

UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO

Escola de Engenharia de São Carlos

Concepção de um sistema de tratamento de água em escala unifamiliar para regiões isoladas: viabilidade do sistema e segurança microbiológica da água produzida

Aluno: Emanuel Júnior Silva Soares

Orientadora: Prof^a. Titular Lyda Patricia Sabogal Paz

UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
ESCOLA DE ENGENHARIA DE SÃO CARLOS
DEPARTAMENTO DE HIDRÁULICA E SANEAMENTO
PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA HIDRÁULICA E SANEAMENTO

EMANUEL JÚNIOR SILVA SOARES

**CONCEPÇÃO DE UM SISTEMA DE TRATAMENTO DE ÁGUA EM ESCALA
UNIFAMILIAR PARA REGIÕES ISOLADAS: VIABILIDADE DO SISTEMA E
SEGURANÇA MICROBIOLÓGICA DA ÁGUA PRODUZIDA**

São Carlos

2024

(Esta página foi intencionalmente deixada em branco)

EMANUEL JÚNIOR SILVA SOARES

**CONCEPÇÃO DE UM SISTEMA DE TRATAMENTO DE ÁGUA EM ESCALA
UNIFAMILIAR PARA REGIÕES ISOLADAS: VIABILIDADE DO SISTEMA E
SEGURANÇA MICROBIOLÓGICA DA ÁGUA PRODUZIDA**

Dissertação apresentada à Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Ciências: Engenharia Hidráulica e Saneamento.
Orientadora: Prof^a. Dr^a. Lyda Patricia Sabogal Paz

VERSÃO CORRIGIDA

São Carlos

2024

AUTORIZO A REPRODUÇÃO TOTAL OU PARCIAL DESTA TRABALHO,
POR QUALQUER MEIO CONVENCIONAL OU ELETRÔNICO, PARA FINS
DE ESTUDO E PESQUISA, DESDE QUE CITADA A FONTE.

Ficha catalográfica elaborada pela Biblioteca Prof. Dr. Sérgio Rodrigues Fontes da
EESC/USP com os dados inseridos pelo(a) autor(a).

S676c Soares, Emanuel Júnior Silva
Concepção de um sistema de tratamento de água em
escala unifamiliar para regiões isoladas: viabilidade
do sistema e segurança microbiológica da água produzida
/ Emanuel Júnior Silva Soares; orientadora Lyda
Patricia Sabogal-Paz. São Carlos, 2024.

Dissertação (Mestrado) - Programa de
Pós-Graduação em Engenharia Hidráulica e Saneamento e
Área de Concentração em Hidráulica e Saneamento --
Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de
São Paulo, 2024.

1. Saneamento rural. 2. Filtros lentos
domiciliares. 3. Clorador autônomo. 4. Esporos de
bactérias aeróbias. 5. Estabilidade microbiológica. I.
Título.

FOLHA DE JULGAMENTO

Candidato: Engenheiro **EMANUEL JÚNIOR SILVA SOARES**.

Título da dissertação: "Concepção de um sistema de tratamento de água em escala unifamiliar para regiões isoladas: viabilidade do sistema e segurança microbiológica da água produzida".

Data da defesa: 18/04/2024.

Comissão Julgadora

Resultado

Profa. Titular Lyda Patricia Sabogal Paz
(Orientadora)
(Escola de Engenharia de São Carlos/EESC-USP)

Aprovado

Profa. Dra. Yovanka Pérez Ginoris
(Universidade de Brasília/UnB)

Aprovado

Prof. Dr. Whelton Brito dos Santos
(Universidade Estadual da Paraíba/UEPB)

APROVADO

Coordenador do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Hidráulica e Saneamento:
Prof. Assoc. **Juliano Jose Corbi**

Presidente da Comissão de Pós-Graduação:
Prof. Titular **Carlos De Marqui Junior**

(Esta página foi intencionalmente deixada em branco)

Dedico este trabalho ao meu esposo André e ao meu Sobrinho Luís Henrique, minhas razões de força e existência.

AGRADECIMENTOS

Ao onipotente pela dádiva da vida e saúde para execução dos meus propósitos.

Meu esposo André, exemplo de companheiro, filho e amigo, te agradeço imensamente pelas formas de expressão de amor, companheirismo, compreensão ao longo dessa jornada, mesmo distantes te tenho comigo sempre. Amo-te!

À professora Lyda por toda orientação e apoio prestado. Mulher exemplo de pesquisadora e profissional, todo seu sucesso é mérito da execução impecável do que se propõe a fazer. A senhora sempre será referência para mim.

À Bárbara Freitas, que além de companheira de trabalho se tornou amiga, ao longo desse processo me senti coorientado e apoiado. Você me proporcionou dias leves mesmo quando tudo não funcionava. Obrigado por todos os ensinamentos.

À Natália Nasser, mesmo com pouco tempo de trabalho juntos, você ficou nas minhas melhores lembranças. Agradeço por todo apoio e amizade.

Minha família, Zezé (mãe), Bertha (sogra), Mariana e Victor (irmãos), Luís Henrique e Vitória (sobrinhos), Monalize (cunhada), Nina, Cláudia e Carminha – *in memoriam* (tias), Estela, Andréa, Tiana e Crislany (primas), Camilo e Fábria (cunhados) meus sinceros agradecimentos pelo apoio e confiança.

Aos grandes amigos Ianca e Robson, que conheci em São Carlos, levarei nossas memórias sempre, vocês foram meu suporte, mesmo distante das pessoas que amo por ter vocês eu nunca me senti sozinho. Obrigado por tudo!

Aos amigos para além da USP, Sérgio, Jonathas, Yohanna, Lucas, Clécio, Cleyse e Dimaghi, obrigado por estarem comigo nesta jornada.

Aos amigos da Paraíba, Amanda, Thiago Santos, Thiago Araújo, Gabi, Jesielly e Andreia, por todo apoio e confiança no que faço.

Aos orientadores da graduação, Weruska Brasileiro e Whelton Brito, agradeço por serem a base da minha formação.

Aos professores Davi Gasparini e Maria Calijuri pelos conhecimentos que me foram passados ao longo das disciplinas.

Aos amigos de laboratório Murilo, Letícia e Natália pelo apoio, com vocês o trabalho se tornou mais leve e feliz. Em especial, à técnica do LATAR Maria Teresa que me deu todo o suporte necessário para a execução dos experimentos.

Aos membros titulares da banca examinadora, Whelton Brito e Yovanka Ginoris, pela disponibilidade para avaliar o meu trabalho.

Ao PPG-SHS/EESC/USP pela infraestrutura fornecida para o desenvolvimento da pesquisa, em especial a Sá e Rose, por toda assistência prestada.

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

Aos órgãos financiadores da presente pesquisa, The Royal Society (ICA/R1/201373 - International Collaboration Awards 2020) e Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico – CNPq (Processo: 442074/2023-9)

RESUMO

SOARES, E. J. S. **Concepção de um sistema de tratamento de água em escala unifamiliar para regiões isoladas: viabilidade do sistema e segurança microbiológica da água produzida.** 2024. 128 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos – Universidade de São Paulo.

O Brasil caminha lentamente para a universalização do saneamento básico e para atingir este objetivo é de suma importância o desenvolvimento de tecnologias descentralizadas que possam promover o acesso ao saneamento básico para comunidades isoladas. De acordo com os últimos dados do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), 13,4% dos brasileiros ainda não têm acesso à água tratada, o que corresponde a mais de 33 milhões de pessoas, na conjuntura atual apenas 32% dos municípios de áreas rurais são atendidos pela rede geral de distribuição. Neste contexto, a presente pesquisa propôs o desenvolvimento e validação durante 140 dias de um sistema para tratamento de água em escala unifamiliar considerando as etapas de pré-tratamento, filtração lenta domiciliar e desinfecção por duas vertentes independentes: cloração e radiação ultravioleta (UV). O trabalho buscou retratar a viabilidade técnica e econômica do sistema, além da garantia microbiológica da água produzida. A construção do sistema deu-se de forma simplificada e com materiais hidráulicos disponíveis no mercado, o que facilita a possibilidade de implantação em situações reais. Os resultados obtidos indicaram que o aumento da vazão de produção do Filtro Lento Domiciliar de escoamento contínuo (FLD-C) para $100\text{L}\cdot\text{dia}^{-1}$ exigiu maior frequência de manutenção e o processo mais adequado envolveu descompactação de 5cm do leito filtrante. Em termos de eficiência global, independente da vertente de desinfecção utilizada, obteve-se remoções de turbidez próximas a 78,5%; redução de 70% da cor aparente e 46% da cor verdadeira. Obtiveram-se 3,48 log de remoção dos coliformes totais no sistema com uso do clorador autônomo e 3,7 log na tecnologia com pós-tratamento via radiação UV; a *E. coli* foi reduzida em 2,50 log em ambas as propostas; a tecnologia com emprego de radiação UV removeu 2,44 log dos EBA, enquanto o sistema com pós-tratamento por cloração removeu 1,81 log. Dadas as análises pontuais da remoção de protozoários, o FLD-C teve potencial de remover $2,6 \pm 0,17\text{log}$ cistos de *Giardia* e $1,64 \pm 0,66\text{log}$ oocistos de *Cryptosporidium*. O clorador autônomo desenvolvido apresentou estabilidade de funcionamento além de simplicidade para operação e manutenção, durante toda a operação observou-se ausência de *E. coli* na água tratada; uma única recarga do tubo de cloro permite a realização de cerca de 115 eventos de cloração. Devido ao critério de inovação o clorador e seu método de uso serão protegidos junto ao Instituto Nacional da Propriedade Industrial (INPI). Os EBA se configuraram como indicadores da remoção de protozoários em sistemas descentralizados e apresentaram comportamento análogo aos estudos que avaliariam sua aplicabilidade em sistemas convencionais de tratamento de água. A análise da estabilidade microbiológica da água tratada, independente da vertente de desinfecção, indicou a possibilidade de recrescimento microbiológico após o tratamento sendo recomendado o consumo da água em até 24h. O custo total da tecnologia considerando a desinfecção por cloração foi de R\$ 3,101,55. Enquanto o sistema com pós-tratamento por radiação UV apresentou custo total de R\$ 4,426,90. Mas ressalta-se que o critério econômico não é suficiente para a tomada de decisão, sendo de suma importância avaliar as particularidades de cada comunidade isolada para inferir sobre a viabilização de uso do sistema desenvolvido e validado na presente pesquisa.

Palavras-chave: Saneamento rural. Filtros lentos domiciliares. Clorador autônomo. Esporos de bactérias aeróbias. Estabilidade microbiológica.

ABSTRACT

SOARES, E. J. S. **Design of a household scale water treatment system for isolated regions: system feasibility and microbiological safety of the produced water.** 2024. 128 p. Dissertation (Master's) – São Carlos School of Engineering, University of São Paulo.

Brazil is slowly moving towards universal access to basic sanitation. Decentralized technologies are crucial to achieving this goal, providing access to sanitation for isolated communities. According to the Brazilian Institute of Geography and Statistics (IBGE), 13.4% of Brazilians still lack access to treated water, representing over 33 million people. Currently, only 32% of municipalities in rural areas are served by the general distribution network. In this context, this research developed and validated a single-family water treatment system over 140 days. The system comprised pre-treatment, domestic slow sand filtration, and disinfection through two independent lines: chlorination and ultraviolet (UV) radiation. The study aimed to assess the technical and economic feasibility of the system and the microbiological safety of the produced water. The system was built using simplified methods and readily available hydraulic materials, facilitating its implementation in real-world settings. Increasing the Household Slow Sand Filter Continuous (HSSF-C) production flow rate to 100 L/day required more frequent maintenance, with the most suitable process involving a 5 cm decompression of the filter bed. Regarding overall efficiency, regardless of the disinfection method used, turbidity removal was close to 78.5%. Apparent color was reduced by 70% and true color by 46%. Total coliform removal was 3.48log in the system with the autonomous chlorinator and 3.7log in the UV radiation post-treatment technology. *E. coli* was reduced by 2.50log in both proposals. The UV radiation technology removed 2.44log of Aerobic Spore-Forming Bacteria (ASFB), while the chlorination post-treatment system removed 1.81log. The DSSF showed potential to remove 2.6 ± 0.17 log *Giardia* cysts and 1.64 ± 0.66 log *Cryptosporidium* oocysts based on specific protozoa removal analysis. The developed autonomous chlorinator presented high operational stability, simplicity of operation, and maintenance. Throughout the operation, no *E. coli* was detected in the treated water. A single chlorine tube refill allows for approximately 115 chlorination events. Due to its innovative features, the chlorinator and its method of use will be protected by the National Institute of Industrial Property (INPI). ASFB were considered as indicators of protozoa removal in decentralized systems and showed similar behavior to studies evaluating their applicability in conventional water treatment systems. The analysis of the microbiological stability of the treated water, regardless of the disinfection method, indicated the possibility of microbiological regrowth after treatment. Therefore, it is recommended to consume the water within 24 hours. The total cost of the technology considering chlorination disinfection was R\$ 3,101.55. The system with UV radiation post-treatment had a total cost of R\$ 4,426.90. However, it is important to emphasize that the economic criterion is not sufficient for decision-making. It is crucial to evaluate the specificities of each isolated community to infer the feasibility of using the system developed and validated in this research.

Keywords: Rural Sanitation. Household Slow Sand Filters. Autonomous Chlorinator. Aerobic Spore-Forming Bacteria. Microbiological Stability.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Sequência das etapas metodológicas.....	32
Figura 2 – Ilustração 3D do sistema de pré-tratamento, filtração e configurações das vertentes de desinfecção	33
Figura 3 – Ilustração 3D do pré-tratamento	34
Figura 4 – Ilustração e detalhes do FLD-C.....	35
Figura 5 – Ilustração 3D reator de radiação ultravioleta	40
Figura 6 – Esquematização da análise para determinação de Esporos de Bactérias Aeróbias.....	44
Figura 7 – Esquematização do processo de concentração de protozoários	46
Figura 8 – Alocação dos piezômetros no FLD-C e exemplificação das profundidades de coletas para análises de proteínas e carboidratos.....	49
Figura 9 – Exemplificação do experimento de avaliação do recrescimento de microrganismos	53
Figura 10 – Escalas de probabilidade e severidade de consequência a serem consideradas nas matrizes de riscos que foram elaboradas	54
Figura 11 – Exemplificação do cruzamento da escala de ocorrência com a escala de consequência para análise dos perigos e riscos	54
Figura 12 – (a) Visão geral do sistema de tratamento proposto, (b) detalhes externos e (c) internos do FLD-C construído.....	56
Figura 13 – Curva granulométrica da areia utilizada como meio filtrante para o FLD-C	58
Figura 14 – Réplicas e curva média normalizada, Função F(t) (concentração do traçador em função do tempo) para ensaio hidrodinâmico do FLD-C.....	60
Figura 15 – Réplicas e curva média normalizada (concentração do traçador em função do tempo) para ensaio hidrodinâmico do reator UV	62
Figura 16 – Box plot dos valores de turbidez da água bruta e pré-tratada considerando os tempos de sedimentação de 24, 48, 72 e 96h (a) para todo o conjunto de dados e (b) e valores <50uT dada a faixa ideal para funcionamento do FLC-D.....	66
Figura 17 – Comportamento da vazão efluente do FLD-C ao longo da operação	68
Figura 18 – Box plot da perda de carga ponto a ponto (a) considerado todo o conjunto de dados, (b) apenas as carreiras de filtração com troca de manta ou descompactação de 1cm do topo da areia, e (c) apenas as carreiras de filtração com descompactação de 5cm do leito	70
Figura 19 – Manta não-tecida (a) antes e (b) após utilização sobre o topo do leito filtrante do FLD-C.....	72
Figura 20 – Relação de microrganismos identificados no sedimento da manta não-tecida após uma carreira de filtração, (a) Phacus spp., (b) Navícula spp., (c) Cosmarium spp., (d) Chlorella spp. e (e) Larva de nematódeo; todos os registros na escala de 30µm.....	78
Figura 21 – Relação de microrganismos identificados em amostra de areia do FLD-C após uma carreira de filtração, (a) Chlorella spp., (b) Rotífero e (c) Microcrustáceo; todos os registros na escala de 30µm.....	78
Figura 22 – Microfotografias de MEV da manta não-tecida antes da utilização no FLD-C com aproximações de (a) 100, (b) 250, (c) 1.000 e (d) 5.000 vezes.	79
Figura 23 – Microfotografias de MEV da manta não-tecida após utilização em uma carreira de filtração do FLD-C com aproximações de (a) 100, (b) 250, (c) 1.000 e (d) 5.000 vezes.....	79

Figura 24 – Concentração de (a) proteínas e (b) carboidratos no sedimento da manta não-tecida e ao longo do leito de filtração.....	81
Figura 25 – Perfil de (a) Turbidez e (b) EBA ao longo do FLD-C	82
Figura 26 – Valores de cloro residual ao longo dos eventos de cloração realizados durante a operação do clorador	85
Figura 27 – Remoção mensal de <i>E. coli</i> pelo sistema de tratamento proposto considerando a desinfecção com (a) cloro e (b) radiação UV	88
Figura 28 – Remoção mensal dos EBA pelo sistema de tratamento proposto considerando a desinfecção com (a) cloro e (b) radiação UV	89
Figura 29 – Análise comparativa dos custos de construção para o sistema de tratamento proposto considerando a desinfecção por (a) cloração e (radiação UV)	91
Figura 30 – Recrescimento de coliformes totais na água tratada considerando as vertentes de desinfecção utilizadas	99
Figura 31 – Box plot comparativo do log remoção de Turbidez, EBA e protozoários pelo processo de filtração lenta domiciliar	101
Figura 32 – Estimativa da remoção de cistos de <i>Giardia</i> pelo processo de desinfecção com cloro de acordo com o modelo proposto pela USEPA em comparação com a remoção dos EBA obtida em experimentos.....	103

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Retratos da literatura sobre taxas de filtração empregadas em FLD	28
Tabela 2 – Variáveis utilizadas para análise dos dados do ensaio hidrodinâmico	38
Tabela 3 – Especificações da água simulada para os testes de validação do clorador autônomo	39
Tabela 4 – Especificações da água simulada para os testes de validação do clorador autônomo	41
Tabela 5 – Análises físico-químicas e microbiológicas realizadas durante o monitoramento do sistema	43
Tabela 6 – Características granulométricas do meio filtrante utilizado e comparação com as recomendações propostas por CAWST (2009)	58
Tabela 7 – Resultados de perda de carga e velocidade de saída do reator UV operado por gravidade	61
Tabela 8 – Resultados do ensaio de actinometria em bancada para estimar a dose fornecida pelo reator UV	63
Tabela 9 – Valores médios dos parâmetros físico-químicos e microbiológicos da água bruta e pré-tratada; e eficiência do pré-tratamento	65
Tabela 10 – Tipos, frequência e etapas das manutenções realizadas no FLD-C.....	73
Tabela 11 – Valores médios dos parâmetros físico-químicos e microbiológicos da água pré-tratada e filtrada; e eficiência da filtração	75
Tabela 12 – Remoção de protozoários pelo FLD-C	77
Tabela 13 – Valores médios dos parâmetros físico-químicos e microbiológicos da água filtrada e tratada; e eficiência das vertentes de desinfecção propostas.....	84
Tabela 14 – Valores médios dos parâmetros físico-químicos e microbiológicos da água bruta e tratada; e eficiência global diferenciada pelas vertentes de desinfecção.....	86
Tabela 15 – Orçamento detalhado da tecnologia proposta considerando ambas as vertentes de desinfecção utilizadas	93
Tabela 16 – Custo total para implementação da tecnologia	96
Tabela 17 – Custo para operação e manutenção da tecnologia	97
Tabela 18 – Estimativa do tempo de retorno do investimento na tecnologia pelo método <i>payback</i> simples.....	98

LISTA DE SIMBOLOS E ABREVIATURAS

AUSPIN	Agência USP de Inovação
BSA	Albumina do Soro Bovino
APHA	American Public Health Association
ANOVA	análise de variância
cm	Centímetros
CAWST	<i>Centre for Affordable Water and Sanitation Technology</i>
CAQI	Centro de Análises Químicas Instrumentais
NaCl	Cloreto de sódio
NaCl	Cloreto de sódio
CRL	Cloro Residual Livre
CT	Cloro Total
L	Comprimento
λ	Comprimento de onda
CR	Comprimento real das tubulações
CE	Comprimentos Equivalentes
C	Concentração do traçador
D ₁₀ , D ₆₀	Diâmetro efetivo dos grãos
Embrapa	Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
<i>E. coli</i>	<i>Escherichia coli</i>
EPS	<i>Extracellular Polymeric Substances</i>
EESC	Escola de Engenharia de São Carlos
EBA	Esporos de Bactérias Aeróbias
FLD	Filtro Lento Domiciliar
FLD-C	Filtro Lento Domiciliar de escoamento contínuo
FUNASA	Fundação Nacional de Saúde
g	Gramas
°C	Graus célsius
HBSS	Hank's Balanced Salt Solution
Ca(ClO) ₂	Hipoclorito de Cálcio
h	Horas
IFA	Imonofluorescência
MDI	Índice de Dispersão de Morril
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IQSC	Instituto de Química de São Carlos
INPI	Instituto Nacional da Propriedade Industrial
LATAR	Laboratório de Tratamento Avançado e Reuso de Águas
L	Litro
log	Logaritmo na base 10
m ³	Metro cúbico
m ²	Metro quadrado
m	Metros
µL	Microlitro
µm	Micrometro
MEV	Microscopia Eletrônica de Varredura
mg	Miligrama
mL	Mililitro

mm	Milímetros
GM/MS	Ministério da Saúde Gabinete do Ministro
MDR	Ministério do Desenvolvimento Regional
min	Minutos
nm	Nanometro
NBR	Norma Brasileira
OMS	Organização mundial da Saúde
OMS	Organização Mundial da Saúde
ΔH	Perda de carga total
J	Perda de carga unitária
Plansab	Plano Nacional de Saneamento Básico
PVC	Policloreto de vinil
pH	Potencial hidrogeniônico
PNSR	Programa Nacional de Saneamento Rural
OSC	Organizações da Sociedade Civil
UVC-LED	Raio ultravioleta C por Diodo Emissor de Luz
rpm	Rotação por minuto
s	Segundos
SINAPI	Sistema Nacional de Pesquisa de Custos e Índices da Construção Civil
SUS	Sistema Único de Saúde
SAA	Sistemas de Abastecimento de Água
SODIS	<i>Solar Water Disinfection</i>
SALTA-z	Solução Alternativa Coletiva Simplificada de Tratamento de Água para Consumo Humano
SAI	Soluções Alternativas Individuais
TDH	Tempo de Detenção Hidráulica
UV	Ultravioleta
UFC	Unidade Formadora de Colônias
uH	Unidade Hazen
uT	Unidades de turbidez
USEPA	United States Environmental Protection Agency
USB	Universal Serial Bus
USP	Universidade de São Paulo
VMP	Valor Máximo Permitido
WHO	World Health Organization

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO E JUSTIFICATIVA.....	21
2. HIPÓTESES.....	23
3. OBJETIVOS.....	24
3.1. Objetivo geral	24
3.2. Objetivos específicos	24
4. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	25
4.1. Abastecimento de água em comunidades isoladas	25
4.2. Tecnologias descentralizadas para o tratamento de água	26
4.3. Filtro Lentos Domiciliares – FLD	27
4.4. Risco microbiológico associado à água de consumo.....	29
4.5. Esporos de Bactérias Aeróbias e relação com organismos resistentes	30
5. MATERIAIS E MÉTODOS	32
5.1. Etapa 1 - Concepção	32
5.1.1 Unidade de de pré-tratamento	33
5.1.2 Filtro Lento Domiciliar de escoamento Contínuo (FLD-C)	35
5.1.2.1. <i>Preparação do material filtrante e ensaio granulométrico.....</i>	<i>36</i>
5.1.2.2. <i>Ensaio hidrodinâmico.....</i>	<i>36</i>
5.1.2.2.1 Execução do ensaio.....	37
5.1.2.2.2 Tratamento e análise dos dados	37
5.2.3. Unidade de desinfecção pela variante de cloro	38
5.2.4. Unidade de desinfecção por radiação UV	40
5.2. Etapa 2 - Desempenho	42
5.2.1 Parâmetros analisados	43
5.2.1.1 <i>Determinação de Esporos de Bactérias Aeróbias (EBA).....</i>	<i>44</i>
5.2.1.2 <i>Determinação de cistos de Giardia spp. e oocistos de Cryptosporidium spp.</i>	<i>44</i>
5.2.2 Caracterização da camada biológica e do leito filtrante do FLD-C.....	47
5.2.2.1 <i>Composição da camada microbiológica do FLD-C.....</i>	<i>47</i>
5.2.2.2 <i>Análise de proteínas e carboidratos na camada microbiológica e no leito filtrante.....</i>	<i>48</i>
5.3. Etapa 3 - Viabilidade	50
5.3.1. Viabilidade técnica e econômica da tecnologia	50

5.4. Etapa 4 – Segurança da água	51
5.4.1. Avaliação dos critérios de segurança microbiológica.....	51
5.4.2 Perfil de retenção dos EBA ao longo do leito filtrante e segurança microbiológica da água filtrada.....	52
5.4.3 Análise do recrescimento microbiano na água tratada: comparação entre as vertentes de desinfecção utilizadas	52
5.4.4 Matriz semiquantitativa de priorização de riscos para a tecnologia proposta.....	53
5.5. ANÁLISE DOS RESULTADOS	55
6. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	56
6.1 Etapa 1 – Construção da tecnologia proposta.....	56
6.1.1 Meio filtrante e ensaio granulométrico	57
6.1.2 Ensaio hidrodinâmico do FLD-C.....	59
6.1.3 Validação da unidade de cloração.....	61
6.1.4 Validação da unidade de desinfecção por radiação UV.....	61
6.2 Etapa 2 - Desempenho da tecnologia, e remoção dos parâmetros físico-químicos e microbiológicos	63
6.2.1 Desempenho do pré-tratamento	63
6.2.2 Desempenho do Filtro Lento domiciliar de escoamento contínuo (FLD-C)	67
6.2.2.1 Vazão proposta para o FLD-C.....	67
6.2.2.2 Análise da perda de carga.....	68
6.2.2.3 Manutenções realizadas no FLD-C.....	71
6.2.2.4 Parâmetros físico-químicos e microbiológicos	73
6.2.2.5 Composição do Schmutzdecke do FLD-C.....	77
6.2.2.6 Análise de proteínas e carboidratos ao longo do leito filtrante	80
6.2.2.7 Retenção dos EBA ao longo do leito filtrante.....	82
6.2.3 Desempenho das vertentes de desinfecção utilizadas	83
6.2.4 Desempenho global da tecnologia proposta.....	86
6.3 Etapa 3 – Análise de viabilidade	89
6.3.1 Viabilidade técnica da tecnologia	89
6.3.2 Viabilidade econômica da tecnologia	91
6.2.2.1 Orçamento.....	91
6.2.2.2 Retorno do investimento – método payback	96
6.4 Etapa 4 – Segurança microbiológica da água produzida.....	98
6.4.1 Estabilidade microbiológica da água tratada	98

6.4.2 Utilização dos EBA como indicadores alternativos da remoção de protozoários em sistemas descentralizados.....	100
6.4.3 Proposta de matriz para priorização de riscos para o sistema de tratamento	104
7. CONSIDERAÇÕES SOBRE AS HIPÓTESES	109
8. CONCLUSÕES.....	110
8. RECOMENDAÇÕES PARA TRABALHOS FUTUROS.....	112
9.REFERÊNCIAS.....	113
APÊNDICES	122
APÊNDICE A – Gráficos da variação dos parâmetros físico-químicos e microbiológicos analisados ao longo das etapas de tratamento em relação aos 140 dias de operação.	122
ANEXOS.....	128
ANEXO 1 – Certificados das cepas puras de protozoários utilizadas.....	128

1. INTRODUÇÃO E JUSTIFICATIVA

O último relatório de avaliação anual do Plano Nacional de Saneamento Básico (Plansab) apontou que em 2019 apenas 71,3% das residências rurais contavam com serviços de abastecimento de água e a estimativa para 2033 é que este número seja de 87,1% (MDR, 2021). Assim, a meta de atendimento à 99% da população com água potável até dezembro de 2033, estimada pelo novo marco do saneamento, pode estar comprometida.

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

Ainda que o tratamento a nível domiciliar seja uma opção viável para a obtenção de água segura para consumo, a aplicação de tecnologias ainda ocorre de maneira incipiente (Terin et al., 2021; Freitas et al., 2021). A exemplo dos filtros de água, embora sua utilização seja uma prática comum, apenas 53,4% dos domicílios rurais brasileiros dispõem desses dispositivos (IBGE, 2016).

Dessa forma, o desenvolvimento e implantação de Soluções Alternativas Individuais de Abastecimento de água para consumo humano (SAI) é de suma importância (Brasil, 2019). Como alternativa tem-se os filtros lentos domiciliares (FLD) de escoamento contínuo com adaptações propostas por Andreoli e Sabogal-Paz (2021).

Construído com acessórios de baixo custo, o filtro lento domiciliar de escoamento contínuo (FLD-C) é composto de uma camada filtrante de areia, camada suporte baseada em pedregulho, sistema de alimentação e sistema de saída; sendo sua alimentação realizada por águas subterrâneas ou superficiais.

Neste tipo de filtro o tratamento da água é realizado por processos físicos, mais especificamente a retenção das partículas; e biológicos como a predação, eliminação, inativação e redução parcial de carbono à devido atividade metabólica dos microrganismos presentes na camada biológica (Jadhav; Husain; Chavan, 2015; Andreoli, 2020).

Estes sistemas antecedidos de um pré-tratamento (e.g. clarificação e filtração em tecido) e seguidos de pós-tratamento com agente desinfetante apresentam eficiência na melhoria da qualidade da água em termos físico-químicos, além da remoção de indicador de contaminação fecal, a exemplo da *Escherichia coli* (*E. coli*) e organismos resistentes como os oocistos de *Cryptosporidium* e cistos de *Giardia* (Andreoli; Sabogal-Paz, 2020; Terin et al., 2021).

A presença de protozoários patogênicos confere risco na produção de água segura para consumo, pois na forma de cistos ou oocistos possuem elevada resistência a fatores ambientais. Quando se trata dos processos de desinfecção pelas variantes do cloro, esses são altamente resistentes (Andreoli, 2020; Oliveira; Bastos; Silva, 2018; Betancourt; Rose, 2004).

O monitoramento de *Cryptosporidium* e *Giardia* torna-se um impeditivo para transferência tecnológica de SAI, visto que as análises são complexas e de alto custo, ademais há empecilhos analíticos para a detecção desses em amostras com concentrações baixas (Oliveira; Bastos; Silva, 2018; Andreoli; Sabogal-Paz, 2017). E ainda, embora a turbidez seja um parâmetro de avaliação da eficiência do tratamento, por sua variabilidade ao longo das operações, há discordância sobre a segurança na remoção de protozoários vinculada à remoção de turbidez (Bastos; Viana; Bevilacqua, 2013).

Por isso, critérios para garantia da segurança microbiológica vêm sendo estudados, dentre eles tem-se os Esporos de Bactérias Aeróbias (EBA) que apresentam similaridades com os protozoários. Oliveira, Bastos e Silva (2018) relatam que os EBA são removidos preponderantemente pela etapa de filtração, o que é consistente com o mecanismo determinante de remoção de oocistos de *Cryptosporidium* e cistos de *Giardia*. Porém, a Portaria GM/MS nº 888 de 04 de maio de 2021, atual legislação brasileira de potabilidade da água para consumo humano, negligência o monitoramento dos EBA em SAI uma vez que discorre do monitoramento apenas para os Sistemas de Abastecimento de Água (SAA) e para as Soluções Alternativas Coletivas (SAC).

Diante dos questionamentos expostos, esta pesquisa propôs a concepção de um sistema para tratamento de água em escala unifamiliar, com produção diária de 100 L.dia⁻¹, composto por pré-tratamento (clarificação da água e filtração em tecido), seguido de FLD-C com dois tipos de pós-tratamento distintos (somente cloração ou somente desinfecção por UV).

Os custos associados à tecnologia foram avaliados e discutidos para analisar sua viabilidade técnico-econômica em área rural, bem como a segurança microbiológica da água produzida levará em conta os EBA como indicadores alternativos da remoção de organismos resistentes. A referente pesquisa foi financiada pela Royal Society (Grant Ref: ICA/R1/201373), inserida com projeto temático internacional intitulado como: *Low-cost technologies for drinking water in Brazilian rural communities - household slow sand filters combined with ultraviolet LED disinfection* e pelo Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico – CNPq (Processo: 442074/2023-9) através do projeto “*Tecnologias de baixo custo para tratamento de água potável em comunidades rurais: filtro lento domiciliar combinado com duas formas de desinfecção (cloração e radiação ultravioleta)*”.

2. HIPÓTESES

Hipótese 1: Concepção de um sistema de tratamento com produção inicial diária de 100L.dia⁻¹ baseado em pré-tratamento (clarificação e filtração em manta não-tecida), FLD-C e desinfecção utilizando cloro, apresenta potencial para tratar água superficial em nível unifamiliar e garantir a segurança microbiológica.

Premissa da Hipótese 1: A aplicação do sistema proposto em múltiplas barreiras pode ser eficiente e viável em regiões isoladas abastecidas por manancial superficial. De forma que a utilização do cloro como pós-tratamento é eficiente para a produção de água para consumo, além de ser tecnicamente e economicamente viável para aplicação real.

Hipótese 2: Um sistema de tratamento baseado em pré-tratamento (clarificação e filtração em manta não-tecida), FLD-C e desinfecção utilizando radiação UV, com produção diária de 100L.dia⁻¹, apresenta potencial para tratar água superficial em nível unifamiliar e garantir a remoção/inativação de organismos resistentes como protozoários, indicados pela remoção dos EBA, que por sua vez não são passíveis de remoção durante o processo de filtração, mas que podem ser inativados na unidade de pós-tratamento.

Premissa da Hipótese 2: O sistema de tratamento mesmo que em múltiplas barreiras, pode não ser eficiente na remoção de organismos resistentes quando se utiliza cloro como agente de desinfecção sendo necessário avaliar a radiação UV como unidade de pós-tratamento para que se promova a segurança microbiológica da água produzida.

3. OBJETIVOS

3.1. Objetivo geral

Avaliar a concepção de um sistema de tratamento de água unifamiliar em escala plena em relação à remoção de parâmetros físico-químicos e microbiológicos e sua viabilidade técnico-econômica.

3.2. Objetivos específicos

- I) Projetar e construir um sistema de tratamento de água unifamiliar em escala plena envolvendo pré-tratamento, FLD-C e pós-tratamento com produção diária de 100 L.dia⁻¹.
- II) Avaliar o desempenho da tecnologia proposta na remoção de parâmetros físico-químicos e com ênfase na segurança microbiológica mediante a utilização simultânea de duas vertentes de desinfecção como pós-tratamento (cloaração e radiação UV).
- III) Avaliar a viabilidade técnico-econômica da tecnologia de tratamento em escala unifamiliar para aplicação em regiões isoladas.
- IV) Estabelecer critérios para segurança microbiológica da água tratada com base na estabilidade microbiológica da água tratada e pela utilização dos Esporos de Bactérias Aeróbias (EBA) como indicador da remoção de organismos resistentes.

4. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

4.1. Abastecimento de água em comunidades isoladas

Fornecer água para a população deve ser uma premissa fundamental dos governos em todas as instâncias, uma vez que o acesso à água segura para consumo além de constituir um direito humano está diretamente relacionado ao aumento de vida média da população atendida, diminuição da mortalidade em geral, em particular da infantil, e redução do número de horas improdutivas ocasionadas pelo afastamento por doenças (Brasil, 2019; WHO, 2024).

Em uma publicação muito recente, a Organização Mundial da Saúde (OMS) alerta que mais de 40% da população mundial vivem em regiões isoladas, comumente em áreas rurais, o que demanda a aquisição de água através da perfuração de poços, nascentes, coleta de águas pluviais ou até mesmo de pequenos sistemas canalizados rudimentares (WHO).

O Brasil enfrenta o desafio de atingir a universalização do saneamento básico até 2033. O novo marco legal do saneamento, instituído pela Lei Federal nº 14.026 de 15 de julho de 2020, tem como meta universalizar o atendimento de 99% da população brasileira com água potável, além de inferir sobre a garantia de meios adequados para atendimento à população rural, considerando as características econômicas, sociais e culturais de cada região (Brasil, 2020).

Neste cenário, de acordo com a Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA), através do Manual de Usos Consuntivos da Água no Brasil, estima-se que 30 milhões de pessoas demandam por abastecimento de água em zonas rurais (ANA, 2019), que por vezes podem estar residentes em regiões com baixa disponibilidade hídrica. O último dado publicado pelo governo federal expôs que em 2022 $33\text{m}^3.\text{s}^{-1}$ foram utilizados para abastecimento rural, enquanto para abastecimento urbano a demanda foi de $487\text{m}^3.\text{s}^{-1}$ (ANA, 2024).

A promoção de saneamento rural é fundamental para que se possa atingir a meta de universalização, que entre suas vertentes consta o abastecimento de água. Sendo assim, o desenvolvimento de múltiplas tecnologias descentralizadas é essencial para atender todas as pluralidades de demandas, quantidades e qualidade da água a ser fornecida para a população residente em comunidades isoladas brasileiras.

