filtrante) e pós-tratamento (desinfetantes alternativos) aliadas a filtração lenta de regime intermitente no tratamento de água;
- Avaliar a colmatção biológica considerando a atividade microbológica nos filtros com o pré-tratamento e profundidade do meio filtrante através do teor de matéria orgânica e análise enzimática;
- Alimentação em filtros lentos domiciliares de regime intermitente com doses elevadas de (oo)cistos de *Giardia spp.* e *Cryptosporidium spp.* ao longo de um período de um ano, visando analisar a eficiência do sistema com a utilização do pré-tratamento;
- Pesquisar a eficiência de inativação de *E. coli* e de (oo)cistos de protozoários utilizando diferentes desinfetantes alternativos aliados à filtração lenta intermitente.
- Avaliar o potencial de formação de subprodutos da desinfecção, após cloração do efluente filtrado;
- Identificação de formas de reutilização do lodo biodegradável gerado pelo uso do coagulante orgânico (sementes de *Moringa oleifera*);
- Avaliar o efeito da raspagem (limpeza) e uso das esponjas de poliuretano dos filtros lentos na biomassa e comunidade microbológica do meio filtrante;
- Estudar o pré-tratamento com esponjas de poliuretano e coagulação alternativa na influência de diferentes períodos de intermitência (24h e 48h);
- Realizar diferentes processos de extração do coagulante, usando soluções salinas e com extração prévia dos lipídios;
- Acompanhamento do potencial de oxirredução das águas filtradas ao longo do tempo.

REFERÊNCIAS

- ABNT. NBR 6457: **Amostras de solo: Preparação para ensaios de compactação e ensaios de caracterização**. Rio de Janeiro, 2016.
- ABNT. NBR 7181: **Análise granulométrica: Método de ensaio**. Rio de Janeiro, 2016.
- AGÊNCIA NACIONAL DE VIGILÂNCIA SANITÁRIA. Resolução - RE nº 899, de 29 de maio de 2003. **Ministério da Saúde**, Brasil. Disponível em: http://bvsms.saude.gov.br/bvs/saudelegis/anvisa/2003/res0899_29_05_2003.html. Acesso em: 11 abr. 2023.
- ADEYEMO, F. E.; KAMIKA, I.; MOMBA, M. N. B. Comparing the effectiveness of five low-cost home water treatment devices for Cryptosporidium, Giardia and somatic coliphages removal from water sources. **Desalination and Water Treatment**, v. 56, n. 9, p. 2351-2367, 2015.
- ALBUQUERQUE, T. B. V. **Caracterização física e biológica da zona hiporréica na interação Rio-Aquífero no Rio Beberibe**. 166 f. Tese (Doutorado em Engenharia civil) - Universidade Federal de Pernambuco, Recife, PE, 2015.
- ALLISON, L. E. Effect of microorganisms on permeability of soil under prolonged submergence. **Soil Science Society of America Journal**, v. 11, n. 6, p. 439-450, 1947.
- ALMEIDA NETO, J. **A cultura da moringa oleifera como estratégia de segurança alimentar e nutricional**. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente) - Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2008.
- AMAGLO, N. K. Adsorption characteristics of Moringa oleifera Lam. protein isolates in relation to the clarification of turbid water. **Journal of Applied Sciences Research**, v. 3, n. 11, p. 1904-1912, 2007.
- AMAGLOH, F. K.; BENANG, A. Effectiveness of Moringa oleifera seed as coagulant for water purification. **African Journal of Agricultural Research**, v. 4, n. 1, p. 119-123, 2009.
- AMIRTHARAJAH, A. Some theoretical and conceptual views of filtration. **Journal (American Water Works Association)**, v. 80, n. 12, p. 36-46, 1988.
- ANDERSEN, R. A. Diversity of eukaryotic algae. **Biodiversity & Conservation**, v. 1, n. 4, p. 267-292, 1992.
- ANDRADE, P. V.; PALANCA, C. F.; OLIVEIRA, M. A. C.; ITO, C. Y. K.; REIS, A. G. Use of Moringa oleifera seed as a natural coagulant in domestic wastewater tertiary treatment: Physicochemical, cytotoxicity and bacterial load evaluation. **Journal of Water Process Engineering**, v. 40, 2021.
- ANDREOLI, F. C. **Filtros lentos de areia em escala domiciliar como alternativa de tratamento de águas subterrâneas com risco microbiológico em comunidades isoladas**.

2020. Tese (Doutorado em Engenharia Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2020.

ANG, W. L.; MOHAMMAD, A.W. Integrated and Hybrid Process Technology. **Sustainable Water and Wastewater Processing**, p. 279-328, 2019.

ANG, W. L.; MOHAMMAD, A.W. State of the art and sustainability of natural coagulants in water and wastewater treatment. **Journal of Cleaner Production**. v. 262, 2020.

ANGELIS, D. F.; CORSO, C. R.; BIDOIA, E. D.; MORAES, P. B.; DOMINGOS, R. N.; ROCHA-FILHO, R. C. Electrolysis of polluting wastes: I - Wastewater from a seasoning freeze-drying industry. **Química Nova**, v. 21, n. 1, p. 20-24, 1998

ARNON, S; MARX, L.; SEARCY, K. et al. Effects of overlying velocity, particle size, and biofilm growth on stream– subsurface exchange of particles. **Hydrological Processes**, p. 108-114, 2010.

ÁVILA, C.; REYES, C.; BAYONA, J. M.; GARCÍA, J. Emerging organic contaminant removal depending on primary treatment and operational strategy in horizontal subsurface flow constructed wetlands: Influence of redox. **Water Research**, v. 47, p. 18, 2013.

AZEVEDO NETTO, J. M. A. **Técnica de Abastecimento e Tratamento de Água**, vol 2. 3ª ed. São Paulo, CETESB, 1987.

BARTIKO, D; DE JULIO, M. Construção e emprego de diagramas de coagulação como ferramenta para o monitoramento contínuo da floculação em águas de abastecimento. **Revista Ambiente & Água**, v. 10, n. 1, p. 71-81, 2015.

BAVEYE, P.; VANDEVIVERE, P.; HOYLE, B. L. et al. Environmental Impact and Mechanisms of the Biological Clogging of Saturated Soils and Aquifer Materials. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**. v. 28, n. 2, p. 123-191, 1998.

BEYRUTH, Z. Aquatic macrophytes from a marginal pond at Embu-mirim river, **Revista Saúde Pública**, v. 26, n. 4, p. 272-282, 1992.

BEZERRA, A. M. E.; MOMENTÉ, V. G.; MEDEIROS FILHO, S. **Germinação de sementes e desenvolvimento de plântulas de moringa (Moringa oleifera Lam.) em função do peso da semente e do tipo de substrato**. Horticultura Brasileira, v.22, n.2, p.295-299, 2004.

BONGIOVANI, M. C.; VALVERDE, K. C.; BERGAMASCO, R. Utilização do processo combinado coagulação/floculação/UF como processo alternativo ao tratamento convencional utilizando como coagulante a *Moringa oleifera lam*. **Periódico Eletrônico Fórum Ambiental da Alta Paulista**, São Paulo, v. 9, n. 11, 2013.

BOYD, C. **Manejo do solo e da qualidade da água em viveiro para Aqüicultura**. Tradução: Ono, E. Campinas: ASA, 1997, 55p. Título Original: Pond Bottom Soil and Water Quality Management for Pond Aquaculture.

BRANDALISE, João Nelci. **Avaliação ecotoxicológica da cinza de casca de arroz**. 2018. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Pelotas.

BRANDÃO, C. C. S. et al. **Remoção de algas por múltiplas etapas**. In: Anais do VII Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Paraíba, Brasil, 1998, p. 11-27.

BRASIL, CONAMA. Resolução. 357, de 17 de março de 2005. **Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA**, v. 357, 2005.

BRASIL, Ministério da Agricultura do. Regras para análise de sementes. Departamento Nacional de Produção Vegetal. 365 p. 2009.

BRASIL. Portaria GM/MS Nº 888, de 4 de maio de 2021. **Diário Oficial da União**, Gabinete do ministro/Ministério da Saúde, Edição 85, 1, p.127, 2021.

BRINCK, N. C. P. **Avaliação do tipo de material filtrante no comportamento hidráulico de filtros rápidos de camada profunda no tratamento de águas de abastecimento**. 2009. 393f. Tese (Doutorado) - Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São paulo, 2009.

BROWN, T.J., EMELKO, M.B., 2009. Chitosan and metal salt coagulant impacts on Cryptosporidium and microsphere removal by filtration. **Water Research**. 43,331–338

BROWN, C.; NEVES-SILVA, P.; HELLER, L. The human right to water and sanitation: a new perspective for public policies. **Ciência e Saúde Coletiva**, v. 21, n. 3, p. 661-670, 2016.

BUZUNIS, B. J. **Intermittently Operated Slow Sand Filtration: A New Water Treatment Process**. (Master's Degree), Department of Civil Engineering, The University of Calgary, 1995.

CUNHA, C. L. N.; FERREIRA, A. P. Mathematical modeling to assess the effects of organic waste dumping on sanitary conditions of environmental waters. **Caderno de Saúde Pública**, v. 22, n. 8, p. 1715-1725, 2006

CAMIÑA, F.; CEPEDA, C.; SOTRES, F. et al. Measurement of dehydrogenase activity in acid soils rich in organic matter. **Soil Biology and Biochemistry**. v. 30, n. 8, p. 1005-1011, 1998. [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(98\)00010-8](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(98)00010-8).

CAMPOS, J. R.; POVINELLI, J. Coagulação. In: **CETESB -Técnica de abastecimento e tratamento de água**. São Paulo: CETESB, v. 2, 1974.

CAMPOS, L. C. **Modelling and simulation of the biological and physical processes of slow sand filtration**. 2002. Imperial College of Science, Technology and Medicine London, 2002.

CAPUTO, H. P. **Mecânica dos solos e suas aplicações**. Rio de Janeiro: Livros Técnicos e Científicos, 1973. v.1, 242p.

CARDOSO, C. E. **Caracterização limnológica do lago da Universidade Federal de**

Santa Catarina, no campus Florianópolis, Brasil. 2018. 70f. Monografia (Graduação) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2018.

CAWST. Biosand Filter Construction Manual. **Centre for Affordable Water and Sanitation Technology**, n. July, p. 1–94, 2007.

CAWST. Biosand filter manual design, construction, installation, operation and maintenance. **Centre for Affordable Water and Sanitation Technology**, n. September, p. 129, 2009.

CAWST. Biosand Filter Manual. Design, Construction, Installation, Operation and Maintenance. **Training Manual**. Canada. 2010.

CAWST. Biosand Filter Construction Manual. **Centre for Affordable Water and Sanitation Technology**. p.2, 2012.

CHAN-KEB, C. A. et al. Acute toxicity of water and aqueous extract of soils from Champotón river in *Lactuca sativa* L. **Toxicology reports**, v. 5, p. 593-597, 2018.

CHOY, S. Y.; PRASAD, K. M. N.; WU, T. Y.; RAMANAN, R. N. A Review on Common Vegetables and Legumes as Promising Plant-Based Natural Coagulants in Water Clarification. **Int. J. Environ. Sci. Technol.** v. 12, p. 367-390, 2015.

CHRISTIANSEN, J. E. Effect of entrapped air upon the permeability of soils. **Soil Science**. v. 58, n. 5, p. 355-366, 1944

CHUANG, C.-J.; LI, K.-Y. Effect of coagulant dosage and grain size on the performance of direct filtration. **Separation and Purification Technology**. v. 12, n. 3, p. 229-241, 1997. [https://doi.org/10.1016/S1383-5866\(97\)00048-8](https://doi.org/10.1016/S1383-5866(97)00048-8).

COLDEBELLA, P. F.; VALVERDE, K.; FAGUNDES-KLEN, M. et al. Avaliação da semente de *Moringa oleifera* Lam em pó e em soluções aquosa e salina no tratamento de água superficial. **In: Anais do XX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos**, Rio Grande do Sul, 2013. p. 1-8.

COLLINS, M. R.; EIGHMY, T. T.; FENSTERMACHER JR, J. M.; SPANOS, S. K. Removing natural organic matter by conventional slow sand filtration. **Journal-American Water Works Association**, v. 84, n. 5, p. 80–90, 1992.

COSTA, C. R. et al. A toxicidade em ambientes aquáticos: Discussão e métodos de avaliação. **Química Nova**, v. 31, n. 7, p. 1820–1830, 2008.

Oscar, B. V. (2018). Avaliação Toxicológica de Nanoestruturas de Óxido de Zinco Incorporadas em Argamassa. Dissertação (Mestrado em [Nome do Curso]) - Universidade Federal de Santa Catarina, [Nome da Faculdade ou Programa], Florianópolis, SC, Brasil.

CURRY, K. D.; BLOCH, C. P.; HEM, V. Impact of rock alum pretreatment on biosand filter performance in Cambodia. **Journal of Water Sanitation and Hygiene for Development**, v. 10, n. 1, p. 166–170, 2020.