Em contraste aos SAA convencionais, os sistemas descentralizados apresentam características específicas como envolvimento ou não de etapas convencionais do tratamento de água, utilização contínua ou sazonal da tecnologia, gerenciamento por uma única família,

agregados familiares, organizações comunitárias, governo local ou por parceria desses citados (WHO, 2024).

A forma como as tecnologias descentralizadas são implementadas diferem de país para país, e depende de fatores como: população a ser atendida, volume de água por habitante, tipo de tecnologia, gestão dos sistemas e localização geográfica (WHO, 2024). Diante da pluralidade sobre os sistemas descentralizados é de suma importância o conhecimento e estudo de tecnologias para este fim como forma de ampliar as possibilidades e facilitar a tomada de decisão.

O Programa Nacional de Saneamento Rural (PNSR) elaborado pelo governo federal brasileiro prevê diretrizes para a implementação de tecnologias para fornecimento de água em regiões isoladas, inclusive as rurais. Neste ponto pode-se destacar que as tecnologias precisam apresentar aceitabilidade e fácil manejo por parte da população, bem como estabelece a necessidade de fomentar o controle e vigilância da água para consumo humano nos sistemas coletivos/individuais (BRASIL, 2019).

O PNSR elenca uma série de possíveis técnicas de tratamento da água em zonas rurais com base nos preceitos dos direitos humanos e considerando particularidades brasileiras como demografia, cultura, aspectos ambientais e populacionais (BRASIL, 2019). Com base nisso, o programa sugere, dentre as propostas de soluções individuais, o uso da filtração lenta domiciliar seguida de desinfecção como solução para tratamento de água proveniente de manancial superficial em regiões isoladas.

4.2. Tecnologias descentralizadas para o tratamento de água

Os SAA centralizados são tecnologias viáveis para o abastecimento de água potável para populações em centros urbanos, porém, quando trata-se de comunidades isoladas, por critérios técnicos e econômicos torna-se inviável atender as referidas populações pelo sistema convencional de abastecimento.

Dessa forma, é imprescindível o desenvolvimento e validação de tecnologias descentralizadas, que incluem as tecnologias *Point-Of-Use* (a serem instaladas no ponto de uso/residência do usuário). Normalmente são sistemas baseados em métodos simples e de baixo custo, instalados na tomada de água da residência com o objetivo de melhorar a qualidade de água a ser consumida por pessoas que a princípio não tem acesso à água potável (Freitas, 2021; Wu et al., 2021).

Existem diversas técnicas baseadas no tratamento convencional que podem ser utilizadas no ponto de uso, como a coagulação, floculação, filtração e desinfecção. A combinação desses processos reflete em tecnologias descentralizadas como a Solução Alternativa Coletiva Simplificada de Tratamento de Água para Consumo Humano (SALTA-z), os sistemas de cloração desenvolvidos pela Fundação Nacional de Saúde (FUNASA) e Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (Embrapa), o projeto *Solar Water Disinfection* (SODIS) e os Filtros Lentos Domiciliares (FLD) (Ferreira, 2021; Brasil, 2017; Brasil, 2014; Eawag, 2002; Lee, 1991).

É importante ressaltar que a seleção da tecnologia deve considerar diversos aspectos como a quantidade/qualidade da água a ser tratada, viabilidade técnica, econômica e ambiental, além de critérios de aceitação da tecnologia por parte dos usuários a considerar as particularidades socioculturais (Di Bernardo; Sabogal Paz, 2008).

Em um panorama geral, os filtros lentos domiciliares se configuram como uma tecnologia amplamente disseminada no mundo diante da viabilidade, econômica, construtiva e operacional (Freitas, 2021). Mas cabe ressaltar que a referida tecnologia precisa de adequações contínuas para otimização do seu funcionamento considerando as distintas matrizes de águas que podem ser utilizadas a nível mundial.

4.3. Filtro Lentos Domiciliares – FLD

Os primeiros FLD são datados de 1991, desenvolvidos por um grupo de pesquisa da Universidade de Calgary, Alberta – Canadá, liderado pelo professor Dr. David Manz (LEE, 1991), inicialmente sendo beneficiada uma comunidade rural de Mindanau, Filipinas. Atualmente, o *Centre for Affordable Water and Sanitation Technology* (CAWST), é um dos maiores distribuidores de FLD, a beneficiar mais de cinco milhões de pessoas ao redor do mundo. O FLD baseia-se na filtração lenta pensada de forma que os processos de construção, operação e manutenção fossem simplificados para que os usuários não encontrassem dificuldades durante a utilização (Freitas, 2021).

A concepção inicial do FLD utilizou concreto na construção do corpo do filtro e tubulação de saída em plástico, porém, o concreto tem limitações como o peso, possibilidade de rachaduras e vazamentos, sendo necessário maiores cuidados com o processo de construção, operação e manutenção da tecnologia (Earwaker; Webster, 2009). Com isso, estudos recentes têm otimizado os filtros lentos ao incorporar componentes plásticos de fácil acesso, como tubos e conexões comerciais (Terin et al. 2021; Andreoli; Sabogal Paz; 2020; Medeiros, et al., 2020).

Esses filtros são operados em escoamento intermitente ou contínuo, sendo a primeira forma de operação mais consolidada na literatura (Freitas et al., 2022). No regime intermitente o usuário realiza alimentação do filtro ao longo do dia, de forma manual, a depender da demanda, enquanto nos filtros contínuos o processo de tratamento ocorre sem interrupção, mas com a necessidade de alimentar o reservatório de água bruta por bombeamento ou gravidade.

No tocante à taxa de filtração, essa exerce um papel fundamental para o funcionamento adequado dos FLD. A CAWST recomenda que a taxa máxima seja de $9,6 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$ (CAWST, 2012), porém, retrata-se estudos com taxas de até $36 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$ (Baig et al., 2011). A Tabela 1 apresenta um compilado de trabalhos retratados na literatura sobre as taxas de filtração que são empregadas nas pesquisas sobre filtração lenta domiciliar.

Tabela 1 – Retratos da literatura sobre taxas de filtração empregadas em FLD

Citação	Taxa de filtração utilizada ($\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$)	País
Sabogal-Paz et al. (2020)	0,38	Inglaterra
Faria Maciel e Sabogal-Paz (2018)	0,68	Brasil
Andreoli e Sabogal-Paz (2020)	0,88	Brasil
Fava et al. (2020)	0,90	Brasil
Oliveira (2021)	0,90	Brasil
Freitas (2021)	0,90	Brasil
Souza Freitas e Sabogal-Paz (2019)	1,22	Brasil
Terin e Sabogal-Paz (2019)	1,22	Brasil
Calixto et al. (2020)	1,44	Brasil
Medeiros et al. (2020)	1,52	Brasil
Pompei et al. (2019)	3,00	Brasil
Terin (2021)	4,80	Brasil
Napotnik, Baker e Jellison (2017)	9,6	Estados Unidos
Melo Neto (2022)	9,83	Brasil
Yildiz (2016)	10,8	Emirados Árabes Unidos

Young-Rojanschi e Madramootoo (2015)	17,28	Canadá
Sizirici et al. (2019)	18,72	Emirados Árabes Unidos
Baig at al. (2011)	36,00	Paquistão

Fonte: Autor (2024).

Nota-se que 13 dos 18 estudos compilados na Tabela 1 estudaram a viabilidade de filtros lentos domiciliares, seja de escoamento contínuo ou intermitente, com taxa de filtração inferior a $9,6 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$ como recomendado pelo CAWST (2012). No Brasil, retratou-se apenas os estudos de Pompei et al. (2019), Terin (2021) e Melo Neto (2022) que trabalharam com vazões superiores a $1,92 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$, que foi proposta na presente pesquisa.

Freitas et al. (2022) realizaram uma revisão crítica dos FLD para tratamento de água e concluíram que é uma tecnologia de baixo custo considerada viável para o tratamento de água como forma de redução de parâmetros como turbidez, metais e patógenos. Porém, a literatura ainda é carente de estudos que tratem dos processos físico-químicos que ocorrem no meio filtrante, estruturação e mecanismos da camada microbiológica (*schmutzdeche*), além de otimizações do filtro que facilitem o uso sustentável da tecnologia e que promovam maior aceitação por parte dos usuários.

4.4. Risco microbiológico associado à água de consumo

É consolidado que a água pode ser um veículo de transmissão de doenças ao homem (Silva et al., 2019). De forma a gerar elevada taxas de morbimortalidade, em especial, nas regiões carentes de infraestrutura para promoção de saneamento básico (Peranovich, 2019).

Assim, a presença de patógenos na água destinada ao consumo humano é uma questão de saúde pública, com relevância por parte de autoridades e da comunidade científica. Sendo primordial o desenvolvimento de técnicas que busquem a inativação/remoção desses microrganismos, representados por diversas bactérias, vírus e protozoários (Oliveira et al., 2020).

No que se refere ao tratamento de água para consumo humano, dentro do grupo coliformes pode-se citar a *Escherichia coli* como indicador de contaminação fecal. Embora esses organismos estejam presentes no trato intestinal de animais de sangue quente, algumas cepas podem causar doenças que variam de diarreias passageiras às complicações com risco de vida (APHA, 2015; WHO, 2018)

Em relação aos vírus entéricos, esses podem ser potenciais transmissores de doenças e infecções após contato fecal-oral (Prado; Miagostovich, 2014). Esses agentes podem causar enfermidades como hepatites A e E, poliomielite, gastroenterites crônicas e agudas (Brasil, 2019). Embora tenha elevada importância em termos de saúde pública, a atual Portaria de Potabilidade Brasileira (Portaria GM/MS nº 888, 2021) não exige o monitoramento de vírus na água de consumo.

Dentes os indicadores virais da água para consumo humano, tem-se os bacteriófagos, esses organismos infectam bactérias do grupo *E.coli* por isso podem ser chamados de colifagos. São utilizados como indicadores da qualidade da água por possuírem características na composição, morfologia, estrutura e condições de replicação similar aos vírus entéricos (Oliveira, 2021; Lin; Ganesh, 2013). No tocante a avaliação da eficiência do processo de desinfecção, a literatura retrata a utilização do vírus PhiX-174 para quando se utiliza a cloração e MS2 para pós-tratamento com radiação UV (Gerba et al., 2015; Mamane et al., 2007) devido suas resistências às vertentes de desinfecção citadas.

Entre os protozoários com potencial ocasionar doenças por veiculação hídrica estão o *Cryptosporidium* e *Giardia*, esses organismos quando encistados possuem resistência à fatores ambientais o que os tornam de difícil remoção em processos de tratamento. O *Cryptosporidium* é utilizado como indicador principal da presença dos protozoários que podem ser transmitidos via fecal-oral (WHO, 2017).

Nesse contexto, a definição de um indicador que possa inferir sobre a remoção de um maior número de grupos de agentes patogênicos e que possa servir como indicador da segurança microbiológica da água produzida, é essencial. Oliveira et al. (2018) reúnem características que um parâmetro deve apresentar para se configurar como um indicador da eficiência de tratamento de água, sendo essas: (i) conter concentração maior que os organismos patogênicos em água bruta; (ii) ser quantificado a partir de técnicas simplificadas e de custo reduzido; (iii) mecanismos de remoção similar aos organismos patogênicos; e (iv) ser removido em taxa similar ou inferior aos patógenos.

4.5. Esporos de Bactérias Aeróbias e relação com organismos resistentes

Os Esporos de Bactérias Aeróbias (EBA) baseiam-se em estruturas vegetativas que conferem resistência às bactérias, esses não desempenham atividade metabólica e não se multiplicam, exceto em condições que os favorecem e podem originar novas células também em estado vegetativo (Silva et al., 2021; Niall; Halket, 2011).

De acordo com Hilbert e Piggot (2004) ao avaliarem a formação de esporos a partir de células vegetativas notaram que a esporulação ocorre em sete fases, (i) célula vegetativa; (ii) formação de filamento axial com dois cromossomos; (iii) divisão celular assimétrica para formar esporângio e foresporo; (iv) engolfamento do foresporo pelo esporângio; (v) formação do córtex e das paredes das células germinativas primordiais; (vi) construção da capa que em conjunto com o córtex permitem a desidratação do presporo e (vii) maturação, onde o esporo adquire resistência integral.

O gênero *Bacillus* tem como característica a formação de esporos, sendo esses os principais representantes das bactérias aeróbias com capacidade de esporulação (Logan; De Vos, 2009). Tais esporos desempenham resistência à fatores ambientais, com capacidade de suportar congelamento, desidratação, irradiação, tratamento com desinfetantes e temperaturas elevadas (Silva et al., 2021).

Segundo Headd e Bradford (2016), os EBA apresentam similaridades aos protozoários (ciclo de vida, resistência ao estresse químico e físico, morfológica, transporte e retenção devido a aproximação de tamanhos), que os configuram como indicador eficiente e com o diferencial de ser facilmente monitorado em escala real quando comparados com os patógenos resistentes, a exemplo dos protozoários.

A exemplificar, os esporos de *Bacillus subtilis* apresentam tamanho médio de 1,2 μm , já oocistos de *Cryptosporidium* variam entre 4 e 6 μm (Muhammad; Sinha; Krishnan, 2009). Isso infere que em um sistema de filtração a remoção dos EBA pode indicar a remoção de protozoários, essa afirmativa corrobora com os estudos realizados por Oliveira, Bastos e Silva (2018) ao avaliar a proporcionalidade entre a remoção de bactérias esporogênicas e protozoários pelas etapas de clarificação, filtração e desinfecção em sistema de tratamento de água.

Sinclair et al. (2012) explicitam que os microrganismos podem desenvolver resistência à agentes desinfetantes, a observar a seguinte ordem de resistência: esporos de bactérias, protozoários, vírus e bactérias; a considerar do mais resistente ao menos resistente. Por isso, é importante avaliar os EBA como indicadores de eficiência de sistemas de tratamento de água para consumo humano.

Neste estudo, os EBA foram utilizados como um indicador alternativo para a remoção de organismos resistentes como os vírus e protozoários. Sua seleção deu-se pela facilidade de execução da metodologia e baixo custo com materiais de insumo, quando comparada com a metodologia para concentração e detecção e análise de viabilidade dos protozoários, por exemplo.

5. MATERIAIS E MÉTODOS

O desenvolvimento da pesquisa ocorreu em quatro etapas metodológicas conforme a Figura 1, as quais serão descritas a seguir.

Figura 1 – Sequência das etapas metodológicas

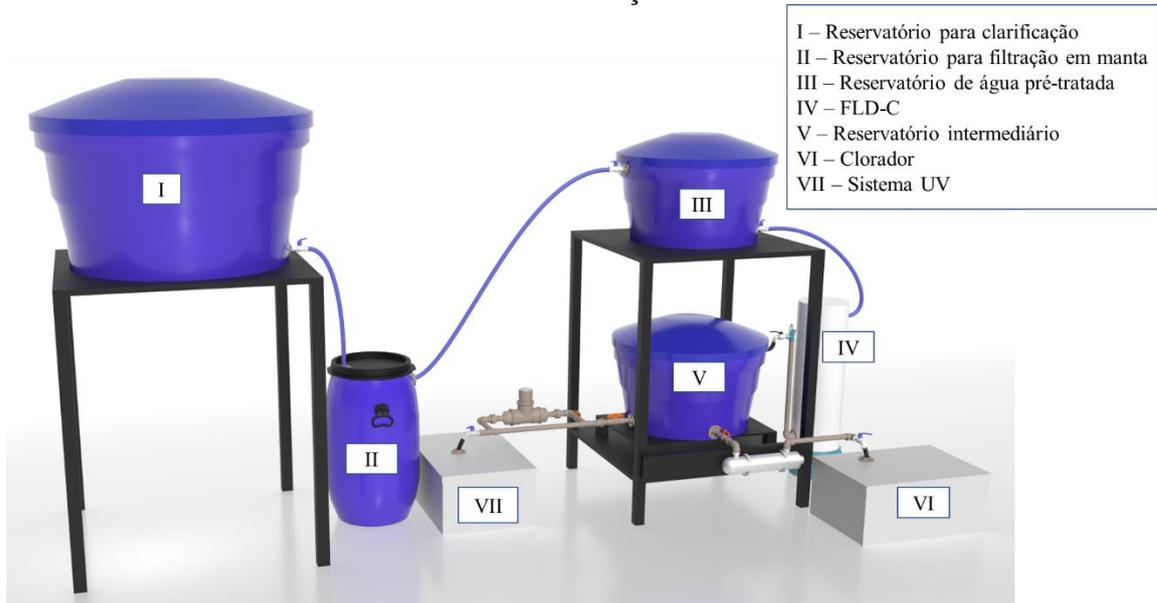


Fonte: Autor.

5.1. Etapa 1 - Concepção

Nesta etapa foi realizada a concepção, montagem e realização de testes de funcionamento das etapas de pré-tratamento, filtração e desinfecção. A Figura 2 apresenta o sistema proposto e seus componentes principais, salienta-se que a concepção do sistema se deu de forma simplificada para facilitar a construção e operação em comunidades isoladas.

Figura 2 – Ilustração 3D do sistema de pré-tratamento, filtração e configurações das vertentes de desinfecção



Fonte: Autor (2024).

O sistema em questão foi instalada na unidade piloto do Laboratório de Tratamento Avançado e Reuso de Águas (LATAR) da Escola de Engenharia de São Carlos (EESC). A concepção da unidade de filtração (componente IV da Figura 2) e das vertentes de desinfecção (componentes VI e VII da Figura 2) foi pensada com o intuito de promover escoamento por gravidade como forma de reduzir o consumo de energia elétrica, condição que facilita a implementação e aceitabilidade por parte dos usuários.

5.1.1 Unidade de de pré-tratamento

A etapa de pré-tratamento foi empregada como forma de adequar as características da água bruta ao esperado para o processo de filtração lenta domiciliar (Turbidez inferior a 50uT), o processo deu-se a partir de clarificação (componente I da Figura 3) e filtração em manta não-tecida/filtro com as seguintes características: densidade = $0,2\text{g}\cdot\text{cm}^{-3}$; 100% em poliéster; e espessura = 2mm (componente II da Figura 3), a referida unidade se baseou nos estudos realizados por Freitas (2021) e Terin (2021). Como forma de reduzir a necessidade de utilização de energia elétrica, a transferência da água decantada para o tanque de filtração com manta deu-se a partir de uma torneira instalada na tomada de fundo do reservatório, acima da zona de sedimentação como apresentado na Figura 3.

Figura 3 – Ilustração 3D do pré-tratamento



Fonte: Autor (2024).

A primeira fase do pré-tratamento constituiu no armazenamento da água bruta em um reservatório de 500L com o tempo mínimo de sedimentação de 24h. Neste estudo optou-se por utilizar um reservatório com elevada capacidade como forma de reduzir o trabalho por parte do usuário em ter que alimentar o sistema todos os dias, com o emprego do reservatório de 500L foram necessárias apenas duas alimentações por semana.

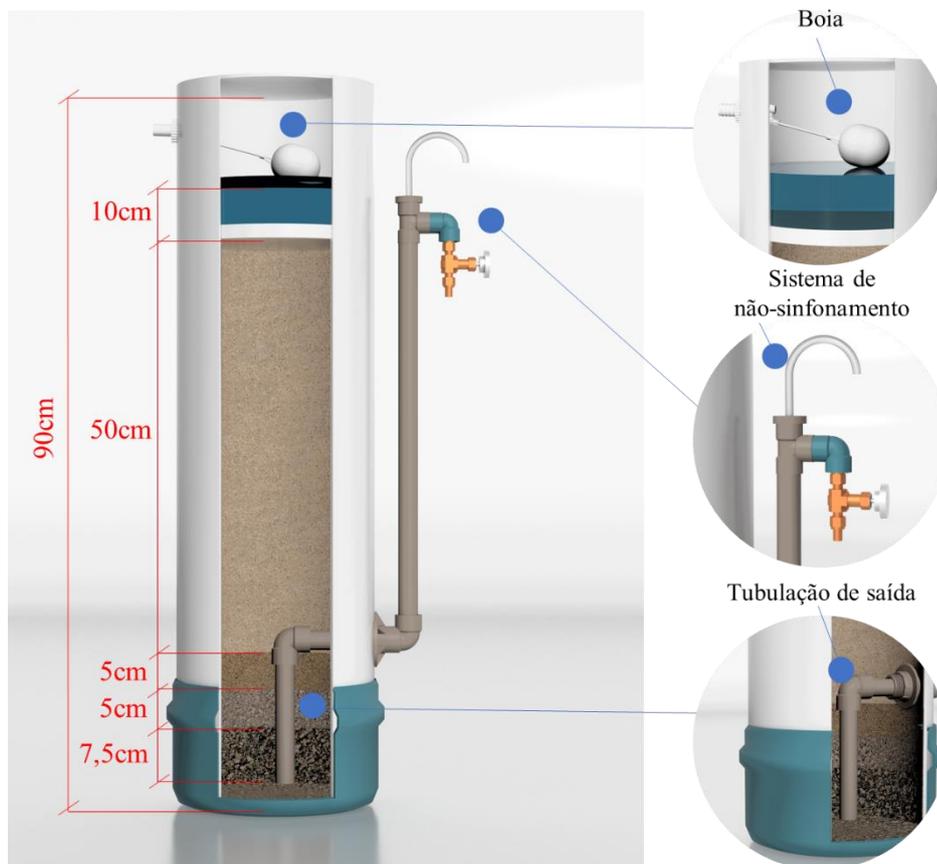
Após o tempo mínimo de sedimentação, diariamente a água clarificada do reservatório de sedimentação era transferida para o reservatório de filtração em manta não-tecida, este constituído por uma bombona de 200L com duas camadas de feltro instaladas imediatamente abaixo da tampa do reservatório em questão, como apresentado no componente III da Figura 3. A transferência da água pré-tratada para o reservatório de alimentação do FLD-C deu-se por uma bomba submersível de aquário de fácil acesso (marca ALEAS® e modelo HM-5063).

5.1.2 Filtro Lento Domiciliar de escoamento Contínuo (FLD-C)

A unidade de filtração lenta empregada teve como base o FLD-C adaptado por Andreoli (2020) e Freitas (2021). Porém, o diferencial em relação às pesquisas anteriores esteve na vazão máxima de produção diária (volume tratado diariamente). Nos estudos anteriormente citados a vazão tratada foi de 48L.dia^{-1} , enquanto neste estudo teve-se a capacidade máxima de tratamento de 100L.dia^{-1} .

O volume produzido diariamente pelo FLD-C era derivado para as vertentes de desinfecção, de forma que cada uma desinfetava o volume máximo de 50L.dia^{-1} . O nível de água acima do leito filtrante bem como estabilidade das condições hidrodinâmicas foram controlados por uma boia, e a taxa de filtração foi ajustada no dia 00 de operação através de um registro tipo agulha alocado na tubulação de saída da água filtrada. A Figura 4 esquematiza o FLD-C utilizado no estudo, com detalhes da boia, sistema de não-sifonamento e tubulação de saída.

Figura 4 – Ilustração e detalhes do FLD-C



Fonte: Autor (2024).

Em estudos anteriores, realizou-se o controle diário da vazão de filtração a partir de ajustes no registro tipo agulha localizado na saída da tubulação de água filtrada. Essa tarefa exige tempo e dedicação a mais do usuário ao operar o sistema, dessa forma, o filtro foi operado ao longo de 140 dias sem realizar o controle de vazão.

Como mostrado na Figura 4, acima do leito filtrante instalou-se uma manta em feltro (densidade = $0,2\text{g}\cdot\text{cm}^{-3}$; 100% em poliéster; e espessura = 2mm) como forma de contribuir para o amadurecimento e estabilidade da camada microbiológica. A depender da qualidade da água a ser filtrada a manta colmata e tem-se a necessidade de retirá-la para lavagem; ao pensar na aplicação em comunidades isoladas esse procedimento expõe o usuário à riscos biológicos. Neste estudo, a manta não foi lavada, mas sim substituída por uma nova tendo em vista que é um material de baixo custo e fácil aquisição.

5.1.2.1. Preparação do material filtrante e ensaio granulométrico

O meio filtrante e camada suporte utilizados para compor o filtro advieram de materiais adquiridos em loja de materiais de construção civil (areia fina/média, areia grossa, pedregulho fino e pedregulho grosso), esses já eram existentes no laboratório e foram submetidos a lavagem, secagem e peneiramento. A lavagem ocorreu inicialmente pela imersão dos materiais em uma solução composta por água e hipoclorito de sódio durante 48h, em seguida esses foram enxaguados com água subterrânea do poço da EESC/USP até que todo o agente desinfetante fosse removido. Em seguida foram dispostos em lonas para secagem e separados de acordo com suas granulometrias através de peneiras de fácil aquisição por usuários em comunidades isoladas, inclusive as rurais (para fubá, arroz, café e feijão).

Para realização do ensaio granulométrico, foi coletada uma amostra de 150g da areia fina e seguiu-se a metodologia explicitada pela NBR 11.799/2016 para formulação da curva granulométrica e determinação do D_{10} , D_{60} e coeficiente de uniformidade da amostra, no intuito de confirmar que o leito possuía as características recomendadas por CAWST (2009).

5.1.2.2. Ensaio hidrodinâmico

Este procedimento teve como objetivo averiguar a existência de zonas mortas, curtos-circuitos ou caminhos preferenciais da água no interior do filtro.

5.1.2.2.1 Execução do ensaio

Utilizou-se cloreto de sódio (NaCl) como agente traçador para promover o evento estímulo-resposta em degrau. A solução foi preparada no reservatório de alimentação do filtro a uma concentração de 100 mg.L^{-1} , e para que a massa de NaCl se mantivesse constante ao longo de toda operação instalou-se uma bomba submersível (marca ALEAS® e modelo HM-5063) no reservatório para homogeneizar a água, conforme realizado por Freitas (2021).

Na saída do filtro foi adicionado uma sonda para medição da condutividade em linha durante todo o ensaio, essa acoplada a um computador através conexão USB para que se pudesse utilizar o software *Logger Lite* (Vernier Software & Technology, EUA) que realiza medidas de condutividade elétrica e consequente conversão em valores de concentração de NaCl efluente do filtro. Previamente ao ensaio, a sonda foi calibrada nos dois pontos conhecidos, a água efluente ao FLD-C (concentração de NaCl de 0 mg.L^{-1}) no reservatório contendo a solução traçadora (concentração de NaCl de 100 mg.L^{-1}).

Para a execução do ensaio, foram mantidas as condições normais de operação, sendo essas: FLD-C com carreira de filtração zerada, taxa de filtração de $1,92 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^2 \cdot \text{dia}^{-1}$ e nível de água constante acima do leito filtrante. O ensaio foi iniciado com a concentração de NaCl e encerrado no momento em que a concentração efluente ao filtro foi de 100 mg.L^{-1} .

5.1.2.2.2 Tratamento e análise dos dados

Com os dados de concentração do traçador em relação ao tempo foi possível calcular índices que permitem inferir sobre fenômenos indesejáveis no reator. O tratamento dos dados foi realizado no Origin 8.6® com base no procedimento descrito por Levenspiel (1999). Tal análise consistiu em normalização da curva C (concentração de saída em função do tempo de ensaio), diferenciação da curva F e cálculo do tempo de detenção hidráulico experimental. As variáveis utilizadas estão expostas na Tabela 2.

Tabela 2 – Variáveis utilizadas para análise dos dados do ensaio hidrodinâmico

Variável	Sigla	Equação
Normalização da curva C	F(t)	$\frac{C_i}{C_{máx}}$
Distribuição do tempo de residência	E(t)	$\frac{dF(t)}{dt}$
Tempo médio de residência	θ_h	$\int_0^{\infty} t \cdot E(t) dt$

Nota: C = concentração do traçador; t = tempo do ensaio. Fonte: adaptado de Levenspiel (1999).

O Índice de Dispersão de Morril (MDI) também foi aplicado como forma de avaliar o comportamento da curva F (Equação 1) e seu respectivo efeito de dispersão, este é dado pela razão entre os tempos em que 90 e 10% do traçador são efluentes ao filtro (saem do reator). Valores de MDI próximos de 01 indicam que o reator segue o comportamento de fluxo pistonado, enquanto valores elevados próximos a 22 inferem sobre regime de mistura completa (Tchobanoglous; Burton; Stensel, 2003).

$$MDI = \frac{t(M90\%)}{t(M10\%)} \quad (1)$$

Onde:

MDI = Índice de Dispersão de Morril;

t(M90%) = tempo em que 90% da concentração do traçador é efluente ao filtro/reator;

t(M10%) = tempo em que 10% da concentração do traçador é efluente ao filtro/reator;

5.2.3. Unidade de desinfecção pela variante de cloro

A unidade de desinfecção por cloração acoplado ao reservatório intermediário foi desenvolvido de forma inovadora com base em critérios simples de construção, operação e manutenção. Imediatamente após o registro localizado entre o reservatório intermediário e o clorador autônomo foi instalada uma válvula de retenção como forma de impedir que a solução contida no clorador autônomo retornasse para o reservatório intermediário.

O funcionamento do clorador autônomo baseia-se na derivação de parte da água filtrada para o equipamento de cloração, havendo o contato da água com o Hipoclorito de Cálcio $\text{Ca}(\text{ClO})_2$ granular (Synth[®], 100% puro, destinado a uso e consumo). A água efluente ao clorador autônomo foi acondicionada no reservatório de água tratada localizado na tubulação

de saída da referida unidade de desinfecção e após o tempo de contato de trinta minutos, amostras eram coletadas para análises físico-químicas e microbiológicas.

Previamente ao início da operação do sistema como um todo, o clorador autônomo desenvolvido passou por um processo de validação como forma de adequar o Cloro Total (CT) e Cloro Residual Livre (CRL) da água tratada. Para isso preparou-se água simulada com risco microbiológico, contendo os componentes expostos na Tabela 3. A preparação da água filtrada simulada levou em consideração os resultados de tratabilidade obtidos por Freitas, Terin e Sabogal-Paz (2023) que operaram filtros lentos domiciliares por 430 dias utilizando a mesma água bruta que foi empregada para operação do sistema na presente pesquisa (proveniente do Rio Monjolinho).

Tabela 3 – Especificações da água simulada para os testes de validação do clorador autônomo

Parâmetro	Unidade	Valor médio	Agente precursor
Turbidez	uT	4,72±1,55	Caulinita (Sigma-Aldrich, Fluka, 60609)
Cor verdadeira	uH	19,3±8,91	Ácido húmico (H16752 – Sigma-Aldrich)
<i>E. coli</i> *	UFC.100mL ⁻¹	1,00E+05	Cepa <i>E. coli</i> (ATCC 11229)

* O estudo de Freitas et al. (2023) não apresentou água filtrada com essa elevada concentração de *E. coli* mas seu inóculo foi necessário para caracterizar o risco microbiológico da água filtrada simulada. Fonte: Autor (2024).

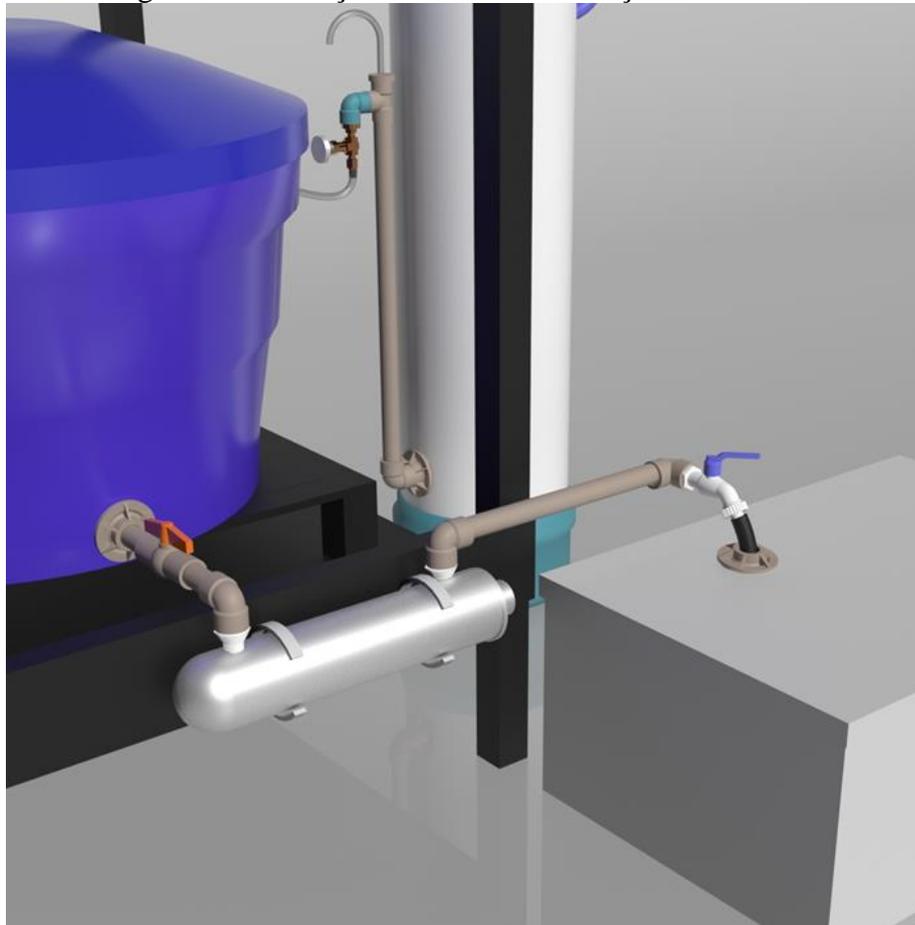
Para a otimização preparou-se água simulada conforme as especificações apresentadas na Tabela 3; para cada batelada, 50L de volume útil (desconsiderando o volume morto do reservatório) foram transferidos para o reservatório intermediário. O tempo de escoamento do volume de 50L pelo clorador autônomo foi de 27min., dessa forma durante os ensaios eram realizadas coletas nos tempos de 9, 18 e 27min. Todos os testes foram realizados em triplicata.

Devido ao critério de inovação do clorador autônomo, com auxílio da Agência USP de Inovação (AUSPIN) está sendo redigido o Termo de Revelação e Criação intitulado como “*dispositivo hidráulico de elevada autonomia para cloração de água com fins de abastecimento humano no ponto de uso e em situações emergenciais: layout do clorador autônomo e método de uso*” para pedido de proteção junto ao Instituto Nacional da Propriedade Industrial (INPI). O processo de proteção está protocolado no portal de criação da USP através do ID CC-PI-2024-0023.

5.2.4. Unidade de desinfecção por radiação UV

Ao reservatório intermediário, desvinculado do clorador autônomo, foi acoplado reator ultravioleta (UV2C – 7,5 L.min⁻¹ da Polaris Scientific|UV™) como apresentado na Figura 5 com escoamento realizado 100% por gravidade. O referido equipamento é fabricado em aço inox 304, com dimensão de 39,5 x 6,3 cm. Sua escolha se deu por ser compacto e de fácil instalação. A dose de UV emitida foi definida em ensaios preliminares a partir da técnica de actinometria de um actinômetro de iodeto/iodato com auxílio de um colimador.

Figura 5 – Ilustração 3D reator de radiação ultravioleta



Fonte: Autor (2024).

O sistema de interligação projetado para escoar a água do reservatório intermediário até o reator UVC-LED foi concebido por gravidade como alternativa para reduzir os custos com energia elétrica quando se compara com sistemas que inclui a utilização de bomba.

A interligação com escoamento por gravidade foi projetada para a vazão de 50L.dia⁻¹. A unidade é composta por um reservatório intermediário com capacidade de armazenamento variável, a depender do volume a ser tratado, tubulações e acessórios em PVC no diâmetro ¾”,

na tubulação de saída do reservatório instalou-se um registro tipo esfera para controle da vazão e após o reator considerou-se a adição de uma torneira para coleta da água tratada.

Para o cálculo da perda de carga do sistema de interligação por gravidade, foram levantados os acessórios hidráulicos a serem utilizados e seus respectivos comprimentos equivalentes (CE), como apresentado na Tabela 4.

Tabela 4 – Especificações da água simulada para os testes de validação do clorador autônomo

Acessórios	Qtd.	CE unitário ¾" (m)
Entrada de canalização	01	0,4
Registro de esfera	01	0,2
Joelho 90°	03	1,2
Luva de redução	02	0,3
Saída de canalização	01	0,9

Fonte: Autor (2024).

Em posse destes valores e do comprimento real das tubulações (CR), o comprimento total (L) do sistema de interligação foi calculado. Para o cálculo da perda de carga unitária (J) do sistema, foram utilizadas as Equações 2 e 3. A vazão de operação utilizada foi a máxima permitida pelo reator para o objetivo de desinfecção, isto é, 2,2 L.min⁻¹ ou 0,0000367 m³.s⁻¹.

$$J = 0,0008695 \frac{Q^{1,75}}{D^{4,75}} \quad (2)$$

$$\Delta H = J * L \quad (3)$$

Onde:

J = perda de carga unitária (m.m⁻¹);

Q = vazão de operação (m³.s⁻¹);

D = diâmetro (m);

ΔH = perda de carga total (m);

L = comprimento total (m).