DALAI, C.; JHA, R. Review on water treatment techniques used for riverbank filtration. **International Journal of Civil Engineering Research**. v. 5, n. 3, p. 221-226, 2014.

DALSASSO, R. L. **Estudo de diferentes materiais para floculação em meio granular, precedendo a filtração rápida descendente no tratamento de água para abastecimento**. 2005. 254 f. Tese (Doutorado) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis - SC, 2005.

DASH, R. et al. Riverbank filtration in Haridwar, India: Removal of turbidity, organics and bacteria. **Hydrogeology Journal**. v. 18, n.6, p. 973-983, 2010.

DAVINO, F. S. F. **Tecnologia de Tratamento de Água: água na Indústria**. Rio de Janeiro: Editores Ltda, 1976.

DE REPENTIGNY, C.; ZAGURY, G. J.; COURCELLES, B. Modeling of the clogging in a MgO column used to treat a Ni- and Co-contaminated water and performance prediction for a centripetal radial column. **Chemosphere**. v. 236, n. p. 124307, 2019.

DIAZ, A.; RINCON, N.; ESCORIHUELA, A. et al. A preliminary evaluation of turbidity removal by natural coagulants indigenous to Venezuela. **Process Biochemistry**, v. 35, p. 391-395, 1999.

DI BERNARDO, L.; BRANDÃO, C. C. S.; HELLER, L. **Tratamento de águas por filtração em Múltiplas Etapas**. Rio de Janeiro: ABES/PROSAB, Ed. 1999b. 121.

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

DI BERNARDO, L.; DANTAS, A. D. B.; VOLTAN, P. E. N. **Tratabilidade de Água e dos Resíduos Gerados em Estações de Tratamento de Água**. Editora LDiBe. 2011.

DI BERNARDO, L.; GRAHAM, N. J. D.; PATERNIANI, J. E. S. Investigação Experimental sobre Desempenho de Mantas Sint ticas na Filtração Lenta de águas de Abastecimento. **Anais: XXIII CONGRESSO INTERAMERICANO DE INGENIERIA SANITÁRIA Y AMBIENTAL**. San Juan, Puerto Rico. 1990.

DI BERNARDO, L. **Métodos e Técnicas de Tratamento de  gua**. Rio de Janeiro: ABES, 1993.

DI BERNARDO, L.; SABOGAL PAZ, L. P. **Seleção de tecnologia de tratamento de  gua**. São Carlos: LDiBe LTDA. 878p. 2008.

DICK, P.; BREAKWEL, P. Soil Enzyme Activities and Biodiversity Measurements as Integrative Microbiological Indicators. **Methods for Assessing Soil Quality, SSSA Special Publication**, 1996.

ESQUIVEL, L. G. R. **Remoção de Matéria Orgânica Natural e precursores de trihalometanos por filtração em margem na lagoa do Peri, Santa Catarina, Brasil**. 2012.

ESTEVAM, M.; SILVA, A. W. da; SILVA, F. F. da. 2019. **Physical analysis of entry water**

in the agro-industry system of tannery in the city of Maringá- Paraná. *Ciência E Natura*, 41, e16.

FARIA MACIEL, P. M.; SABOGAL-PAZ, L. P. Household slow sand filters with and without water level control: continuous and intermittent flow efficiencies. **Environmental Technology (United Kingdom)**, p. 1-15, 2018.

FARIAS, N.J.V. **Desempenho de filtros lentos, com diferentes períodos de amadurecimento, precedidos de pré-filtração em pedregulho no tratamento de águas contendo células tóxicas de *Microcystis aeruginosa*.** Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 123p. 2011.

FAZOLO, A. **Análise da influência de uma espuma de poliuretano instalada em um filtro intermitente de areia biologicamente estabilizado.** 65 f. Trabalho de Conclusão de Curso (TCC) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis - SC, 2023a.

FAZOLO, T. **Influência de uma esponja de poliuretano instalada no meio filtrante de um filtro lento intermitente, com destaque para aclimação do sistema.** 59 f. Trabalho de Conclusão de Curso (TCC) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis - SC, 2023b.

FERREIRA, B. C.; PAIVA, P. M. H.; MARQUES, A. Semente de *Moringa oleifera* como coagulante natural no tratamento da água. **Fundação de Ensino e Pesquisa do Sul de Minas**, Minas Gerais, 2020. Disponível em: <http://repositorio.unis.edu.br/handle/prefix/1435>. Acesso em: 30 set. 2022.

FERREIRA FILHO, S. S. **Tratamento de água: concepção, projeto e operação de estações de tratamento.** 1º ed. Rio de Janeiro: Elsevier, 2017.

FONTENELLE, M.; ALMEIDA, J. C. M. Estudo da viabilidade técnica de uso do Venturi no processo de geração de microbolhas no sistema FAD. **Unoesc & Ciência - ACET**, Joaçaba, v. 5, n. 2, p. 159-168, jul./dez. 2014.

FREITAS, B. L. S. **Filtros lentos em escala domiciliar como alternativa de tratamento de águas com risco microbiológico em comunidades isoladas.** Dissertação (Mestrado) – Universidade de São Paulo, São Carlos, 2017.

FREITAS, B. L. S. **Filtros lentos domiciliares com operação contínua como alternativa para sistemas de tratamento de águas superficiais em comunidades isoladas: uma avaliação comparativa para redução do leito filtrante.** Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos, University of São Paulo, São Carlos, 2021.

FRIEDEL, J. K.; MÖLTER, K.; FISCHER, W. R. Comparison and improvement of methods for determining soil dehydrogenase activity by using triphenyltetrazolium chloride and iodonitrotetrazolium chloride. **Biology and Fertility of Soils**. v. 18, n. 4, p. 291-296, 1994. <https://doi.org/10.1007/BF00570631>

GERBER, M.; LUCIA, T.; CORRÊA, L. B.; PEREIRA NETO, J. E.; CORRÊA, É. K. Phytotoxicity of effluents from swine slaughterhouses using lettuce and cucumber seeds as

bioindicators. **Science of the Total Environment**, v. 592, p. 86-90, 2017.

GHEBREMICHAEL, K. A. Coagulation of turbid waters using *Moringa oleifera* seeds: an alternative to conventional water treatment plants. **Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C**, v. 30, n. 11-16, p. 711-717, 2005.

GHERNAOUT, D.; AL-GHONAMY, A. I.; BOUCHERIT, A. et al. Brownian Motion and Coagulation Process. **American Journal of Environmental Protection**. v. 4, n. 5-1, p. 1-15, 2015.

GHISI, D. B. **Proposta de um modelo de projeto de filtro rápido biflúxo para tratamento de água de abastecimento de água de abastecimento**. Florianópolis, 2016.

GREEN, V. S.; STOTT, D. E.; DIACK, M. Assay for fluorescein diacetate hydrolytic activity: Optimization for soil samples. **Soil Biology and Biochemistry**. v. 38, n. 4, p. 693-701, 2006. ISSN <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2005.06.020>.

GUCHI, E. Review on Slow Sand Filtration in Removing Microbial Contamination and Particles from Drinking Water, Ethiopia, **American Journal of Food and Nutrition**, v. 3, n. 2, p. 47-55, 2015.

GUEDES, A. F. Crescimento inicial de moringa em ambiente protegido na região metropolitana de Curitiba. **Revista Brasileira de Agroecologia**, v. 10, n. 3, p. 113-120, 2015.

HAIG, S.-J.; QUINCE, C.; DAVIES, R. L. et al. The relationship between microbial community evenness and function in slow sand filters. **American Society for Microbiology, Escócia**, 2015.

HAMZAH, A.; MANIKAN, V.; ABD AZIZ, N. A. F. Biodegradation of tapis crude oil using consortium of bacteria and fungi: optimization of crude oil concentration and duration of incubation by response surface methodology. **Sains Malaysian**. v. 46, p. 43-50, 2017.

HENDRICKS, D. W.; BELLAMY, W. D. Microorganism removals by slow sand filtration. In: LONGSDON, G. S. (ed.). *Slow Sand Filtration*. **ASCE – American Society of Civil Engineers**, Nova York, EUA., 1991. p. 101-121.

HISCOCK, K. M.; GRISCHEK, T. Attenuation of groundwater pollution by bank filtration. **Journal of Hydrology**. v. 266, n. 3, p. 139-144, 2002. [https://doi.org/10.1016/S0022-1694\(02\)00158-0](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(02)00158-0).

HOWARD, G.; BARTRAM, J. Domestic Water Quantity, Service Level and Health. **World Health Organization**, p. 39, 2003.

HOWE, K. J.; HAND, D. W.; CRITTENDEN, J. C. et al. *Princípios de tratamento de água*. **Cengage Learning**, São Paulo, p. 602, 2016.

HUISMAN, L.; WOOD, W. E. **Slow sand filtration**. Geneva: World Health Organization, 1974, p. 120.

HUNTER, P. R. Household water treatment in developing countries: Comparing different intervention types using meta-regression. **Environmental Science and Technology**, v. 43, n. 23, p. 8991-8997, 2009.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. **Censo Demográfico 2010**. IBGE, 2010. Disponível em: <<http://cod.ibge.gov.br/25M>>. Acesso em: 21 set. 2022.

IONESCU, M. **Chemistry and Technology of Polyols for Poliurethanes**. Shawbury: Rapra Technology Limited, 2005. 586 p.

IPA. **Manejo e utilização da palma forrageira (Opuntia e Napolea) em Pernambuco**. Recife, 2006.

ISOLANI, D. **Filtração de águas de abastecimento com esponjas de poliuretano**. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Santa Catarina, Centro Tecnológico, 2000.

IVES, K. J. Review paper rapid filtration. **Water Research**, v. 4, p. 23, 1970.

JAHN, S. A monograph of the genus Moringa. Jamaica: RBG, 1986.

JAQUES, R. C. **Qualidade da água de chuva no município de Florianópolis e sua potencialidade para aproveitamento em edificações**. 102 f. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2005.

JENKINS, M.V; TIWARI, S. K; DARBY, J. Bacterial, Viral and Turbidity Removal by Intermittent Slow Sand Filtration For Household Use in Developing Countries: Experimental Investigation and Modeling. **Water Research** 45. p. 6227-6239. 2011.

JIANG, J. Q. The role of coagulation in water treatment. **Current Opinion in Chemical Engineering**. v. 8, p. 36-44, 2015.

JIANG, S.; HUANG, J.; LU, H. et al. Optimisation for assay of fluorescein diacetate hydrolytic activity as a sensitive tool to evaluate impacts of pollutants and nutrients on microbial activity in coastal sediments. **Marine Pollution Bulletin**. v. 110, n. 1, p. 424-431, 2016.

JUNILLON, T.; MORAND, L.; FLANDROIS, J. P. Enhanced tetrazolium violet reduction of Salmonella spp. by magnesium addition to the culture media. **Microbiologia Alimentar**. Villeurbanne, França, v. 42, p. 132-135, 2014.

KATAYON, S.; NOOR, M. J.; ASMA, M. et al. Effects of storage conditions of Moringa oleifera seeds on its performance in coagulation. **Bioresource Technology**, v. 97, n. 13, p. 1455-1460, 2006.

KUMAR, K.; CHOWDHURY, A. Use of Novel Nanostructured Photocatalysts for the Environmental Sustainability of Wastewater Treatments. **Encyclopedia of Renewable and Sustainable Materials**. v.1, p. 949-964, 2018.

KUMARI, P. et al. Biosorption studies on shelled *Moringa oleifera* Lamarck seed powder: Removal and recovery of arsenic from aqueous system. **Int. J. Miner. Process.**, v.78, p.131 - 139, 2006.

LACERDA, M. R. S. **A influência do pH de coagulação e do tempo de floculação na flotação por ar dissolvido no tratamento de água com baixa turbidez e presença de algas.** Dissertação (Mestrado), Departamento de Engenharia Civil, Universidade de Brasília, Brasília, Brasil, 1997.

LANDÁZURI, A. C.; VILLARREAL, J. S.; NÚÑEZ, E.; PICO, M. M.; LAGOS, A. S.; CAVIEDES, M.; ESPINOSA, E. Experimental evaluation of crushed *Moringa oleifera* Lam. seeds and powder waste during coagulation-flocculation processes. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 6, 5443-5451. 2018.

LEE, D. **Development of a prototype of an individual slow sand filter for intermittent use in the Philippines.** Department of Civil Engineering, University of Calgary, 1991.

LEE, C.; ROBINSON, J.; CHONG, M. et al. A review on application of flocculants in wastewater treatment. **Process Safety and Environmental Protection**, v. 92, p. 489, 2014.

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

LIBÂNIO, M. **Fundamentos de qualidade e tratamento de água.** 4ª ed. Campinas, SP. Editora Átomo, 2016. 640p.

LIBRALATO, G.; GHIRARDINI, A.; AVEZZÙ, F. To centralise or to decentralise: An overview of the most recent trends in wastewater treatment management. **Journal of Environmental Management**. v. 94, n. 1, p. 61-68, 2012.

LIMA, A. J. **Análise comparativa da eficiência de filtros lentos com meios filtrantes convencional e não convencionais.** 2020. 134p. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Sergipe, 2020.

LIMA JÚNIOR, R. N.; ABREU, F. O. M. S. Produtos Naturais Utilizados como Coagulantes e Floculantes para Tratamento de Águas: Uma Revisão sobre Benefícios e Potencialidades. **Revista Virtual de Química**, v. 10, n. 3, 2018.

LIMA, R. M. F.; LUZ, J. A. M. d. Análise granulométrica por técnicas que se baseiam na sedimentação gravitacional: Lei de Stokes. **Revista Escola de Minas**. v. 54, n. p. 155-159, 2001.

LOGSDON, G. S. Slow sand filtration. **American Society of Civil Engineers**, 1991. 227 p.

LOGSDON, G. S.; KOHNE, R.; ABEL, S. et al. Slow sand filtration for small water systems. **Journal of Environmental Engineering and Science**, v. 1, n. 5, p. 339-348, 2002.

LOZADA, D. S.; VANDEVIVERE, P.; BAVEYE, P. et al. Decrease of the hydraulic conductivity of sand columns by *Methanosarcina barkeri*. **World journal of microbiology & biotechnology**. v. 10, n. p. 325-333, 1994. 10.1007/BF00414873.

LUNARDI, S. **Estudo de arranjo granulométrico e condições operacionais de pré filtração seguida de filtração lenta**. 2021. 123 p. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Santa Maria Frederico Westphalen, 2021.

MACIEL, P. M. F. **Filtração lenta domiciliar como alternativa de tratamento de água em comunidades isoladas: eficiência com e sem controle de nível da água e aceleração do amadurecimento**. 2018. 267 p. Tese (Doutorado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2018.

MAHMOOD, N.; YUAN, Z.; SCHMDIT, J. et al. Depolymerization of lignins and their applications for the preparation of polyols and rigid polyurethane foams: A review. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 60, p. 317–329, 2016.

MANZ, D. H.; BUZINUS, B. J.; MORALES, C. **Final Report on the Nicaragua household water supply and testing project**. University of Calgary: AB, Canada: Division of International Development, 1993.

MANZ, D. H. New Horizons for Slow Sand Filtration Proceedings of the Eleventh Canadian National Conference and Second. **Policy Forum on Drinking Water and the Biennial Conference of the Federal-Provincial Territorial Committee on Drinking Water**, Promoting Public Health Through Safe Drinking Water v. n. 403, p. 682-692, 2004.

MARTINS, M. **Estudo da colmatção biológica através da atividade enzimática em colunas de simulação de sistema de filtração em margem**. 2021. 103 f. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental) – Universidade Federal de Santa Maria Frederico Westphalen, 2021.

MASCARENHAS, R. B. Desenvolvimento da Moringa oleifera no sul do Brasil. **Revista Brasileira de Agroecologia**, v. 9, n. 1, p. 59-70, 2014.

MCNAIR, D. R.; SIMS, R. C.; SORENSEN, D. L. et al. Schmutzdecke Characterization of Clinoptilolite-Amended Slow Sand Filtration. **Journal AWWA**, n. C, 1987a.

MCNAIR, D. R.; SIMS, R. C.; SORENSEN, D. L. et al. Schmutzdecke Characterization of Clinoptilolite-Amended Slow Sand Filtration. **Journal - American Water Works Association**, v. 79, n. 12, p. 74–81, Dec. 1987b.

MEDEIROS, R. C.; FAVA, N. M. N; FREITAS, B. L. S. et al. Drinking water treatment by multistage filtration on a household scale: Efficiency and challenges. **Water Research**, v. 178, 2020.

MELLO, O. M. T. **Avaliação do desempenho da filtração em múltiplas etapas no tratamento de águas com elevadas concentrações de algas**. 1998. 156p. Dissertação (Mestrado), Departamento de Engenharia Civil, Universidade de Brasília, Brasília, 1998.

MENDES, C. G. N. **Estudo da coagulação e floculação de águas sintéticas e naturais com turbidez e cor variáveis**. São Carlos. 1989. 144p. Tese (Doutorado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade do Estado de São Paulo.

MILLER, S. M.; FUGATE, E. J.; CRAVER, V. O. et al. Toward Understanding the Efficacy and Mechanism of *Opuntia* spp. as a Natural Coagulant for Potential Application in Water Treatment. **Environ. Sci. Technol.**, v. 42, n. 12, p. 4274-4279, 2008.

MULLER, J. B. Avaliação da Toxicidade da Fração Solúvel em Água do Biodiesel, Diesel e da Mistura Binária Diesel/Biodiesel de 5% (B5). UFSC, 2011.

MURTHA, N. A.; HELLER, L. Avaliação da influência de parâmetros de projeto e das características da água bruta no comportamento de filtros lentos de areia. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 8, n. 4, p. 257-267, 2003.

MWABI, J. K. Household water treatment systems: A solution to the production of safe drinking water by the low-income communities of Southern Africa. **Physics and Chemistry of the Earth**, v. 36, n. 14, p. 1120-1128, 2011.

MWABI, J. K.; MAMBA, B. B.; MOMBA, M. N. B. Removal of *Escherichia coli* and Faecal Coliforms from Surface Water and Groundwater by Household Water Treatment Devices/Systems: A Sustainable Solution for Improving Water Quality in Rural Communities of the Southern African Development Community Region. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 9, n. 12, p. 139-170, 2012.

MOHD-SALLEH, S. N. A.; MOHD-ZIN, N. S.; OTHMAN, N. A review of wastewater treatment using natural material and its potential as aid and composite coagulant. **Sains Malaysiana**. v. 48, n. 1, p. 155-164, 2019.

MORAN, M. C.; MORAN M. C.; CUSHING, R. S. et al. Particle Behavior in Deep-Bed Filtration: Part 2-Particle Detachment. **American Water Works Association**. v. 85, n. 12, p. 82-93, 1993.

NAKAMOTO, N.; GIMBEL, R.; NIGEL, G. **Progress in Slow Sand and Alternative Biofiltration Processes**. Londres: IWA Publishing, 2014.

NAPOTNIK, J.; JELLISON, K. Transport effects on hydraulic loading rate and microbial removal performance in biosand filters. **Journal of Water and Health**, v. 12, n. 4, p. 686-691, 2014.

NASCIMENTO, G, F. **Índice de qualidade de águas subterrâneas**. 2017. 41 p. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Pará, Instituto de Geociências, Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos, Belém, 2017.

NDABIGENGESERE, A.; NARASIAH, K. S. Quality of water treated by coagulation using *Moringa oleifera* seeds. **Water Research**, v. 32, p. 781-791, 1998.

NDABIGENGESERE, A.; NARASIAH, K. S.; TALBOT, B. G. Active agents and mechanism of coagulation of turbid waters using *Moringa oleifera*. **Water Research**, v. 29, n. 2, pp. 703-710, 1995.

NKURUNZIZA, T.; NDUWAYEZU, J. B.; BANADDA, E. N. et. al. The effect of turbidity levels and *Moringa oleifera* concentration on the effectiveness of coagulation in water treatment. **Water Science and Technology**, Oxford, v. 59, n. 8, p. 1551-1558, 2009.

NTIBREY, R. A. K.; KURANCHIE, F. A.; GYASI, F. S. Antimicrobial and coagulation potential of *Moringa oleifera* seed powder coupled with sand filtration for treatment of bath wastewater from public senior high schools in Ghana. **Jour. List. Heliy.**, v. 6, n. 8, 2020.

NWAIWU, N. E.; ZALKIFUL, M. A.; RAUFU, I. A. Seeking an alternative antibacterial and coagulation agent for household water treatment. **Journal of Applied Phytotechnology in Environmental Sanitation**, Surabaya, v. 1, n. 1, p. 1-9, 2012.

OECD, Test No. 220: **Enchytraeid Reproduction Test, OECD Guidelines for the Testing of Chemicals**, Section 2, OECD Publishing, Paris. DOI: 10.1787/9789264264472-en. 2016.

ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS. **Transformando Nosso Mundo: A Agenda 2030 para o Desenvolvimento Sustentável**. [Relatório]. Nações Unidas, Nova York, 2015. Disponível em: <https://nacoesunidas.org/wp-content/uploads/2015/10/agenda2030-pt-br.pdf>. Acesso em: 11 abr. 2023.

OKUDA, T.; BAES, A.U.; NISHIJIMA, W.; OKADA, M. Isolation and characterization of coagulant extracted from *Moringa oleifera* seed by salt solution. **Water Research**, v. 29, n. 2, p. 703-710, 2001.

OLADOJA, N. A. Headway on natural polymeric coagulants in water and wastewater treatment operations. **Journal of Water Process Engineering**, Nigeria, v. 6, p. 174- 192, 2015.

OLIVEIRA, N. T.; NASCIMENTO, K. P.; GONÇALVES, B. O.; LIMA, F. C.; COSTA, A. L. N. Tratamento de água com *Moringa oleifera* como coagulante e floculante natural. **Revista Científica da Faculdade de Educação e Meio Ambiente**, v. 9, n. 1, p. 373-382, 2018.

ORTH, H. Centralised versus decentralised wastewater systems? **Water Science & Technology**. v. 56, n. 5, p. 259-266, 2007.

PAINEL SANEAMENTO BRASIL. **Parcela da população sem acesso à água (% da população)**. 2020. Disponível em: <https://www.painelsaneamento.org.br/explore/ano?SE%5Bi%5D%5BPOP_SEM_AG%25%5D=POP_SEM_AG%25&SE%5Ba%5D=2020>. Acesso em: 21 set. 2022.

PALADA, M. C.; CHANGL, S. M. *Moringa*. In: Elevitch, C. R. (ed.). *Species Profiles for Pacific Island Agroforestry*. Permanent Agriculture Resources (PAR), 2003. Disponível em: <http://www.traditionaltree.org>. Acesso em: 27 mar. 2023.

PALMATEER, G.; MANZ, D.; JURKOVIC, A. et al. Toxicant and parasite challenge of Manz intermittent slow sand filter. **Environmental Toxicology**, v. 14, n. 2, p. 217-225, 1999.

PANDEY, D.; AGRAWAL, M.; BOHRA, J. S. Effects of conventional tillage and no tillage permutations on extracellular soil enzyme activities and microbial biomass under rice cultivation. **Soil and Tillage Research**, p. 51-60, 2014.

PEPPER, I. L.; GERBA, C. P.; GENTRY, T. J. **Environmental Microbiology** (Third edition). [S.l.]: Academic Press, 2015.

PEREIRA, P. **Estudo das propriedades físico-químicas da poliuretana derivada do óleo de mamona com potencial aplicação na área médica**. 2010. 74 p. Dissertação (Mestrado) – Curso de Química, Instituto de Química de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2010.

PINTO, C. d. S. **Curso Básico de Mecânica dos Solos em 16 Aulas**, São Paulo: Oficina de textos, Ed. 3, 2011

PIZZOLATTI, B. S. **Influência da técnica de limpeza de filtros lentos e diâmetro dos grãos sobre a qualidade da água produzida, com destaque para remoção de carbamatos e oocistos de *Cryptosporidium* (simulados por microesferas)**. 2014. 201 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2014.

POLICARPO, A. C. D. F. **Vias alternativas mitocondriais: clonagem e caracterização do gene da NADH desidrogenase alternativa de *A. Fumigatus***. Tese de Doutorado. Faculdade de Ciências Farmacêuticas de Ribeirão Preto, SP2008.

POPEK, E. **Practical Approach to Sampling**. In. **Sampling and Analysis of Environmental Chemical Pollutants** ed. Elsevier, 2018. cap.4, 145-225 p.

PRITCHARD, M.; CRAVEN, T.; MKANDAWIRE, T. et al. A study of the parameters affecting the effectiveness of Moringa oleifera drinking water purification. **Physics and Chemistry of the Earth**, v. 35, n. 13-14, p. 791-797, 2010.

PRONK, W.; DING, A.; MORGENROTH, E. et al. Gravity-driven membrane filtration for water and wastewater treatment: A review. **Water Research**, v. 149, p. 553-565, 2019.

PUHL, V. A. **Avaliação da colmatação biológica através da atividade enzimática em filtros lentos intermitentes para uso unifamiliar**. 2021. 112 p. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental) – Universidade Federal de Santa Maria Frederico Westphalen, 2021.

RAHMAN, M. A. Performance of Moringa oleifera seeds for turbidity and bacteria removal in drinking water. **Environmental Technology**, v. 37, n. 24, p. 3087-3096, 2016.

RAND, G. M. **Fundamentals of Aquatic Toxicology: Effects, Environmental Fate and Risk Assessment**. Washington, D. C., Taylor & Francis, 2^oEd, p.3-67, 1995.

RANJAN, P.; MANJEET, P. Schmutzdecke- A Filtration Layer of Slow Sand Filter. **International Journal of Current Microbiology and Applied Sciences**, India, 2018.