Após obter o valor de perda de carga, aplicou-se a Equação 4 para encontrar a velocidade necessária para a unidade ser operada por gravidade.

$$\frac{P_1}{\rho g} + \frac{v_1^2}{2g} + h_1 = \frac{P_2}{\rho g} + \frac{v_2^2}{2g} + h_2 + \Delta H \quad (4)$$

Onde:

P_1 = pressão na entrada da unidade de desinfecção (Pa);

P_2 = pressão na saída da unidade de desinfecção (Pa);

v_1 = velocidade na entrada do sistema ($m.s^{-1}$)

v_2 = velocidade na saída do sistema ($m.s^{-1}$);

h_1 = Cota da entrada do sistema (m);

h_2 = Cota da saída do sistema (m);

ρ = massa específica da água ($kg.m^{-3}$);

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

Como forma de caracterizar o escoamento no reator UV em questão, realizou-se em triplicata o ensaio hidrodinâmico utilizando o mesmo procedimento para o FLD-C como descrito no item 5.1.2.2.

5.2. Etapa 2 - Desempenho

A Etapa 2 da pesquisa consistiu na operação da tecnologia proposta, com um viés na avaliação e resolução das problemáticas operacionais que possam ser encontradas pelos usuários, de forma que fosse otimizada a eficiência da remoção de parâmetros físico-químicos e segurança microbiológica da água produzida. A água bruta utilizada nesta pesquisa foi proveniente do Rio Monjolinho, localizado na cidade de São Carlos - SP.

A captação e armazenamento deu-se a partir de adaptações do proposto por Freitas et al. (2021), de forma que a cada 04 dias 500L de água eram captados, armazenados no reservatório de clarificação e preservados por no mínimo 24h; após esse período parte do sobrenadante era filtrado em feltro (manta não-tecida) e acondicionado em um reservatório de 150L para alimentação do FLD-C; esse pré-tratamento objetivou adequar a qualidade da água à filtração lenta.

Durante a operação, o processo de desinfecção ocorreu em duas modalidades. Dos 100L de água filtrada diariamente, 50L foram escoados pela unidade de desinfecção pela variante de cloro; ao término desse processo, o registro de liberação da água filtrada para clorador autônomo era fechado e liberavam-se os 50L restantes no reservatório intermediário para desinfecção pela unidade de desinfecção por radiação UV. O controle do volume a ser desinfetado em cada vertente foi realizado através de uma marcação no reservatório de água filtrada.

5.2.1 Parâmetros analisados

A caracterização da água foi realizada a partir dos seguintes parâmetros: cor aparente, cor verdadeira, turbidez, pH, alcalinidade, coliformes totais, *E. coli*, EBA e absorvância ($\lambda = 254$); realizadas de acordo com os procedimentos expostos por APHA et al. (2012).

O sistema de tratamento foi operado durante 140 dias contínuos (De 31/05/2023 a 18/10/2023). As análises para monitoramento ocorreram diariamente, semanalmente e de forma pontual, a depender do parâmetro, sendo coletadas amostras da água bruta, pré-tratada, filtrada, desinfetada por cloro, e radiação UV. Os parâmetros microbiológicos e físico-químicos analisados bem como frequências e metodologias estão descritos na Tabela 5.

Tabela 5 – Análises físico-químicas e microbiológicas realizadas durante o monitoramento do sistema

Parâmetro	Frequência	Metodologia
<i>Microbiológico</i>		
EBA	Semanal	APHA et al. (2012) e Silva et al. (2017)
<i>E. coli</i>	Semanal	APHA et al. (2012)
Cistos de <i>Giardia</i> spp.*	Pontual	USEPA (2012)
Oocistos de <i>Cryptosporidium</i> spp.*	Pontual	USEPA (2012)
<i>Físico-químico</i>		
Turbidez	Diária	
Cor aparente	Diária	
Temperatura	Diária	
Cloro Total	Diária	
Cloro Residual Livre	Diária	
Cor verdadeira	Semanal	APHA et al. (2012)
pH	Semanal	
Alcalinidade	Semanal	
Condutividade	Semanal	
Absorvância ($\lambda = 254$)	Semanal	

* No período de 15 dias contínuos foram inoculados na água afluenta ao FLD-C. Fonte: Autor (2024).

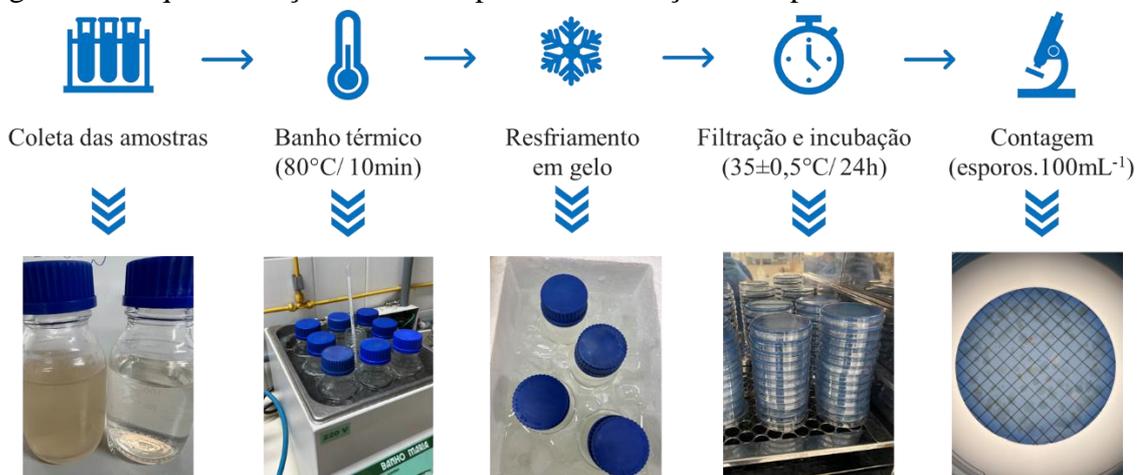
As demandas de cloro residual livre e cloro combinado foram mensuradas diariamente para observar o atendimento à portaria brasileira de potabilidade. As concentrações foram aferidas através de um kit de cloro reagente (HACH™, 2105569-BR). Para além disso, a vazão efluente ao FLD-C e perda de carga do leito filtrante foram aferidos diariamente como forma de acompanhar o desempenho do filtro no tocante à vazão proposta neste estudo bem como verificar o tempo de cada carreira de filtração dada a necessidade de manutenção.

5.2.1.1 Determinação de Esporos de Bactérias Aeróbias (EBA)

Os EBA foram analisados de acordo com o procedimento 9218 do *Standard Methods For the Examination of Water and Wastewater* (APHA, AWWA, WEF, 2017). A referida análise foi implementada durante toda operação como forma de analisar de forma indireta a remoção de organismos resistentes, a exemplo dos protozoários, ao longo das etapas de tratamento propostas.

Amostras de cada etapa do tratamento proposto foram (i) coletadas semanalmente, acondicionadas em frascos de borossilicato previamente esterilizados e identificados, em seguida submetidas ao banho térmico para inativar células vegetativas que consiste no (ii) aquecimento em banho maria com agitação constante à temperatura de 80°C durante 10min, em seguida (iii) resfriamento em banho de gelo. Por fim, as alíquotas eram (iv) filtradas através de membranas de 0,45µm e inoculadas em ágar nutriente contendo azul de tripano à 35±0,5°C por 24h. Ao passar o período de incubação realizava-se a (v) contagem da concentração de esporos; os resultados foram expressos em n° de esporos.100mL⁻¹. A esquematização metodológica da análise está descrita na Figura 6.

Figura 6 – Esquematização da análise para determinação de Esporos de Bactérias Aeróbias



Fonte: Autor (2024).

5.2.1.2 Determinação de cistos de *Giardia spp.* e oocistos de *Cryptosporidium spp.*

Entre os dias 107° e 131° de operação do sistema de tratamento (entre 14/09 e 08/10/2023) cepas puras de protozoários (Waterborne® Inc) inativos foram inoculadas na zona estacionária do FLD-C (coluna de água acima do leito filtrante) como forma de avaliar a remoção física dos referidos microrganismos pela etapa de filtração lenta proposta. Diariamente

eram inoculados 500 cistos de *Giardia* spp. e 500 oocistos de *Cryptosporidium* spp. De forma pontual, foram realizadas análises de remoção nos dias 117º, 124º e 131º de operação.

Para validar a metodologia de concentração descrita a seguir, foram observados os critérios de recuperação preconizados pelo método 1623.1 da *United States Environmental Protection Agency (USEPA)*, A porcentagem de recuperação é dada pela Equação 5. Este infere que a média de recuperação dos cistos de *Giardia* spp. deve estar entre 8 e 100% e para oocistos de *Cryptosporidium* spp. entre 32 e 100%. Dessa forma, antes no início do inóculo no FLD-C, 500 cistos de *Giardia* spp. e 500 oocistos de *Cryptosporidium* spp. foram adicionados à água pura e fez-se o processo de concentração para confirmar a regularidade analítica da metodologia.

$$\%recuperação = \frac{P_r}{P_i} * 100 \quad (5)$$

Onde:

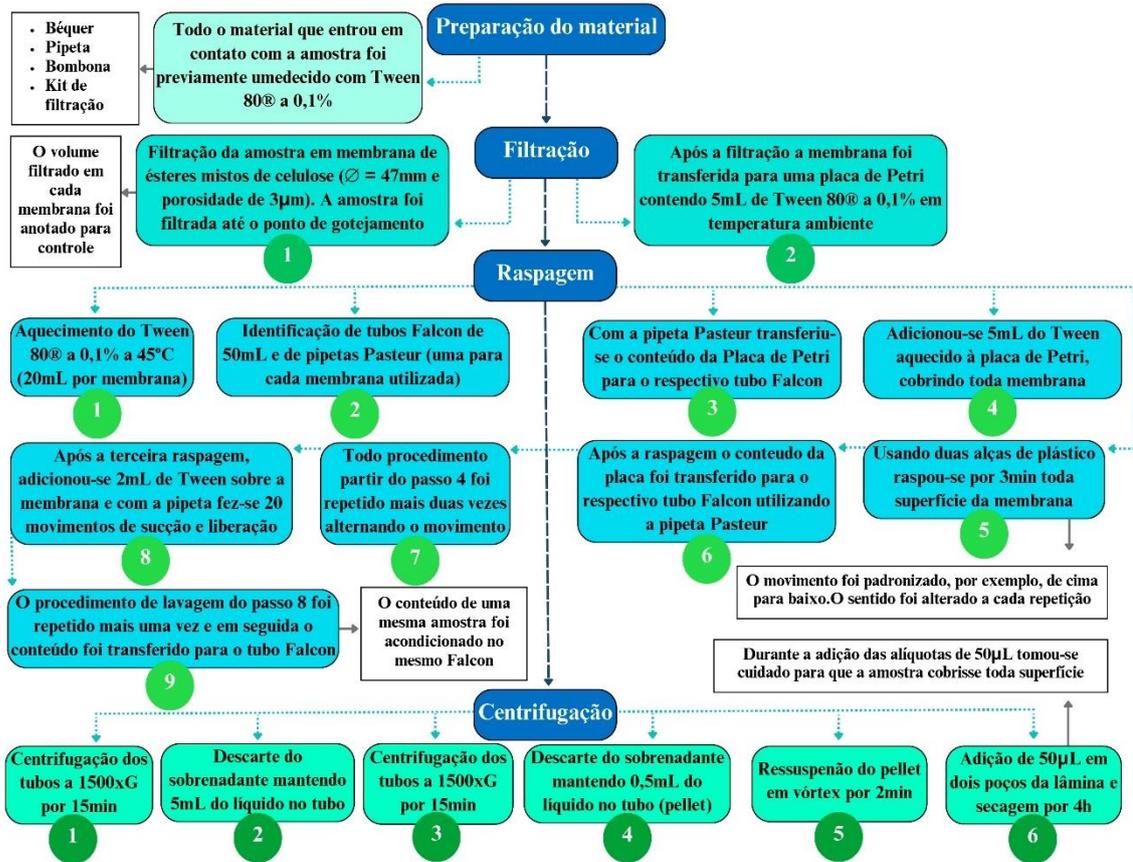
%recuperação = Porcentagem de recuperação de protozoários pelo método de concentração selecionado;

P_r = Número de cistos ou oocistos recuperados após o processo de concentração e detecção por imunofluorescência;

P_i = Número de cistos ou oocistos inoculados.

Para concentração dos protozoários coletou-se 10L de água filtrada e para execução do método levou-se em consideração adaptações da metodologia de Franco et al. (2016). O procedimento em questão está descrito no esquema apresentado na Figura 7.

Figura 7 – Esquemática do processo de concentração de protozoários



Fonte: Autor (2024).

Após a secagem das alíquotas de 50µL nos poços se fez o processo de detecção dos protozoários inoculados a partir do teste de Imonufluorescência (IFA) utilizando o Kit Merifluor® (Meridian Bioscience Diagnostics) e a confirmação seu deu pelo uso do corante cromogênico DAPI (4',6'-diamidino-2-fenilindol). A detecção levou em consideração as recomendações dos fabricantes, prescrito pelo método 1623.1 (USEPA, 2012), com as seguintes etapas metodológicas:

I) Aquecimento prévio da incubadora/estufa a 37°C;

II) Para cada amostra uma placa de Petri foi identificada e envolta com papel alumínio, nesta se adicionou uma fração de papel toalha umedecido com forma de simular uma câmara úmida e escura;

III) A lâmina contendo a amostra foi transferida para a placa de Petri preparada no passo II e em cada poço se adicionou 10µL de metanol (álcool metílico a 99,8%); com a tampa fechada, manteve-se a placa de Petri contendo a lâmina em repouso por 10min para a secagem do reagente adicionado;

- IV) Após a secagem, na ausência de luz se adicionou em cada poço da lâmina uma gota do reagente de detecção e uma gota do contra corante, esses do Kit Merifluor[®], e incubou a placa de Petri contendo a lâmina a 37°C por 30min.
- V) Após o período de incubação, na ausência de luz, a lâmina foi retirada da placa de Petri e se fez a lavagem de cada poço utilizando 50µL da solução de lavagem do Kit Merifluor[®], neste processo a lâmina foi inclinada em 30° para facilitar o escoamento. A referida solução foi preparada na proporção de 1:20 (uma parte de solução de lavagem para dezenove partes de água deionizada). Esse passo foi repetido mais duas vezes;
- VI) A lâmina foi acondicionada novamente na placa de Petri e se adicionou em cada poço duas gotas do DAPI. Aguardou-se o tempo de 10min para secagem do referido reagente;
- VII) Novamente a lâmina foi retirada da placa e se fez a lavagem com o mesmo procedimento do passo V, mas dessa vez utilizando 50µL de *Hank's Balanced Salt Solution* (HBSS). Esse passo foi repetido mais duas vezes;
- VIII) A lâmina foi retornada para a placa de Petri e em cada poço se adicionou uma gota do meio de montagem do Kit Merifluor[®];
- IX) Em seguida sobre cada poço se colocou uma lamínula e se fez a selagem utilizando Covergrip[®].
- X) Após secagem completa do selante as lâminas foram analisadas em microscópio de imunofluorescência (Olympus[®] BX51), sob aumentos de 200 e 400 vezes. Os resultados foram expressos em cistos de *Giardia*.L⁻¹ e oocistos de *Cryptosporidium*.L⁻¹.

5.2.2 Caracterização da camada biológica e do leito filtrante do FLD-C

5.2.2.1 Composição da camada microbiológica do FLD-C

Ao final da operação do sistema, a camada biológica desenvolvida na manta e topo do leito filtrada foi caracterizada. Para isso, a manta foi removida do FLD-C, acondicionada em uma bandeja de plástico e lavada com 1L de água deionizada; em seguida a massa líquida proveniente da lavagem foi armazenada para posteriores análises.

Alíquotas do topo do meio filtrante (os primeiros centímetros da cama de areia fina, ±2cm) foram coletadas e armazenadas em tubos Falcon de 50mL, em seguida transferidas para um recipiente e adicionou-se água deionizada para lavar a areia. O procedimento de lavagem foi repetido até se obter um 1L de amostra.

A identificação dos microrganismos que compõem a camada biológica foi realizada via microscopia em campo claro. Para isso, foram coletadas quatro alíquotas provenientes das amostras anteriormente citadas (volume proveniente da manta e do topo do leito), essas passaram por centrifugação a 1500rpm por 10min para que se obtivesse um pellet concentrado de microrganismos. De cada tubo foi coletado uma gota do pellet e posta em lâmina de microscópio, em seguida a alíquota foi coberta por lamínula e analisada em microscopia de campo claro, com auxílio do microscópio Olympus® BX51 como recomendado por Nasser Fava et al. (2020).

Foram feitas fotografias a partir de uma câmera adicionada ao microscópio. Todo o procedimento de identificação foi realizado com a colaboração da bióloga Dra. Natália de Melo Nasser Fava.

Ao final da operação, a última manta não-tecida em uso foi analisada através de Microscopia Eletrônica de Varredura (MEV) com o intuito de verificar a aderência das partículas e microrganismos à fibra da manta, para isso, partes de 1cm da manta utilizada e da manta antes da utilização foram cortadas, secas ao ar livre e acondicionadas em local livre de umidade e calor, esse procedimento seguiu a metodologia realizada por (Sabogal-Paz et al., 2020). Em seguida as amostras foram encaminhadas para a Central de Análises Químicas Instrumentais do Instituto de Química de São Carlos (CAQI/IQSC/USP). As microfotografias foram captadas através do microscópio eletrônico de varredura modelo Zeiss® LEO 440.

5.2.2.2 Análise de proteínas e carboidratos na camada microbiológica e no leito filtrante

Após 140 dias de operação do sistema como um todo, o FLD-C foi desmontado e durante esse processo amostras do sedimento acumulado na manta não-tecida, e a areia de diversas profundidades do leito filtrante foram coletadas para análise de proteínas e carboidratos como forma de inferir sobre o desenvolvimento microbiológico ao longo do leito.

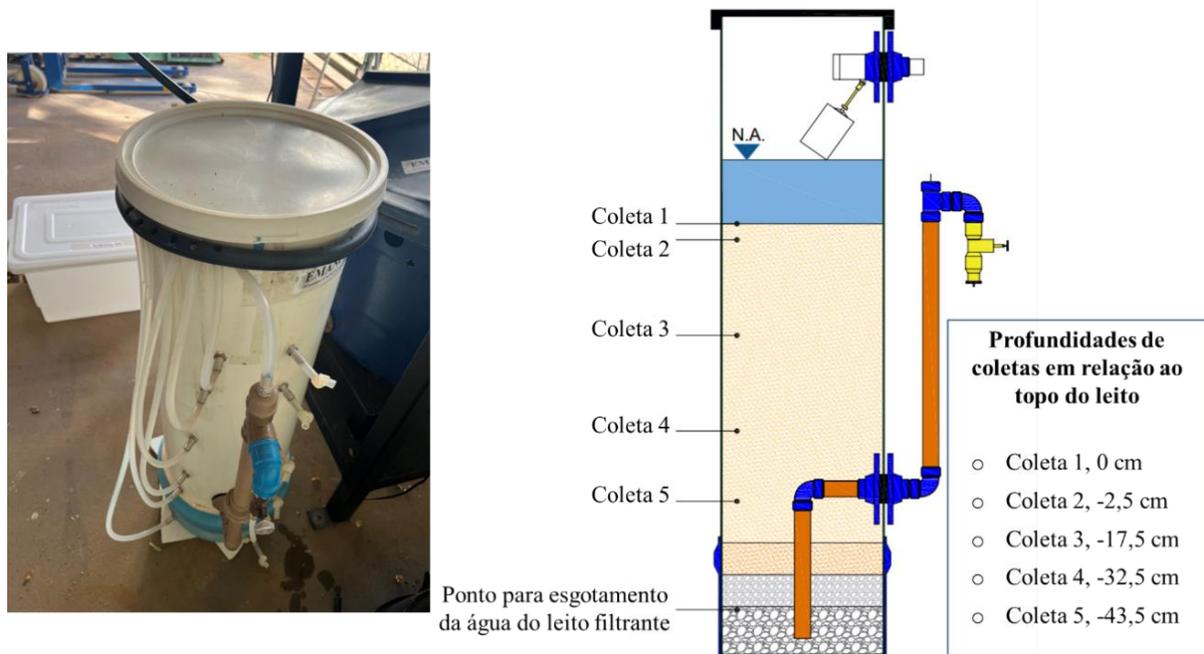
Para isso, seguiu-se com uma adaptação do procedimento realizado por Lubarsky et al. (2022):

- I) Fechamento das válvulas de entrada e saída de água do filtro;
- II) Retirada da boia de controle de nível da água no topo do FLD-C e cuidadosa remoção da manta não-tecida localizada no topo do leito filtrante. Neste momento evitou-se ao máximo que houvesse a descompactação da areia;

III) Remoção da mangueira do último piezômetro (localizado na altura de -60,5 cm, última mangueira, próxima da tubulação de saída e geratriz inferior do filtro) e escoamento paulatino da água contida no interior do filtro;

IV) Coleta das amostras. As coletas foram realizadas no topo do leito filtrante e nas alturas dos piezômetros, esses pontos se deram por já serem alturas conhecidas para os filtros utilizados pelo grupo de pesquisa. Para cada ponto foram coletadas seis amostras, três seguiram para análises e as demais ficaram preservadas (congeladas) para caso de necessidade de repetição do ensaio. A Figura 8 retrata a alocação real dos piezômetros do FLD-C bem como as profundidades de coletas das amostras.

Figura 8 – Alocação dos piezômetros no FLD-C e exemplificação das profundidades de coletas para análises de proteínas e carboidratos



Fonte: Autor (2024).

Para a determinação de Substâncias Poliméricas Extracelulares (*Extracellular Polymeric Substances – EPS*), sendo neste caso proteínas e carboidratos, as amostras passaram pelo mesmo processo de preparação que consistiu em (i) separação das três amostras de cada ponto, (ii) pesagem e identificação dos tubos Eppendorf de 2mL a serem utilizados, (iii) adição de 0,5g de amostra (sedimento da manta não-tecida ou areia do leito filtrante) nos Eppendorf previamente pesados e identificados no passo ii, (iii) adição de 1,7mL de água miliQ em cada tubo contendo as amostras, (iv) agitação em mixer rotatório por uma hora e meia à 20rpm, (v) separação e identificação de novos seis Eppendorf para cada amostra preparada no passo iii, (vi) recuperação do sobrenadante após o processo de agitação, (vii) em três dos seis tubos

separados e identificados no passo v pipetou-se 250µL do sobrenadante para a análise de proteínas e os outros três tubos receberam 200 µL do sobrenadante para a análise de carboidratos; esse procedimento foi realizado para cada amostra preparada entre os passos i e iii; e (viii) após o término das análises os tubos contendo sedimento da manta não-tecida ou areia do leito filtrante foram expostos à estufa na temperatura de 37°C até secagem completa, esse procedimento foi necessário para que os resultados pudessem ser expressados em mg/g de areia ou sedimento.

Brevemente, a metodologia de quantificação de proteínas baseou-se no método colorimétrico modificado de LOWRY (Raunkjaer; Hvitvedjacobsen; Nielsen, 1998). Aos tubos contendo 250µL das amostras adicionou-se 250µL do reagente 6 e 700µL do reagente 4 (mistura dos reagentes 1, 2 e 3), em seguida os tubos foram agitados manualmente e incubados a 30°C por 15min. Após isso, adicionou-se aos tubos 100µL do reagente 5 e agitou-se manualmente (invertendo três vezes), logo, esses foram incubados a 30°C por mais 45min., em seguida as amostras foram lidas em espectrofotômetro a 750nm. O zero foi mensurado com água miliQ. A curva de calibração utilizou como padrão de Proteína a Albumina do Soro Bovino (BSA).

Para a determinação de carboidratos, em tubos contendo amostras (diferentes dos reservados para a análise de proteínas) adicionou-se 200µl de fenol a 5% e 1mL de ácido sulfúrico, em seguida esses foram agitados manualmente (invertendo três vezes) e incubados a 30°C por mais 35min. Após o tempo de incubação, as amostras foram lidas em espectrofotômetro sob absorvância de 488nm. O zero foi mensurado da mesma forma que para a análise de proteínas. A curva de calibração teve como padrão o carboidrato D-glucose; 20mg de D-glucose em 100mL de água miliQ (200mg.L⁻¹).

5.3. Etapa 3 - Viabilidade

5.3.1. Viabilidade técnica e econômica da tecnologia

Após o período de operação da tecnologia, diante as experiências obtidas durante o processo de construção, operação e manutenção, foi avaliada a viabilidade técnica do sistema como um todo, visando aplicação em comunidades isoladas, considerando-se os recursos locais, tecnológicos e mão de obra envolvida.

A avaliação econômica da tecnologia deu-se a partir de um orçamento a considerar os valores ajustados da tabela do Sistema Nacional de Pesquisa de Custos e Índices da Construção

Civil (SINAPI) do estado de São Paulo para os itens utilizados para montagem do sistema; nos casos em que não se encontraram itens na referida tabela, foram adotados preços obtidos em pesquisas na internet.

A aplicação do método *Payback* simples teve como objetivo avaliar a viabilidade da concepção do sistema de tratamento com enfoque no período de recuperação do capital investido, de forma que se tem o tempo necessário para que o valor de reembolso se iguale ao desembolso necessário para execução do sistema (Di Bernardo; Sabogal Paz, 2008). Para isso, foram considerados os custos para aquisição dos itens necessários para construção do sistema e valor estimado para mão de obra.

5.4. Etapa 4 – Segurança da água

5.4.1. Avaliação dos critérios de segurança microbiológica

Os dados foram analisados em duas perspectivas. A primeira delas para elucidar a existência de proporcionalidade ou não entre a remoção de turbidez, EBA organismos resistentes aos processos de desinfecção. A USEPA (1991) desenvolveu um modelo para inferência sobre a inativação de cistos de *Giardia* por variantes de cloro, tal modelo faz relação entre o valor de C*t (Cloro residual *versus* tempo de contato) com parâmetros físico-químicos como pH e temperatura, resultando em uma estimativa da inativação de organismos patogênicos através da etapa de desinfecção. O modelo está apresentado na Equação 6 e foi aplicado com os dados experimentais obtidos nesta pesquisa.

$$\text{Inativação de Giardia (log)} = \frac{C*t}{0,2828 * pH^{2,69} * c^{0,15} * 0,933^{T-5}} \quad (6)$$

Onde:

C = Concentração de CRL (mg.L⁻¹);

t = Tempo de contato (min);

pH = Potencial hidrogeniônico;

T = Temperatura (°C).

A segunda perspectiva se baseou na necessidade de monitorar cistos de *Giardia spp.* e oocistos de *Cryptosporidium spp.* a partir da remoção dos EBA, já que na portaria de potabilidade vigente, o monitoramento dos referidos protozoários torna-se obrigatório quando

a média aritmética de remoção dos EBA, com base em no mínimo quatro amostragens no mês, seja inferior a 2,5 log.

Embora essa última perspectiva esteja citada na portaria apenas para as SAC, é importante cientificar-se sobre a eficiência de remoção dos EBA atuando como um indicativo biótico indireto da remoção de microrganismos resistentes nos sistemas de tratamento individuais, a exemplo do filtro em questão.

5.4.2 Perfil de retenção dos EBA ao longo do leito filtrante e segurança microbiológica da água filtrada

Entre os dias 66° e 83° dias de operação do FLD-C (entre 04/08/2023 e 21/08/2023) se analisou a retenção dos EBA em distintas profundidades do leito filtrante como forma de fazer inferências sobre a retenção de organismos resistentes ao longo do leito filtrante e possibilidade de transpasse na água filtrada. O método de determinação dos esporos seguiu o procedimento descrito no item 5.2.1.1.

Para elaboração do perfil de retenção dos EBA foram coletadas amostras de seis pontos ao longo da profundidade do filtro em alturas análogas às dos piezômetros: uma na zona estacionária (+5 cm acima do meio filtrante), quatro no leito filtrante (-2, cm, -17,5cm, -32,5cm e - 43,5cm) e um na camada de suporte (-60,5 cm abaixo do meio filtrante). As amostras foram coletadas com seringas, descartando os primeiros 20mL e coletando os 50mL subsequentes.

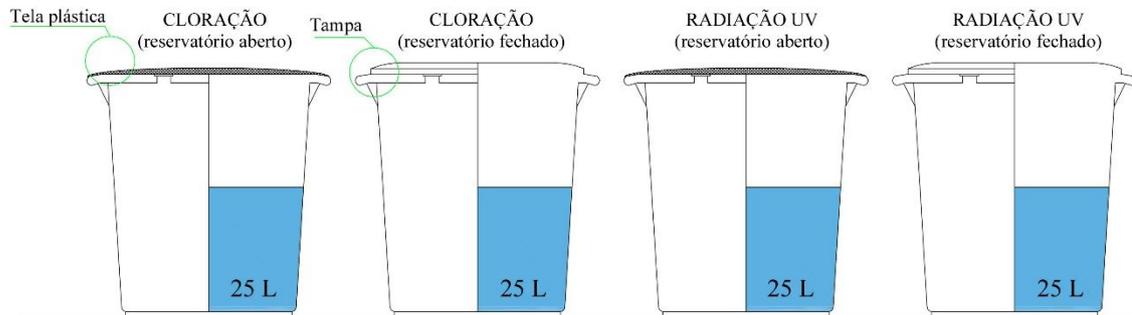
5.4.3 Análise do recrescimento microbiano na água tratada: comparação entre as vertentes de desinfecção utilizadas

Entre os dias 94° e 103° se analisou a possibilidade de recrescimento de microrganismos na água tratada. Para isso, toda a água produzida no 94° dia considerando a desinfecção utilizando cloro e radiação UV foram armazenadas separadamente em reservatórios previamente higienizados e diariamente se coletaram amostras para análises dos parâmetros físico-químicos e microbiológicos citados a seguir.

Como forma de simular falhas no armazenamento por parte do usuário, a água de cada vertente de desinfecção foi armazenada em duas modalidades: (i) reservatório fechado com consequente ausência de luz e (ii) reservatório aberto, neste caso se fomenta o recrescimento de microrganismos fotossintetizantes; nestes reservatórios se adicionou uma tela na superfície de entrada para evitar o desenvolvimento e proliferação de vetores a exemplo do *Aedes aegypti*.

A Figura 9 esquematiza como o experimento de recrescimento de microrganismos foi idealizado.

Figura 9 – Exemplificação do experimento de avaliação do recrescimento de microrganismos



Fonte: Autor (2024).

A qualidade da água foi monitorada durante dez dias contínuos quanto a coliformes totais, *Escherichia coli*, turbidez e cor aparente (APHA et al., 2012). Nas amostras que foram submetidas à desinfecção por cloração a degradação do cloro livre residual foi medida diariamente pelo Método 8021 (espectrofotômetro DR3900 - *Hach Company*).

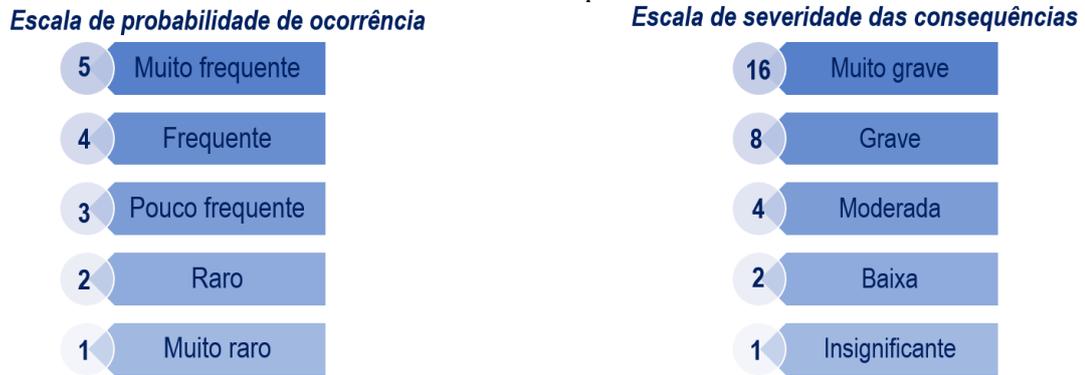
5.4.4 Matriz semiquantitativa de priorização de riscos para a tecnologia proposta

Os perigos e riscos inerentes à tecnologia proposta foram analisados como forma de avaliar as limitações e proposição de medidas a curto, médio e longo prazo no tocante a intervenientes que possam surgir durante a construção e operação do sistema ao longo dos 140 dias, além de poder confirmar a viabilidade em termos de segurança da água a ser produzida.

A elaboração da matriz de priorização dos riscos levou em consideração os preceitos estabelecidos pela OMS, estes constam no documento “Plano de segurança da água: garantindo a qualidade e promovendo a saúde – Um olhar do SUS” elaborado Ministério da Saúde em 2012 (BRASIL, 2012).

Para avaliar o risco associado a um perigo, determina-se a probabilidade de ocorrência e as consequências geradas. Sendo a escala de probabilidade variável entre 1 e 5, onde o menos provável é classificado como “muito raro” e o mais provável como “muito frequente”; já a escala de severidade possui pesos que variam entre 1 e 16, sendo referência “insignificante” para o primeiro e “muito grave” para o segundo. A Figura 10 explicita as escalas de probabilidade e severidade.

Figura 10 – Escalas de probabilidade e severidade de consequência a serem consideradas nas matrizes de riscos que foram elaboradas



Fonte: Adaptado de Brasil (2012).

A análise do perigo para a priorização de resolução dá-se pelo cruzamento entre a probabilidade de ocorrência e a consequência do acontecimento, como exemplificado na Figura 11.

Figura 11 – Exemplificação do cruzamento da escala de ocorrência com a escala de consequência para análise dos perigos e riscos

Ocorrência	Consequências				
	Insignificante Peso 1	Baixa Peso 2	Moderada Peso 4	Grave Peso 8	Muito grave Peso 16
Peso 5 Muito frequente	5	10	20	40	80
Peso 4 Frequente	4	8	16	32	64
Peso 3 Pouco frequente	3	6	12	24	48
Peso 2 Raro	2	4	8	16	32
Peso 1 Muito raro	1	2	4	8	16

Fonte: Adaptado de Brasil (2012).

De acordo com Brasil (2012), AS/NZN (2004) e Bartram et al. (2009), a análise do perigo tem as seguintes demandas a depender do peso atribuído:

“Muito alto > 32: risco extremo é não-tolerável; necessidade de adoção imediata de medidas de controle e/ou ações de gestão ou de intervenção física, a médio e longo prazos, sendo necessário, quando couber, o

estabelecimento de limites críticos e monitoramento dos perigos para cada ponto identificado.

Alto - 16 a 24: risco alto é não-tolerável; necessidade de adoção de medidas de controle e/ou ações de gestão ou de intervenção física, a médio e longo prazos, sendo necessário, quando couber, o estabelecimento de limites críticos e monitoramento dos perigos para cada ponto identificado.

Médio - 8 a 12: risco moderado; necessidade de adoção de medidas de controle e/ou ações de gestão ou de intervenção física, a médio e longo prazos, sendo necessário, quando couber, o estabelecimento de limites críticos e monitoramento dos perigos para cada ponto identificado.

Baixo < 8: risco baixo, tolerável, sendo controlável por meio de procedimentos de rotina, não constituindo prioridade”.

5.5. ANÁLISE DOS RESULTADOS

A fim de analisar as relações entre os parâmetros de qualidade da água para consumo humano estabelecidos neste projeto, foram realizados testes comparativos entre as etapas de tratamento propostas, bem como para confirmar a eficiência global do sistema. Para averiguar a normalidade dos dados aplicou o teste de Shapiro-Wilk. Sendo verificada a distribuição normal ($p > 0,05$) a comparação foi dada a partir do t-student, porém, uma vez não verificada a distribuição normal ($p < 0,05$), o comparativo entre os cenários foi realizado a partir do teste Mann-Whitney U. Os testes foram realizados a um nível de significância de 5%. Para o tratamento estatístico dos dados foi utilizado o software PAST (*Palaeontological Statistics*) (Hammer; Harper; Ryan, 2001).

6. RESULTADOS E DISCUSSÃO

6.1 Etapa 1 – Construção da tecnologia proposta

De forma geral a montagem do sistema deu-se de forma simplificada, sendo todas as unidades de tratamento compostas por materiais hidráulicos de fácil acesso e disponíveis em lojas de materiais de construção civil. O tempo necessário para montagem de todas as etapas de tratamento, inclusive toda execução do clorador autônomo, foi de cinco dias considerando o auxílio de um profissional técnico habilitado para este fim.

A Figura 12a retrata uma visão geral do sistema de tratamento pronto para operação, em específico, tem-se a apresentação dos reservatórios de água pré-tratada, o FLD-C, reservatório intermediário e ambas as unidades de desinfecção propostas. Enquanto pelas Figuras 12b e 12c pode-se observar o FLD-C e seus detalhes como a alocação da manta não-tecida e controle do nível de água a partir de uma boia.

Figura 12 – (a) Visão geral do sistema de tratamento proposto, (b) detalhes externos e (c) internos do FLD-C construído



Fonte: Autor (2024).

A Figuras 13 apresenta em detalhes a unidade de desinfecção proposta via radiação UV, enquanto as imagens da unidade de cloração permanecerão em sigilo por conta do segredo de patente. Ambas as propostas de desinfecção apresentaram funcionamento adequado exclusivamente por gravidade, o que permitiu a redução do uso de energia elétrica durante a operação da tecnologia. Em relação ao clorador, esse foi montado apenas com materiais plásticos para evitar processos de oxidação pela utilização do cloro, enquanto a unidade de desinfecção por radiação UV pode ser construída com acessórios em metal.

Figura 13 – Unidade de desinfeção por radiação UV



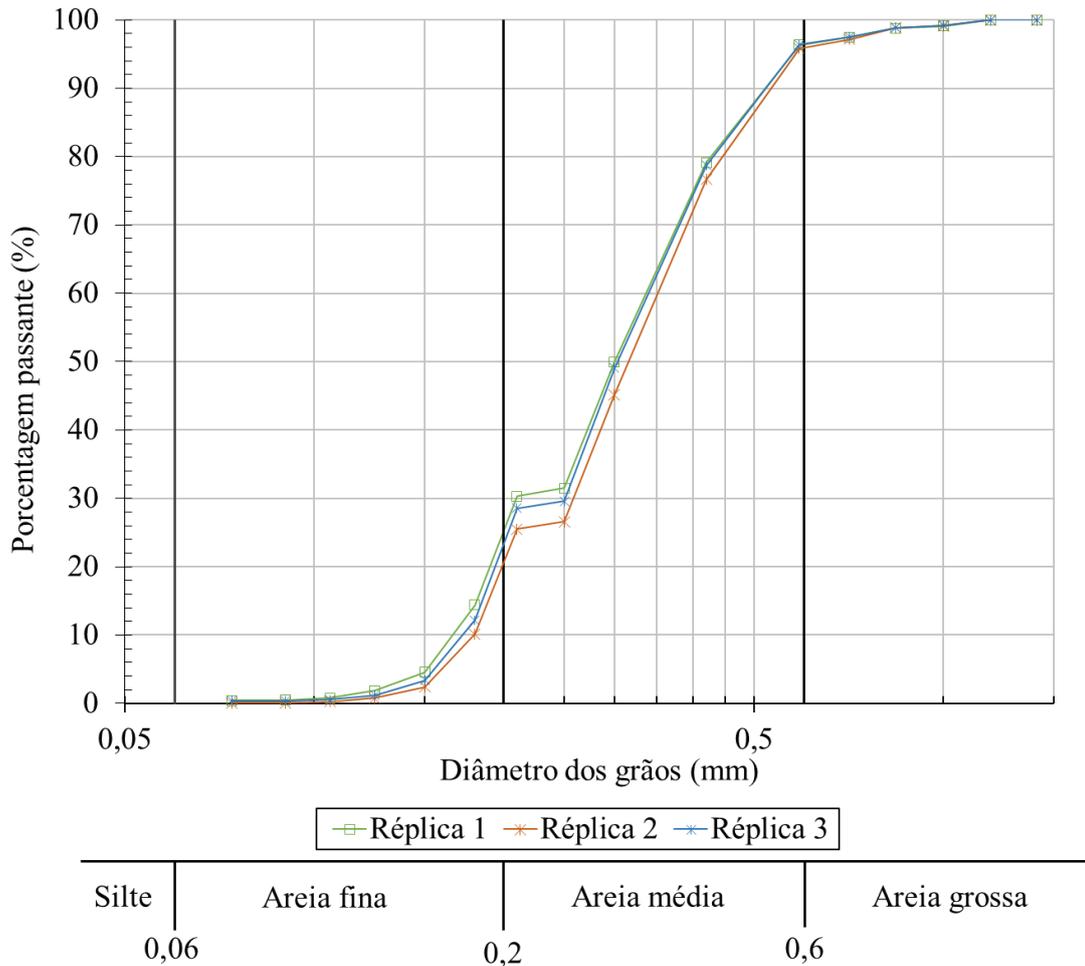
Fonte: Autor (2024).

6.1.1 Meio filtrante e ensaio granulométrico

O meio filtrante (areia fina/média) e a camada suporte (areia grossa, pedregulho fino e pedregulho grosso) após lavagem e secagem foram peneirados conforme as granulometrias desejadas, tais materiais já haviam sido utilizados em pesquisa anteriores e apresentaram funcionalidade normal o que infere sobre a possibilidade de reutilização do material filtrante pelo usuário.

Apenas o meio filtrante (areia fina/média) foi submetido ao ensaio granulométrico para confirmar os critérios para utilização em filtração lenta domiciliar propostos por CAWST (2009). A Figura 14 expõe a curva granulométrica da areia utilizada. Nota-se que 90% do meio filtrante utilizado caracteriza-se como areia média, de forma mais restritiva, 30% esteve com granulometria característica de areia fina.

Figura 13 – Curva granulométrica da areia utilizada como meio filtrante para o FLD-C



Fonte: Autor (2024).

Pela Tabela 6 nota-se que o D_{10} , coeficiente de uniformidade e a porcentagem de finos do meio filtrante utilizado possuem características granulométricas que permitem a utilização em unidades de filtração lenta domiciliar considerando as recomendações propostas por CAWST (2009).

Tabela 6 – Características granulométricas do meio filtrante utilizado e comparação com as recomendações propostas por CAWST (2009)

Diâmetro efetivo – D_{10} (mm)	Diâmetro efetivo – D_{60} (mm)	Coefficiente de uniformidade	Porcentagem de finos* (%)
Média ± Desvio Padrão			
0,17±0,01	0,35±0,01	2,01±0,03	0,47±0,26
Valores recomendados por CAWST (2009)			
0,15-0,20	-	1,50-2,50	<4%

Nota: A porcentagem de finos infere sobre o passante na peneira de 150#. Fonte: Autor (2024).

A utilização de areia que não é comercializada com fim específico para filtração pode ser um desafio por parte do usuário, mas com os dados apresentados confirma-se que esta utilização é possível considerando o processo de peneiramento adequado, condição que facilita a construção do FLD-C em localidades com poucos recursos. Freitas (2021) realizou a caracterização de areia adquirida em loja de material de construção com a finalidade de utilizar em filtração lenta domiciliar e seus resultados foram similares aos encontrados nesta pesquisa ($D_{10} = 0,17\text{mm}$; coeficiente de uniformidade = 2,27 e porcentagem de finos = 0,2%).

6.1.2 Ensaio hidrodinâmico do FLD-C

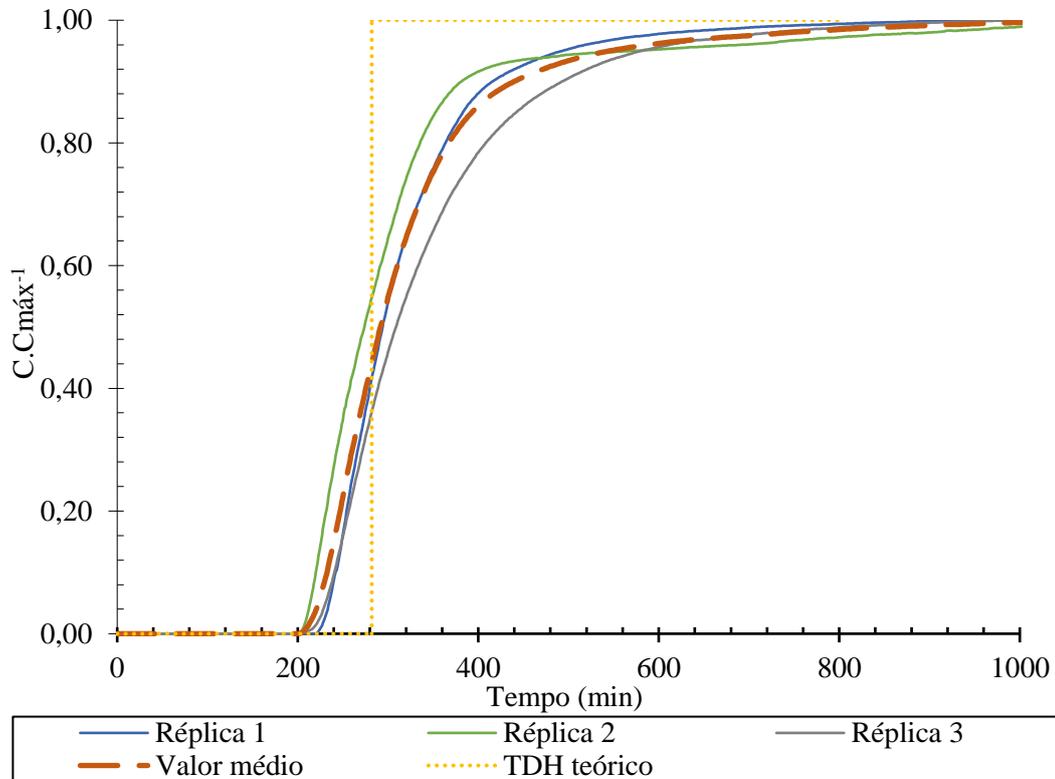
Dada a constituição do filtro, considerando a taxa de filtração de $1,92 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$, vazão de $0,069 \text{ L} \cdot \text{min}^{-1}$ ($100 \text{ L} \cdot \text{dia}^{-1}$) e volume de água no interior do FLD-C como sendo 19,57L o Tempo de Detenção Hidráulica (TDH) teórico corresponde a 282min. A partir do ensaio hidrodinâmico realizado, foi possível definir o TDH experimental, que reflete as condições reais do FLD-C, o valor médio obtido a partir dos experimentos foi de $288 \pm 28 \text{ min}$.

O ensaio hidrodinâmico permite inferir sobre fenômenos indesejáveis que possam ocorrer durante o escoamento, como a presença de zonas mortas e caminhos preferenciais. Pela Figura 15 nota-se que a saída do traçador se iniciou antes do previsto considerando a curva teórica do TDH, essa condição pode indicar a presença de caminhos preferenciais. Além disso, a concentração máxima ($C \cdot C_{\text{máx}}^{-1} = 1$) foi atingida com um retardo em relação a curva teórica, o que indica a presença de zonas mortas.

Freitas et al. (2021) e Maciel (2018) avaliaram em seus estudos o comportamento de filtros lentos domiciliares de escoamento contínuo e obtiveram comportamento de escoamento semelhante ao identificado neste trabalho, em ambos os estudos também se identificou a presença de zonas mortas e caminhos preferenciais.

Pode-se dizer que a discrepância do TDH teórico em relação ao experimental é irrelevante uma vez que a própria constituição física do filtro fomenta a ocorrência desses eventos indesejáveis. Segundo Maciel (2018) partes afluentes ao meio filtrante como a zona estacionária permite o acúmulo de água promovendo a saída tardia do traçador, enquanto partes efluentes do filtro, como a tubulação de saída, favorecem a dispersão do traçador; tais fatos favorecem a variação entre os valores de TDH.

Figura 14 – Réplicas e curva média normalizada, Função F(t) (concentração do traçador em função do tempo) para ensaio hidrodinâmico do FLD-C



Fonte: Autor (2024).

Além da análise gráfica realizada anteriormente, o Índice de Dispersão de Morril (MDI) também permitiu avaliar a dispersão do escoamento ao longo do FLD-C, para este estudo o valor médio de MDI foi de $1,75 \pm 0,13$. De acordo com Tchobanoglous, Burton e Stensel (2003) MDI próximo de 1 indica tendência do reator a possuir fluxo pistonado, enquanto próximos a 22 inferem sobre regime de mistura completa.

Maciel (2018) trabalhou com FLD-C sob taxa de filtração de $0,68 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$ e obteve escoamento com MDI de $1,78 \pm 0,06$; Freitas (2017) operou um FLD-C com taxa de filtração de $0,90 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$ e obteve MDI de $1,95 \pm 0,06$; Terin e Sabogal-Paz (2019) ao avaliarem o desempenho da mesma tecnologia com taxa de filtração de $1,22 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$ constataram valor de MDI como sendo $2,68 \pm 0,09$; todos apresentando fluxo de escoamento próximo ao pistonado. Com isso, pode-se afirmar que mesmo promovendo elevado incremento na taxa de filtração para $1,92 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$ não se teve prejuízo em relação a performance do escoamento.

6.1.3 Validação da unidade de cloração

A etapa de validação do clorador autônomo permitiu a confirmação do funcionamento do dispositivo, adequação do funcionamento e estabilidade do CT e CRL para a vazão de 50L, proposta para vertente de desinfecção em questão.

Diante da configuração ideal de funcionamento do clorador autônomo foram realizados ensaios de inativação de *E. coli*. A água simulada apresentou a concentração de $4,93 \times 10^5 \pm 4,16 \times 10^4$ UFC.100mL⁻¹, após a desinfecção pelo clorador autônomo teve-se ausência de *E. coli* em 100% das amostras. Em relação aos valores de CT e CRL esses foram de $1,66 \pm 0,721$ e $1,51 \pm 0,862$ mg.L⁻¹, respectivamente. O clorador teve capacidade de atender todos os VMP para todos os parâmetros citados de acordo com a Portaria GM/MS 888 de 2021, confirmando sua eficiência e aplicação como unidade de desinfecção para sistemas de tratamento de água no ponto de uso.

6.1.4 Validação da unidade de desinfecção por radiação UV

A recomendação do fabricante sobre a utilização do reator ultravioleta UV2C é que o fluxo de água seja dado por bombeamento, mas ao considerar aplicação em comunidades isoladas, recursos para utilização de energia podem ser limitados e onerosos. Por isso, nesta pesquisa validou-se o escoamento exclusivamente por gravidade.

A Tabela 7 apresenta os dados de perda de carga e velocidade de saída da água para a velocidade média de escoamento de 2,2 L.min⁻¹, esta foi definida experimentalmente após a construção do sistema. A perda de carga total na unidade foi de 0,0271m, considerando as perdas localizadas pelas singularidades instaladas para o sistema de escoamento, esse valor é desprezível, pois representa ínfima perda de energia associada ao escoamento.

Tabela 7 – Resultados de perda de carga e velocidade de saída do reator UV operado por gravidade

CE_{total} (m)	CR (m)	L (m)	J (m.m⁻¹)	ΔH (m)	Velocidade (m.s⁻¹)
5,7	0,90	6,60	0,0041	0,0271	1,1959

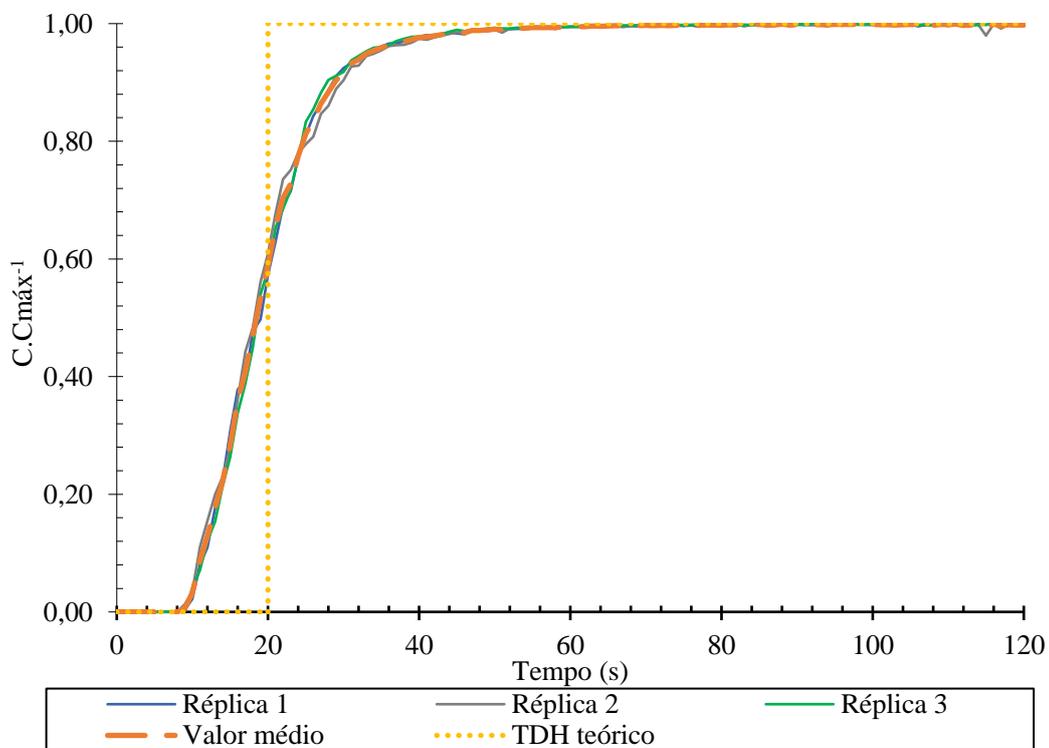
CE = Comprimento Equivalente; CR = Comprimento Real; L = Extensão do trecho; J = Perda de Carga Unitária; e ΔH = Perda de Carga Total. Fonte: Autor (2024).

Dadas as singularidades para escoamento por gravidade e estrutura do reator UV, o TDH teórico da unidade como um todo é de 20s; esse tempo foi confirmado a partir do ensaio

hidrodinâmico, de forma que o TDH experimental foi de $20 \pm 0,35$ s. Com isso pode-se inferir que o reator apresenta comportamento hidráulico com TDH próximo ao teórico

De forma análoga ao comportamento hidrodinâmico do FLD-C, para o reator UV também se identificou saída antecipada do traçador bem como retardo do tempo para atingir a concentração máxima, isso pode ser observado na Figura 16. Porém, tais divergências acontecem em fração de segundos e podem ser atribuídas ao acúmulo de água nas tubulações a montante e a jusante do reator.

Figura 15 – Réplicas e curva média normalizada (concentração do traçador em função do tempo) para ensaio hidrodinâmico do reator UV



Fonte: Autor (2024).

O MDI para o reator UV foi de $2,49 \pm 0,21$, o que permite inferir sobre o comportamento de escoamento tender a um fluxo de pistão (Tchobanoglous; Burton; Stensel, 2003). O fabricante do reator em questão informa que para a vazão de $7,5 \text{ L}\cdot\text{min}^{-1}$ a dose de radiação emitida é de $30 \text{ mJ}\cdot\text{cm}^{-2}$; como dito anteriormente, nesta pesquisa a vazão média utilizada no reator foi de $2,2 \text{ L}\cdot\text{min}^{-1}$ abaixo do recomendado, o que permite maior segurança em relação à inativação de microrganismos.

Dada a utilização de um reator UV comercial com dose de radiação fixada pelo fabricante, fez-se o ensaio de actinometria na tentativa de estimar a dose no reator utilizado ao

longo da operação. A Tabela 8 apresenta os resultados da actinometria realizada para relacionar dose de UV, tempo de exposição e potencial de inativação e *E. coli*. Trabalhou com tempos de exposição entre 0,5 e 2min, pois exposições superiores sobrecarregavam o agente actinômetro (iodeto/iodato) impedido a leitura de absorbância.

Os resultados da actinometria inferem que para uma exposição de 1,0 min a dose de radiação é estimada em $11,85 \pm 0,23$ mJ/cm² e permite inativação de $5,58 \pm 1,03$ log de *E. coli*. Os resultados de inativação de *E. coli* pelo reator UV ao longo do período de operação se mostraram inferiores, isso se deve à discrepância da concentração do referido microrganismo inoculado para realização do teste de inativação em relação a concentração presente na água utilizada no sistema real.

Tabela 8 – Resultados do ensaio de actinometria em bancada para estimar a dose fornecida pelo reator UV

Tempo de exposição (min)	Média ± Desvio Padrão		
	0,5	1	2
Dose UV (mJ/cm ²)	7,74±1,34	11,85±0,23	32,89±16,24
Inativação de <i>E. coli</i> (log)	4,78±0,02	5,58±1,03	6,33±0,27
Concentração inicial de <i>E. coli</i> (UFC.100mL ⁻¹)	5x10 ⁸		

Fonte: Autor (2024).

Porém, Melo Neto et al. (2024) estimou a dose de UV de um reator idêntico ao utilizado na presente pesquisa e por realizar inoculação de *E. coli* no sistema real na ordem de 10⁶ UFC.100mL⁻¹, pode inferir a partir do ensaio de radiometria que a dose estipulada pelo fabricante está coerente, sendo essa 30mJ/cm² para a vazão de 2L.min⁻¹.

6.2 Etapa 2 - Desempenho da tecnologia, e remoção dos parâmetros físico-químicos e microbiológicos

6.2.1 Desempenho do pré-tratamento

O pré-tratamento foi operado durante 140 dias contínuos com simplicidade de operação e manutenção. Ao longo desse período foram necessárias apenas duas manutenções do reservatório para clarificação (01 manutenção a cada dois meses e meio), que consistiu em remoção do sedimento acumulado, lavagem das paredes do reservatório e enxague. Já para o reservatório de filtração em manta foram necessárias quatro manutenções ao longo de todo

tempo de operação (01 manutenção a cada mês), para isso fez-se lavagem da manta e do reservatório para retirada do sedimento passante, enxague e retorno da manta à parte superior do tanque.

Nota-se que o baixo número de manutenções realizadas ao longo dos 140 dias facilita a aceitação da tecnologia em comunidades isoladas uma vez que exige esporádica dedicação de tempo para realização de tal atividade. Neste mesmo sentido, utilizou-se um reservatório de clarificação com volume necessário para alimentar o sistema de tratamento por 04 dias e o que proporcionou algumas vantagens, como melhoria progressiva da remoção de turbidez e cor aparente dado o elevado tempo de sedimentação e maior facilidade de implementação da tecnologia uma vez que reduz a frequência de alimentação do reservatório de 07 para apenas 02 vezes por semana.

A função principal do pré-tratamento foi permitir a redução dos sólidos grosseiros, suspensos, e em menor escala os dissolvidos. De acordo com o CAWST (2009), os filtros lentos domiciliares apresentam eficiência ideal de tratamento para águas com turbidez máxima de 50 uT, porém em épocas chuvosas teve-se que operar o sistema com água bruta que atingiu turbidez de até 115 uT, sendo primordial a implementação do pré-tratamento para adequar a qualidade da água ao FLD-C.

Nota-se pela Tabela 9, remoção média de turbidez de $45,5 \pm 21,0\%$ ($p < 0,05$), cor aparente e cor verdadeira foram reduzidas em $35,5 \pm 22,7$ ($p < 0,05$), $18,2 \pm 22,7$ ($p > 0,05$), respectivamente. Dada configuração e objetivo do pré-tratamento não houve remoções/variações relevantes dos demais parâmetros físico-químicos. Em relação aos parâmetros microbiológicos, o pré-tratamento provocou redução dos coliformes totais, *E. coli* e dos EBA, com remoções variando entre 0,25 e 0,53log. Essas remoções são atribuídas ao elevado TDH do reservatório de clarificação e retenção na manta não-tecida. Em relação à análise estatística apenas os coliformes totais e *E. coli* apresentaram diferenças estatisticamente significativas em relação à água bruta ($p < 0,05$).

Em relação à redução dos EBA pelo processo de clarificação tem-se isso como um ponto positivo do pré-tratamento proposto uma vez que mesmo com a simplicidade desta etapa pode-se notar o potencial de remoção de organismos resistentes. Essa afirmativa corrobora com os estudos de Cai et al. (2022) que inferiram sobre a efetividade da remoção de esporos por processos de clarificação que envolvem a sedimentação.

Tabela 9 – Valores médios dos parâmetros físico-químicos e microbiológicos da água bruta e pré-tratada; e eficiência do pré-tratamento

Parâmetro	Média ± Desvio Padrão			
	Água bruta	Água pré-tratada	% de remoção ou variação	Valor de p
Turbidez (uT)	24,2±25,0	12,9±16,3	45,5±21,0	< 0,01
Cor aparente (uH)	72,5±57,6	43,2±37,8	35,5±22,7	< 0,01
Cor verdadeira (uH)	28,4±21,3	23,7±19,6	18,2±15,3	0,48
Temperatura (°C)	20,0±3,3	19,9±3,4	0,3±1,6	0,91
pH	7,00±0,28	7,23±0,16	0,08±0,25	< 0,01
Alcalinidade (mgCaCO ₃ .L ⁻¹)	19,3±3,8	17,7±2,6	9,8±12,0	0,12
Condutividade (µS.cm ⁻¹)	40,5±6,3	39,7±3,9	4,8±9,6	0,61
Absorbância 254nm	0,193±0,136	0,136±0,104	30,0±15,6	0,15
Coliformes totais (UFC.100mL ⁻¹)	11.055±6.509	4.381±3.914	0,53±0,42log	< 0,01
<i>E. coli</i> (UFC.100mL ⁻¹)	482±566	160±153	0,44±0,37log	0,02
EBA (esporos.100mL ⁻¹)	1.251±1.118	720±569	0,25±0,18log	0,10

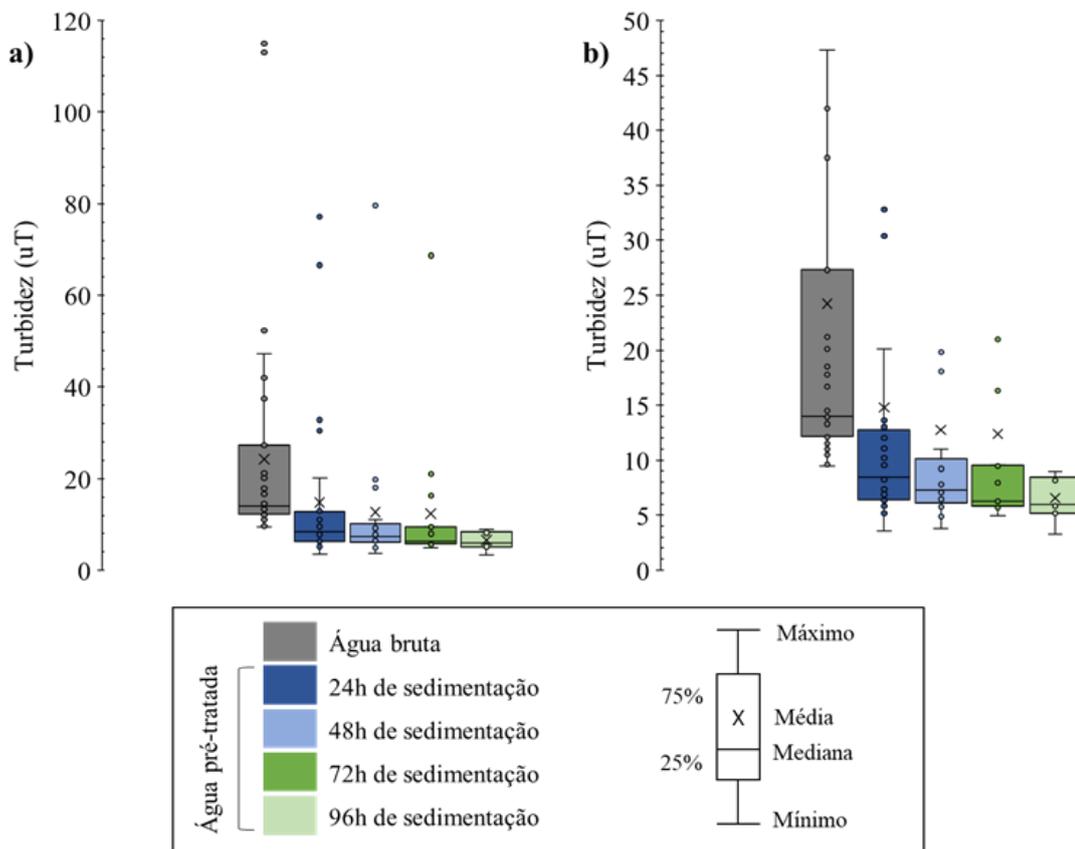
Valor de p para a análise estatística aplicada (intervalo de confiança de 95%), onde $p < 0,05$ indica significância estatística. Fonte: Autor (2024).

Em relação à remoção de turbidez, os resultados corroboram com Terin et al. (2021) que utilizou a mesma proposta de pré-tratamento (clarificação seguida de filtração em manta) e obteve remoções de turbidez próximas a 50%, porém as remoções de cor aparente e cor verdadeira foram inferiores, isso se deve pelo fato de o autor ter utilizado o tempo de sedimentação de 24h, enquanto nesta pesquisa pode-se atingir tempo de sedimentação de até 96h.

A filtração em manta contou com duas camadas da manta não-tecida; Siwila e Brink (2019) analisaram essa proposta de pré-tratamento e obtiveram remoções de turbidez na ordem de 20%; para se atingir remoções similares às encontradas neste estudo os autores aplicaram entre 5 e 8 camadas de manta, o que correspondeu a 46% de remoção. Isso evidencia a viabilidade do processo de clarificação prévio à filtração em manta, uma vez que pelo simples processo de sedimentação pode-se obter a remoção de sólidos grosseiros e suspensos, que em sua maioria possuem simples potencial de sedimentação em curto intervalo de tempo.

Pela estruturação da etapa de pré-tratamento, a água era armazenada para alimentar o sistema por até 04 dias, de forma que se teve tempos de sedimentação de 24, 48, 72 e 96h. A Figura 17a apresenta um box plot da turbidez da água bruta e da água pré-tratada considerando distintos tempos de sedimentação, nota-se que houve redução progressiva da turbidez em relação ao tempo de sedimentação, para o tempo de 96h as remoções foram sempre menores quando comparadas com apenas 24h de sedimentação, o que facilita a adequação da qualidade da água a ser filtrada no FLD-C.

Figura 16 – Box plot dos valores de turbidez da água bruta e pré-tratada considerando os tempos de sedimentação de 24, 48, 72 e 96h (a) para todo o conjunto de dados e (b) e valores <50uT dada a faixa ideal para funcionamento do FLC-D



Fonte: Autor (2024).

Após o pré-tratamento, 94% das amostras apresentaram valores de turbidez inferiores à 50uT (Figura 17b), limite ideal para funcionamento do FLD-C como recomendado por CAWST (2009). Em critério mais restritivo, 75% das amostras de água pré-tratada apresentaram turbidez inferior a 10 uT; para países como o Brasil é importante considerar menor faixa de turbidez para água destinada à filtração lenta domiciliar uma vez que o padrão de potabilidade brasileiro é bastante restritivo (BRASIL, 2021).

Considerando a melhoria na qualidade da água em relação à água bruta, simplicidade de construção, operação e manutenção, a etapa de pré-tratamento proposta apresentou potencial de aplicação como pré-tratamento para adequar a água ao funcionamento de FLD-C em mananciais superficiais que possuem elevada variação dos parâmetros físico-químicos e microbiológicos, como é o caso do Brasil.

6.2.2 Desempenho do Filtro Lento domiciliar de escoamento contínuo (FLD-C)

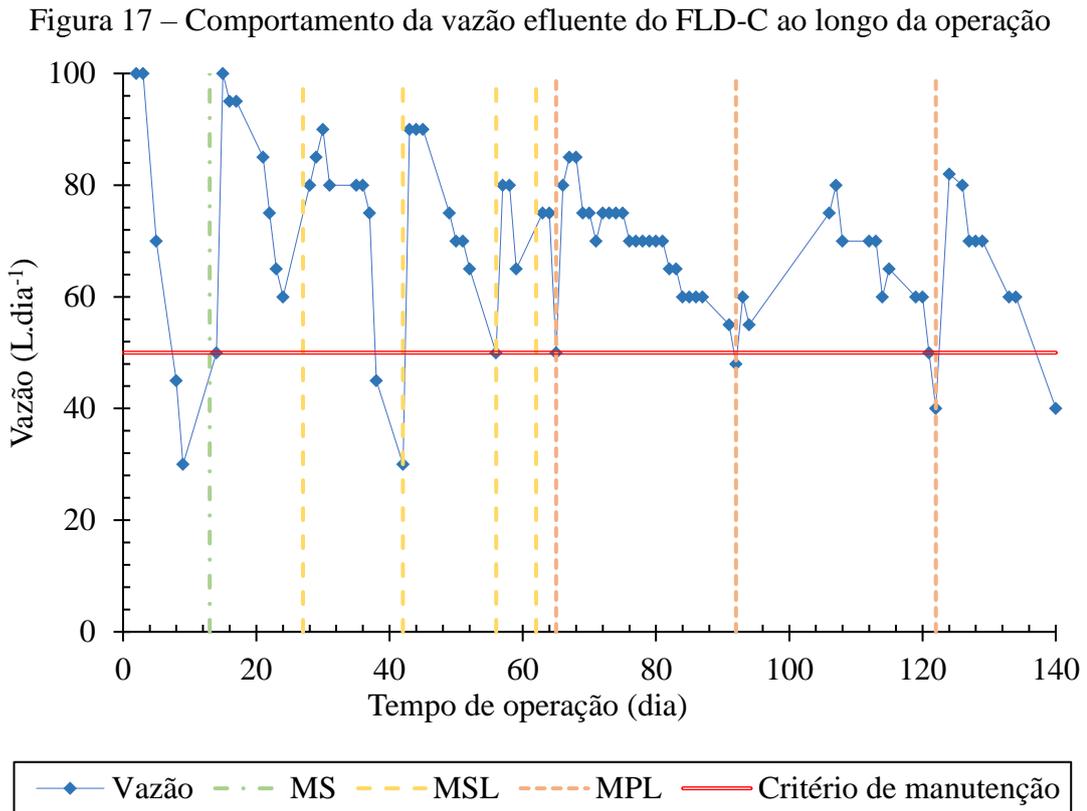
6.2.2.1 Vazão proposta para o FLD-C

Esta pesquisa objetivou um incremento na taxa de filtração como forma de se obter maior vazão de produção diária; no dia 0 de operação a vazão de saída do registro foi ajustada para a vazão de 100L.dia⁻¹, o que corresponde à taxa de filtração de 1,92m³.m².dia⁻¹. Essa proposta favorece a disponibilidade de água tratada para famílias com maior número de integrantes.

O CAWST (2012) indica que a taxa máxima de filtração para o FLD seja de 9,6 m³.m².dia⁻¹, logo o incremento da taxa proposto nesta pesquisa ainda se encontra inferior ao recomendado. Freitas et al. (2021), Terin et al. (2021), Faria Maciel e Sabogal-Paz (2018) e Medeiros et al. (2020) operaram O FLD-C com taxas entre 0,68 e 1,52 m³.m².dia⁻¹, em todos os estudos a tecnologia se apresentou eficiente para a melhoria da qualidade da água. Porém, no Brasil não se retratam outras pesquisas com a vazão de 100L.dia⁻¹ para o filtro utilizado.

A Figura 18 apresenta os valores da vazão efluente ao FLD-C ao longo dos 140 dias de operação. Nota-se que a vazão apresentou elevada variação ao longo do tempo, isso se deve a que não foi feito ajuste da válvula de saída da água, essa decisão de não realizar o ajuste se deu como forma de facilitar a implementação em comunidades isoladas. Nos estudos citados anteriormente utilizaram vazão constante, mas para isso realizava-se ajustes diários na válvula de saída como forma de manter a taxa de filtração.

Pensando em aplicação real da tecnologia, esta atividade demandaria esforço e dedicação dos usuários para adequar a vazão do FLD-C, o que poderia comprometer a operação e conseqüente aceitação a longo prazo. Notoriamente, não ajustar a vazão de saída diariamente provocou redução da vazão produzida, pretendia-se obter a vazão diária de 100L.dia⁻¹ mas dadas as circunstâncias estabelecidas, o filtro teve produção diária média de 70L.dia⁻¹.



Nota: MS = Manutenção simplificada; MSL = Manutenção superficial do leito; M3 = MPL = Manutenção profunda do leito. Fonte: Autor (2024).

A qualidade da água de entrada e perda de carga são fatores intervenientes para a manutenção da taxa de filtração (CAWST, 2009; Freitas, 2021). As linhas tracejadas da Figura 18 representam as manutenções que foram realizadas ao longo da operação. Detalhes sobre as manutenções serão discutidos posteriormente, mas nota-se que quando se fez a manutenção profunda do leito filtrante, a partir do 62º dia de operação, o filtro apresentou melhor estabilidade da vazão efluente.

O limite mínimo para operação do FLD-C adotado foi de 50L.dia⁻¹, com isso pode-se derivar ao menos 25L de água para cada vertente de desinfecção. Nota-se que de forma pontual houve alguns dias com produção diária inferior à 50L, isso se deve aos finais de semana e feriados, onde não era possível fazer a manutenção do FLD-C por regras internas do laboratório.