RAMSKILL, E. A.; ANDERSON, W. L. The inertial mechanism in the mechanical filtration of aerosols. **Journal of Colloid Science**, v. 6, n. 5, p. 416-428, 1951.

RAY, C.; MELIN, G.; LINSKY, R. B. **Riverbank Filtration: Improving Source-Water Quality**. California, US.: Springer Netherlands, Ed. 2003.

RASHID, U. et al. Application of response surface methodology for optimizing trans esterification of Moringa oleifera oil: Biodiesel production. **Energy Conversion and Management**, Amsterdam, v. 52, n. 8-9, p. 3034-3042, 2011.

REMÍGIO, F. N. **Estudo da colmatção biológica de sistemas filtro-drenantes sintéticos de obras de disposição de resíduos domésticos urbanos sob condições anaeróbicas**. 2011. 154 p. Tese (Doutorado) – Universidade de Brasília, Faculdade de Tecnologia, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, 2011.

RENAULT, F.; SANCEY, B.; BADOT, P. et al. Chitosan for coagulation/flocculation processes -An eco-friendly approach. **European Polymer Journal**. v. 45, n. 5, p. 1337-1348, 2009.

RIBEIRO, J.V.M.; ANDRADE, P.V.; REIS, A.G. Moringa oleifera seed as a natural coagulant to treat low-turbidity water by in-line filtration. **Revista Ambiente & Água**, v. 14, n. 6, p. 24-42, 2019.

RINCK-PFEIFFER, S.; RAGUSA, S.; SZTAJNBOK, P. et al. Interrelationships between biological, chemical, and physical processes as an analog to clogging in aquifer storage and recovery (ASR) wells. **Water Research**. v. 34, n. 7, p. 2110-2118, 2000.

ROCHA, N. A.; et al. **Avaliação da influência do sentido de escoamento na filtração lenta na remoção de cor em águas de abastecimento**. IX Simpósio Luso-brasileiro de Eng. Sanitária e Ambiental. ABES, 2000.

RODGERS, M.; J. MULQUEEN, M. G. H. Surface Clogging in an Intermittent Stratified Sand Filter. **Soil Science Society of America Journal**, 2004.

ROSA, F. **Implantação de um sistema alternativo para o tratamento de água e recuperação de ambientes lênticos a partir da filtração em solo natural como meio filtrante: estudo de caso no lago do HU/UFSC- Florianópolis/SC**. Monografia (Curso de Engenharia Sanitária e Ambiental) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2019.

ROSENBERRY, D. O.; PITLICK, J. Effects of sediment transport and seepage direction on hydraulic properties at the sediment–water interface of hyporheic settings. **Journal of Hydrology**. v. 373, n. 3, p. 377-391, 2009. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2009.04.030>.

SALEEM, M.; BACHMANN, R. T. A contemporary review on plant-based coagulants for applications in water treatment. **Journal of industrial and Engineering Chemistry**. v. 72, n. 25, 281-297, 2019.

SAMPAIO, S. C. et al. **Relação entre série de sólidos e condutividade elétrica em diferentes águas residuárias**. Irriga, Botucatu, v. 12, n. 4, p. 569-574, out./dez. 2007.

SANTOS, L. L. et al. Aplicação da tecnologia de filtração em margens para redução ou eliminação de contaminantes físico-químicos na região semi-árida de Pernambuco. In: XIX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 2011, Maceió, AL. **Anais do XIX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos**, 2011. p. 19.

SANTOS, R. S.; MOHR, T. Saúde e qualidade da água: Análises microbiológicas e físico-químicas em águas subterrâneas. **Revista Contexto & Saúde**. Editora Unijuí. v. 13, n. 24/25, p. 46-53, 2013.

SCHUBERT, J. Hydraulic aspects of riverbank filtration—field studies. **Journal of Hydrology**. v. 266, n. 3, p. 145-161, 2002. [https://doi.org/10.1016/S0022-1694\(02\)00159-2](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(02)00159-2).

SCHUMACHER, T.; EYNARD; CHINTALA, R. Rapid cost-effective analysis of microbial activity in soils using modified fluorescein diacetate method. **Environmental Science and Pollution Research**, p. 4759-4762, 2015.

SENS, M. L. et al. Filtração em Margem. In. **Contribuição ao estudo da remoção de cianobactérias e microcontaminantes orgânicos por meio de técnicas de tratamento de água para consumo humano**. 1 ed. Minas Gerais: PROSAB-04, 2006. Cap.5, 173-236 p.

SHARMA, P.; DUBEY, R. S. **Lead toxicity in plants**. **Brazilian Journal of Plant Physiology**, v. 17, n. 1, p. 35–52, 2005.

SMITH, A. W. **Sandstorm: a biosand filter designed for small-scale enterprises**. 36th WEDC International Conference: Delivering Water, Sanitation and Hygiene Services in an Uncertain Environment. 2013.

SOARES, M. B.; PIZZOLATTI, B. S.; SENS, M. L. **Estudo Hidrogeológico Preliminar para a Avaliação do Potencial de Colmatação do Sedimento das Margens da Lagoa do Peri e do Canal Sangradouro – Florianópolis – Santa Catarina – para a Implantação da Técnica da Filtração em Margem**. Anuário do Instituto de Geociências - UFRJ. v. 43, n. p. 2019.

SOARES, M. B. D. **The Influence of High Infiltration Rates, Suspended Sediment Concentration and Sediment Grain Size on River and Lake Bed Clogging**. 2015. 143 p. Tese (Doutorado em Engenharia)-Technischen Universität Berlin, 2015.

SOBSEY, M. D.; STAUBER, C. E.; CASANOVA, L. M. et al. Point of Use Household Drinking Water Filtration: A Practical, Effective Solution for Providing Sustained Access to Safe Drinking Water in the Developing World. **Environmental Science & Technology**, v. 42, n. 12, p. 4261-4267, 2008.

SOBRERO, M. C.; RONCO, A. **Ensayo de toxicidad aguda con semillas de lechuga *Lactuca sativa* L.** In: ROMERO, P. R.; CANTÚ, A. M. (Eds). *Ensayos toxicológicos para la evaluación de sustancias químicas en agua y suelo: la experiencia en México*. 1. ed. México: Instituto Nacional de Ecología, 2008. 414 p. Disponível em: <https://books.google.com.br/books?id=wdJWUOj81isC&printsec=frontcover&source=gs_b_s_ge_summary_r&cad=0#v=onepage&q&f=false> Acesso em: 07 dez. 2023.

SOBRERO, M. C.; RONCO, A. **Ensayo de toxicidad aguda con semillas de lechuga (*Lactuca sativa* L)** In: MORALES, G. C. (Ed.). *Ensayos toxicológicos y métodos de evaluación de calidad de aguas: estandarización, intercalibración, resultados y aplicaciones*. 1. ed. México: Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, 2004. 71 p. Disponível em:

<<https://hdl-bncidrc.dspace.org/bitstream/handle/10625/26391/IDL-26391.pdf?sequence=106>>. Acesso em: 07 dez. 2023.

SOUZA, L. A. **Morfologia e anatomia vegetal: célula, tecidos, órgãos e plântula**. Ponta Grossa: UEPG, 2003. 259 p.

SOUZA FREITAS, B. L.; SABOGAL-PAZ, L. P. Pretreatment using *Opuntia cochenillifera* followed by household slow sand filters: technological alternatives for supplying isolated communities. **Environmental Technology**, p. 1-30, 2019.

SOUZA, F. H. D.; BRUNO, S. P.; MAURÍCIO, L. S. **Retrolavagem como uma alternativa operacional simples para filtros de areia lentos de pequena escala: Da concepção ao estado da arte atual**, Florianópolis, 2020.

SOUZA, F. H. D. **Tratamento de água para abastecimento por meio de filtros lentos de fluxo ascendente com limpeza por retrolavagem e descarga de fundo**. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2015.

SOUZA, F. H. D. **Estudo da biomassa e comunidade bacteriana em filtros lentos retrolaváveis**. 2020. 323 p. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) -Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2020.

TAVARES, Aldaléa Sprada. Estudo ficológico do lago da Universidade Federal de Santa Catarina - Florianópolis - Brasil. **Insula**, Florianópolis, p.37-68, 1980/1981.

TERIN, U. C. **Desempenho de coagulantes naturais, adsorvente alternativo e filtros lentos domiciliares no tratamento de águas com *Microcystis aeruginosa* e microcistina: alternativas tecnológicas para comunidades isoladas**. 2017. 174p. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2017.

TCHOBANOGLIOUS, G. B.; BURTON, F.; STENSEL, H. D. **Wastewater Engineering: treatment and reuse**. 5 Ed. New York, NY: McGraw-Hill, 2016.

UNGER, M.; COLLINS, M. R. Assessing *Escherichia coli* removal in the schmutzdecke of slow-rate biofilters. **Journal / American Water Works Association**, v. 100, n. 12, p. 60–73, 2008.

UNICEF. **Progress on household drinking water, sanitation and hygiene | 2000-2017**. Disponível em: <https://www.datocms-assets.com/30196/1607939793-unicef-oms-waterreport2019.pdf>. Acesso em: 02 set. 2022.

UN-Water. **Summary progress update 2021: SDG 6 – water and sanitation for all**. https://www.unwater.org/sites/default/files/app/uploads/2021/12/SDG-6-Summary-Progress-Update-2021_Version-July-2021a.pdf. Acesso em: 04 mar. 2024.

USEPA. United States Environmental Protection Agency 2002 Short-term methods for estimating the chronic toxicity of effluents and receiving waters to marine and estuarine organisms. **Technical Report**. 3rd ed. U.S. EPA-821-R-02-014. 2002. Acesso em: 09 jan. 2024.

VALENCIA, J. A. **Teoría, diseño y control de los procesos de clarificación del agua**. Lima: CEPIS, 1972. v. 13.

VALVERDE, K. C. Uso do coagulante natural Moringa oleifera lam com o auxiliar de coagulação policloreto de alumínio na melhor performance do tratamento convencional de água. **In: Anais do XII Simpósio de Recursos Hídricos do Nordeste**, Natal, 2014. p. 1-10.

VARGAS, L. C. **Filtración Lenta en Arena. In: Programa Regional de Mejoramiento de la Calidad del Agua para Consumo Humano**, CEPIS – Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente, 1992.

VARKEY, A. J. Purification of river water using Moringa Oleifera seed and copper for point-of-use household application. **Scientific African**, v. 8, 2020.

VIJAYARAGHAVAN, G.; SIVAKUMAR, T.; KUMAR, A. V. Application of plant-based coagulants for wastewater treatment. **International Journal of Advanced Engineering Research and Studies**, p. 88-92, 2011.

VISSCHER, J. T. Slow sand filtration: Design, operation, and maintenance. **Journal of American Water Works Association**, v. 82, n. 6, p. 67-71, 1990.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 4 Ed. Belo Horizonte – MG. Editora UFMG, 2014.

VUNAIN, E.; MASOAMPHAMBE, E. F.; MPEKETULA, P. M. G.; MONJEREZI, M.; ETALE, A. Evaluation of coagulating efficiency and waterborne pathogens reduction capacity of Moringa oleifera seed powder for treatment of domestic wastewater from Zomba, Malawi. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 7, n. 3. 2019.

YI HONG, T.; SIEW XIAN, C.; WEI LUN, A. et al. Effect of H₃PO₄ and KOH as the activating agents on the synthesis of lowcost activated carbon from duckweeds plants. **Jurnal Kejuruteraan**. v.1, n. 4, p. 37-43, 2018.

YIN, C. Y. Emerging Usage of Plant-Based Coagulants for Water and Wastewater Treatment. **Process Biochem** 45. p. 1437-1444. 2010

YIN, S.; SHAO, Y. The effect of ferrous ions on hydraulic conductivity in fine tailings. **Engineering Geology**. v. 260, n. p. 105243, 2019.

YOUNG-ROJANSCHI, C.; MADRAMOOTOO, C. Intermittent versus continuous operation of biosand filters. **Water Research**, v. 49, n. 1, p. 1–10, 2014.

YUNG, K. **Biosand filtration: Application in the developing world**. In: University of Waterloo. 2003. Disponível em: <https://sswm.info/sites/default/files/reference_attachments/YUNG%202003%20Biosand%20Filtration.pdf>. Acesso em: 24 dez. 2022.

WAKELIN, S.; PAGE, D.; DILLON, P. et al. Microbial Community Structure of a Slow Sand Filter Schmutzdecke: A Phylogenetic Snapshot Based on RRNA Sequence Analysis. **Water Science and Technology: Water Supply**, v. 11, n. 4, p. 426–436, 2011.

WANG, J.; SICKINGER, M.; CIOBOTA, V. et al. Revealing the microbial community structure of clogging materials in dewatering wells differing in physico-chemical parameters in an open-cast mining area. **Water Research**. v. 63, n. p. 222-233, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2014.06.021>.

WEBER-SHIRK, M. L.; DICK, R. Biological mechanisms in slow sand filters. **American Water Works Association**. v.89, n. 2, p. 72, 1997b.