6.2.2.2 Análise da perda de carga

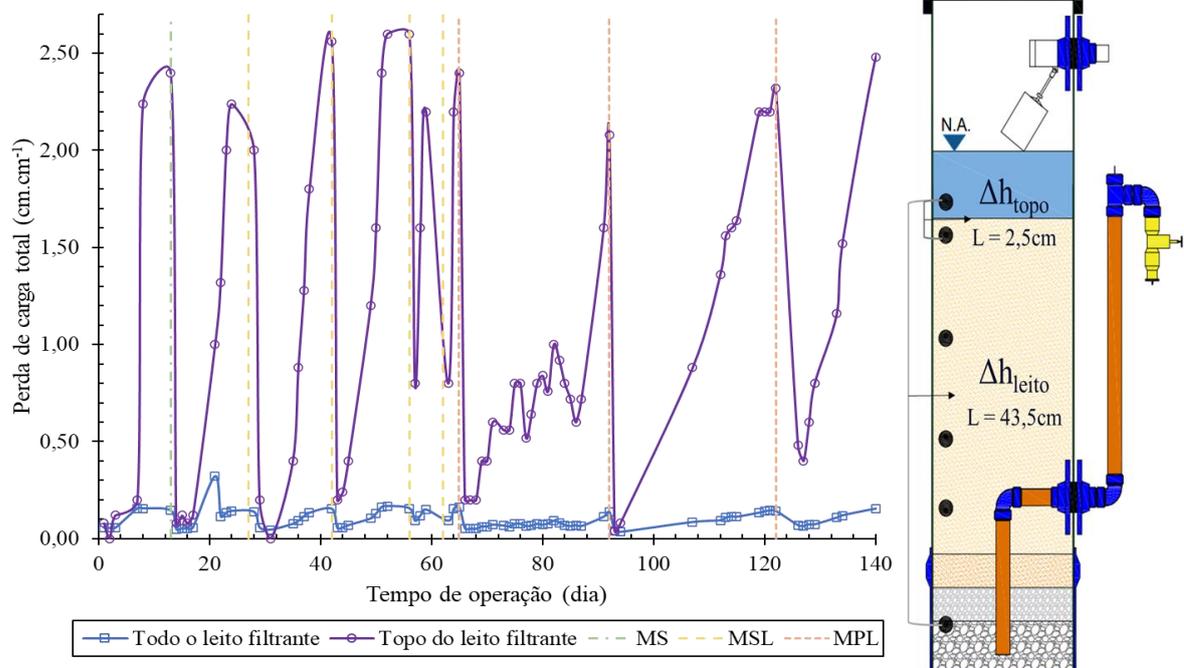
A perda de carga está diretamente relacionada com a colmatação do leito filtrante devido a retenção de sujidades/impurezas presentes na água, o que compromete a produção diária proposta. A Figura 19 retrata a variação da perda de carga ao longo da operação do FLD-C;

percebe-se que a perda de carga no topo é superior à perda de carga ao longo de toda a profundidade do leito, isso se deve ao maior acúmulo de partículas nos primeiros centímetros do leito. A perda de carga é inversa à vazão produzida (Faria Maciel; Sabogal-Paz, 2018), logo, aos finais das carreiras de filtração (representadas pelas faixas de tempo entre as linhas tracejadas) tal parâmetro operacional apresentou valores mais elevados.

A perda de carga foi utilizada como um parâmetro auxiliar para a realização de manutenção, embora o fator determinante tenha sido a vazão efluente ao FLD-C; como dito anteriormente aceitou-se produção diária mínima de 50L, e sempre que o filtro não alcançava a vazão mínima a carreira de filtração era dada como finalizada e seguia-se com a realização da manutenção. As carreiras de filtração variaram entre 03 e 30 dias, com valor médio de 15 ± 09 dias.

Nos estudos de Freitas (2021), que utilizou um FLD-C com produção diária de 48L, as carreiras de filtração variaram entre 07 e 94 dias, sendo o valor médio de 28 ± 20 . Nota-se que este estudo atingiu menores períodos de carreira de filtração, isso infere que o aumento da produção diária para 100L sobrecarrega o filtro, exigindo maior frequência de manutenções.

Figura 19 – Perda de carga no topo do leito filtrante (Δh_{topo} , entre o primeiro e o segundo piezômetro) e em todo o leito filtrante (Δh_{leito} , entre o primeiro e o último piezômetro)



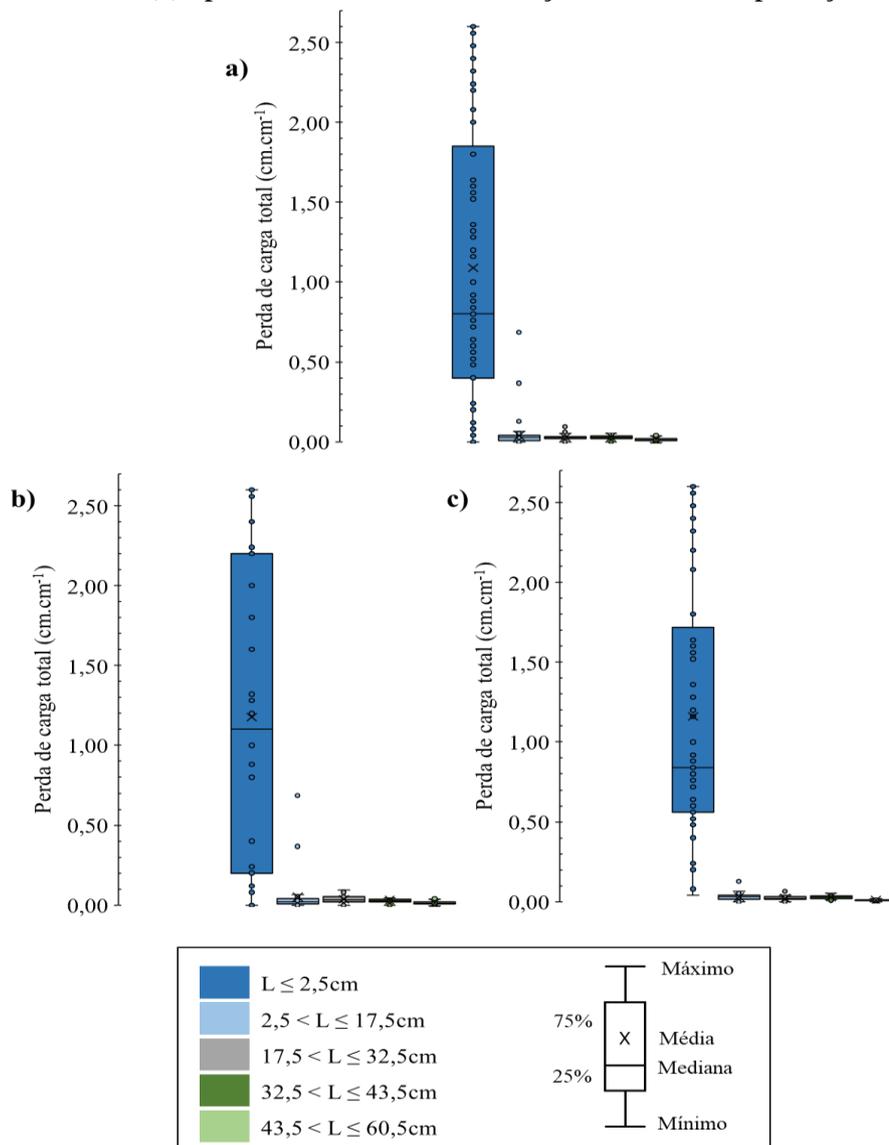
Nota: MS = Manutenção simplificada; MSL = Manutenção superficial do leito; M3 = MPL = Manutenção profunda do leito. Fonte: Autor (2024).

Os dados de perda de carga também foram tratados em relação ao tipo de manutenção implementada. A Figura 20a apresenta os dados de perda de carga ao longo da profundidade do

leito considerando todos os tipos de manutenção, nota-se que os maiores valores se concentram no topo do leito ($L \leq 2,5\text{cm}$), isso confirma que a maior retenção de partículas acontece nos primeiros centímetros do leito, esse comportamento corrobora com os estudos de Terin (2021).

Ao analisar a perda de carga ao longo das carreiras de filtração que passaram pela manutenção superficial do leito (Figura 20b) e manutenção profunda (Figura 20c) observa-se que o último tipo de manutenção, descompactação de 5cm do meio filtrante, favoreceu a estabilidade da carreira de filtração dados os menores valores de perda de carga quando comparados com os valores de perda para as manutenções que envolveram apenas troca da manta ou descompactação de apenas 1cm do topo da areia.

Figura 18 – Box plot da perda de carga ponto a ponto (a) considerado todo o conjunto de dados, (b) apenas as carreiras de filtração com troca de manta ou descompactação de 1cm do topo da areia, e (c) apenas as carreiras de filtração com descompactação de 5cm do leito



Fonte: Autor (2024).

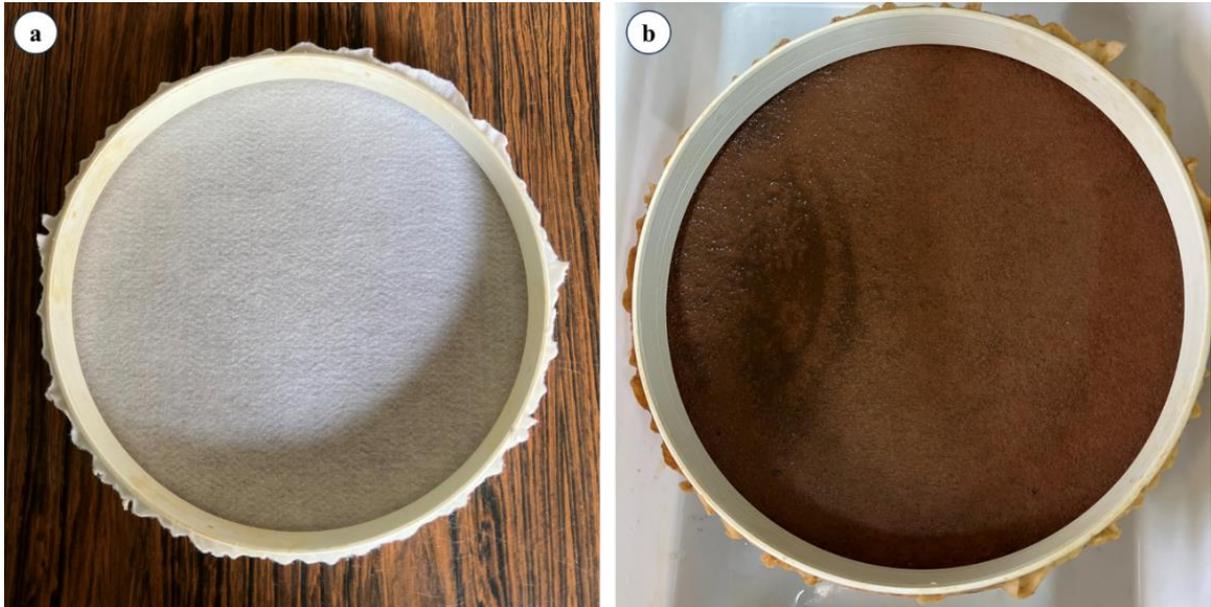
Terin et al. (2021) e Freitas et al. (2021), operaram filtros lentos domiciliares de escoamento intermitente e contínuo, respectivamente, os autores implementaram a manutenção que envolve descompactação de 1 cm do topo do leito. Ambos os estudos verificaram que a perda de carga ocorre em maior parcela na profundidade $2,5L \leq 17,5\text{cm}$. Porém, isso não foi constatado nesta pesquisa, como dito, os maiores valores de perda de carga se deram para $L \leq 2,5\text{cm}$.

Uma característica da filtração lenta domiciliar é a utilização de areia com granulometria menor em relação a que se utiliza em filtros rápidos (Di Bernardo; Sabogal-Paz, 2008). Essa condição favorece a retenção de partículas e microrganismos no topo permitindo a formação da camada microbiológica, chamada de *schmutzdecke*, que se desenvolve nos primeiros centímetros do leito filtrante (Martins, et al., 2021; Lamon, 2020; Wang et al., 2014). Esse desenvolvimento foi constatado nesta pesquisa pelos elevados valores de perda de carga no topo do leito, condição que confirma o viés de retenção de impurezas e patógenos por mecanismos microbiológico pelo FLD-C, além dos físicos e químicos como esperado para todo processo de filtração.

6.2.2.3 Manutenções realizadas no FLD-C

Durante os 140 dias de operação do sistema, o FLD-C demandou 08 manutenções, as durações das carreiras de filtração e etapas das manutenções estão descritos na Tabela 10. A complexidade das manutenções foi avaliada ao longo das carreiras de filtração, a primeira manutenção deu-se apenas pela substituição da manta não-tecida por uma outra nova, com esse procedimento a carreira de filtração durou 12 dias e foi denominado como Manutenção Simplificada (MS). Atividades de manutenção que envolvem lavagem e reutilização da manta alocada acima do topo do leito filtrante podem conferir riscos de contaminação microbiológica aos usuários (Freitas, 2021), por isso, em todas as manutenções realizadas optou-se por remoção e descarte das mantas. A Figura 21 retrata a manta não-tecida antes e após o uso no FLD-C.

Figura 19 – Manta não-tecida (a) antes e (b) após utilização sobre o topo do leito filtrante do FLD-C



Fonte: Autor (2024).

Da segunda a quinta manutenção, além da troca da manta não-tecida fez-se a descompactação de 1,0 cm do topo do leito filtrante como forma de atenuar o nível de colmatação da areia (Tabela 10), esse procedimento foi chamado de Manutenção Simplificada do Leito (MSL), mesmo com essa adição, as carreiras de filtração duraram em média 12 ± 04 dias. As referidas etapas para manutenção costumam ser eficientes quando se trabalha com produção diária inferior a 48L (Terin et al. 2021; Freitas et al. 2021; Andreoli; Sabogal-Paz, 2020; Maciel, 2018) mas neste estudo comprova-se que quando se tem maior produção diária se faz necessária a descompactação mais profunda do leito filtrante.

Com isso, da sexta à oitava manutenção fez-se a Manutenção Profunda do Leito (MPL) onde descompactou-se cerca de 5,0 cm do leito filtrante, isso permitiu elevação das carreiras de filtração para a média de 20 ± 15 dias. Na sexta manutenção a carreira durou apenas 3 dias devido à elevada colmatação do leito, após a sétima manutenção foi possível notar carreiras de 30 dias, sendo essa definida como a manutenção mais viável para o FLD-C com produção superior a 48L.

Tabela 10 – Tipos, frequência e etapas das manutenções realizadas no FLD-C

Nº	Carreira de filtração (em dias)	Etapas da manutenção				
		Remoção e descarte da manta	descompactação de 1 cm leito filtrante	descompactação de 5 cm leito filtrante	Retirada do sobrenadante	Alocação de nova manta
1	12	MS				MS
2	14	MSL				MSL
3	15	MSL				MSL
4	14	MSL				MSL
5	6	MSL				MSL
6	3	MPL		MPL	MPL	MPL
7	27	MPL		MPL	MPL	MPL
8	30	MPL		MPL	MPL	MPL

	MS = Manutenção simplificada
	MSL = Manutenção superficial do leito
	MPL = Manutenção profunda do leito

Fonte: Autor (2024).

Embora a descompactação de apenas 1,0 cm do leito seja o método de manutenção comumente realizado, Singer, Skinner e Cantwell (2017) avaliaram além desse procedimento, a descompactação de 5 cm do topo e, em separado, a remoção de 5 cm para lavagem e devolução para o FLD, os autores observaram que a manutenção com descompactação de 1,0 cm da areia permitiu recuperação de 76% da taxa de filtração, enquanto para o método com descompactação de 5 cm recuperou-se 82% da taxa.

6.2.2.4 Parâmetros físico-químicos e microbiológicos

Em um panorama geral, o filtro lento domiciliar apresentou melhoria da qualidade em termos físico-químico e microbiológico em relação à água de entrada (efluente do pré-tratamento). A Tabela 11 apresenta os valores médios de remoção/variação dos parâmetros analisados ao longo da operação. A eficiência do FLD-C foi notória ao longo das carreiras de filtração, após os eventos de manutenção o filtro retornava à sua eficiência entre 4 e 6 dias. A literatura retrata que após a manutenção o FLD passa por um processo de recuperação que pode variar entre 2 e 17 dias (Singer; Skinner; Cantwell; 2017, Kennedy et al., 2013; Buzunis, 1995).

A remoção média de turbidez pelo FLD-C foi de $63,7 \pm 25,1\%$ ($p < 0,05$), em complemento, 69% das amostras apresentaram valores de turbidez $< 5\text{uT}$, atendendo as recomendações propostas pela OMS (WHO, 2017). Porém, o Brasil apresenta um padrão de potabilidade bastante restritivo, onde a turbidez da água tratada para sistemas que envolvem filtração lenta precisa ser $< 1\text{uT}$ (Brasil, 2021), para a taxa de filtração proposta nesta pesquisa

apenas 19% das amostras apresentaram valores $< 1\text{uT}$, porém cabe ressaltar a relevância da tecnologia na melhoria da qualidade da água quando se compara ao consumo de água sem nenhum tratamento.

Em relação à cor aparente e cor verdadeira, as remoções pelo FLD-C foram de $58,4 \pm 26,6$ e $33,3 \pm 22,6\%$, nessa ordem, estatisticamente apenas aparente sofreu redução significativa ($p < 0,05$). O padrão de potabilidade brasileiro infere que para adequação ao consumo humano, a cor aparente da água filtrada deve ser inferior à 15uH (BRASIL, 2021), nesta pesquisa 58% das amostras estiveram em conformidade com o padrão brasileiro.

Não se observaram variações relevantes no tocante aos valores de pH, temperatura, alcalinidade e condutividade elétrica quando comparados com a água pré-tratada. Pelos processos físicos e microbiológicos da filtração lenta espera-se que de fato não ocorram variações significantes dos parâmetros em questão.

A absorvância 254nm apresentou redução média de $46,4 \pm 22,1\%$ ($p < 0,05$), isso infere em uma relevante remoção de matéria orgânica. Freitas et al. (2021) obteve remoções similares do referido parâmetro ($52 \pm 20\%$) ao operar um FLD de escoamento contínuo com produção diária de 48L. Em complemento, Terin et al. (2021) observou reduções de $51,9 \pm 17,7\%$ para um FLD de escoamento intermitente, em contraste, para o mesmo regime de operação Lynn et al. (2013) obtiveram remoção de aproximadamente 36%.

A retenção de patógenos pelo FLD-C foi avaliada através dos coliformes totais e *E. coli*, enquanto os EBA foram utilizados como indicativo indireto da remoção de organismos resistentes, a exemplo dos protozoários. A remoção média de coliformes foi de $1,69 \pm 0,78\text{log}$, podendo alcançar até $3,39\text{log}$. Para a *E. coli* a média de remoção foi de $1,49 \pm 0,60\text{log}$, com o valor máximo de $2,57\text{log}$, evidenciando o potencial do FLD-C de reduzir patógenos mesmo quando há incremento da vazão produzida. Sobre os EBA foi possível obter remoção de $0,66 \pm 0,38\text{log}$ com valor máximo de $1,50\text{log}$, resultado viável considerando que a remoção de organismos resistentes costuma ser de extrema complexidade. Todos os parâmetros microbiológicos analisados apresentaram remoções estatisticamente significativas ($p < 0,05$) em relação à água pré-tratada.

Tabela 11 – Valores médios dos parâmetros físico-químicos e microbiológicos da água pré-tratada e filtrada; e eficiência da filtração

Parâmetro	Média ± Desvio Padrão			Valor de p
	Água pré-tratada	Água filtrada	% de remoção ou variação	
Turbidez (UT)	12,9±16,3	5,1±6,8	63,7±25,1	< 0,01
Cor aparente (uH)	43,2±37,8	18,6±18,7	58,4±26,6	< 0,01
Cor verdadeira (uH)	23,7±19,6	14,9±12,5	33,3±22,6	0,10
Temperatura (°C)	19,9±3,4	19,7±3,3	1,5±2,4	0,64
pH	7,23±0,16	7,25±0,10	0,61±0,97	0,73
Alcalinidade (mgCaCO ₃ .L ⁻¹)	17,7±2,6	19,1±3,8	1,8±4,0	0,18
Condutividade (µS.cm ⁻¹)	39,7±3,9	39,6±4,4	1,5±2,3	0,95
Absorbância 254nm	0,136±0,104	0,074±0,059	46,4±22,1	0,03
Coliformes totais (UFC.100mL ⁻¹)	4.381±3.914	368±810	1,69±0,78log	< 0,01
<i>E. coli</i> (UFC.100mL ⁻¹)	160±153	9±12	1,49±0,60log	< 0,01
EBA (esporos.100mL ⁻¹)	720±569	193±222	0,66±0,38log	< 0,01

Valor de p para a análise estatística aplicada (intervalo de confiança de 95%), onde p < 0,05 indica significância estatística. Fonte: Autor (2024).

Os trabalhos realizados por Young-Rojanschi e Madramootoo (2015), Napotnik, Baker e Jellison (2017) e Calixto et al. (2020) corroboram com os resultados obtidos no tocante à remoção de turbidez, com variações de remoção entre 50 e 75%. Porém, em outros estudos retratados na literatura podem-se observar remoções superiores à 90% (Faria Maciel; Sabogal-Paz, 2018, Singer; Skinner; Cantwell, 2017).

A inferior redução de turbidez obtida nesta pesquisa em relação aos achados da literatura pode estar relacionada a fatores operacionais como o regime de operação, produção diária e taxa de filtração que normalmente são estudadas abaixo de 1 m³.m⁻².dia⁻¹ enquanto se propôs a elevação para 1,92 m³.m⁻².dia⁻¹.

As remoções de coliformes totais e *E. coli* encontradas na presente pesquisa são coerentes com outros estudos de filtração lenta domiciliar. Para os coliformes retrata-se na literatura, em sua maioria, remoções entre 1 e 2 log (Medeiros et al, 2020, Andreoli; Sabogal-Paz, 2020, Sizirici et al., 2019). Enquanto para *E. coli* os valores de remoção estão entre 2 e

3log (Faria Maciel; Sabogal-Paz, 2018; Souza Freitas; Sabogal-Paz, 2019; Andreoli; Sabogal-Paz, 2020).

Em relação aos EBA, os poucos estudos presentes na literatura fazem menção aos sistemas convencionais de tratamento em larga escala, no Brasil os esporos foram incluídos como parâmetro da qualidade da água apenas em 2021 na última atualização da portaria de potabilidade (Brasil, 2021).

Dentre os poucos achados, tem-se o estudo de Pereira et al., (2023) que avaliou a viabilidade do uso dos EBA como indicador alternativo da remoção de oocistos de *Cryptosporidium* em filtros rápidos de fluxo ascendente e fluxo descendente operados em escala piloto com taxas de filtração entre 120 e 252m³.m⁻².dia⁻¹. No estudo, os autores observaram que quando operados na taxa de 120m³.m⁻².dia⁻¹ a remoção de EBA foi maior para o filtro descendente (2,33log) quando comparado com o filtro descendente (1,60log), inferindo que os EBA são indicadores conservadores da remoção de oocistos de *Cryptosporidium*.

Suspensões de cistos de *Giardia* e oocistos de *Cryptosporidium* foram inoculadas na zona estacionária do FLD-C entre os dias 107° e 131° de operação como forma de analisar o potencial de remoção desses organismos resistentes. A metodologia de concentração utilizada permitiu recuperação de 28% de cistos de *Giardia* e 90% de oocistos de *Cryptosporidium*, estando em conformidade com o estabelecido pela USEPA (2012). A Tabela 12 apresenta os dados de remoção de protozoários pelo FLD-C.

Para a taxa de filtração utilizada nesta pesquisa o FLD-C teve potencial de remover 2,6±0,17log cistos de *Giardia* e 1,64±0,66log oocistos de *Cryptosporidium*. Nos dias 124° e 131° não se detectou a presença de *Giardia* nas amostras de água filtrada. Os resultados encontrados são similares aos de Freitas et al. (2021) em relação a remoção de *Giardia*, porém, para *Cryptosporidium* a remoção foi inferior. Isso se deve a taxa de filtração utilizada nesta pesquisa (1,92m³.m⁻².dia⁻¹) em comparação com o estudo citado que fixou a taxa em 0,90m³.m⁻².dia⁻¹. Sendo imprescindível uma unidade de pós-tratamento com desinfecção para garantir a segurança microbiológica da água.

Tabela 12 – Remoção de protozoários pelo FLD-C

Dia	cistos de <i>Giardia</i>		oocistos de <i>Cryptosporidium</i>	
	Número.10L ⁻¹	Remoção (log)	Número.10L ⁻¹	Remoção (log)
117°	2	2,4	25	1,3
124°	N/D	2,7	30	1,2
131°	N/D	2,7	2	2,4
Remoção média e desvio	2,6±0,17		1,64±0,66	

Nota: N/D = cistos ou oocistos não identificados na amostra de água filtrada. Fonte: Autor (2024).

Nota-se que a remoção dos cistos de *Giardia* foi superior em relação a de oocistos de *Cryptosporidium*. Essa discrepância se deve ao tamanho dos referidos microorganismos, a *Giardia* tem tamanho médio entre 8 e 12µm enquanto o *Cryptosporidium* apresenta tamanho variando entre 4 e 7µm além de deter maior potencial de compressibilidade pelo leito filtrante (Andreoli; Sabogal-Paz, 2020; Medeiros et al., 2020; Headd; Bradford, 2016).

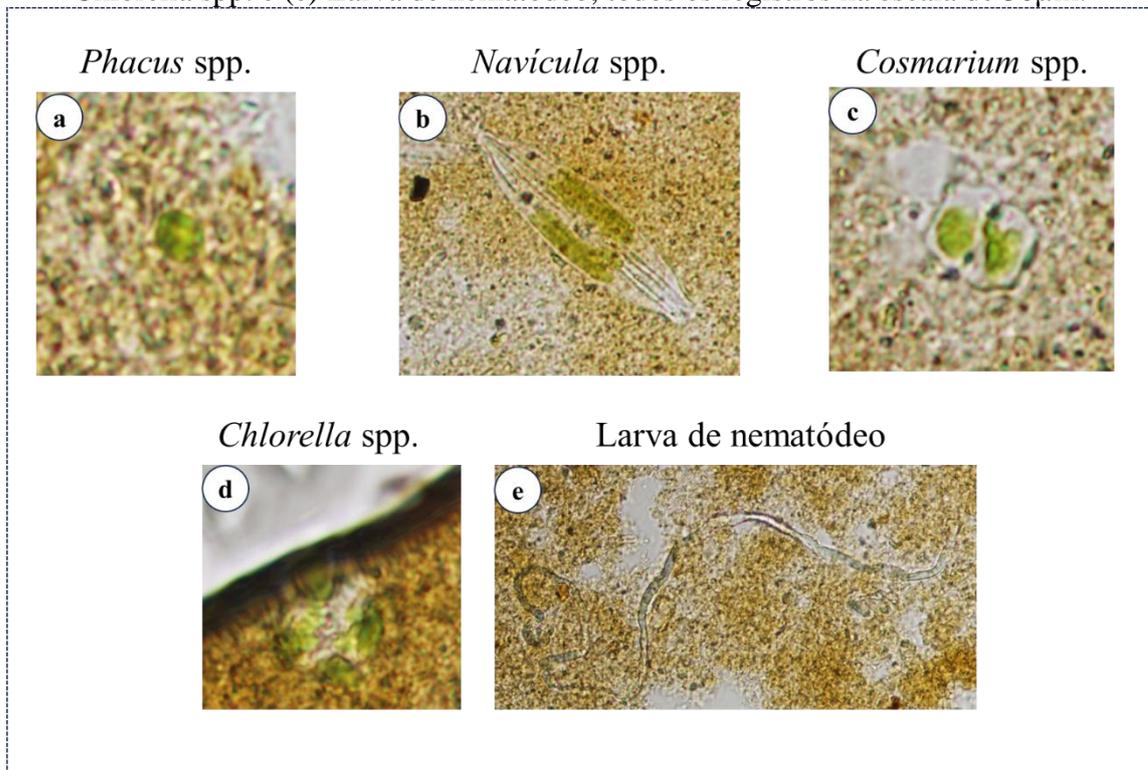
6.2.2.5 Composição do Schmutzdecke do FLD-C

O desenvolvimento da camada microbiológica (*schmutzdecke*) em filtros lentos domiciliares é de suma importância para otimização do processo de remoção de parâmetros físico-químicos e microbiológicos. Os FLD mesmo com formação parcial do *schmutzdecke* apresentam capacidade de remover entre 30 e 70% dos patógenos presentes na água afluenta, podendo atingir 99% de remoção de coliformes totais e *E. coli* (Nasser Fava et al., 2020; Calixto et al., 2020; Stauber et al., 2006).

A caracterização da manta não-tecida e topo da areia se deu por microscopia de campo claro. As Figuras 22 e 23 retratam os microrganismos identificados na manta e areia do FLD-C após uma carreira de filtração com duração de 30 dias. Em sua maioria identificou-se a presença de algas, mas também de rotíferos e microcrustáceos.

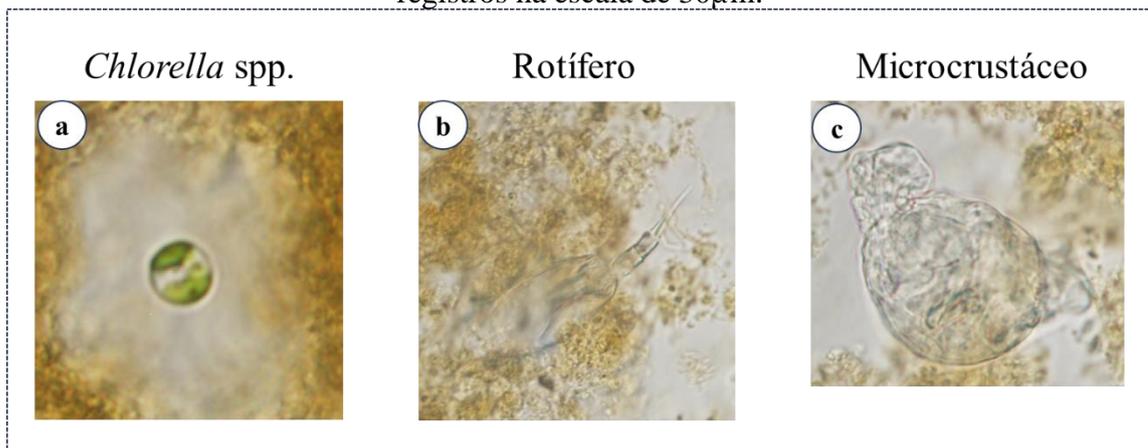
A diversidade de microrganismos identificados nesta pesquisa foi inferior aos resultados de Andreoli e Sabogal-Paz (2020), Freitas (2021) e Terin (2021) isso pela menor frequência de manutenção o que preserva a estabilidade da camada microbiológica. Porém, identificou-se maior diversidade microbiológica quando comparado com os estudos de Melo Neto et al. (2024) e Oliveira (2021), em ambas as pesquisas a matriz de água proveio de captação pluvial, sendo essas preservadas quando comparadas com águas de mananciais superficiais. Com isso, pode-se inferir que a frequência de manutenção bem como características da água bruta são fatores intervenientes para o desenvolvimento, diversidade e estabilidade do *schmutzdecke*.

Figura 20 – Relação de microrganismos identificados no sedimento da manta não-tecida após uma carreira de filtração, (a) *Phacus* spp., (b) *Navícula* spp., (c) *Cosmarium* spp., (d) *Chlorella* spp. e (e) Larva de nematódeo; todos os registros na escala de 30µm.



Fonte: Autor (2024).

Figura 21 – Relação de microrganismos identificados em amostra de areia do FLD-C após uma carreira de filtração, (a) *Chlorella* spp., (b) Rotífero e (c) Microcrustáceo; todos os registros na escala de 30µm.

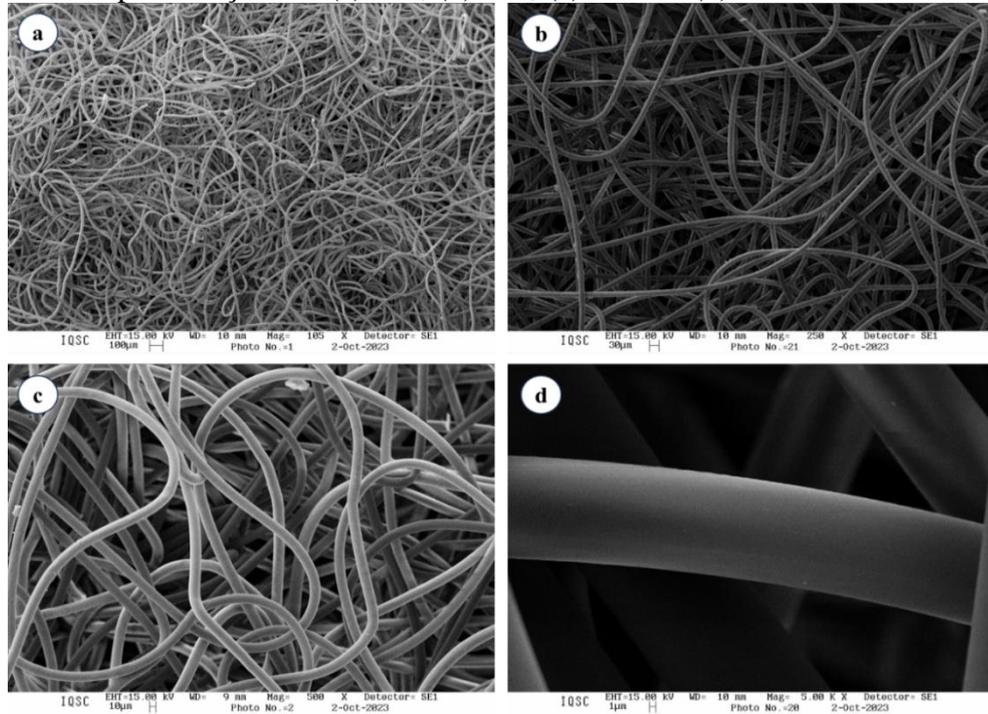


Fonte: Autor (2024).

As microfotografias de MEV foram realizadas com aproximações entre 100 e 5.000 vezes para a mesma manta em que se fez a caracterização biológica retratada anteriormente. É notório que antes da utilização (Figura 24) a manta apresentava distribuição normal das fibras e considerável presença de espaços vazios, mas após a utilização (Figura 25) durante uma

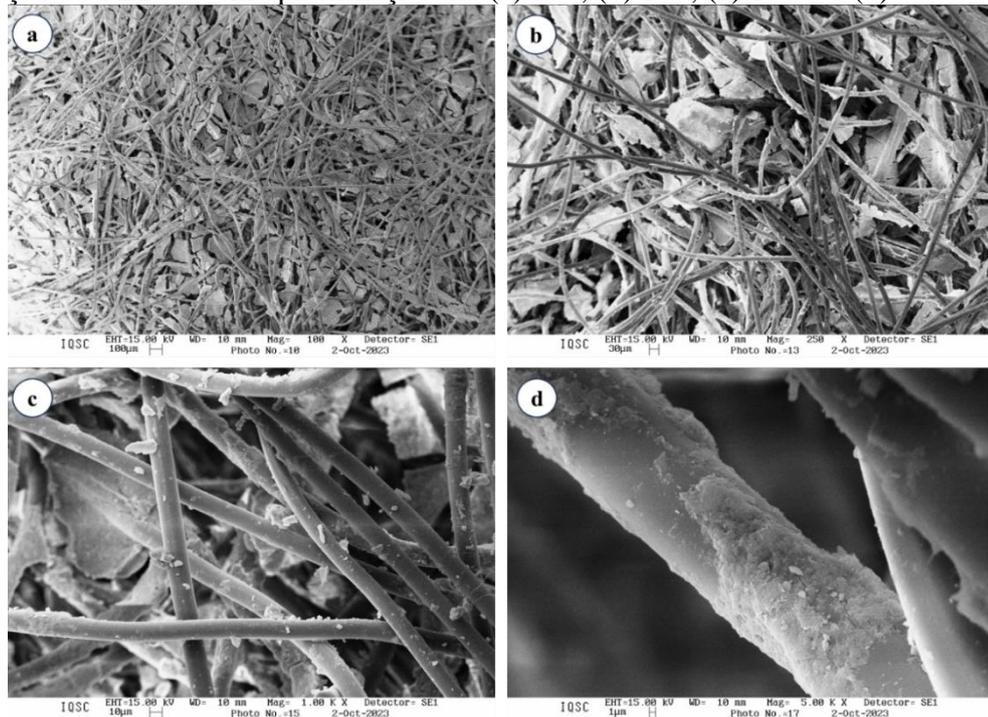
carreira de filtração a manta retrata características de colmatção e elevada impregnação de partículas.

Figura 22 – Microfotografias de MEV da manta não-tecida antes da utilização no FLD-C com aproximações de (a) 100, (b) 250, (c) 1.000 e (d) 5.000 vezes.



Fonte: Autor (2024).

Figura 23 – Microfotografias de MEV da manta não-tecida após utilização em uma carreira de filtração do FLD-C com aproximações de (a) 100, (b) 250, (c) 1.000 e (d) 5.000 vezes.



Fonte: Autor (2024).

Sugere-se que em maior proporção, os materiais retidos na manta são precipitados de sílica e material orgânico (Sabogal-Paz et al., 2020). Mesmo após a utilização percebe-se a estabilidade da manta, sem comprometimento causado por rompimento ou furos na fibra. Terin et al. (2021) após avaliar a manta não-tecida reutilizada por 442 dias observou torções nas fibras, isso se deve as constantes lavagens e raspagem do material durante as manutenções, o que pode comprometer sua funcionalidade. Isso não aconteceu nesta pesquisa pois a manta era substituída por outra nova a cada carreira de filtração.

A manta cumpre o papel importante de retenção de material orgânico e inorgânico que seriam retidos pelo leito filtrante, o que facilitaria a colmatação da areia e conseqüente redução da carreira de filtração. Para além disso, implementar a manta não-tecida sobre o leito auxilia o desenvolvimento e estabilidade do *schmutzdecke*, e proporcionam a diminuição de sobrecarga do FLD-C sem prejudicar a qualidade da água a ser produzida (Freitas et al., 2022).