WEGELIN, M. **Roughing Filters for Surface Water Pretreatment**. *In*: Slow Sand Filtration Workshop - AWWA. Durham, USA, October 1991.

WEI, H.; GAO, B.; REN, J.; LI, A., YANG, H. Coagulation/flocculation in dewatering of sludge: a review. **Water Research**. v. 143, p. 608-631, 2018.

WHO (WORLD HEALTH ORGANIZATION). **Guidelines for drinking-water quality**. World Health Organization, Geneva. 2017.

WHO (WORLD HEALTH ORGANIZATION); UNICEF (UNITED NATIONS INTERNATIONAL CHILDREN'S EMERGENCY FUND). **Progress on household drinking water, sanitation and hygiene 2000-2017. Special focus on inequalities**. 2019b.

WOLFROM NIGG, R. E. Moringaceae. *In*: POLHILL, R. M.; RAVEN, P. H. (Eds.). **Advances in legume systematics**, part 2. Kew: Royal Botanic Gardens, 1993. p. 537-540.

ZAMPERO, R. **Wastewater treatment of the glass industry with *Moringa oleifera***. 2011. 50 f. Universidade Jose do Rosario Vellano, Alfenas, 2011.

ZHANGZHONG, L.; YANG, P; WENGANG, Z. et al. A kinetic model for the chemical clogging of drip irrigation system using saline water. **Agricultural Water Management**. v. 223, n. p. 105696, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2019.105696>.

APÊNDICE A – Ensaio de tratabilidade no *Jar test*

Conforme indicado na seção 5.1 "Ensaio de Tratabilidade", os quadros subsequentes exibem de maneira mais detalhada os resultados obtidos nos ensaios semanais de tratabilidade. Vale ressaltar, conforme já abordado na seção citada, que foram estipulados os seguintes valores: 0,00 g/L para o primeiro jarro (controle), seguido por 0,75 g/L, 1,00 g/L, 1,25 g/L, 1,50 g/L e 1,75 g/L para os jarros 2, 3, 4, 5 e 6, respectivamente. Além disso, são apresentados os valores correspondentes à água bruta e à água decantada da garrafa de água mineral para fins de comparação.

Quadro 1 – Resultados obtidos de turbidez nos ensaios de tratabilidade no *Jar test*

DATA	JARTEST - PARÂMETRO: TURBIDEZ							
	ÁGUA BRUTA	JARRO 1	JARRO 2	JARRO 3	JARRO 4	JARRO 5	JARRO 6	GARRAFA
05/09/2023	63,1	58,2	35	9,14	10,8	20	23,9	18,7
05/11/2023	62,1	60,2	27,7	13,2	17,8	32,3	32,8	13,8
7/18/2023	61,77	42,1	32	11	16,1	14	35,3	47,6
7/25/2023	61,6	36,5	21,7	4,68	33,3	33,6	56,8	36,1
7/31/2023	65,33	46,4	7,74	5,43	7,62	25	13,1	5,32
08/08/2023	41,2	40,27	6,91	4,97	6,81	42,37	44,2	6,07
8/14/2023	71,47	37,3	9,44	7,97	10,63	10,8	19,95	21,33
8/22/2023	54,93	32,63	13,77	7,75	25,23	40,7	15,53	7,69
8/29/2023	78,13	41,43	8,36	8,57	13,2	16,27	16,33	11,53
09/04/2023	63,2	34,73	7,13	11,27	28,13	36,2	32,77	12,57
09/11/2023	58,47	35,43	12,33	7,03	8,73	12,7	11,8	15,33
9/18/2023	46,27	28,13	25,27	12,03	39	48,03	60,73	6,95
9/26/2023	62,33	37,73	30,07	7,73	12,8	18,8	23,83	16,1
10/02/2023	76,13	34,33	8,87	16,67	32,67	46,03	62,63	3,21

10/09/2023	77,37	35,33	10,37	22,07	30,9	32,9	31,7	4,38
10/18/2023	57,17	23,43	29,23	38,9	31,23	26,93	32,8	6,9
10/23/2023	54,9	20,43	16,3	14,3	15,57	25,8	28,23	5,72
10/31/2023	41	29,57	19,13	28,23	39,17	53,73	68,47	17,34
11/07/2023	51,73	21,2	17,77	20,47	21,73	25,07	28,33	4,94
11/13/2023	48,57	26,77	21,37	18,67	34,4	50,2	62,47	9,75
11/20/2023	46,93	24,5	28,73	24,47	37,37	34,77	42,73	9,41
11/28/2023	33,33	14,5	11,57	11,93	13,53	14,97	14,93	8,12
12/04/2023	30,57	15,13	30	13,57	31,07	39,03	48	5,2
12/12/2023	47,37	19,53	12,53	6,52	11,37	8,28	6,13	6,04
12/19/2023	20,13	15,27	5,01	4,92	5,48	17,02	18,9	3,83
12/27/2023	34,53	18,17	8,06	3,4	11,57	9,03	9,81	6,08
01/03/2024	33,9	20,8	16,1	6,6	14,4	10,7	18,5	7,8
01/09/2024	30,4	19	15,2	11,1	5,5	8,4	8,5	5

Fonte: a autora (2024)

Observa-se que, inicialmente, foram avaliados apenas os parâmetros de turbidez e pH. Dentre esses, destaca-se o parâmetro de turbidez como um fator determinante na escolha da concentração ótima para as adaptações em garrafa de água mineral, visto que o principal objetivo do pré-tratamento com as sementes de *Moringa oleifera* foi reduzir a turbidez da água bruta, aproximando-a do valor recomendado pela CAWST (2012), que é inferior a 50 NTU.

Como evidenciado, a água bruta apresentou variações nos valores de turbidez; no entanto, os resultados obtidos das concentrações ótimas permaneceram dentro dos limites preconizados. Vale ressaltar que, em alguns momentos, foram registrados valores acima do controle (J1). Esses valores elevados foram ocasionados pelo aumento de temperatura, resultando, em certas situações, na flotação do pó das sementes e na sua dispersão na água bruta analisada nos ensaios.

Quadro 2 – Resultados obtidos de pH nos ensaios de tratabilidade no *Jartest*

DATA	JARTEST - PARÂMETRO: pH							
	ÁGUA BRUTA	JARRO 1	JARRO 2	JARRO 3	JARRO 4	JARRO 5	JARRO 6	GARRAFA
05/09/2023	8	8	7,9	7,5	7,5	7,5	7,5	7,1
05/11/2023	7,8	7,8	7,5	7,5	7,5	7,5	7,5	7,1
7/18/2023	7,5	7,2	7,1	7,1	7,1	7,1	7,1	7,2
7/25/2023	7,8	7,8	7,6	7,6	7,6	7,3	7,3	7,6
7/31/2023	7,4	7,4	7,4	7,4	7,3	7,2	7,2	7,2
08/08/2023	8,2	8,3	8	8	7,4	8,1	8,1	8,1
8/14/2023	8,1	8,1	8,1	8,2	8,1	8,2	8,3	8,1
8/22/2023	7,6	7,4	7,2	7,2	7,2	7,3	7,2	7,4
8/29/2023	8	8	7,7	7,5	7,5	7,5	7,5	7,8
09/04/2023	8,1	8,1	7,9	7,9	7,9	7,8	7,8	7,8
09/11/2023	8,2	8	7,8	7,6	7,4	7,5	7,6	7,7
9/18/2023	7,2	6,84	6,42	6,39	6,24	6,17	6,22	6,48
9/26/2023	7,19	6,94	6,72	6,93	6,98	6,94	7,02	6,33
10/02/2023	7,33	7,3	6,99	6,96	6,93	6,9	6,89	7,01
10/09/2023	7	6,91	6,85	6,82	6,8	6,78	6,74	6,74
10/18/2023	6,99	6,85	6,72	6,75	6,75	6,57	6,54	6,29
10/23/2023	6,67	6,75	6,65	6,43	6,45	6,48	6,4	6,62
10/31/2023	7,21	7,21	7,01	6,98	6,9	6,8	6,75	6,7
11/07/2023	6,98	6,92	6,62	6,59	6,54	6,44	6,39	6,73
11/13/2023	6,79	6,83	6,82	6,79	6,69	6,59	6,52	6,73
11/20/2023	7,12	7,08	7,01	6,94	6,82	6,78	6,7	6,9
11/28/2023	7,25	7,18	7,13	6,98	6,83	6,79	6,63	6,78
12/04/2023	7,13	7,12	6,89	6,82	6,78	6,71	6,69	6,89
12/12/2023	7,14	7,13	7,12	7,11	7,11	7,08	7,07	6,94

12/19/2023	7,21	7,21	7,19	7,09	7,06	7,05	7,01	6,91
12/27/2023	7,18	7,08	7,08	7,05	6,98	6,91	6,87	6,99
01/03/2024	7,1	7,1	7,08	7,05	6,99	6,94	6,91	6,98
01/09/2024	7,31	7,3	7,29	7,27	7,24	7,2	7,14	7,01

Fonte: a autora (2024)

Quadro 3 – Resultados obtidos de temperatura nos ensaios de tratabilidade no *Jartest*

DATA	JARTEST - PARÂMETRO: TEMPERATURA							
	ÁGUA BRUTA	JARRO 1	JARRO 2	JARRO 3	JARRO 4	JARRO 5	JARRO 6	GARRAFA
7/18/2023	18,2	18,6	18,6	18,6	18,6	18,6	18,6	18,6
7/25/2023	20,6	21	21,3	21,2	21,3	21,3	21,3	21,2
7/31/2023	18,7	18,6	18,6	18,8	18,7	18,7	18,7	18,7
08/08/2023	20,4	20,3	20,2	20,2	20,2	20,4	20,1	20,2
8/14/2023	17,3	17,2	17,1	17,1	17,1	17,3	17,5	17,4
8/22/2023	21,2	21,1	21,1	21,2	21,1	21,2	21,1	21,2
8/29/2023	18,4	17,3	17,3	17,4	17,3	17,3	17,3	18,6
09/04/2023	21,2	20,7	20,9	20,9	20,9	21	20,9	21
09/11/2023	22	22,7	22,9	22,9	22,8	22,8	22,7	22,3
9/18/2023	23,1	23,5	23,2	23,1	23,1	23,3	23,4	21,4
9/26/2023	21	21,5	21,6	21,6	21,5	21,6	21,6	23,1
10/02/2023	22,4	22,4	22,3	22,3	22,3	22,4	22,4	22,3
10/09/2023	21	20,1	20	20,1	20,2	20,2	20,2	21
10/18/2023	21,4	20	19,9	19,9	20	19,8	19,9	21,5
10/23/2023	20,9	19,5	19,6	19,6	19,4	19,5	19,4	20,9
10/31/2023	22,9	23,3	23,4	23,3	23,3	23,3	23,2	22,9
11/07/2023	21,6	22,1	22,1	22,1	22,1	21,9	21,9	21,7

11/13/2023	22,9	22,9	22,9	22,9	22,9	22,9	22,8	22,9
11/20/2023	22,7	22,8	22,8	22,8	22,8	22,8	22,8	22,4
11/28/2023	22	22,4	22,4	22,4	22,4	22,2	22,3	22
12/04/2023	24	23	23	23	23	23	23	24
12/12/2023	23	22,9	22,8	22,5	22,9	22,7	22,6	22,9
12/19/2023	25,5	24,9	24,8	24,8	24,8	24,9	24,8	25,4
12/27/2023	25,8	25,8	26,1	25,9	26	25,9	25,9	25,9
01/03/2024	24,7	25,1	25,1	25,1	25,1	25,2	25,2	24,7
01/09/2024	24,6	25,5	25,4	25,1	25	24,8	24,8	24,8

Fonte: a autora (2024)

Quadro 4 – Resultados obtidos de oxigênio dissolvido nos ensaios de tratabilidade no *Jartest*

DATA	JARTEST - PARÂMETRO: OXIGÊNIO DISSOLVIDO							
	ÁGUA BRUTA	JARRO 1	JARRO 2	JARRO 3	JARRO 4	JARRO 5	JARRO 6	GARRAFA
7/18/2023	9,35	8,74	8,57	8,39	8,23	8,34	8,17	8,56
7/25/2023	7,96	7,82	6,77	7,18	6,61	6,18	6,26	8,15
7/31/2023	8,53	7,68	8,41	8,41	8,02	7,96	7,96	8,28
08/08/2023	5,64	7,17	6,48	6,91	7,62	7,25	5,86	6,63
8/14/2023	6	7,56	7,6	7,59	7,63	7,29	7,63	3,91
22/08/2023	7,1	7,33	6,42	6,43	6,96	6,82	6,84	2,83
29/08/2023	8,73	7,84	7,55	7,88	8,42	8,31	8,46	2,43
09/04/2023	7,86	5,28	4,77	4,87	5,13	5,1	5,4	1,91
09/11/2023	8,15	7,43	6,43	6,51	6,9	7,56	6,82	1,25
9/18/2023	5,64	6,87	6,5	5,6	6,01	5,85	5,79	1,04
26/09/2023	5,85	5,84	5	5,09	5,44	5,71	5,78	2,28
10/02/2023	6,38	7,39	6,14	6,11	6,92	6,8	6,66	1,36

10/09/2023	6,85	8,01	6,91	6,07	6,27	6,72	6,4	1,42
10/18/2023	7,77	7,51	6,81	7,11	7,71	7,78	7,02	1,06
10/23/2023	8,28	8,27	6,29	5,75	5,76	4,65	5,08	1,66
10/31/2023	6,87	7,01	5,28	5,46	5,59	5,31	5,35	1,6
11/07/2023	5,45	7,69	5,45	5,27	5,19	5,09	5	1,03
11/13/2023	5,75	5,61	5	4,8	4,13	3,98	3,83	1,19
11/20/2023	6,32	6,37	5,73	5,56	5,3	5,23	5,04	1,21
11/28/2023	5,99	5,36	4,82	4,73	4,49	4,46	4,37	1,12
12/04/2023	5,85	5,84	4,98	4,87	4,75	4,07	3,98	1,18
12/12/2023	6,64	5,94	5,96	5,56	5,54	5,46	4,97	1,98
12/19/2023	5,47	5,05	4,07	3,95	3,72	2,3	2,05	0,92
12/27/2023	5,37	4,38	3,64	3,28	3,19	2,95	2,69	2,55
01/03/2024	4,84	4,75	4,65	4,44	3,99	3,8	3,51	1,05
01/09/2024	5,85	5,27	4,68	4,63	4,62	4,41	3,95	1,28

Fonte: a autora (2024)

Quadro 5 – Resultados obtidos de cor aparente nos ensaios de tratabilidade no *Jartest*

DATA	JARTEST - PARÂMETRO: COR APARENTE							
	ÁGUA BRUTA	JARRO 1	JARRO 2	JARRO 3	JARRO 4	JARRO 5	JARRO 6	GARRAFA
7/18/2023	855	637	122	89	156	365	451	252
7/25/2023	752	632	200	71	706	1035	1179	294
7/31/2023	545	732	128	85	71	246	147	109
08/08/2023	697	646	74	66	76	487	510	60
8/14/2023	909	626	139	106	83	103	117	285
8/22/2023	637	568	120	118	226	449	211	132
8/29/2023	714	291	40	42	42	67	88	109
09/04/2023	836	555	106	131	286	392	340	193

09/11/2023	777	618	203	85	97	152	148	203
9/18/2023	876	474	341	243	439	625	1064	132
9/26/2023	926	702	503	122	140	168	203	231
10/02/2023	1030	600	92	126	276	454	739	58
10/09/2023	958	537	87	102	278	408	501	87
10/18/2023	536	246	295	413	324	263	317	103
10/23/2023	436	201	167	171	194	328	359	102
10/31/2023	442	266	228	204	284	314	434	177
11/07/2023	574	249	209	255	288	304	342	116
11/13/2023	476	285	227	370	541	771	1324	94
11/20/2023	433	270	394	272	558	514	556	136
11/28/2023	411	210	153	159	177	178	185	80
12/04/2023	407	215	224	193	435	523	647	122
12/12/2023	427	288	133	196	228	287	324	113
12/19/2023	223	161	130	109	103	143	149	95
12/27/2023	321	262	214	44	146	142	209	47
01/03/2024	413	262	130	96	133	106	152	121
01/09/2024	397	120	149	142	55	122	135	88

Fonte: a autora (2024)

Quadro 6 – Resultados obtidos de cor verdadeira nos ensaios de tratabilidade no *Jartest*

DATA	JARTEST - PARÂMETRO: COR VERDADEIRA							
	ÁGUA BRUTA	JARRO 1	JARRO 2	JARRO 3	JARRO 4	JARRO 5	JARRO 6	GARRAFA
7/18/2023	310	684	83	78	138	325	411	34
7/25/2023	641	482	190	49	689	985	1179	294
7/31/2023	996	92	26	39	10	17	15	11
08/08/2023	1006	626	30	10	68	59	25	10

8/14/2023	280	416	102	24	29	71	66	111
8/22/2023	148	30	11	14	18	51	12	12
8/29/2023	38	36	12	14	20	41	50	16
09/04/2023	63	104	11	16	51	69	33	10
09/11/2023	39	25	44	5	5	7	9	146
9/18/2023	30	110	28	16	109	47	73	18
9/26/2023	25	67	64	10	12	4	9	128
10/02/2023	34	92	5	5	5	6	11	4
10/09/2023	24	23	4	7	13	16	19	1
10/18/2023	19	35	2	6	5	3	12	3
10/23/2023	16	27	5	7	4	10	11	6
10/31/2023	18	28	5	7	22	8	5	11
11/07/2023	19	4	3	3	4	5	11	2
11/13/2023	24	28	49	40	107	131	147	4
11/20/2023	20	24	4	3	4	5	5	2
11/28/2023	28	27	3	2	3	6	10	10
12/04/2023	27	15	14	6	10	13	13	2
12/12/2023	20	17	6	6	8	9	9	8
12/19/2023	16	17	6	6	11	9	12	14
12/27/2023	31	30	8	7	14	10	9	3
01/03/2024	15	16	13	2	8	4	18	5
01/09/2024	32	15	3	7	2	5	6	7

Fonte: a autora (2024)

Quadro 7 – Resultados obtidos de condutividade elétrica nos ensaios de tratabilidade no *Jartest*

DATA	JARTEST - PARÂMETRO: CONDUTIVIDADE ELÉTRICA							
	ÁGUA BRUTA	JARRO 1	JARRO 2	JARRO 3	JARRO 4	JARRO 5	JARRO 6	GARRAFA
7/18/2023	107,3	66,6	91,2	94,9	111,4	120,7	128,9	125,5
7/25/2023	67,8	80,2	93,2	106,7	124	144	160	116,8
7/31/2023	69,5	87,7	101,3	101,1	107,1	108,3	111,7	101
08/08/2023	72,9	70,1	87,2	93,9	101,2	101,7	116,1	229,5
8/14/2023	70,6	75,8	88,1	90,9	95,2	102	108,7	104
8/22/2023	71,5	71,8	91	98,3	105,3	112,9	114,9	284,3
8/29/2023	86,7	81,4	93,4	98,9	105,7	111,3	116,3	177,8
09/04/2023	78	76,7	91,1	103,4	109,3	117,3	121,5	148
09/11/2023	104	89	103	93	116,2	119,7	132,2	124
9/18/2023	83,3	83,7	116,8	137,6	161,3	186,7	206,1	84,7
9/26/2023	85,8	83,9	108,3	110,8	122,3	131,4	139,7	108,1
10/02/2023	84,7	83,8	103	110,6	115,5	121,7	130,6	110,6
10/09/2023	85,9	79,3	95	101,3	106,9	111,3	116,9	111,9
10/18/2023	68,1	63,3	89,1	94,6	99,1	103,8	142,2	97,1
10/23/2023	66,6	64,4	89,7	99	107	112,5	117,6	120,3
10/31/2023	89	86,6	92,4	100,2	109	118,2	122,3	92,8
11/07/2023	79,9	106,4	83	84,4	87,4	91,7	93,3	102
11/13/2023	80	81,4	106,7	113,5	120,2	131,4	141,2	101,1
11/20/2023	79,8	77,9	107,4	115,9	120,3	127,2	138,1	129,8
11/28/2023	79,9	71,1	95,6	103,3	109,9	114	117,7	110
12/04/2023	71,9	69,9	100,8	100,2	117,6	132,8	136,9	110,1
12/12/2023	69,5	67,9	82,5	86,7	90,3	94,5	100,3	120,4
12/19/2023	68,6	68,5	79,7	86,6	89	96,7	99,4	92,8
12/27/2023	75,6	75	83,1	86,8	92,2	96,1	98,4	97,5

01/03/2024	71	70,9	81,3	85,8	91,6	96,9	104,4	94,1
01/09/2024	63,3	62,7	75	81,3	84	89,9	91,9	91,8

Fonte: a autora (2024)

Quadro 8 – Resultados obtidos de sólidos totais dissolvidos nos ensaios de tratabilidade no *Jartest*

DATA	JARTEST - PARÂMETRO: SÓLIDOS TOTAIS DISSOLVIDOS							
	ÁGUA BRUTA	JARRO 1	JARRO 2	JARRO 3	JARRO 4	JARRO 5	JARRO 6	GARRAFA
7/18/2023	68,7	42,6	58,4	60,7	71,3	77,2	82,5	80,3
7/25/2023	43,4	51,3	59,6	68,3	79,4	92,2	102,4	74,8
7/31/2023	44,5	56,1	64,8	64,7	68,6	69,3	71,5	64,7
08/08/2023	46,7	44,9	55,8	60,1	64,8	65,1	74,3	146,9
8/14/2023	45,2	48,5	56,4	58,2	60,9	65,3	69,6	66,6
8/22/2023	45,8	46	58,2	62,9	67,4	72,3	73,5	182
8/29/2023	55,5	52,1	59,8	63,3	67,6	71,2	74,4	113,8
09/04/2023	49,9	49,1	58,3	66,2	69,9	75,1	77,8	94,7
09/11/2023	66,6	57	65,9	59,5	74,3	76,6	84,6	79,3
9/18/2023	53,3	53,6	74,7	88,1	103,3	119,5	131,9	54,2
9/26/2023	54,9	53,7	69,3	70,9	78,3	84,1	89,4	69,2
10/02/2023	54,2	53,6	65,9	70,8	73,9	77,9	83,6	70,8
10/09/2023	55	50,7	60,8	64,9	68,4	71,2	74,8	71,6
10/18/2023	43,6	40,5	57	60,5	63,4	66,4	91	62,2
10/23/2023	42,6	41,2	57,4	63,4	68,5	72	75,2	77
10/31/2023	57	55,4	59,2	64,1	69,7	75,6	78,3	59,4
11/07/2023	51,2	68,1	53,1	54	56	58,7	59,7	65,3
11/13/2023	51,2	52,1	68,3	72,7	76,9	84,1	90,4	64,7
11/20/2023	51,1	49,9	68,7	74,2	77	81,4	88,4	83,1
11/28/2023	51,2	45,5	61,2	66,1	70,3	73	75,3	70,4

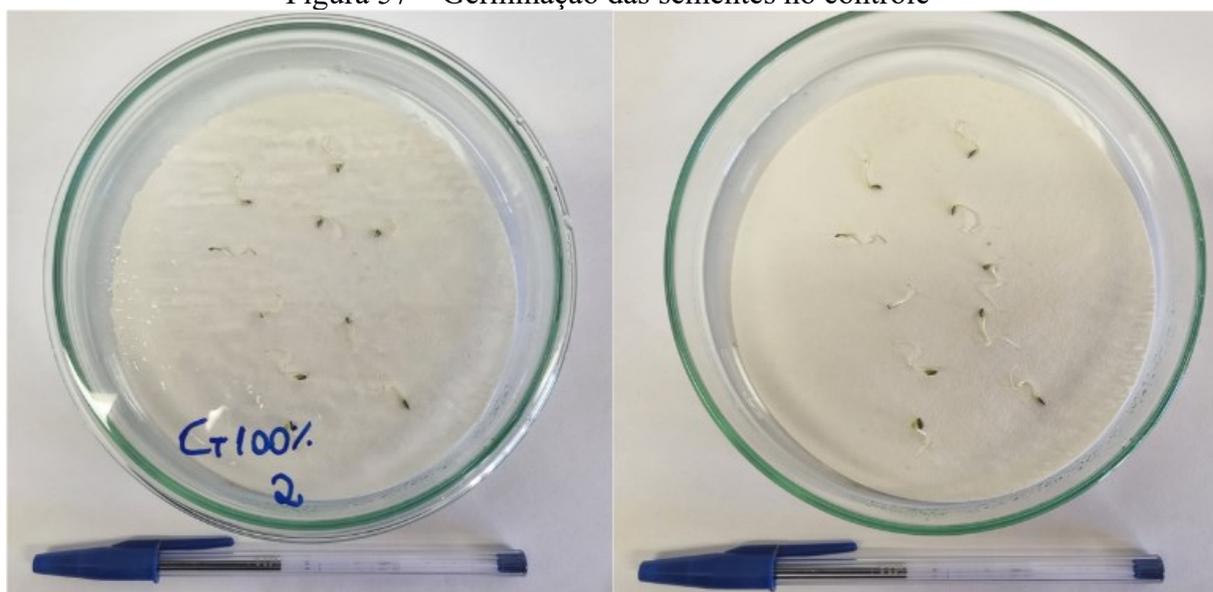
12/04/2023	46	44,7	64,5	64,1	75,2	85	87,6	70,4
12/12/2023	44,5	43,4	52,8	55,5	57,8	60,5	64,2	77,1
12/19/2023	43,9	43,8	51	55,4	56,9	61,9	63,6	59,4
12/27/2023	48,4	48	53,2	55,6	59	61,5	63	62,4
01/03/2024	45,5	45,4	52	54,9	58,6	62	66,8	60,2
01/09/2024	40,5	40,1	48	52,1	53,8	57,5	58,8	58,8