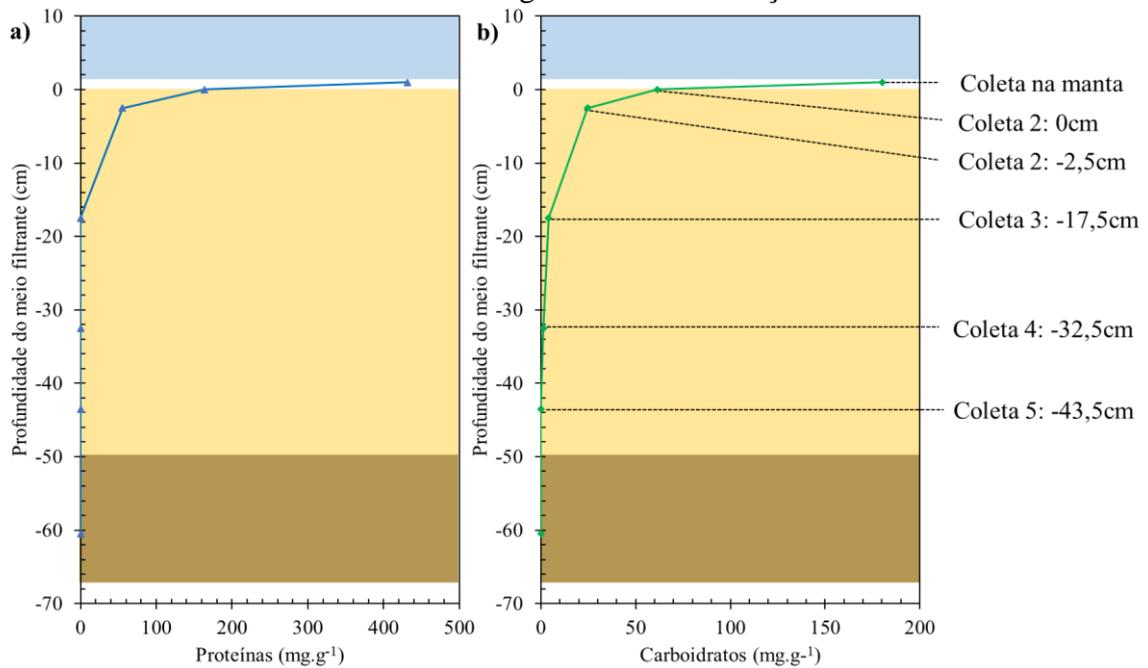
6.2.2.6 Análise de proteínas e carboidratos ao longo do leito filtrante

A determinação de proteínas e carboidratos ao longo do leito ocorreu após os 140 dias de operação, ao longo da desmontagem do FLD-C amostras de areia foram coletadas nas alturas dos piezômetros. A Figura 26a demonstra o perfil de proteínas por grama de areia seca, nota-se que as maiores concentrações se deu no sedimento da manta não-tecida ($431,22\text{mg.g}^{-1}$) e esta logo foi reduzida para $163,68$ e $55,18\text{ mg.g}^{-1}$ no topo da areia e nos primeiros $-2,5\text{cm}$ de profundidade do leito, respectivamente. Entre as profundidades de $-17,5$ a $-43,5\text{cm}$ não foram detectadas concentrações pelo método utilizado.

Em relação aos carboidratos (Figura 26b) observou-se comportamento análogo, porém com detecção em pontos mais profundos do leito. No sedimento da manta identificou-se a maior concentração, sendo essa de $180,18\text{mg.g}^{-1}$, no topo da areia houve considerável redução para $61,541\text{mg.g}^{-1}$, e essa prosseguiu reduzindo para $24,61\text{mg.g}^{-1}$ em $L = -2,5\text{cm}$, $4,00\text{mg.g}^{-1}$ em $L = -17,5\text{cm}$ e $1,41\text{mg.g}^{-1}$ na profundidade de $-32,5\text{cm}$. No último ponto de coleta ($L = -43,5$) não detectaram-se proteínas.

Essa prevalência de proteínas e carboidratos no topo da areia e decaimento ao longo da profundidade confirma a formação da camada microbiológica ao longo dos primeiros centímetros do leito, corroborando com os resultados expressos pela perda de carga avaliada ao longo das carreiras de filtração.

Figura 24 – Concentração de (a) proteínas e (b) carboidratos no sedimento da manta não-tecida e ao longo do leito de filtração



Fonte: Autor (2024).

Lubarsky et al. (2022) avaliaram concentrações de proteínas e carboidratos no sedimento da manta não-tecida e topo da areia de um FLD-C ao longo de 50 dias, com produção diária de 48L. Os autores observaram maiores concentrações de ambas as substâncias no topo da areia quando comparado com o sedimento da manta. Isso não foi observado nesta pesquisa, tem-se a hipótese de que o aumento da vazão para 100L.dia⁻¹ proporcionou rápida colmatação das fibras das mantas e consequente elevada retenção de microrganismos.

Ainda comparando os resultados com os obtidos por Lubarsky et al. (2022), após 30 dias de monitoramento, os autores notaram concentrações de proteínas de aproximadamente 190mg.g⁻¹ e para carboidratos 65mg.g⁻¹, resultados muito similares aos obtidos na presente pesquisa, uma vez que os referidos EPS foram analisados após uma carreira de filtração de 30 dias.

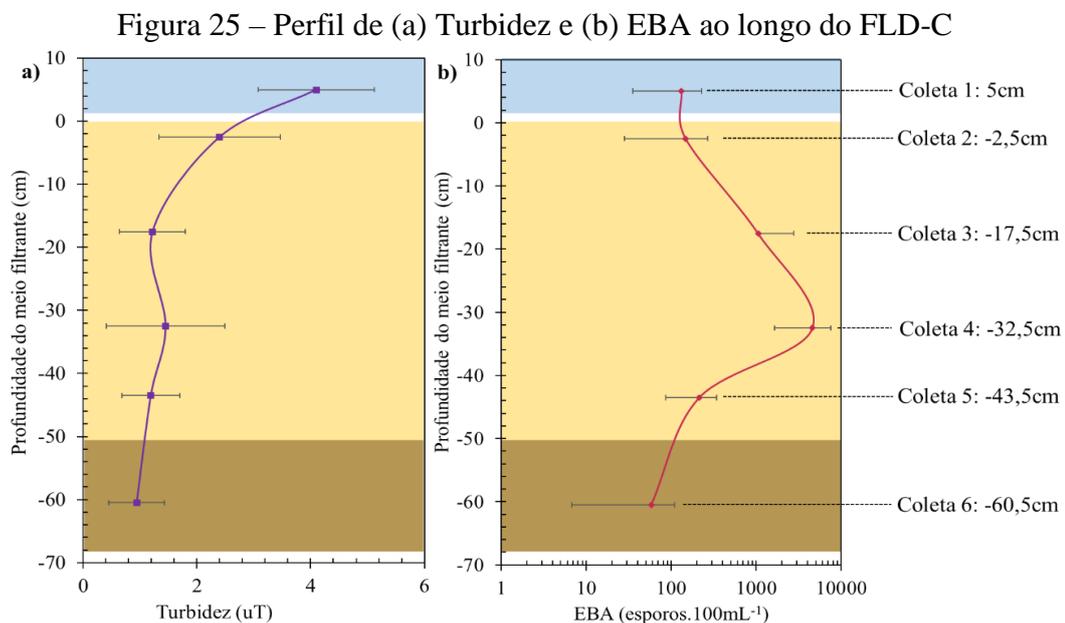
A excreção de EPS por bactérias, representadas neste estudo pelas proteínas e carboidratos, é fundamental para otimização do desenvolvimento da camada microbiológica. Unger e Collins (2008) avaliaram a excreção de EPS em um *schmutzdecke* e consideraram que tal processo fomenta a aderência e estabilidade do meio filtrante, o que origina um processo de adsorção biologicamente mediada para otimização do tratamento água.

6.2.2.7 Retenção dos EBA ao longo do leito filtrante

Ao longo de 18 dias ininterruptos avaliou-se o perfil de retenção dos EBA ao longo do leito filtrante do FLD-C, a turbidez também foi analisada tendo em vista que estudos e a portaria de potabilidade brasileira fazem inferências sobre a remoção desse parâmetro com os esporos (Oliveira et al., 2018; Brasil, 2021).

Pela Figura 27a nota-se que o perfil de turbidez apresentou declínio acentuado até -17,5cm ($p < 0,05$) e leve redução nas demais profundidades, evidenciando que os mecanismos de filtração contribuem para a redução de impurezas nas primeiras porções do meio. Por outro lado, o perfil do EBA (Figura 27b) foi significativamente diferente. Seus valores acumulados foram mais pronunciados na região central do meio filtrante entre os pontos -17,5 e -32,5cm ($p < 0,05$). Além disso, não se observou relação entre os esporos com a turbidez ($p > 0,86$), mostrando que esta não pode ser medida auxiliar para avaliar a retenção de organismos resistentes em filtros lentos domiciliares.

Dado o perfil dos EBA, tem-se a hipótese de que existe uma tendência temporal de transferência de organismos de -32,5 m para -43,5cm, e até mesmo para a água do efluente. Fazendo uma analogia com os protozoários, o FLD-C com profundidade de meio filtrante menor que 32,5 m tende a apresentar maior probabilidade de transpasse de organismos pelo leito. Freitas et al. (2021) corroboraram esta afirmação ao detectarem cistos de *Giardia* em amostras de água apenas de um FLD-C com leito filtrante de 25cm, mas não em amostras de um FLD-C com leito filtrante de 50cm, como o utilizado na pesquisa em questão.



Fonte: Autor (2024).

Dessa forma, a profundidade do meio filtrante desempenha um papel importante na remoção de protozoários, e os EBA podem ser utilizados como indicador indireto do processo de eficiência da filtração. Porém, vale ressaltar que mesmo com a eficiência comprovada do FLD-C se faz necessário a etapa de pós-tratamento com desinfecção para garantir a segurança microbiológica da água produzida (CAWST, 2012).

6.2.3 Desempenho das vertentes de desinfecção utilizadas

A qualidade da água após os processos de desinfecção foi analisada como forma de comparar as eficiências das unidades propostas. Os valores e porcentagem de remoção/variação dos parâmetros físico-químicos e microbiológicos da água clorada e água desinfetada por radiação UV estão expressos na Tabela 13, neste tópico a melhoria da qualidade da água deu-se em relação à água filtrada.

A turbidez da água pós-tratamento com ambas as vertentes de desinfecção propostas não variou de forma significativa em relação à água filtrada. Porém, tanto a cor aparente quanto a cor verdadeira apresentaram redução mais expressiva da água clorada em relação a desinfetada com radiação UV, isso se deve ao potencial do cloro em oxidar a matéria inorgânica/orgânica residual presente na água filtrada (Di Bernardo, Dantas; Voltan, 2017).

Não se observaram diferenças relevantes no pH da água desinfetada independente da vertente de desinfecção, porém, para a água desinfetada via cloração os valores se configuram estatisticamente significativos em relação a água filtrada ($p < 0,01$). A literatura retrata que a utilização do cloro para a desinfecção pode promover a redução do pH da água após o processo (Di Bernardo, Dantas; Voltan, 2017; Torquato, 2022). Com o emprego do clorador autônomo pode-se manter o pH da água dentro da faixa definida (entre 6 e 9) pelo padrão de potabilidade brasileiro, de forma que houve a insipiente variação de $0,08 \pm 0,24\%$ em relação à água filtrada (BRASIL, 2021)

Na presente pesquisa as etapas de pré-tratamento e filtração lenta apresentaram-se eficientes na remoção dos parâmetros microbiológicos analisados. Mesmo com baixas concentrações após a filtração, houve redução de $1,27 \pm 0,76 \log$ após a cloração e $1,51 \pm 1,08 \log$ após a desinfecção por radiação UV; de forma que 95% das amostras analisadas apresentaram concentrações de coliformes $< 20 \text{ UFC.}100\text{mL}^{-1}$, o que pode estar associado à faixa de erro uma vez que o método de análise utilizado confere confiabilidade dos resultados para amostras com a formação de no mínimo $20 \text{ UFC.}100\text{mL}^{-1}$ (APHA et al., 2012).

Para ambas as vertentes de desinfecção propostas observou-se ausência de *E. coli*. Esse resultado enfatiza a efetividade do clorador proposto nessa pesquisa, bem como confirma a eficiência do reator UV utilizado. Freitas et al. (2021) utilizou hipoclorito de cálcio (com $C^*t = 60\text{mg}\cdot\text{min}\cdot\text{L}^{-1}$) como pós-tratamento de um FLD-C e identificou ausência de *E. coli* em todas as amostras analisadas ao longo de 436 dias.

No tocante à remoção dos EBA, a unidade de desinfecção por radiação UV promoveu remoção superior ($1,53\pm 0,48\text{log}$) em relação ao clorador autônomo ($0,90\pm 0,69\text{log}$). Esse resultado foi esperado considerando que o cloro tem menor eficiência de remoção de organismos resistentes quando comparado com radiação UV (Sinclair et al., 2012; USEPA, 1999; Adeymo et al., 2019). Pela análise estatística realizada, ambas as vertentes de desinfecção promoveram reduções significantes em relação à água tratada ($p < 0,05$).

Tabela 13 – Valores médios dos parâmetros físico-químicos e microbiológicos da água filtrada e tratada; e eficiência das vertentes de desinfecção propostas

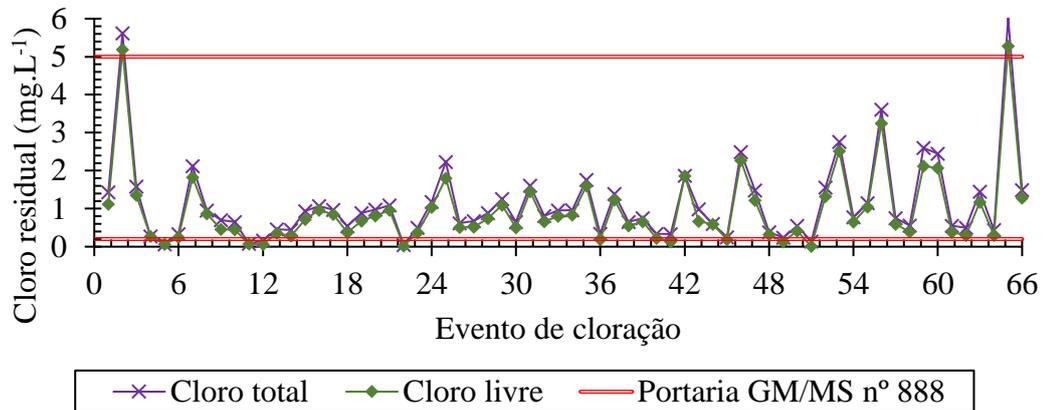
Parâmetro	Média ± Desvio Padrão				
	Água filtrada	Água tratada		% de remoção ou variação Valor de p	
		Cloração	Radiação UV	Cloração	Radiação UV
Turbidez (UT)	5,1±6,8	5,0±6,7	5,0±6,9	3,6±6,0 0,95	4,3±6,7 0,98
Cor aparente (uH)	18,6±18,7	17,7±18,7	19,4±19,4	12,0±13,1 0,79	0,9±3,1 0,80
Cor verdadeira (uH)	14,9±12,5	13,7±13,2	14,3±13,1	16,4±13,9 0,76	9,2±11,2 0,87
pH	7,25±0,10	7,37±0,16	7,32±0,19	0,08±0,24 < 0,01	0,37±1,34 0,14
Coliformes totais (UFC.100mL ⁻¹)	368±810	11±33	3±5	1,27±0,76log 0,05	1,51±1,08log 0,05
<i>E. coli</i> (UFC.100mL ⁻¹)	9±12	1±0,0	1±0,0	0,58±0,60log N/A	0,58±0,60log N/A
EBA (esporos.100mL ⁻¹)	193±222	38±42	6±7	0,90±0,69log < 0,01	1,53±0,48log < 0,01

Valor de p para a análise estatística aplicada (intervalo de confiança de 95%), onde $p < 0,05$ indica significância estatística. N/A – Não aplicável. Fonte: Autor (2024).

A Figura 28 expressa os valores de CT e CRL residual na água desinfetada através do clorador autônomo, 88% das amostras de água tratada contiveram valores de CRL em conformidade com a Portaria GM/MS nº 888 (entre 0,2 e 5,0mg.L⁻¹), resultado este que confirma a eficiência do clorador dadas as satisfatórias remoções dos parâmetros microbiológicos citados anteriormente e manutenção do cloro residual em conformidade com a legislação (Brasil, 2021). Mesmo para valores de CRL inferiores ao recomendado pela

referida portaria teve-se eficiência da desinfecção (ausência de *E. coli*), isso se deve ao tempo de detenção empregado.

Figura 26 – Valores de cloro residual ao longo dos eventos de cloração realizados durante a operação do clorador



Fonte: Autor (2024).

A aproximação das curvas de CT e CRL mostrada na Figura 28 evidencia que a composição do cloro total se deu majoritariamente pelo cloro livre. O cloro total é a somatória do cloro livre e cloro combinado, sendo que este segundo apresenta menor potencial desinfetante e pode conferir odor à água tratada, de forma que para fins de manutenção de residual sua formação não é desejada.

Devido a impossibilidade de realizar análises laboratoriais nos finais de semana, feriados os dados de funcionamento do clorador autônomo não foram discutidos em relação ao tempo de operação, mas sim por evento de cloração (dias que se fez a utilização do dispositivo). No 2º e 65º eventos de cloração notou-se elevação do CRL para valores acima do VMP estabelecido pela portaria de potabilidade brasileira (Figura 28).

Estatisticamente essas duas elevações pontuais do CT e CRL não tiveram correlação com nenhum dos parâmetros de qualidade da água de entrada, nem mesmo com a vazão de desinfecção do clorador ($p > 0,05$). Com isso, acredita-se que nesses dois únicos dias pode ter ocorrido transpasse de grão do hipoclorito de cálcio para o reservatório de água tratada, o que promoveu o aumento do CRL.

Em relação à unidade por desinfecção UV, este mostrou-se estável ao longo de todo o tempo de operação. A proposta de escoamento exclusivamente por gravidade funcionou adequadamente e não se fez necessária a realização de manutenções ao longo do tempo. Características que facilitam a implementação e adesão da tecnologia em comunidades isoladas.

6.2.4 Desempenho global da tecnologia proposta

O desempenho global do sistema de tratamento foi realizado a partir da comparação da água bruta em relação à tratada, para cada vertente de desinfecção proposta. Os valores médios e porcentagem de remoção/variação estão apresentados na Tabela 14.

As múltiplas barreiras utilizadas permitiram relevante melhoria na qualidade da água. A turbidez, cor aparente e cor verdadeira foram reduzidas em aproximadamente 75% após o ciclo de tratamento proposto. Porém, em momentos, os referidos parâmetros não apresentaram conformidade com o padrão de potabilidade brasileiro (Brasil, 2021), apenas com o mundial (WHO, 2022). A condutividade, alcalinidade e pH não sofreram variações expressivas após o tratamento. Tais inferências são importantes tendo em vista que em algumas tecnologias se faz necessária a correção do pH e alcalinidade antes do consumo.

Com o tratamento foi possível reduzir a absorvância 254nm em cerca de 63%, inferindo sobre o potencial das múltiplas etapas propostas em reter material orgânico dissolvido, que por vezes apresenta complexidade de remoção. Freitas et al. (2021) obteve remoções similares ao analisar o funcionamento de um FLD-C com taxa de filtração fixada em $0,90\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$.

Tabela 14 – Valores médios dos parâmetros físico-químicos e microbiológicos da água bruta e tratada; e eficiência global diferenciada pelas vertentes de desinfecção

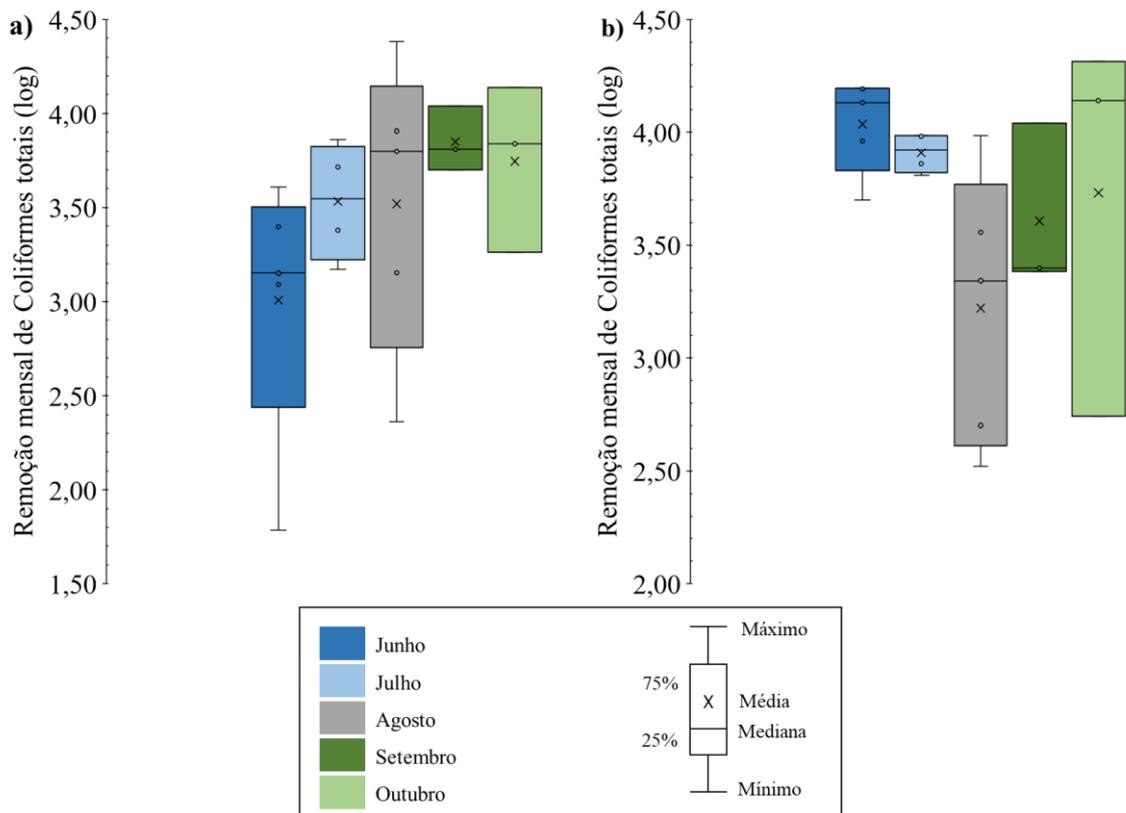
Parâmetro	Média ± Desvio Padrão				
	Água bruta	Água tratada		% de remoção ou variação Valor de p	
		Cloração	Radiação UV	Cloração	Radiação UV
Turbidez (UT)	24,2±25,0	5,0±6,7	5,0±6,9	78,4±21,0 < 0,01	78,5±21,1 < 0,01
Cor aparente (uH)	72,5±57,6	17,7±18,7	19,4±19,4	72,4±25,8 < 0,01	70,0±25,3 < 0,01
Cor verdadeira (uH)	28,4±21,3	19,8±3,2	19,7±3,2	48,1±29,9 0,02	46,0±28,0 0,02
Temperatura (°C)	20,0±3,3	19,8±3,2	19,7±3,2	1,8±2,7 0,64	2,0±2,6 0,64
pH	7,00±0,28	7,37±0,16	7,32±0,19	0,00±0,00 < 0,01	0,04±0,16 < 0,01
Alcalinidade (mgCaCO ₃ ·L ⁻¹)	19,3±3,8	18,0±3,4	17,8±2,8	10,3±13,7 0,27	11,7±14,2 0,17
Condutividade (µS·cm ⁻¹)	40,5±6,3	44,6±6,2	39,5±4,7	1,8±5,9 0,05	5,4±9,1 0,56
Absorvância 254nm	0,193±0,136	0,070±0,056	0,073±0,056	63,8±19,6 < 0,01	62,4±18,4 < 0,01
Coliformes totais (UFC.100mL ⁻¹)	11.055±6.509	11±33	3±5	3,48±0,61log < 0,01	3,70±0,53log < 0,01
<i>E. coli</i> (UFC.100mL ⁻¹)	482±566	1±0,0	1±0,0	2,50±0,37log N/A	2,50±0,37log N/A
EBA (esporos.100mL ⁻¹)	1.251±1.118	38±42	6±7	1,81±0,73log < 0,01	2,44±0,48log < 0,01

Valor de p para a análise estatística aplicada (intervalo de confiança de 95%), onde $p < 0,05$ indica significância estatística. N/A – Não aplicável. Fonte: Autor (2024). Fonte: Autor (2024).

Em relação à análise estatística de comparação da qualidade da água entre as etapas de tratamento, em momento, notou-se diferenças não significativas entre as etapas ($p > 0,05$). Porém, ao analisar a água tratada em relação a água bruta, que reflete a eficiência global do sistema, observa-se valores estatisticamente significativos para a Turbidez, cor aparente, cor verdadeira, pH, absorvância, coliformes totais e EBA; confirmando a eficiência do sistema proposto na melhoria da qualidade da água.

A eficiência global de remoção de coliformes totais foi de $2,50 \pm 0,37 \log$ para a água pós-tratada com cloro e $3,70 \pm 0,53 \log$ para a água que teve finalização do tratamento a partir da radiação UV. A Figura 29 expressa a remoção mensal de coliformes pelo sistema de tratamento proposto, nota-se que as remoções máximas, independente da vertente de desinfecção, foram alcançadas nos três últimos meses de operação (agosto, setembro e outubro de 2023). Isso deve-se ao estágio de amadurecimento do FLD-C ao longo do tempo.

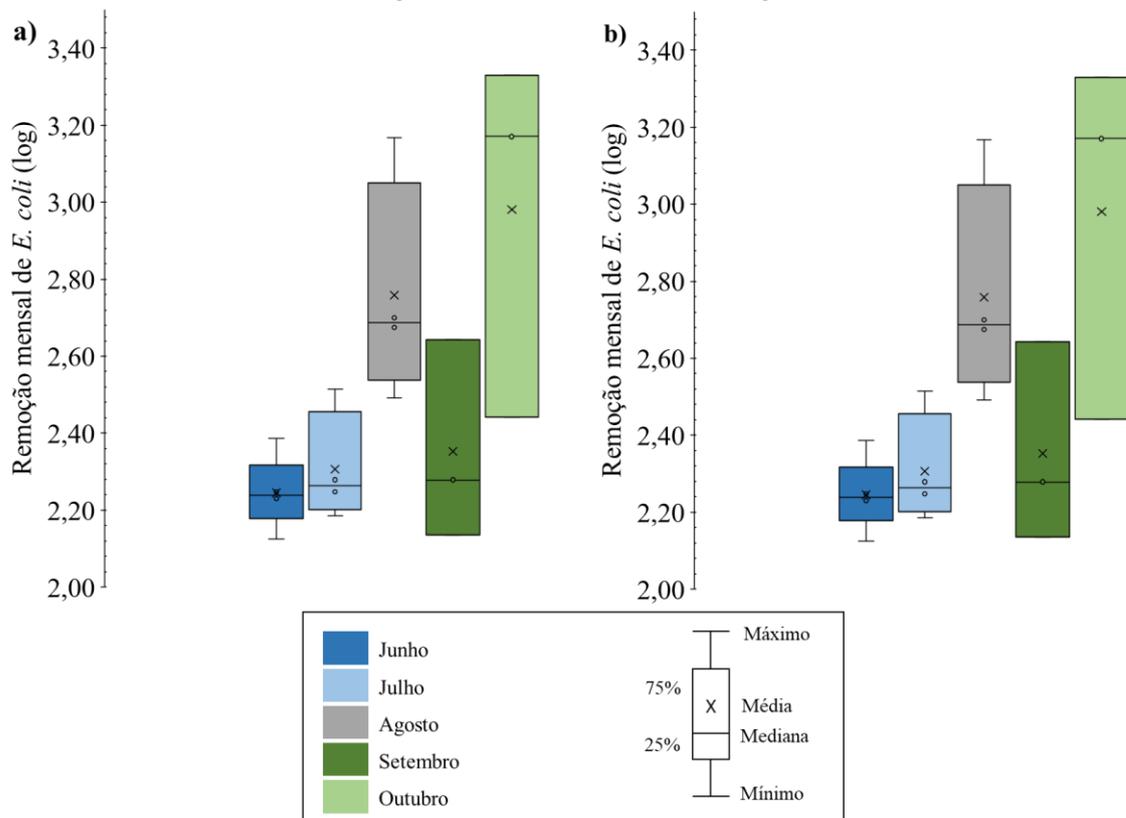
Figura 29 – Remoção mensal de coliformes totais pelo sistema de tratamento proposto considerando a desinfecção com (a) cloro e (b) radiação UV



Fonte: Autor (2024).

A remoção global de *E. coli* foi de $2,50 \pm 0,37 \log$, sendo possível não detectar concentrações ao final das etapas de tratamento propostas, configurando a tecnologia como eficiente na remoção do parâmetro microbiológico mais consolidado da literatura e normas de potabilidade. Com a Figura 30, nota-se que a remoção de *E. coli* também foi otimizada ao longo do tempo devido o amadurecimento do FLD-C.

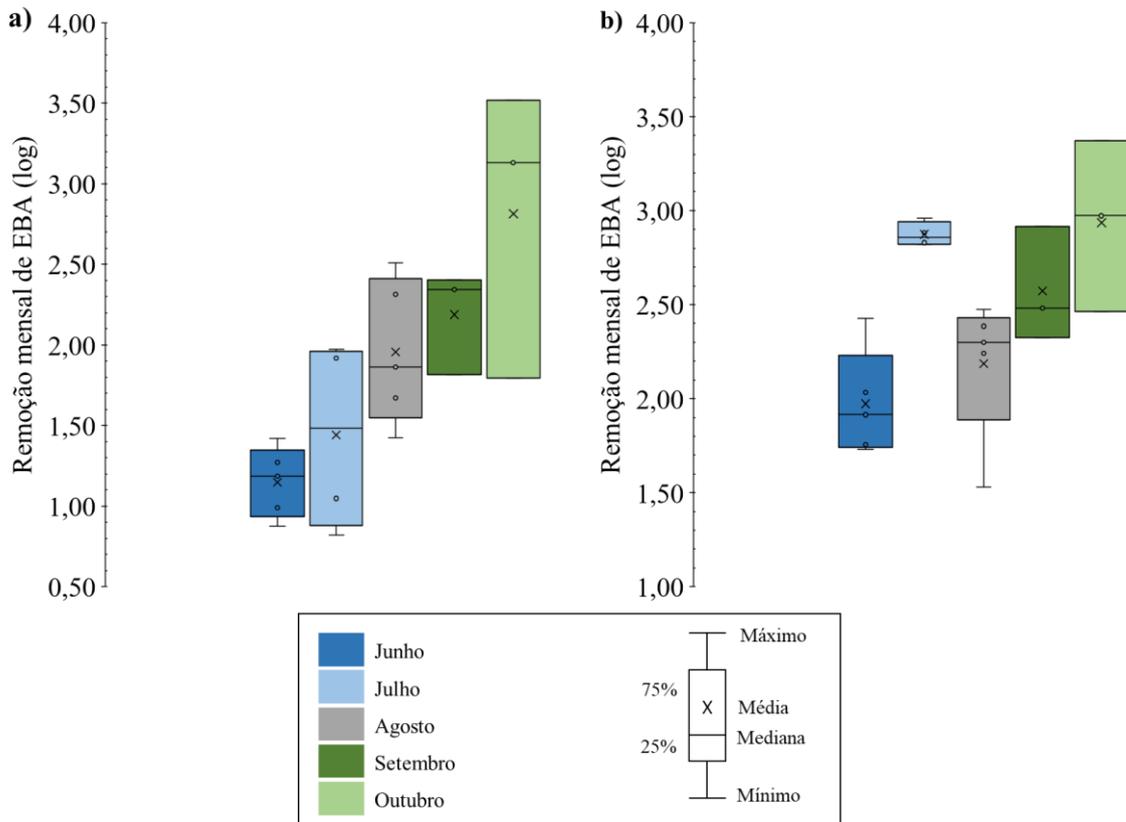
Figura 27 – Remoção mensal de *E. coli* pelo sistema de tratamento proposto considerando a desinfecção com (a) cloro e (b) radiação UV



Fonte: Autor (2024).

A média de remoção geral dos EBA foi de $1,81 \pm 0,73 \log$ considerando a etapa de cloração e $2,44 \pm 0,48 \log$ com a implementação da radiação UV como agente de desinfecção. Tais remoções confirmam o potencial da tecnologia em remover/inativar protozoários a exemplo dos cistos de *Giardia* e oocistos de *Cryptosporidium*. As remoções mensais dos esporos (Figura 31) foram mais efetivas no final da operação, indicando que o FLD-C precisa de um maior tempo de amadurecimento para garantir a remoção de organismos resistentes quando comparado com a análise feita para coliformes torais e *E. coli*.

Figura 28 – Remoção mensal dos EBA pelo sistema de tratamento proposto considerando a desinfecção com (a) cloro e (b) radiação UV



Fonte: Autor (2024).

Dados os fatos acima, a tecnologia proposta, independente da vertente de desinfecção empregada, pode ser promissora para o tratamento de água em comunidades isoladas. A simplicidade de construção, operação manutenção e estabilidade das etapas propostas são pontos positivos que se confirmaram ao longo dos 140 de operação em escala plena.

6.3 Etapa 3 – Análise de viabilidade

6.3.1 Viabilidade técnica da tecnologia

Este tópico tem a intenção de realizar uma avaliação sobre a viabilidade técnica da tecnologia proposta considerando todas as etapas executadas ao longo da presente pesquisa com enfoque em recursos locais, tecnológicos e mão de obra envolvida.

A concepção da tecnologia deu-se de forma simplificada com o intuito de facilitar a construção por parte dos usuários. A montagem de todas as etapas de tratamento pode ser realizada in loco, o que reduz gastos com transporte do sistema. Porém, se faz necessário dispor de ferramentas como furadeira e serras que a depender da localidade pode ser um recurso

escasso, bem como do auxílio de profissional tecnicamente habilitado na área de instalações hidráulicas.

Em relação ao FLD-C, a seleção da areia e dos meios que constituem a camada suporte precisa ser feita com atenção para que o filtro tenha a eficiência esperada. Durante o processo de montagem as dificuldades se concentram na definição dos volumes dos materiais que compõem o meio filtrante para que se obtenha as profundidades adequada do leito.

Sobre o clorador autônomo desenvolvido, a montagem requer atenção em relação ao tubo de cloro, a quantidade e diâmetro dos furos precisa ser exatamente como formulando nesta pesquisa pois essas características interferem diretamente no cloro residual presente na água após o tratamento. Para a unidade de radiação UV, sua montagem precisa ser executada com atenção à altura do reservatório de água filtrada, dado o escoamento por gravidade se faz necessário ter uma coluna de água adequada que permita o escoamento.

A operação da tecnologia proposta deu-se de forma simplificada. A unidade de desinfecção foi categorizada como a que mais necessita de atenção e dedicação por parte do usuário. A utilização do reservatório de clarificação com capacidade de armazenamento para 4 dias facilita a implementação e aceitação por parte da família, porém, requer área disponível na residência dado o tamanho da unidade de tratamento citada.

O FLD de escoamento contínuo tem elevada autonomia de funcionamento, a decisão de não ajustar a vazão de água filtrada diariamente permite menor dedicação dos usuários e aumenta a probabilidade de aceitação do referido sistema. Em contrapartida, não ajustar a vazão exige maior frequência de manutenções, que será tratado mais à frente. A operação adequada do filtro proposto requer constante atenção em relação a alimentação contínua para filtração como forma de não ocasionar a degradação da camada biológica desenvolvida.

Ambas as vertentes de desinfecção também se mostraram autônomas em relação aos seus funcionamentos. Essas requerem atenção diária do usuário pois para a utilização do clorador se faz necessário abrir a válvula de saída da água filtrada e contabilizar o tempo de contato preconizado neste estudo. Em relação ao reator de desinfecção por radiação UV, seu funcionamento requer aquecimento prévio de 10min e abertura da válvula do reservatório de água filtrada, o que exige atenção por parte do usuário.

A implementação da unidade de desinfecção por radiação UV pode ser comprometida em regiões com limitação no fornecimento de energia elétrica. Embora a necessidade de utilizar energia seja de apenas 40 min por dia, há locais com limitação do referido serviço. Uma forma de contornar essa situação poderia ser a implementação de um pequeno sistema para produção

de energia solar in loco, mas para isso se faz necessário avaliar a viabilidade das condições climática local.

No tocante às manutenções, a unidade categorizada que demanda maior dedicação por parte do usuário foi a filtração. A elevação da vazão em conjunto com a decisão de não ajustar o registro de saída da água filtrada demandou maior frequência da realização de manutenção. O procedimento de manutenção pode expor o usuário a riscos microbiológicos, porém, essa exposição foi atenuada a atitude de descartar a mantar ao invés de lavá-la e reutilizar no sistema. As demais unidades se mostraram extremamente autônomas em relação à frequência de manutenção.

A intenção dessa pesquisa não foi inferir qual das vertentes de desinfecção seria mais viável para implementação em situações reais, ambas se mostraram eficientes, possuem suas limitações e a decisão de implementação depende de fatores econômicos, social, cultural e ambiental que variam de região para região, sendo necessário analisar as particularidades de cada caso de implementação.