Fonte: a autora (2024)

APÊNDICE B – Teste toxicológico agudo

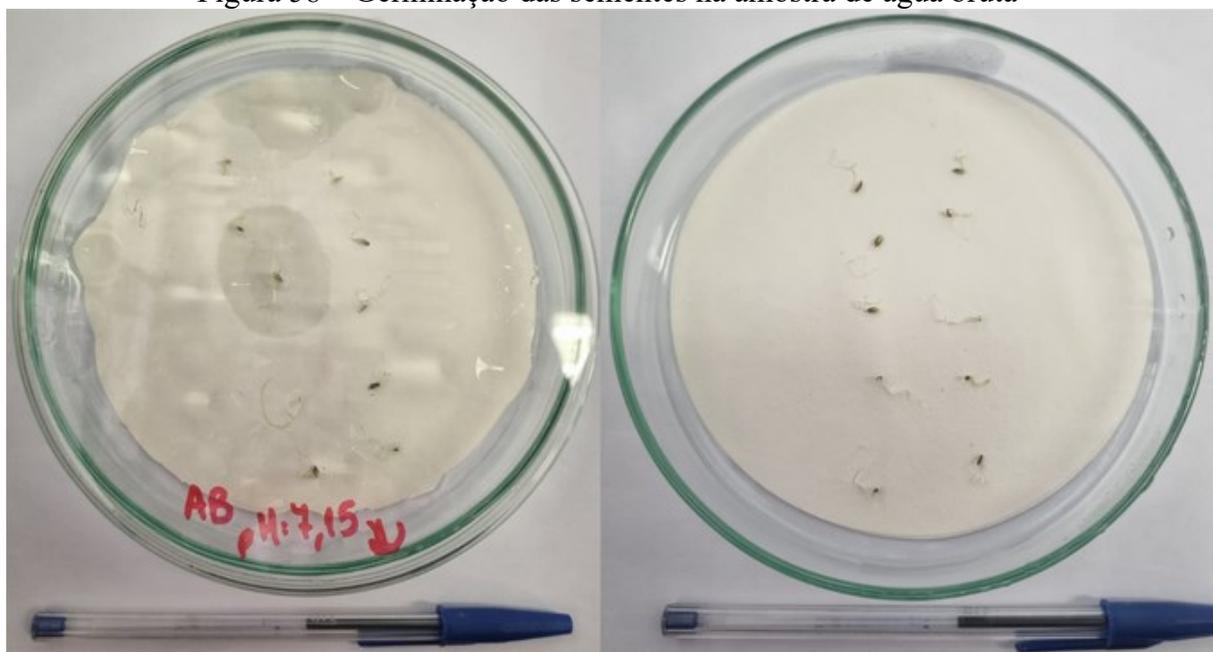
Conforme indicado na seção 4.8.2 "Parâmetros toxicológicos", as Figuras a seguir apresentam a germinação das sementes após 7 dias, referentes a cada amostra analisada.

Figura 57 – Germinação das sementes no controle



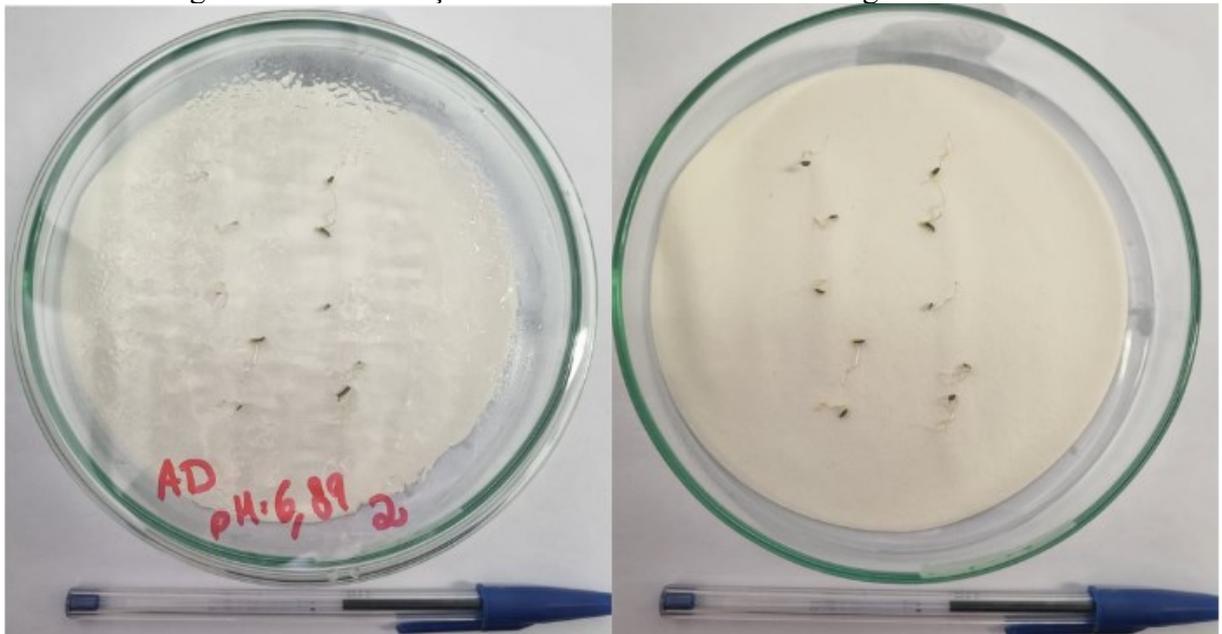
Fonte: a autora (2024)

Figura 58 – Germinação das sementes na amostra de água bruta



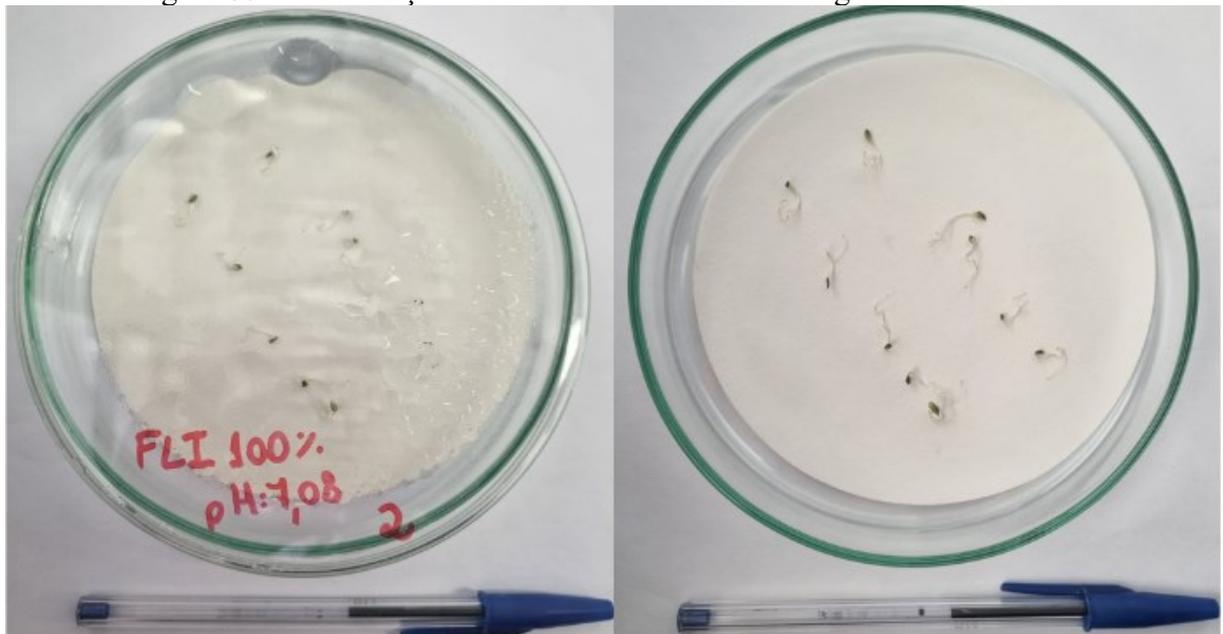
Fonte: a autora (2024)

Figura 59 – Germinação das sementes na amostra de água decantada



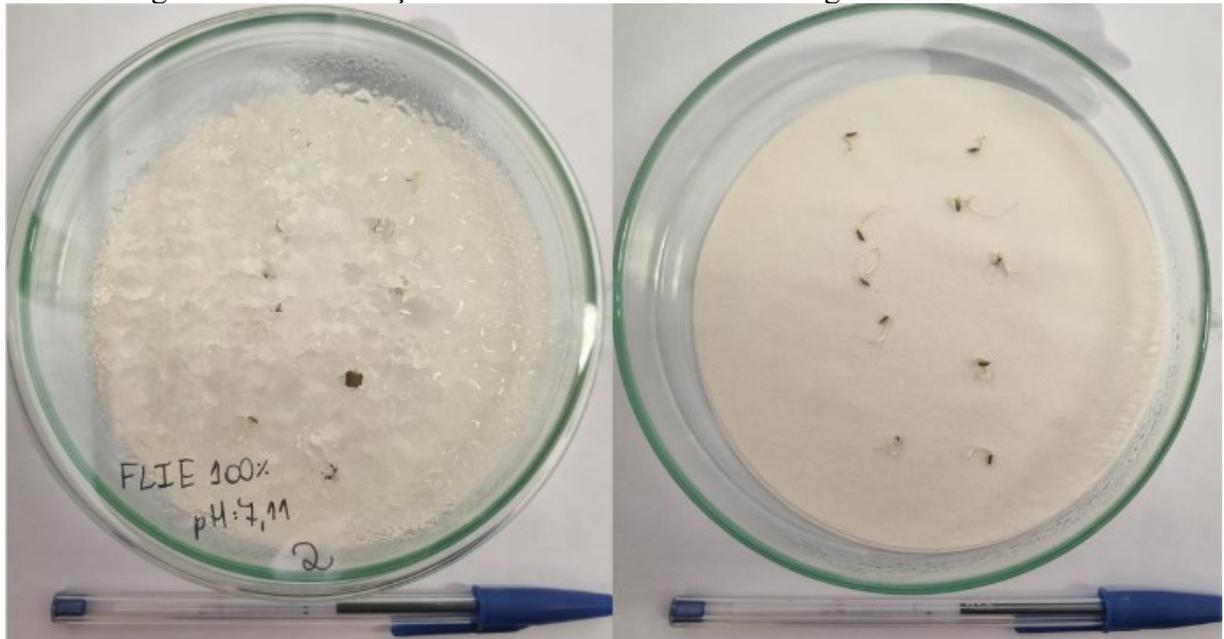
Fonte: a autora (2024)

Figura 60 – Germinação das sementes na amostra de água filtrada do FLI



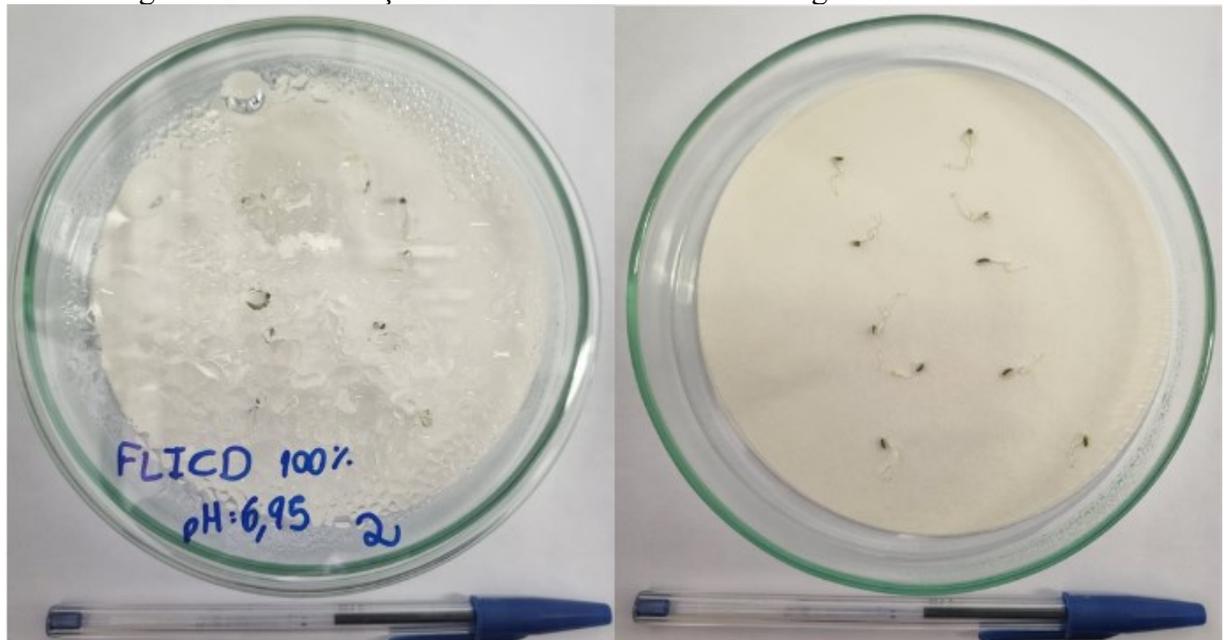
Fonte: a autora (2024)

Figura 61 – Germinação das sementes na amostra de água filtrada do FLIE



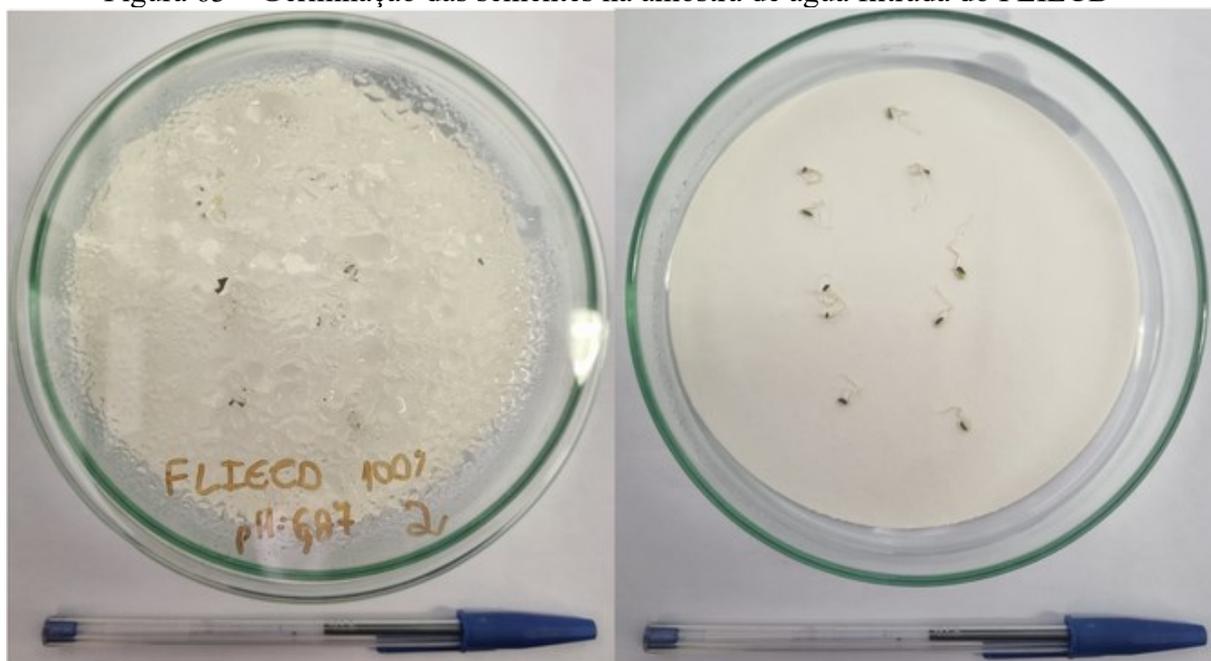
Fonte: a autora (2024)

Figura 62 – Germinação das sementes na amostra de água filtrada do FLICD



Fonte: a autora (2024)

Figura 63 – Germinação das sementes na amostra de água filtrada do FLIECD



Fonte: a autora (2024)

APÊNDICE C – Manual do filtro lento

As imagens apresentam o manual do filtro lento elaborado ao longo da pesquisa, com o objetivo de auxiliar futuros usuários.

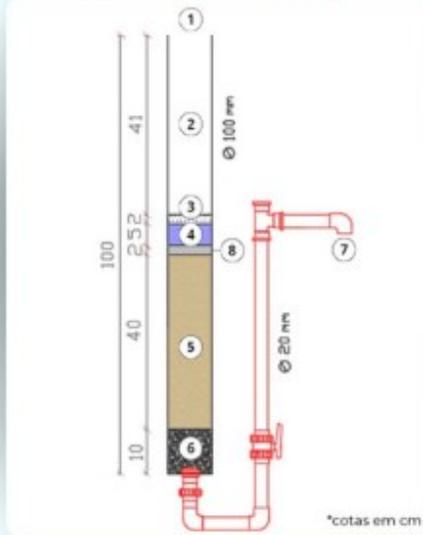


COMPONENTES DO FILTRO LENTO INTERMITENTE

CONSTRUÇÃO DO FILTRO LENTO INTERMITENTE

CONSTRUÇÃO DO FILTRO LENTO INTERMITENTE

Layout do filtro lento intermitente adaptado de CAWST



- 1 **Entrada de água:** local de alimentação do filtro
- 2 **Reservatório de água:** local de armazenamento de água
- 3 **Difusor:** mantém a camada filtrante (areia) estável
- 4 **Nível de água:** mantém o topo do meio filtrante úmido
- 5 **Camada filtrante:** remove patógenos e sólidos suspensos
- 6 **Camada suporte:** impede a saída de areia e serve de sustentação
- 7 **Tubulação de saída:** conduz a água da base para exterior do filtro
- 8 **Espunja de poliuretano:** coagem e facilidade na limpeza

	Item	Quantidade
Corpo do Filtro	Tubo PVC esgoto DN 100 mm	1 unidade
	CAP PVC esgoto DN 100 mm	1 unidade
	Anel de borracha DN 100 mm	1 unidade
Tubulação de saída	Tubo PVC esgoto DN 100 mm cortado – suporte difusor	1 unidade
	Abraçadeira de Nylon	1 unidade
	Tela de Nylon	1 unidade
	Tubo soldável DN 20 mm	1 unidade
	União soldável DN 20 mm	1 unidade
	Joelho 90° soldável DN 20 mm	3 unidades
	Registro esfera soldável DN 20 mm	1 unidade
Difusor	Tê soldável DN 25 mm	1 unidade
	Adaptador soldável com anel 20 mm	1 unidade
Suporte	CAP DN 100 mm cortado e perfurado	2 unidades
	Blocos de concreto	2 unidades
	Abraçadeira de Nylon	2 unidades

As unidades de filtração possuem referência de CAWST (2012).

- 1 Separação da areia (camada filtrante) e pedregulhos (camada suporte)



- 2 Peneiramento dos materiais e limpeza da areia e pedregulhos



- 3 Construção da estrutura do corpo do filtro e da tubulação de saída



- 4 Construção do difusor e instalação do filtro no suporte de concreto



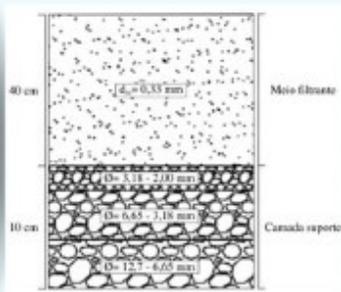
- 5 Educar o usuário para a utilização correta do filtro lento



CAMADA FILTRANTE E CAMADA SUPORTE



Distribuição do material filtrante



Etapas

- 1 Escolha o material filtrante
- 2 Separe por granulometria
- 3 Lave e seque o material
- 4 Com cuidado, adicione água e areia no filtro
- 5 Faça o mesmo processo para todas as camadas

Agora é só colocar o material nos filtros!



PRÉ-TRATAMENTO (ESPONJA E COAGULANTE)

Moringa oleifera: as sementes da árvore atuam como um coagulante natural, realizando a clarificação da água.

Espuma de poliuretano: facilita a remoção e a limpeza dos filtros, auxiliando no manuseio do usuário.

Procedimentos do preparo do coagulante



Etapas

- 1 Vagens maduras e secas
- 2 Retire as sementes da vagem
- 3 Descascar as sementes
- 4 Triturar no liquidificador
- 5 Peneiramento do pó
- 6 Pó resultante do processo

Realize o pré-tratamento da água utilizada



PRÉ-TRATAMENTO (ESPONJA E COAGULANTE)

A água com alta turbidez pode passar por um processo de coagulação usando garrafas de água mineral.

A **coagulação** ajuda a remover partículas em suspensão, melhorando a qualidade da água.

Procedimentos do preparo do coagulante



Etapas

- 1 Teste a melhor concentração do coagulante em pó
- 2 Adicione a concentração do coagulante na garrafa
- 3 Agite delicadamente a água até que fique homogênea
- 4 Após a coagulação, aguarde 24h para coletar a água decantada
- 5 Despeje a água, deixando os sedimentos no fundo da garrafa

Agora é só colocar a água pré-tratada no filtro!



OPERAÇÃO E MANUTENÇÃO DOS FILTROS

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS E ABREVIÇÕES

Controle de vazão inicial dos filtros



Coletar água durante 1 minuto utilizando um recipiente de medição. Em seguida, verificar a quantidade de água coletada.

- Deve-se obter 45 mL ou menos em 1 minuto
- Vazão muito lenta quando inferior a 30 mL/min
- Vazão muito rápida quando superior a 50 mL/min

Alimentação:
1,3L

Intermitência:
24h

Como realizar a limpeza do filtro?



1. Remover o prato difusor²
2. Sifonar o sobrenadante com uma mangueira
3. Retirar a esponja⁴ do topo do leito filtrante
4. Limpar a esponja através da compressão e liberação repetidas até que fique limpa
5. Posicionar novamente a esponja
6. Recolocar o prato difusor no suporte
7. Adicionar água até o nível de saída da água

Abreviação	Descrição
CAWST	Centre for Affordable Water and Sanitation Technology
cm	Centímetros
DN	Diâmetro nominal
d10	Diâmetro efetivo
FLI	Filtro lento intermitente
L	Litros
mL	Mililitros
mL/min	Mililitros por minutos
mm	Milímetros
∅	Diâmetro

Referências bibliográficas

CAWST. Biosand Filter Construction Manual. **Centre for Affordable Water and Sanitation Technology**. 2012.

ANEXO A – Padrão de turbidez para água pós-desinfecção ou pós-filtração

Tratamento da água	VMP(1)	Número de amostras	Frequência
Filtração rápida (tratamento completo ou filtração direta)	0,5 uT(2) em 95% das amostras. 1,0 uT no restante das amostras mensais coletadas	1	A cada 2 horas
Filtração em Membrana	0,1 uT(2) em 99% das amostras.	1	A cada 2 horas
Filtração lenta	1,0 uT(2) em 95% das amostras. 2,0 uT no restante das amostras mensais coletadas	1	Diária
Pós-desinfecção (para águas subterrâneas)	1,0 uT(2) em 95% das amostras. 5,0 uT no restante das amostras mensais coletadas	1	Semanal

NOTAS:

(1) Valor Máximo Permitido

(2) Unidade de Turbidez

Fonte: Portaria GM/MS 888/2021, Anexo 2.

ANEXO B – Padrão organoléptico de potabilidade da água

Parâmetro	CAS	Unidade	VMP ⁽¹⁾
Alumínio	7429-90-5	mg/L	0,2
Amônia (como N)	7664-41-7	mg/L	1,2
Cloreto	16887-00-6	mg/L	250
Cor Aparente ⁽²⁾		uH	15
1,2 diclorobenzeno	95-50-1	mg/L	0,001
1,4 diclorobenzeno	106-46-7	mg/L	0,0003
Dureza total		mg/L	300
Ferro	7439-89-6	mg/L	0,3
Gosto e odor		Intensidade	6
Manganês	7439-96-5	mg/L	0,1
Monoclorobenzeno	108-90-7	mg/L	0,02
Sódio	7440-23-5	mg/L	200
Sólidos dissolvidos totais		mg/L	500
Sulfato	14808-79-8	mg/L	250
Sulfeto de hidrogênio	7783-06-4	mg/L	0,05
Turbidez (3)		uT	5
Zinco	7440-66-6	mg/L	5

NOTAS:

(1) Valor máximo permitido.

(2) Unidade Hazen (mgPt-Co/L).

(3) Unidade de turbidez.

Fonte: Portaria GM/MS 888/2021, Anexo 11.

- Recomenda-se que, no sistema de distribuição, o pH da água seja mantido na faixa de 6,0 a 9,0 (Portaria GM/MS 888/2021, Art. 30; Art.31).
- É obrigatória a manutenção de, no mínimo, 0,2 mg/L de cloro residual livre ou 2 mg/L de cloro residual combinado ou de 0,2 mg/L de dióxido de cloro em toda a extensão do sistema de distribuição (reservatório e rede) e nos pontos de consumo (Portaria GM/MS 888/2021, Art. 32).

ANEXO C – Águas doces de classe 4 pela resolução conama 357/2005

Art. 17. As águas doces de classe 4 observarão as seguintes condições e padrões:

I - materiais flutuantes, inclusive espumas não naturais: virtualmente ausentes;

II - odor e aspecto: não objetáveis;

III - óleos e graxas: toleram-se iridescências;

IV - substâncias facilmente sedimentáveis que contribuam para o assoreamento de canais de navegação: virtualmente ausentes;

V - fenóis totais (substâncias que reagem com 4 - aminoantipirina) até 1,0 mg/L de C₆H₅^o - H;

VI - OD, superior a 2,0 mg/L O₂ em qualquer amostra; e,

VII - pH: 6,0 a 9,0.

Fonte: Resolução CONAMA 357/2005.