6.2.2 Viabilidade econômica da tecnologia

6.2.2.1 Orçamento

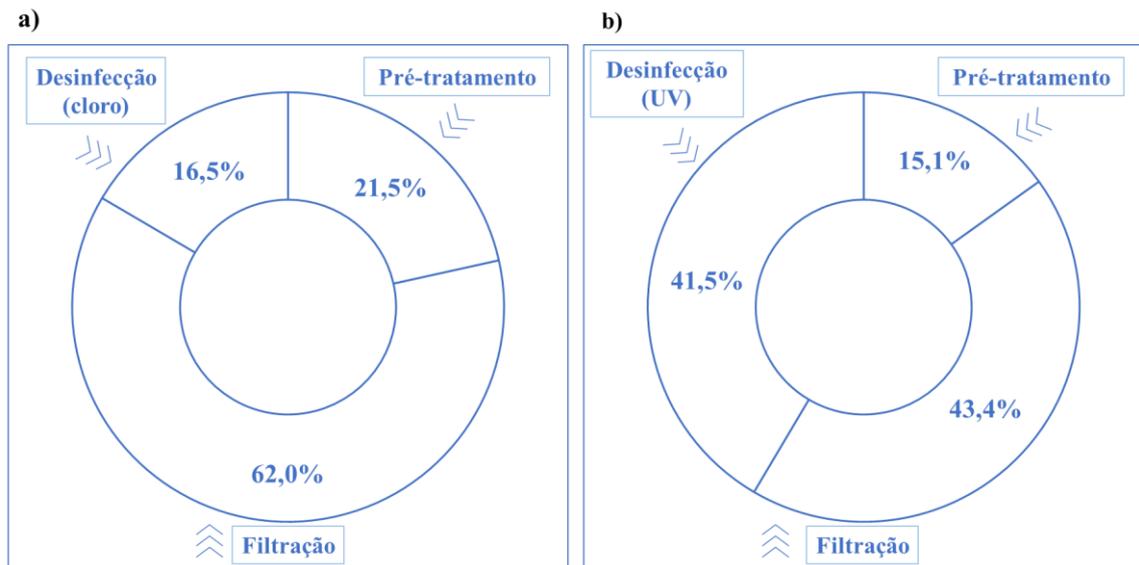
A avaliação econômica para construção da tecnologia proposta foi realizada para dispor de uma perspectiva econômica em caso de implementação. Os custos detalhados da tecnologia proposta estão apresentados na Tabela 15, com tomada de preços realizada em março de 2024.

O sistema de tratamento considerando a vertente de desinfecção tem o custo de R\$ 3,101,55 sendo desse montante 21,5% da etapa de tratamento, 62,0% do sistema de filtração e 16,5% referente à unidade de desinfecção baseada no clorador autônomo.

Para a tecnologia considerando a desinfecção por radiação UV o custo total da tecnologia foi de R\$ 4,426,90, desse valor 15,1% se referem ao pré-tratamento, 43,4% dão-se pelo sistema de filtração e 41,5% para o sistema de desinfecção com o reator UV.

Em análise comparativa, a Figura 32 apresenta os custos das etapas de tratamento propostas. O sistema que envolve a desinfecção por radiação UV apresenta maior custo para implementação, isso pelo valor do reator UV considerado, enquanto o sistema que envolve cloração teve o custo menor dada a possibilidade simplificada de construção do clorador in loco.

Figura 29 – Análise comparativa dos custos de construção para o sistema de tratamento proposto considerando a desinfecção por (a) cloração e (radiação UV)



Fonte: Autor (2024).

Dessa forma, a decisão de qual tecnologia seria mais viável para implementação em situações reais, considerando apenas o custo, seria o sistema que tem a cloração como pós-tratamento. Porém, vale ressaltar que exclusivamente o critério econômico não é suficiente para a tomada de decisão, sendo de suma importância avaliar as particularidades de cada comunidade isolada para inferir sobre a viabilização de uso do sistema desenvolvido e validado na presente pesquisa.

Outro ponto a se considerar, seria o financiamento para construção e implementação da tecnologia, a depende da renda familiar, os custos podem ser considerados elevados de forma que o investimento por parte de Organizações da Sociedade Civil (OSC), órgãos públicos ou privados, são essenciais para facilitar o acesso à água em regiões isoladas. Bem como o monitoramento da qualidade da água produzida e efetividade da tecnologia precisa de auxílio dos setores de vigilância ambiental dos municípios.

Tabela 15 – Orçamento detalhado da tecnologia proposta considerando ambas as vertentes de desinfecção utilizadas

Pré-tratamento						
Discriminação/ especificação	Unidade	Quantidade	Preço unidade	Preço Total	Total da etapa	
Caixa de água - 500L	unidade	1,00	R\$ 212,00	R\$ 212,00		
Bombona de 200L com suporte em metal	unidade	1,00	R\$ 277,70	R\$ 277,70		
Adaptador autoajustável 25mm x 3/4"	unidade	3,00	R\$ 13,90	R\$ 41,70		
Tubo PVC marrom - DN 25mm	m	1,00	R\$ 4,14	R\$ 4,14		
Tê com bucha de latão 25mm x 3/4"	unidade	3,00	R\$ 10,98	R\$ 32,94		
Joelho 90° com bucha de latão 25mm x 3/4"	unidade	2,00	R\$ 5,34	R\$ 10,68	R\$ 667,72	
Registro tipo esfera - DN 25mm	unidade	1,00	R\$ 8,10	R\$ 8,10		
Luva soldável com rosca - DN 25mm	unidade	1,00	R\$ 6,54	R\$ 6,54		
Luva rosqueável 1/2"	unidade	1,00	R\$ 3,39	R\$ 3,39		
Adaptador de redução interno 1/2"	unidade	2,00	R\$ 8,68	R\$ 17,36		
Torneira plástica 1/2"	unidade	4,00	R\$ 5,82	R\$ 23,28		
Abraçadeira metálica 1/2"	unidade	1,00	R\$ 1,96	R\$ 1,96	Proposta 1*: 21,5% do custo total	
Abraçadeira plástica 20cm	unidade	1,00	R\$ 0,16	R\$ 0,16		
Mangueira cristal 1/2"	m	1,00	R\$ 2,77	R\$ 2,77	Proposta 2*: 15,1% do custo total	
Manta não tecida	m ²	1,00	R\$ 25,00	R\$ 25,00		
Sistema de filtração lenta domiciliar com reservatório de água pré-tratada						
Discriminação/ especificação	Unidade	Quantidade	Preço unidade	Preço Total	Total da etapa	
Caixa de água - 310L	unidade	1,00	R\$ 196,29	R\$ 196,29		
Adaptador autoajustável 25mm x 3/4"	unidade	2,00	R\$ 13,90	R\$ 27,80		
Tubo PVC marrom - DN 25mm	m	2,27	R\$ 4,14	R\$ 9,39		
Tê marrom - DN 25mm	unidade	2,00	R\$ 1,30	R\$ 2,60		
Tê com bucha de latão 25mm x 3/4"	unidade	3,00	R\$ 10,98	R\$ 32,94		
Joelho marrom 90° - DN 25mm	unidade	4,00	R\$ 0,89	R\$ 3,56	R\$ 1.921,56	
Luva com bucha de latão 25mm x 3/4"	unidade	2,00	R\$ 3,89	R\$ 7,78		
Torneira metálica 1/2"	unidade	4,00	R\$ 17,89	R\$ 71,56		
Mangueira preta 1/2"	m	2,70	R\$ 0,66	R\$ 1,78		
Abraçadeira metálica 1/2"	unidade	5,00	R\$ 1,96	R\$ 9,80		
Adaptador de redução interno 1/2"	unidade	2,00	R\$ 8,68	R\$ 17,36		

Mangueira cristal 1/2"	m	0,65	R\$	2,77	R\$	1,80	
Tubo PVC DeFoFo - DN 250mm	m	0,88	R\$	266,00	R\$	232,75	
CAP DN para DeFoFo - DN 250mm	unidade	1,00	R\$	349,12	R\$	349,12	
Borracha de vedação	unidade	1,00	R\$	11,90	R\$	11,90	
Luva soldável com rosca - DN 25mm	unidade	1,00	R\$	1,40	R\$	1,40	
União soldável - DN 25mm	unidade	1,00	R\$	8,44	R\$	8,44	
CAP marrom - DN 25mm	unidade	1,00	R\$	2,99	R\$	2,99	
Joelho 90° com bucha de latão 25mm x 3/4"	unidade	1,00	R\$	5,34	R\$	5,34	
Válvula tipo agulha 1/2" x 1/4"	unidade	1,00	R\$	29,90	R\$	29,90	
Espigão em aço inox 1/2" x 1/4"	unidade	2,00	R\$	6,67	R\$	13,34	
Mangueira de silicone 100mm int. x 6mm ext.	m	0,10	R\$	1,99	R\$	0,20	
Estrutura metálica comp. 70cm x larg. 80cm x alt. 140cm	unidade	1,00	R\$	818,79	R\$	818,79	
Boia de bebedouro	unidade	1,00	R\$	8,69	R\$	8,69	
Luva rosqueável 1/2"	unidade	1,00	R\$	3,39	R\$	3,39	
Tampa para balde comum	unidade	1,00	R\$	9,98	R\$	9,98	
Manta não tecida	m ²	0,50	R\$	25,00	R\$	12,50	
Areia média	saco	1,75	R\$	3,19	R\$	5,58	Proposta 1: 62% do custo total
Areia grossa	saco	0,88	R\$	3,29	R\$	2,90	
Pedregulho grosso - N=1	saco	0,20	R\$	53,75	R\$	10,75	Proposta 2: 43,4% do custo total
Pedregulho fino - N=0	saco	0,55	R\$	19,90	R\$	10,95	
Sistema de desinfecção por cloração							
Discriminação/ especificação	Unidade	Quantidade		Preço unidade		Preço Total	Total da etapa
Tubo PVC marrom - DN 25mm	m	1,50	R\$	4,14	R\$	6,21	
Tubo PVC marrom - DN 60mm	m	0,20	R\$	25,32	R\$	5,06	
Válvula de retenção - DN 25mm	unidade	1,00	R\$	30,51	R\$	30,51	
Registro tipo esfera - DN 25mm	unidade	3,00	R\$	29,45	R\$	88,35	
União soldável - DN 25mm	unidade	2,00	R\$	8,44	R\$	16,88	R\$ 512,27
Tê marrom - DN 60mm	unidade	1,00	R\$	36,96	R\$	36,96	
Luva rosqueável - DN 60mm	unidade	1,00	R\$	29,90	R\$	29,90	
Plug tampão PVC - DN 60mm	unidade	1,00	R\$	8,90	R\$	8,90	

Adaptador de redução interno 1/2"	unidade	1,00	R\$	8,68	R\$	8,68	
Mangueira cristal 1/2"	m	1,00	R\$	2,77	R\$	2,77	
Torneira plástica 1/2"	unidade	1,00	R\$	2,59	R\$	2,59	
Tê marrom - DN 25mm	unidade	2,00	R\$	3,82	R\$	7,64	
Joelho marrom 90° - DN 25mm	unidade	2,00	R\$	2,97	R\$	5,94	
Estrutura metálica com pé alt. 30cm x larg. 50cm	unidade	1,00	R\$	70,00	R\$	70,00	
Reservatório (comp. 64cm x larg. 44cm x alt. 27cm)	unidade	2,00	R\$	81,97	R\$	163,94	16,5% do custo total
Adaptador autoajustável 25mm x 3/4"	unidade	2,00	R\$	13,90	R\$	27,80	
Mangueira preta 1/2"	m	0,20	R\$	0,66	R\$	0,13	
Sistema de desinfecção por radiação UV							
Discriminação/ especificação	Unidade	Quantidade		Preço unidade		Preço Total	Total da etapa
Reator polaris UV2C	unidade	1,00	R\$	1.521,00	R\$	1.521,00	R\$ 1.837,62
Tubo PVC marrom - DN 25mm	m	0,70	R\$	4,14	R\$	2,90	
Registro tipo esfera em metal - DN 25mm	unidade	1,00	R\$	61,90	R\$	61,90	
Joelho 90° com bucha de latão 25mm x 3/4"	unidade	3,00	R\$	5,34	R\$	16,02	41,5% do custo total
Adaptador de redução interno 1/2"	unidade	3,00	R\$	8,68	R\$	26,04	
Torneira metálica 1/2"	unidade	1,00	R\$	17,89	R\$	17,89	
Reservatório (comp. 64cm x larg. 44cm x alt. 27cm)	unidade	2,00	R\$	81,97	R\$	163,94	
Adaptador autoajustável 25mm x 3/4"	unidade	2,00	R\$	13,90	R\$	27,80	
Mangueira preta 1/2"	m	0,20	R\$	0,66	R\$	0,13	
Valor total considerando a desinfecção pelo clorador autônomo						3.101,55	
Valor total considerando a desinfecção pelo reator UV						4.426,90	

A proposta 1 se refere ao sistema considerando o uso do clorador autônomo e a proposta 2 fez menção ao sistema com reator UV. A tomada de preço foi realizada em março de 2024. Fonte: Autor (2024).

6.2.2.2 Retorno do investimento – método *payback*

O método *payback* simples foi aplicado como forma de analisar o tempo necessário em anos para se obter o retorno do investimento com a implementação, operação e manutenção da tecnologia. Para a execução do método proposto se faz necessário comparar o investimento com uma segunda forma de suprir a necessidade de abastecimento de água por parte dos usuários, nesse caso, se considerou a compra de água transportada por caminhão-pipa, realidade comum no semiárido do nordeste brasileiro, por exemplo.

Em pesquisa, com base em informações via internet e termos de referência para prestação de serviço em comunidades do estado do Pernambuco – Brasil (Ferreira, 2023; GOVPE, 2023) estimou-se que o custo da água por caminhão-pipa pode variar entre R\$ 3,89 e R\$ 7,00 para cada 100L, com isso adotou-se o valor de R\$ 5,00 (por 100L) que gera para a residência o custo anual de R\$ 1.825,00.

O custo para construção da tecnologia considerando as vertentes de desinfecção está descrito na Tabela 16, além das despesas com os materiais necessários se fixou o custo de R\$ 1.500,00 referente à mão-de-obra.

Proposta	Custo de implantação
1: considerando desinfecção via cloração	R\$ 4.601,55*
2: considerando a desinfecção via radiação UV	R\$ 5.926,90*

*O valor apresentado na Tabela se apresenta superior ao estimado no item 6.2.2.1 pois se considerou o custo de mão-de-obra para aplicação do método *Payback*. A tomada de preço foi realizada em março de 2024. Fonte: Autor (2024).

A operação do sistema, independente da vertente de desinfecção a ser utilizada demanda despesas, além disso, a realização de manutenção também geram custos, esses estão descritos na Tabela 17. A proposta 1 (considerando a desinfecção via cloração) tem o custo anual de operação e manutenção de R\$ 38,69, enquanto a proposta 2 (considerado a desinfecção via radiação UV) tem o custo de 39,30.

Tabela 17 – Custo para operação e manutenção da tecnologia

Proposta 1		Proposta 2	
Custo de uso bomba pré-tratamento		Custo de uso bomba pré-tratamento	
Potência do reator (W)	40,00	Potência do reator (W)	40,00
Potência da bomba (kW)	0,04	Potência da bomba (kW)	0,04
Tempo de uso (min)	20,00	Tempo de uso (min)	20,00
Tempo de uso (h)	0,33	Tempo de uso (h)	0,33
Custo R\$/KWh	0,39	Custo R\$/KWh	0,39
Custo (R\$) por semana	0,0104	Custo (R\$) por semana	0,0104
Custo de energia (R\$) por ano	0,28	Custo de energia (R\$) por ano	0,28
custo da manta do FLD-C		custo da manta do FLD-C	
R\$/m ²	25,00	R\$/m ²	25,00
m ² /manutenção	0,13	m ² /manutenção	0,130
Manutenção/ano	12,00	Manutenção/ano	12,00
Custo por ano (R\$)	37,70	Custo por ano (R\$)	37,70
Custo do Hipoclorito de cálcio		Custo de uso do reator	
R\$/100g	0,75	Potência do reator (W)	14,00
massa por ano (g)	0,96	Potência do reator (kW)	0,014
Custo por ano (R\$)	0,72	Tempo de uso (min)	40,00
Total por ano	R\$ 38,69	Tempo de uso (h)	0,70
		Custo R\$/KWh	0,40
		Custo de energia (R\$) por dia	0,0036
		Custo de energia (R\$) por ano	1,30
		Total por ano	R\$ 39,30

A tomada de preço foi realizada em março de 2024. Fonte: Autor (2024).

Com isso, o custo da tecnologia no primeiro ano considerando implementação, operação e manutenção é de R\$ 4.640,24 para a proposta 1 e nos demais anos esse custo reduz para apenas R\$ 38,69 devido operação e manutenção. Já para a proposta 2, no primeiro ano o custo é de R\$ 5.966,20, e nos anos subsequentes R\$ 39,30. Com isso, pode-se estimar o tempo de retorno necessário do investimento na tecnologia proposta. O resultado do método *payback* está exposto na Tabela 18.

Tabela 18 – Estimativa do tempo de retorno do investimento na tecnologia pelo método *payback* simples

Proposta 1				
Ano	Custo da tecnologia	Custo pela compra de água (caminhão-pipa)	Payback	Retorno
1	R\$ 4640,24	R\$ 1.825,00	-2815,24	60,67%
2	R\$ 38,69	R\$ 1.825,00	-1028,93	77,82%
3	R\$ 38,69	R\$ 1.825,00	757,38	116,32%
Retorno do investimento inicial em três anos				
Proposta 1				
Ano	Custo da tecnologia	Custo pela compra de água (caminhão-pipa)	Payback	Retorno
1	R\$ 5966,20	R\$ 1.825,00	-4141,20	69,41%
2	R\$ 39,30	R\$ 1.825,00	-2355,50	60,52%
3	R\$ 39,30	R\$ 1.825,00	-569,80	90,45%
4	R\$ 39,30	R\$ 1.825,00	1215,90	120,38%
Retorno do investimento inicial em quatro anos				

Nota: Proposta 1- considera a cloração como vertente de desinfecção. Proposta 2 – considera a radiação UV como vertente de desinfecção. A tomada de preço foi realizada em março de 2024. Fonte: Autor (2024).

O retorno do investimento para a tecnologia, dada a situação de comparação de compra de água via caminhão pipa, ocorre em médio prazo. Especificamente, após três anos da implementação para a proposta 1 e após quatro anos para a proposta 2. O método *payback* auxiliou a confirmar a viabilidade econômica da tecnologia proposta uma vez que após o retorno do investimento o usuário continuará utilizando a tecnologia por muitos anos dada a vida útil dos materiais utilizados na construção e o ínfimo custo de operação e manutenção.

6.4 Etapa 4 – Segurança microbiológica da água produzida

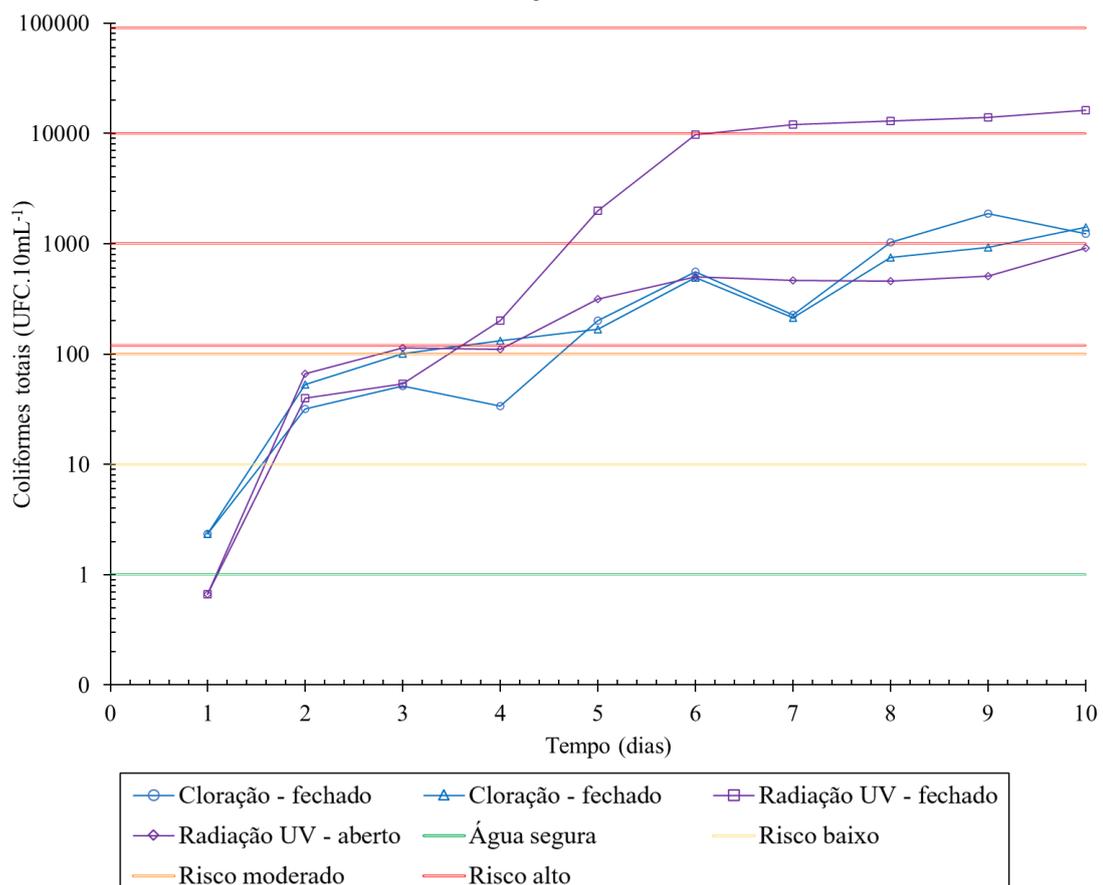
6.4.1 Estabilidade microbiológica da água tratada

Para os quatro reservatórios, no dia 0 do experimento os valores de turbidez variam de 2,70 e 3,59uT e a cor aparente cor aparente de 12,10 a 19,10uH. Porém ao longo dos 10 dias de monitoramento não se observou aumento temporal em nenhum reservatório, sendo a possibilidade de incremento de sólidos suspensos irrelevante mesmo nos reservatórios que se mantiveram abertos. Além disso, não houve diferença estatística significativa ($p > 0,05$) nos valores de turbidez, cor aparente e cloro residual livre entre reservatórios abertos e fechados submetidos ao mesmo processo de desinfecção.

Após o tratamento, em ambas as vertentes de desinfecção a *E. coli* não foi detectada em nenhum dos quatro reservatórios. O CRL nos reservatórios de cloração no primeiro dia foi de $0,62\text{mg.L}^{-1}$, respeitando o valor mínimo de $0,2\text{mg.L}^{-1}$ estabelecido pela Portaria GM/MS nº 888 (BRASIL, 2021). Mas se observou rápida degradação do cloro, diminuindo para zero a partir do terceiro dia.

Os valores de coliformes totais aumentaram nos quatro reservatórios durante os dez dias de experimento, demonstrando a possibilidade de recrescimento microbiológico (Figura 33). A água armazenada em reservatórios abertos e fechados apresentou qualidades diferentes entre si ($p < 0,001$), exceto para coliformes totais nos reservatórios de água clorada abertos e fechados e reservatório aberto de desinfecção UV ($p > 0,05$).

Figura 30 – Recrescimento de coliformes totais na água tratada considerando as vertentes de desinfecção utilizadas



Nota: as faixas de riscos considerando concentrações de coliformes totais foram definidas conforme o preconizado pela OMS (2022), caracterizados por: risco alto ($\geq 100\text{UFC.100mL}^{-1}$), risco moderado (de 10 a 100UFC.100mL^{-1}), risco baixo (de 01 a 10UFC.100mL^{-1}) e água segura ($< 01\text{UFC.100mL}^{-1}$).
Fonte: Autor (2024).

Segundo a OMS (2022), concentrações de coliformes totais acima de 100 UFC.100mL⁻¹ representam alto risco para consumo humano. As amostras do reservatório UV fechado apresentaram alto risco em 70% dos dias, atingindo pico de 16.100 UFC.100mL⁻¹ no dia 10; uma possível explicação para esse recrescimento é o fenômeno de recuperação no escuro tendo em vista que não se observou expressivo crescimento para o reservatório que se manteve aberto.

Ao comparar a estabilidade microbiológica da água clorada em relação à desinfecção com UV, mesmo que em menores concentrações, a água dos reservatórios de cloração também apresentou alto risco para consumo após o dia 04 de monitoramento. Com este experimento foi possível inferir que a cloração é capaz de produzir água mais segura em relação à desinfecção por radiação UV. Porém, o recrescimento de microrganismos esteve presente em faixas de risco consideráveis para ambas as vertentes, sendo indicado o consumo de todo o volume tratada no dia em até 24 horas.

6.4.2 Utilização dos EBA como indicadores alternativos da remoção de protozoários em sistemas descentralizados

A Figura 34 apresenta box plot comparativo da remoção de turbidez, cistos de *Giardia* e oocistos de *Cryptosporidium* pelo FLD-C (em log). Embora não existam evidências científicas sobre a turbidez como indicador da remoção de organismos resistentes, esse parâmetro costuma ser utilizado em distintas normas de qualidade da água para consumo humano (OLIVEIRA, 2015), inclusive a portaria de potabilidade brasileira infere sobre a efetividade da remoção oocistos de *Cryptosporidium* spp. quando a água filtrada apresenta valores de turbidez menor ou igual a 0,3uT. (BRASIL, 2021).

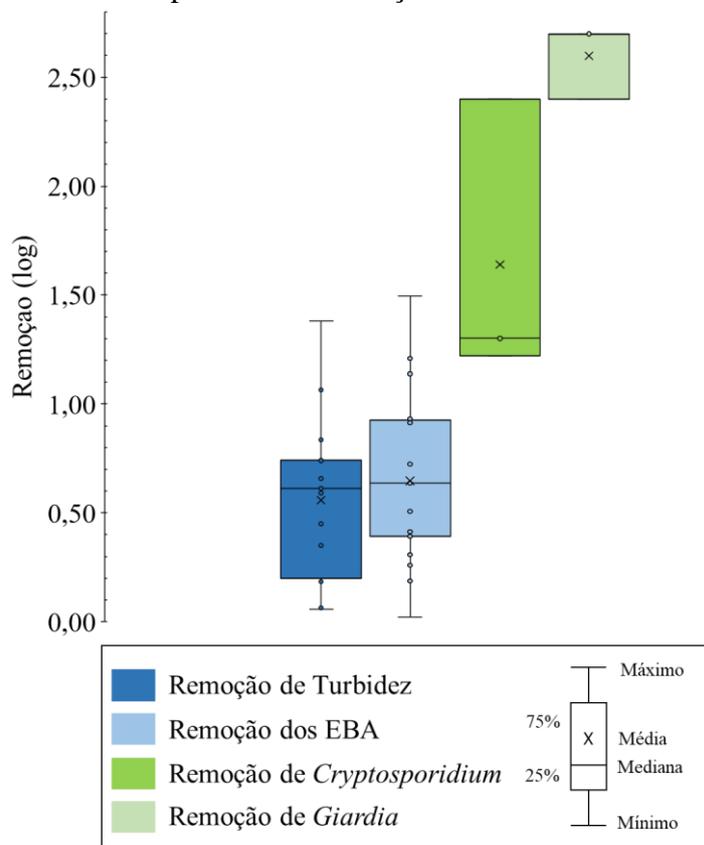
Nota-se que a remoção de turbidez (média de remoção = 0,56log) sempre esteve inferior a remoção dos EBA (média de remoção = 0,65log). Para que um parâmetro apresente viabilidade como indicador da remoção de organismos resistentes é preciso obedecer a alguns critérios, dentre eles apresentar taxas de remoção muito similares ou inferiores em relação ao organismo alvo. Na presente pesquisa, esse critério foi atendido, inferindo que a turbidez pode auxiliar no monitoramento da remoção de organismos resistentes em sistemas descentralizados, desde que atenda aos valores preconizados pelos padrões de potabilidade.

Em analogia aos sistemas convencionais de tratamento de água, há prospecção de similaridade entre os resultados obtidos com os de Oliveira et al. (2018), que compararam a remoção de turbidez e EBA pelo processo de filtração rápida e notaram inferior remoção de

turbidez (0,65log) em relação aos EBA (1,71log), confirmando a utilização de turbidez como parâmetro complementar para segurança microbiológica da água filtrada.

Em um estudo similar para uma estação de tratamento de água de ciclo completo, Torquato (2022) corrobora com o critério de aceitação de um indicador alternativo da remoção de patógenos, como citado anteriormente, uma vez que notou menor remoção de turbidez em relação aos EBA pelo processo de filtração, inferindo que a turbidez até o momento é o parâmetro que mais se correlaciona com a presença de patógenos.

Figura 31 – Box plot comparativo do log remoção de Turbidez, EBA e protozoários pelo processo de filtração lenta domiciliar



Fonte: Autor (2024).

Em complemento, na presente pesquisa, avaliou-se de forma pontual a remoção de cistos de *Giardia* e oocistos de *Cryptosporidium* pelo FLD-C (Figura 34), foi possível obter remoções de $2,6 \pm 0,17 \log$ e $1,64 \pm 0,66 \log$ para os protozoários citados anteriormente. Como tratado acima, a remoção de EBA pelo FLD-C foi de $0,65 \pm 0,38 \log$, inferior às remoções de protozoários, corroborando com os achados da literatura e confirmando a possibilidade de aplicação dos EBA como indicador da remoção de protozoários em sistemas descentralizados de tratamento de água.

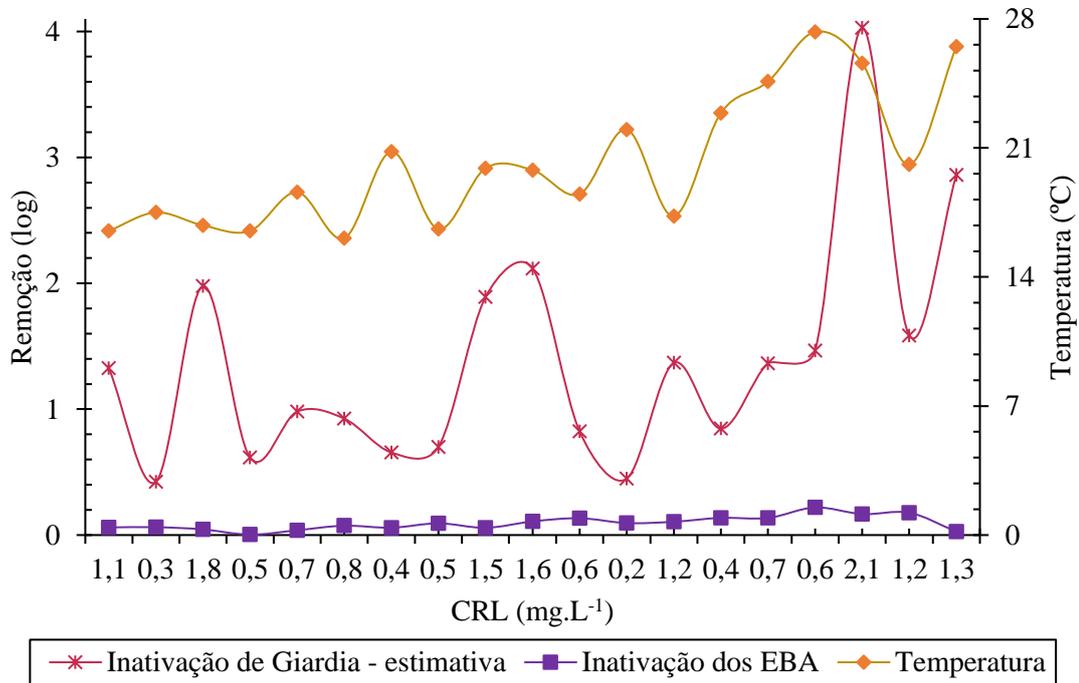
A Portaria GM/MS nº 888, atual padrão de potabilidade brasileiro, estabelece que a média mensal da remoção dos EBA (comparando a água bruta com o efluente da filtração) deve ser superior a 2,5log (99,7%) para isentar o sistema da avaliação de cistos de *Giardia* spp. e oocistos de *Cryptosporidium* spp, essa especificação está válida para sistema convencionais de tratamento, uma vez que a portaria não apresenta requisitos para SAI, inclusive não estabelece critérios claros para sistemas que envolvem filtração lenta.

Neste estudo, a remoção de EBA até a etapa de filtração sempre foi < 2,5log, porém, após as etapas de desinfecção propostas obteve-se remoções de até 3,5log. Pela interpretação da portaria citada, a remoção eficiente dos esporos é dada até a etapa de filtração, porém, contrasta-se esse requisito uma vez que após o processo de desinfecção pode-se obter remoções dos EBA de até 3,5log. Dessa forma, as exigências estabelecidas pela legislação brasileira não são coerentes com a realidade dos sistemas descentralizados de tratamento de água.

Devido aos elevados custos das análises para determinação de protozoários não foi possível determinar experimentalmente a inativação de protozoários pelas vertentes de desinfecção utilizadas. Em relação ao pós-tratamento por cloração, foi possível aplicar o modelo de inativação de *Giardia* proposto pela USEPA (2021). Os resultados da estimativa de inativação estão expostos na Figura 35.

Pelo processo de cloração proposto, com tempo de contato fixado em 30min e CRL residual médio de $0,91 \pm 0,55 \text{ mg.L}^{-1}$ o produto $C \cdot t$ (CRL *versus* tempo de contato) foi de $27,3 \pm 16,5 \text{ mg.min.L}^{-1}$ estimou-se a inativação média de *Giardia* como sendo $1,39 \pm 0,90 \text{ log}$. Em comparação a remoção dos EBA pelo processo de cloração obteve-se remoções de $0,90 \pm 0,69 \text{ log}$, sendo essa inferior à inativação estimada para *Giardia*, o que configura os esporos como um indicador alternativo da eficiência da cloração para remoção de organismos resistentes.

Figura 32 – Estimativa da remoção de cistos de *Giardia* pelo processo de desinfecção com cloro de acordo com o modelo proposto pela USEPA em comparação com a remoção dos EBA obtida em experimentos



Fonte: Autor (2024).

Em seus estudos, Torquato (2022) aplicou o modelo proposto pela USEPA para estimar a inativação de *Giardia* após o processo de cloração em um sistema convencional de tratamento de água e verificou que devido ao baixo tempo de contato de 0,46 min o que corresponde a um C*t médio de 1,94mg.min.L⁻¹ o modelo não estimou significativa inativação do referido protozoário. Com isso, nota-se a importância de estabelecer um tempo de contato adequado para a inativação de organismos resistentes.

Não foi possível fazer estimativas da remoção de protozoários pelo sistema de desinfecção por radiação UV devido a inexistência de modelos para este fim na literatura. Porém, o reator utilizado nesta pesquisa é amplamente comercializado de forma que o fabricante garante a segurança microbiológica da água desde que a vazão máxima de tratamento seja respeitada, e isso foi priorizado neste estudo, onde trabalhou-se com a vazão de 2,2L.min⁻¹ enquanto o máximo recomendado seria 7,5L.min⁻¹.

6.4.3 Proposta de matriz para priorização de riscos para o sistema de tratamento

Com base nas experiências de construção, operação ao longo dos 140 dias e manutenções realizadas foram elaboradas duas matrizes semiquantitativas da priorização de riscos que podem ser inerentes ao sistema de tratamento de água proposto nesta pesquisa.

A matriz 01 considera todas as etapas de tratamento propostas: pré-tratamento, filtração lenta domiciliar e desinfecção com a variante de cloro. Enquanto a matriz 02 retrata além dos riscos vinculados ao pré-tratamento e filtração também os atrelados à desinfecção utilizando radiação UV. É notório que a avaliação dos riscos e priorização dos perigos para as etapas de pré-tratamento e filtração foram idênticas em ambas as matrizes, o que difere estas são as vertentes de desinfecção utilizadas.

As matrizes têm interpretação intuitiva e apresentam o seguinte raciocínio: natureza do risco > causa do risco > fonte geradora > avaliação quantitativa (se houver) > possíveis danos > ocorrência \times consequência > análise do perigo. Os perigos são classificados em pesos conforme estabelecido por Brasil (2012), AS/NZN (2004) e Bartram et al. (2009), nessa escala:

- Muito alto > 32: risco extremo e não-tolerável;
- Alto - 16 a 24: risco alto e não-tolerável;
- Médio - 8 a 12: risco moderado;
- Baixo < 8: risco baixo, tolerável.

MATRIZ 01: CONSIDERANDO O SISTEMA COM DESINFECÇÃO POR CLORAÇÃO – PARTE 1							
NATUREZA DO RISCO	CAUSA DO RISCO	FONTE GERADORA	AVALIAÇÃO QUANTITATIVA	POSSÍVEIS DANOS	MATRIZ SEMIQUANTITATIVA		
					OCORRÊNCIA	CONSEQUÊNCIA	ANÁLISE DO PERIGO
Estrutural	Rompimento dos reservatórios, tubulações ou singularidades hidráulicas de qualquer parte do sistema	Idade das tubulações/singularidades ou falhas construtivas	-	Interrupção do tratamento e fornecimento de água para a família	Raro	Muito grave	Muito alto 32
Estrutural	Ineficiência do processo de filtração em manta vinculado ao pré-tratamento	Seleção inadequada da manta não-tecida	-	Sobrecarga do FLD-C, elevação da perda de carga e redução da produção diária	Raro	Grave	Alto 16
Estrutural	Entupimento da boia para controle de nível do FLD-C	Falta de manutenção/defeito no acessório	-	Interrupção do fornecimento de água para o FLD-C	Raro	Muito grave	Muito alto 32
Estrutural	Filtração com baixa eficiência na remoção dos parâmetros de qualidade da água	Granulometria inadequada do meio filtrante/taxa de filtração acima do recomendado/seleção incorreta da manta não-tecida	-	Obtenção de água filtrada fora dos padrões de potabilidade	Pouco frequente	Muito grave	Muito alto 48
Estrutural	Valores de CRL em inconformidade com o padrão de potabilidade	Falhas construtivas do clorador, quantidade e diâmetros dos orifícios em não conformidade	Valores de CRL abaixo de 02mg.L ⁻¹ ou acima de 5,0mg.L ⁻¹	Perda da segurança microbiológica da água/ exposição a concentrações de cloro inadequada para a saúde	Pouco frequente	Muito grave	Muito alto 48
Operacional	Turbidez da água para alimentação do sistema acima do recomendado	Utilização de fontes com elevada turbidez/ eventos de precipitação	Valores de turbidez acima de 50uT	Sobrecarga do FLD-C, comprometimento da qualidade da água tratada	Frequente	Moderada	Alto 16

MATRIZ 01: CONSIDERANDO O SISTEMA COM DESINFECÇÃO POR CLORAÇÃO – PARTE 2							
NATUREZA DO RISCO	CAUSA DO RISCO	FONTE GERADORA	AVALIAÇÃO QUANTITATIVA	POSSÍVEIS DANOS	MATRIZ SEMIQUANTITATIVA		
					OCORRÊNCIA	CONSEQUÊNCIA	ANÁLISE DO PERIGO
Operacional	Interrupção do funcionamento do FLD-C	Pausas a critério da família ou indisponibilidade de água pra alimentar o sistemas	-	Degradação da camada microbiológica amadurecida	Pouco frequente	Muito grave	Muito alto 48
Operacional	Valores de CRL na água tratada em inconformidade com o padrão de potabilidade	Não alimentação do tubo de cloro, seleção inadequada da vertente de cloro a ser utilizada	Valores de CRL abaixo de 02mg.L ⁻¹ ou acima de 5,0mg.L ⁻¹	Perda da segurança microbiológica da água/ exposição a concentrações de cloro inadequada para a saúde	Pouco frequente	Muito grave	Muito alto 48
Operacional	Utilização da água clorada antes do tempo de contato estabelecido	Não observância do tempo de contato estabelecido	Tempo de contato de 30min	Não garantia da potabilidade da água	Pouco frequente	Grave	Alto 24
Operacional	Desenvolvimento de biofilme no reservatório de água tratada	Falta de manutenção do reservatório de água tratada, elevada exposição à luz solar	-	Redução da qualidade da água tratada e riscos de ingestão de organismos patogênicos	Pouco frequente	Muito grave	Muito alto 48
Operacional	Utilização da água tratada após 24h em relação ao momento do tratamento	Recrescimento de microrganismos	-	Riscos de ingestão de organismos patogênicos	Pouco frequente	Muito grave	Muito alto 48
MEDIDAS DE CONTROLE PARA OS RISCOS EXISTENTES							
Medidas de Controle	Curto prazo	<ul style="list-style-type: none"> • Respeito do tempo de contato mínimo após o evento de cloração; • Manutenção do reservatório de água tratada ao menos uma vez por semana; • Avaliação do CRL ao menos uma vez por semana; • Avaliação da adequação da qualidade da água para alimentação do FLD-C, respeitando o valor máximo de turbidez de 50uT. 					
	Médio prazo	<ul style="list-style-type: none"> • Manutenção dos reservatórios de clarificação, de filtração em manta, lavagem da manta não-tecida a cada 01 ou 02 meses a depender do acúmulo de sujidades. • Avaliação da adequação da qualidade da água para alimentação do FLD-C, respeitando o valor máximo de turbidez de 50uT. 					
	Longo prazo	<ul style="list-style-type: none"> • Inspeção anual de toda a estrutura do sistema para avaliação de rachaduras das partes plásticas ou vazamento entre as singularidades; • Avaliação da adequação da qualidade da água para alimentação do FLD-C, respeitando o valor máximo de turbidez de 50uT. 					

MATRIZ 02: CONSIDERANDO O SISTEMA COM DESINFECÇÃO POR RADIAÇÃO UV – PARTE 1							
NATUREZA DO RISCO	CAUSA DO RISCO	FONTE GERADORA	AVALIAÇÃO QUANTITATIVA	POSSÍVEIS DANOS	MATRIZ SEMIQUANTITATIVA		
					OCORRÊNCIA	CONSEQUÊNCIA	ANÁLISE DO PERIGO
Estrutural	Rompimento dos reservatórios, tubulações ou singularidades hidráulicas de qualquer parte do sistema	Idade das tubulações/singularidades ou falhas construtivas	-	Interrupção do tratamento e fornecimento de água para a família	Raro	Muito grave	Muito alto 32
Estrutural	Ineficiência do processo de filtração em manta vinculado ao pré-tratamento	Seleção inadequada da manta não-tecida	-	Sobrecarga do FLD-C, elevação da perda de carga e redução da produção diária	Raro	Grave	Alto 16
Estrutural	Entupimento da boia para controle de nível do FLD-C	Falta de manutenção/defeito no acessório	-	Interrupção do fornecimento de água para o FLD-C	Raro	Muito grave	Muito alto 32
Estrutural	Filtração com baixa eficiência na remoção dos parâmetros de qualidade da água	Granulometria inadequada do meio filtrante/taxa de filtração acima do recomendado/seleção incorreta da manta não-tecida	-	Obtenção de água filtrada fora dos padrões de potabilidade	Pouco frequente	Muito grave	Muito alto 48
Estrutural	Falha da lâmpada de mercúrio do sistema UV	Danos causados por sobrecarga elétrica	-	Interrupção do tratamento e fornecimento de água para a família	Raro	Muito grave	Muito alto 32
Operacional	Turbidez da água para alimentação do sistema acima do recomendado	Utilização de fontes com elevada turbidez/ eventos de precipitação	Valores de turbidez acima de 50uT	Sobrecarga do FLD-C, comprometimento da qualidade da água tratada	Frequente	Moderada	Alto 16

MATRIZ 02: CONSIDERANDO O SISTEMA COM DESINFECÇÃO POR RADIAÇÃO UV – PARTE 2							
NATUREZA DO RISCO	CAUSA DO RISCO	FONTE GERADORA	AVALIAÇÃO QUANTITATIVA	POSSÍVEIS DANOS	MATRIZ SEMIQUANTITATIVA		
					OCORRÊNCIA	CONSEQUÊNCIA	ANÁLISE DO PERIGO
Operacional	Interrupção do funcionamento do FLD-C	Pausas a critério da família ou indisponibilidade de água pra alimentar o sistemas	-	Degradação da camada microbiológica amadurecida	Pouco frequente	Muito grave	Muito alto 48
Operacional	Acúmulo de sujidades e oxidação das singularidades do reator UV	Interrupção prolongada da utilização do sistema de desinfecção	-	Redução da qualidade da água tratada	Raro	Moderada	Médio 08
Operacional	Vazão de escoamento pelo reator UV acima de 2,2L.min ⁻¹	Falta de controle por parte do usuário	Vazão máxima proposta pelo fabricante = 7,5L.min ⁻¹	Sobrecarga do sistema de desinfecção	Raro	Baixa	Baixo 04
Operacional	Desenvolvimento de biofilme no reservatório de água tratada	Falta de manutenção do reservatório de água tratada, elevada exposição à luz solar	-	Redução da qualidade da água tratada e riscos de ingestão de organismos patogênicos	Pouco frequente	Muito grave	Muito alto 48
Operacional	Utilização da água tratada após 24h em relação ao momento do tratamento	Recrescimento de microrganismos	-	Riscos de ingestão de organismos patogênicos	Pouco frequente	Muito grave	Muito alto 48
MEDIDAS DE CONTROLE PARA OS RISCOS EXISTENTES							
Medidas de Controle	Curto prazo	<ul style="list-style-type: none"> • Manutenção do reservatório de água tratada ao menos uma vez por semana; • Avaliação da adequação da qualidade da água para alimentação do FLD-C, respeitando o valor máximo de turbidez de 50uT. 					
	Médio prazo	<ul style="list-style-type: none"> • Manutenção dos reservatórios de clarificação, de filtração em manta, lavagem da manta não-tecida a cada 01 ou 02 meses a depender do acúmulo de sujidades. • Avaliação da adequação da qualidade da água para alimentação do FLD-C, respeitando o valor máximo de turbidez de 50uT. 					
	Longo prazo	<ul style="list-style-type: none"> • Inspeção anual de toda a estrutura do sistema para avaliação de rachaduras das partes plásticas ou vazamento entre as singularidades; • Avaliação da adequação da qualidade da água para alimentação do FLD-C, respeitando o valor máximo de turbidez de 50uT. 					

7. CONSIDERAÇÕES SOBRE AS HIPÓTESES

Hipótese 1: Concepção de um sistema de tratamento com produção inicial diária de 100L.dia⁻¹ baseado em pré-tratamento (clarificação e filtração em tecido), FLD-C e desinfecção utilizando cloro, apresenta viabilidade para tratar água superficial em nível unifamiliar e garantir a segurança microbiológica.

Consideração para a Hipótese 1: Verdade – A melhoria da qualidade da água com múltiplas barreiras propostas, considerando a viabilidade do processo de desinfecção pelo clorador autônomo, indicaram que a água tratada pela tecnologia atende aos padrões de potabilidade estabelecidos pela OMS, porém para adequar à portaria de potabilidade brasileira seria necessário otimizar o pré-tratamento proposto com forma de reduzir a sobrecarga do FLD-C para a taxa de filtração proposta.

Hipótese 2: Um sistema de tratamento baseado em pré-tratamento (clarificação e filtração em tecido), FLD-C e desinfecção utilizando radiação UV, com produção diária de 100L.dia⁻¹, apresenta potencial para tratar água superficial em nível unifamiliar e garantir a remoção/inativação de organismos resistentes como protozoários, indicados pela remoção dos EBA, que por sua vez não são passíveis de remoção durante o processo de filtração, mas que podem ser inativados na unidade de pós-tratamento.

Consideração para a Hipótese 2: Falsa – Pelos dados expostos, a filtração lenta domiciliar apresentou eficiência satisfatória na remoção dos EBA, configurando esses como indicadores viáveis da remoção de protozoários em sistemas descentralizados. Para além disso, não apenas a desinfecção por radiação UV se mostrou eficiente na remoção dos EBA, tal indicador também foi removido de forma satisfatória após a desinfecção via cloração, estimando adequada remoção de cistos de *Giardia* de acordo com a aplicação do modelo proposto pela USEPA.

8. CONCLUSÕES

Diante das experiências obtidas ao longo das etapas de projeto, construção, operação e manutenção da tecnologia de tratamento de água em escala unifamiliar proposta nesta pesquisa podem-se fazer as seguintes inferências:

- I. A construção do sistema de tratamento deu-se de forma simplificada. O custo total da tecnologia considerando a desinfecção por cloração foi de R\$ 3,101,55. Enquanto o sistema com pós-tratamento por radiação UV apresentou custo total de R\$ 4,426,90. Os valores foram estimados em março de 2024.
- II. O clorador autônomo projetado teve seu processo de eficiência validado e ao longo da operação do sistema confirmou-se sua estabilidade em conferir valores de CRL em conformidade com a portaria de potabilidade brasileira e permitir ausência de *E. coli* após o tratamento. O clorador tem custo inferior (R\$ 512,27) em relação ao reator UV (R\$ 1.837,62). Devido ao critério de inovação, o clorador e seu método de uso serão protegidos junto ao INPI.
- III. O FLD-C com o incremento da vazão de produção apresentou eficiência similar em relação aos achados da literatura, a remoção/variação de parâmetros físico-químicos e microbiológicos mostrou resultados satisfatórios, porém, em alguns casos foi inferior aos estudos que aplicaram taxas de filtração inferiores a $1,92\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$. O aumento da vazão exige maior frequência de manutenção e o processo mais adequado envolve descompactação de 5 cm do leito filtrante.
- IV. Ao longo dos 140 dias de operação notou-se progressivo amadurecimento do *schmutzdecke* dada a elevação de eficiência na remoção dos parâmetros analisados. Isso foi confirmado também pelas análises de microscopia de campo claro e microfotografias via MEV.
- V. Ambas as vertentes de desinfecção propostas se mostraram eficientes, possuem suas limitações e a decisão de implementação depende de fatores econômicos, social, cultural e ambiental que variam de região para região, sendo necessário analisar as particularidades de cada caso de implementação.
- VI. Os processos de desinfecção apresentaram eficiências similares para os parâmetros físico-químicos, porém em relação aos microbiológicos a desinfecção via radiação UV apresentou eficiência superior na remoção de EBA, indicando maior facilidade da remoção de organismos resistentes.

- VII. O clorador desenvolvido apresentou autonomia de funcionamento além de simplicidade para operação e manutenção. Uma única recarga do tubo de cloro permite a realização de cerca de 115 eventos de cloração.
- VIII. Em termos de eficiência global, independente da vertente de desinfecção utilizada, obtiveram-se remoções de turbidez próximas a 78,5%; redução de 70% da cor aparente e 46% da cor verdadeira. Obtiveram-se 3,48log de remoção dos coliformes totais no sistema com uso do clorador autônomo e 3,7log na tecnologia com pós-tratamento via radiação UV; a *E. coli* foi reduzida em 2,50log em ambas as propostas; e a tecnologia com emprego de radiação UV removeu 2,44log dos EBA, enquanto o sistema com pós-tratamento por cloração removeu 1,81log.
- IX. Os EBA se configuraram como indicadores da remoção de protozoários em sistemas descentralizados e apresentaram comportamento análogo aos estudos que avaliariam sua aplicabilidade em sistemas convencionais de tratamento de água.
- X. Com o estudo da retenção dos EBA ao longo do leito filtrante pode-se perceber que os esporos se concentram nas camadas mais profundas do FLD-C, o que pode indicar a possibilidade de transpasse de protozoários para a água filtrada, sendo indispensável uma unidade de pós-tratamento com desinfecção.
- XI. A análise da estabilidade microbiológica da água tratada, independente da vertente de desinfecção, indicou a possibilidade de recrescimento microbiológico após o tratamento, sendo recomendado o consumo da água em até 24h.
- XII. As matrizes de priorização de riscos indicaram que a ocorrência dos riscos tem ocorrência variando entre raras e pouco frequente, porém, com dados graves ou muito graves, o que inferiram que podem ocorrer perigos de alto risco caso as medidas de controle propostas a curto médio e longo prazo não sejam implementadas.

8. RECOMENDAÇÕES PARA TRABALHOS FUTUROS

São apresentadas sugestões para trabalhos futuros como forma de continuidade à pesquisa:

- I. Avaliar a viabilidade de incremento da vazão de produção de 100 L.dia⁻¹ mas com ajustes do registro de saída do filtro para frequência diária ou semanal.
- II. Definir quais as características ideais da água bruta para submissão ao processo de filtração lenta domiciliar para produção de 100 L.dia⁻¹.
- III. Testar outras possibilidades de pré-tratamento como forma de adequar a qualidade da água para a filtração lenta domiciliar a conseqüentemente enquadrar os parâmetros físico-químicos com o estabelecido pela portaria de potabilidade brasileira.
- IV. Avaliar a eficiência do clorador autônomo para distintas vazões de tratamento bem como para outras matrizes de água como as subterrâneas e de chuva.
- V. Avaliar em simultâneo a remoção dos EBA e de protozoários para ambas as vertentes de desinfecção como forma de gerar um modelo que represente o uso dos EBA como indicador da remoção de protozoários resistentes aos processos de tratamento de água em sistemas descentralizados.
- VI. Avaliar a viabilidade dos EBA como indicadores alternativos da remoção de outros organismos resistentes, a exemplo dos vírus.

9.REFERÊNCIAS

ADEYEMO, F. E.; SINGH, G.; REDDY, P.; BUX, P.; STENSTROM, T. A. Efficiency of chlorine and UV in the inactivation of *Cryptosporidium* and *Giardia* in wastewater. **PLoS ONE**. v. 14, n. 5, p. 1-22, 2019.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA). **Manual de Usos Consuntivos da Água no Brasil**. Brasília: ANA, 2019.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO (ANA). **Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil 2023: informe anual**. Brasília: ANA, 2024.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA); AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION (AWWA); WATER ENVIRONMENT FEDERATION (WEF). **Standard Methods for Examination of Water and Wastewater**. United States of America, 2012.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA). **Compendium of methods for the microbiological examination of foods**. 5. Ed. Washington, DC: APHA, 2015.

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

ANDREOLI, F. C.; SABOGAL-PAZ, L. P. Coagulation, Flocculation, Dissolved Air Flotation and Filtration in the Removal of *Giardia spp.* and *Cryptosporidium spp.* from Water Supply. **Environmental Technology**. v. 40, p. 654-663, 2017.

ANDREOLI, F. C. SABOGAL-PAZ, L. P. Household slow sand filter to treat groundwater with microbiological risks in rural communities. **Water Research**. v. 186, p. 1-11, 2020.

AS/NZS. Risk Management 4.360:2004. Sydney: Standards Australia, Wellington: **Standards New Zealand**, 30p, 2004.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS – ABNT NBR 11799: **Material Filtrante – Areia, Antracito de Pedregulho**. Especificação. ABNT. 7 p. 2016.

BAIG, S. A.; MAHMOOD, Q.; NAWAB, B.; SHAFQAT, M. N.; PERVEZ, A. Improvement of drinking water quality by using plant biomass through household biosand filter – A decentralized approach. **Ecological Engineering**. v. 37, n. 1, p. 1842-1848, 2011.

BARTRAM, J.; CORRALES, L.; DAVISON, A.; DEERE, D.; DRURY, D.; GORDON, B.; HOWARD, G.; RINEHOLD, A.; STEVENS, M. **Water safety plan manual: step-by-step risk management for drinking water suppliers**. World Health Organization. Geneva, 2009.

BASTOS, R. K. X.; VIANA, D. B.; BEVILACQUA, P. D. Turbidity as a surrogate for *Cryptosporidium* removal by filtration in drinking-water QMRA models. **Water Science and**

Technology: Water Supply. v. 13, n. 5, p. 1209-1219, 2013. DOI: <https://doi.org/10.2166/ws.2013.127>

BETANCOURT, W. Q.; ROSE, J. B. Drinking water treatment processes for removal of *Cryptosporidium* and *Giardia*. **Veterinary parasitology.** v. 126, p. 219-234, 2004.

BRASIL. Ministério de vigilância em Saúde. Departamento de Vigilância em Saúde Ambiental e Saúde do Trabalhador. **Plano de segurança da água: garantindo a qualidade e promovendo a saúde: um olhar do SUS.** Brasília: Ministério da Saúde, 2012.

BRASIL. Congresso Nacional. Lei nº 4162 de dezembro de 2019. Atualiza o marco legal do saneamento básico e altera a Lei nº 9.984. **Câmara dos deputados.** Brasília, 2019.

BRASIL. Fundação Nacional de Saúde. **Manual de cloração de água em pequenas comunidades.** 1. ed. Brasília: Funasa, 2014.

BRASIL. Fundação Nacional de Saúde. **Manual de saneamento.** 5.ed. Brasília: Funasa, 2019.

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

BRASIL. MINISTÉRIO DA SAÚDE. FUNDAÇÃO NACIONAL DE SAÚDE. **Manual da solução alternativa coletiva simplificada de tratamento de água para consumo humano em pequenas comunidades utilizando filtro e dosador desenvolvidos pela Funasa/Superintendência Estadual do Pará.** Brasília: Funasa. 2017.

BRASIL. SECRETARIA-GERAL. Lei Federal nº 14.026 de 15 de julho de 2020. Atualiza o marco legal do saneamento básico e altera a Lei nº 9.984. **Diário Oficial da União,** Brasília, 2020.

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

BUZUNIS, G. J. **Intermittently operated slow sand filtration: a new water treatment process.** Dissertação (Mestrado). Universidade de Calgary, Canadá, 1995.

CAI, G.; LIU, T.; ZHANG, J.; SONG, H.; JIANG, Q.; ZHOU, C. Control for chlorine resistant spore forming bacteria by the coupling of pre-oxidation and coagulation sedimentation, and UV-AOPs enhanced inactivation in drinking water treatment. **Water research.** v. 219, p. 118540, 2022.

CALIXTO, K. G.; SABOGAL-PAZ, L. P.; POZZI, E.; CAMPOS, L. C. Ripening of household slow sand filter by adding fish food. **Journal of Water, Sanitation and Hygiene for Development.** v. 10, n. 1, p. 76-85, 2020.

CENTRE FOR AFFORDABLE WATER AND SANITATION TECHNOLOGY (CAWST). **Biosand Filter Construction Manual.** Calgary: CAWST, 2012.

CENTRE OF AFFORDABLE WATER AND SANITATION TECHNOLOGY (CAWST). Biosand Filter Manual. Design, Construction, Installation, Operation and Maintenance. **Training Manual**. Canadá: CAWST, 2009.

DI BERNARDO, L.; SABOGAL PAZ, L. P. **Seleção de Tecnologias de Tratamento de Água**. São Carlos: Ed. LDiBe. v.2, 2008.

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

DUBOIS, M.; GILLES, K.A.; HAMILTON, J.K.; REBERS, P.T.; SMITH, F. Colorimetric method for determination of sugars and related substances. **Anal. Chem**, v. 28, p. 350–356, 1956.

EARWAKER, Paul et al. Evaluation of the long-term sustainability of biosand filters in rural Ethiopia. In: **Water, sanitation and hygiene: sustainable development and multisectoral approaches**. Proceedings of the 34th WEDC International Conference, United Nations Conference Centre, Addis Ababa, Ethiopia, Water, Engineering and Development Centre (WEDC) Loughborough University of Technology, 2009. p. 154-158.

FARIA MACIEL, P. M.; SABOGAL-PAZ, L. P. Household slow filters with and without level control: continuous and intermittent flow efficiencies. **Environmental technology**. P. 1-15, 2018.

FAVA, N. M.; TERIN, U. C.; FREITAS, B. L. S.; SABOGAL-PAZ, L. P.; FERNANDEZ-IBAÑEZ, P.; BYRNE, J. A. Household slow sand filters in continuous and intermittent flows and their efficiency in microorganism's removal from river water. **Environmental technology**. v. 43, n. 10, p. 1583-1592, 2020.

FERREIRA, L. Prefeita contrata 10 caminhões-pipa para abastecer São Raimundo Nonato após cidade ficar 28 dias sem água. **G1**. 1 set. 2023. Disponível em: <https://g1.globo.com/pi/piaui/noticia/2023/09/11/prefeita-contrata10caminhoespipapara-abastecer-sao-raimundo-nonato-apos-cidade-ficar-28-dias-sem-agua.ghtml>. Acesso em: 10 mar. 2024.

FERREIRA, W. B.; SANTOS, W. B.; SILVA, G. A. B.; SOARES, E. J. S.; PEREIRA, M. L. F. Desinfecção de água de chuva em comunidades difusas no semiárido brasileiro. In: COSTA, F. X.; MENDONÇA, A. M. G. D.; FERREIRA, W. B.; MEDEIROS, S. S. (Org.). **Alternativas de disponibilidade e uso dos recursos hídricos para o desenvolvimento sustentável do semiárido**. 1. ed. Campina Grande: Eduepb, 2021, v. 1, p. 69-107.

FRANCO, R. M. B.; BRANCO, N.; AMARO, C. C. T.; NETO, R. C.; FIUZA, V. R. S. Cryptosporidium Species and Giardia Genotypes Detected in Surface Water Supply of Campinas, Southeast Brazil, by Molecular Methods. **Journal of veterinary medicine and research**. v. 3, n. 3, p. 1-7, 2016.

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) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2021.

FREITAS, B. L. S.; TERIN, U. C.; FAVA, N. de M. N.; SABOGAL-PAZ, L. P. Filter media depth and its effect on the efficiency of Household Slow Sand Filter in continuous flow. **Journal of Environmental Management.** v. 288, p. 1-12, 2021.

FREITAS, B. L. S.; TERIN, U. C.; FAVA, N. M. N.; MACIEL, P. M. F.; GARCIA, L. A. T.; MEDEIROS, R. C.; OLIVEIRA, M.; FERNANDEZ-IBAÑEZ, P.; BYRNE, J. A.; SABOGAL PAZ, L. P. A critical overview of household slow sand filters for water treatment. **Water Research.** v. 208, n. 1, p. 1-11, 2022.

FREITAS, B. L. S.; TERIN, U. C.; SABOGAL-PAZ, L. P. Household slow sand filters in intermittent and continuous flow for a long-term surface water treatment: Efficiencies assessment and operational challenges. **Journal of Environmental Chemical Engineering.** v. 11, p. 110090, 2023.

GERBA, C. P.; ABD-ELMAKSoud, S.; NEWICK, H.; EL-ESNAWY, N. A.; BARAKAT, A.; GHANEM, H. Assessment of coliphage surrogates for testing drinking water treatment devices. **Food Environmental Virology,** v. 7, n.1, p. 27-31, 2015.

GOVPE - GOVERNO DE PERNAMBUCO. **Termo de referência - Processo nº 0012900049.002919/2023-94.** Pernambuco – BR, 06 dez. 2023. Disponível em: https://www.seres.pe.gov.br/licitacao/anexo%20I%20do%20edital%20%20Termo%20de%20Refer%C3%Aancia_092023.pdf.

HAMMER, O.; HARPER, D. A.; RYAN, P. D. PAST: Paleontological Statistics software package for education and data analysis. **Electronic Paleontology,** 2001.

HEADD, B.; BRADFORD, S. A. Use of aerobic spores as a surrogate for *cryptosporidium oocysts* in drinking water supplies. **Water Research.** v. 90, n. 1, 185-202, 2016.

HILBERT, D. W.; PIGGOT, P. J. Compartmentalization of Gene Expression during *Bacillus subtilis* Spore Formation. **Microbiology and Molecular Biology Reviews.** v. 68, n. 2, p. 234-262, 2004. DOI: 10.1128/MMBR.68.2.234-262.2004.

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

INSTITUTO FEDERAL E TECNOLOGIA AQUÁTICA (EAWAG). **Desinfecção solar da água: guia de aplicações do SODIS.** Gallen: SANDEC, 2002. Suíço de Ciência.

JADHAV, D.; HUSAIN, M.; CHAVAN, F. I. Biosand Water Filter: A Boon. **IRJET.** V. 02, p. 1674-1676, 2015.

KENNEDY, T. J.; ANDERSON, T. A.; UDDAMERI, E.; MORSE, A. Determining the operational limits of the biosand filter. **Water supply.** v. 13, n. 1, p. 56-65, 2013.

LAMON, A. W. **Caracterização de biofilmes em filtros lentos domiciliares operados em fluxo contínuo e intermitente com uso de microsensores**. Tese (doutorado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2020.

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.

LEVENSPIEL, O. **Chemical reaction engineering**. 3. ed. New York: Wiley, 1999.

LIN, J.; GANESH, A. Water quality indicators: bacteria, coliphages, enteric viruses. **International Journal of Environmental Health Research**. v. 23, n. 6, p. 484-506, 2013.

LYNN, T. J.; WANJUGI, P.; HARWOOD, V. J.; ERGAS, S. J. Dynamic performance of biosand filters. **Journal – American water works association**. v. 105, n. 10, p. 71-72, 2013.

LOGAN, N.A. & DE VOS, P. Genus *Bacillus* Cohn 1872. In: DE VOS, P.; GARRITY, G.M.; JONES, D.; KRIEG, N.R.; LUDWIG, W.; RAINEY, F.A.; SCHLEIFER, K.H.; WILLIAMS, B.L. (Org). **Bergey's Manual of Systematic Bacteriology**. Nova York: Springer. p. 21-128, 2009.

LUBARSKY, H.; FAVA, N. M. N.; FREITAS, B. L. S.; TERIN, U. C.; OLIVEIRA, M.; LAMON, A. W.; PICHEL, N.; BYRNE, J. A.; SABOGAL-PAZ, L. P.; FERNANDEZ-IBÁÑEZ, P. Biological Layer in Household Slow Sand Filters: Characterization and Evaluation of the Impact on Systems Efficiency. **Water**. v. 14, p. 1078, 2022.

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

MAMANE, H.; SHEMER, H.; LINDEN, K. G. Inactivation of *Escherichia coli*, *B. subtilis* spores, and MS2, T4, and T7 phage using UV/H₂O₂ advanced oxidation. **Journal of Hazardous Materials**, v. 146, n. 3, p. 479–486, 2007.

MARTINS, M.; LUNARDI, S.; PUHL, V. A.; PIZZOLATTI, B. S.; SOARES, M. Enzymatic analysis in bank filtration sites as a tool for assessing biological clogging — A column study. **Journal of Water Process Engineering**. v. 44, 102375, 2021.

MEDEIROS, R. C.; FAVA, N. M. N.; FREITAS, B. L. S.; SABOGAL PAZ, L. P.; HOFFMANN, M. T.; DAVIS, J.; FERNANDEZ-IBÁÑEZ, P.; BYRNE J. A. Drinking water treatment by multistage filtration on a household scale: Efficiency and challenges. **Water Reseach**. v. 178, n. 1, 2020.

MELO NETO, M. G. **Sistema de captação de águas pluviais para fins de consumo humano em comunidades rurais: filtração lenta domiciliar e desinfecção por radiação ultravioleta**. Dissertação (mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2022.

MELO NETO, M. G.; FREITAS, B. L. S.; FAVA, N. de M. N.; SABOGAL-PAZ, L. P. Rainwater treatment system efficiency: Household slow sand filter combined with UVC lamp disinfection. **Journal of Water Process Engineering**. v. 58, p. 104785, 2024.

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

MUHAMMAD, N.; SINHA, R.; KRISHNAN, E. R. PETERSON, C. L. ceramic filter for small system drinking water treatment: Evaluation of membrane pore Size and importance of integrity monitoring. **J. of Environ. Eng.** v. 135, n. 11, p. 1181–1191, 2009. DOI: 10.1061/ASCEEE.1943-7870.0000084

NAPOTNIK, J. A.; BAKER, D.; JELLISON, K. L. Effect of sand bed depth and medium age on Escherichia coli and turbidity removal in biosand filters. **Environmental science and technology**. v. 51, n. 6, p. 3402-3409, 2017.

NASSER FAVA, N. M.; TERIN, U. C.; FREITAS, B. L. S.; SABOGAL-PAZ, L. P.; FERNANDEZ-IBAÑEZ, P.; BYRNE, J. A. Household Slow Sand Filters in Continuous and Intermittent Flows and their Efficiency in Microorganism's removal from River Water. **Environmental Technology**. v. 43, n.10, p. 1583-1592, 2020.

NEUSELY, da SILVA; J, V. C. A.; SILVEIRA, N. F. de A.; TANIWAKI, M. H.; OKAZAKI, M. M. **Manual de métodos de análise microbiológica de alimentos e água**. 5ª ed. São Paulo: Blucher, 2017, p. 1-7.

NIALL, A. L.; HALKET, G. Developments in the taxonomy of aerobic, endospore forming Bacteria. In: NIALLOGAN, A.; HALKET, G. (Org). **Endospore-forming Soil Bacteria**. Berlin: Springer, v. 27, 2011.

OLIVEIRA, F. C.; RÖHNELT, N. M. S.; RITZEL, R. G. F.; HECK, T. M. S.; STAGGEMEIER, R. Viroses entéricas: principais patologias de veiculação hídrica e suas manifestações clínicas. **Revista conhecimento online**. v. 1, n. 12, p. 191-217, 2020.

OLIVEIRA, K. C. Avaliação de esporos de bactérias aeróbias como variável indicadora da eficiência da remoção de protozoários no tratamento de água em ciclo completo. Dissertação (mestrado). Universidade Federal de Viçosa, 2015.

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

OLIVEIRA, M. **Filtros lentos domiciliares para tratamento de água de chuva para fins de consumo**. Dissertação (mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2021.

PERANOVICH, A. Enfermedades transmitidas por el agua en Argentina y Brasil a principios del siglo XXI. **Saúde Soc**. v. 28, n. 2, p. 297-309, 2019.

POMPEI, C. M. E.; CAMPOS, L. C.; SILVA, B. F.; FOGO, J. C.; VIEIRA, E. M. Occurrence of PPCPs in a Brazilian water reservoir and their removal efficiency by ecological filtration. **Chemosphere**. v. 226, p. 210-219, 2019.

PRADO, T.; MIAGOTOVICH, M. P. Virologia ambiental e saneamento no Brasil: uma revisão narrativa. **Cad. Saúde Pública**. v. 30, n.7, p. 1367-1378, 2014.

RAUNKJAER, K.; HVITVEDJACOBSEN, T.; NIELSEN, P.H. Measurement of pools of protein, carbohydrate and lipid in domestic wastewater. **Water Res.**, v. 28, n. 2, 251–262, 1994.

SABOGAL-PAZ, L. P., CAMPOS, L. C., BOGUSH, A., CANALES, M. Household slow sand filters in intermittent and continuous flows to treat water containing low mineral ion concentrations and Bisphenol A. **Science of the Total Environment**. v. 702, p. 135078, 2020.

SILVA, N.; JUNQUEIRA, V. C. A.; SILVEIRA, N. F. A.; TANIWAKI, M. H.; GOMES, R. A. R.; OKAZAKI, M. M.; IAMANAKA, B. T. **Manual de métodos de análise microbiológica de alimentos e água**. 6. 3ed. São Paulo: Blucher, 2021.

SILVA, C. R.; SANCHES, M. S.; MILHIM, B. H. G. A.; ROCHA, S. P. D.; PELAYO, J. S. Avaliação da presença e quantificação de coliformes totais e *Escherichia coli* em amostras de água destinada ao consumo humano proveniente de poços artesianos. **Semina: Ciências Biológicas e da Saúde**. V. 40, n.2, p. 129-140, 2019.

SINCLAIR, R. G.; ROSE, J. B.; HASHSHAM, S. A.; GERBA, C. P.; HAAS, C. N. Criteria for Selection of Surrogates Used to Study the Fate and Control of Pathogens in the Environment. **AEM**. v. 78, n. 6, p. 1969-1977, 2012.

SINGER, S.; SKINNER, B.; CANTWELL, R. E. Impact of surface maintenance on BioSand filter performance and flow. **Journal of water and health**. v. 15, n. 2, p. 262-272, 2017.

SIZIRICI, B.; YILDIZ, I.; ALALI, A.; ALKHEMEIRI, A.; ALKHOORI, A.; BUFALOSA, F.; ALAWADI, R. Modified biosand filters enriched with iron oxide coated gravel to remove chemical, organic and bacteriological contaminants. **Journal of water process engineering**. v. 27, p. 110-119, 2019.

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.

SIWILA, S.; BRINK, I. C. Low-cost drinking water treatment using nonwoven engineered and woven cloth fabrics. **Journal of water and health**. v. 17, n. 1, p. 98-112, 2019.

STAUBER, C. E.; ELLIOTT, M. A.; KOKSAL, F.; ORTIZ, G. M.; DIGIANO, F. A.; SOBSEY, M. D. Characterisation of the biosand filter for *E. coli* reductions from household drinking water under controlled laboratory and field use conditions. **Water Science & Technology**. v. 54, n. 3, p. 1-7, 2006.

TCHOBANOGLIOUS, G.; BURTON, F. L.; STENSEL, H. D. **Wasterwater engineering treatment and reuse**. 4. ed. MetCalf & Inc., 2003.

TERIN, U. C. **Sistema de múltiplas etapas com filtração lenta no tratamento domiciliar de águas superficiais com risco microbiológico**. Tese (doutorado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2021.

TERIN, U. C.; SABOGAL-PAZ, L. P. Microcystis aeruginosa and microcystin-LR removal by household slow sand filters operating in continuous and intermittent flows. **Water Research**. v. 150, p. 29-39, 2019.

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

TORQUATO, A. L. **Existe segurança microbiológica na portaria de potabilidade GM/MS 888/2021 nas condições da região semiárida do Brasil?** Tese (Doutorado) - Centro de Tecnologia e Recursos Naturais - Universidade Federal de Campina Grande, 2022.

UNGER, M.; COLLINS, M. R. Assessing Escherichia coli removal in the schmutzdecke of slow-rate biofilters. **J. Am. Water Works Ass.** v. 100, p. 60–73. 2008.

USEPA. **Guidance manual for compliance with the filtration and disinfection requirements for public water systems using surface water sources**. Washington, DC: USEPA, 1991.

USEPA. **Alternative disinfectants and oxidants guidance manual**. Washington, D.C.: USEPA, 1999.

USEPA. **Method 1623.1: Cryptosporidium and Giardia in Water by Filtration/IMS/FA**, 2012.

WANG, H.; NARIHIRO, T.; STRAUB, A. P.; PUGH, C. R.; TAMAKI, H.; MOOR, J. F.; BRADLEY, I. M.; KAMAGATA, Y.; LIU, W.; HGUYEN, T. H. MS2 bacteriophage reduction and microbial communities in biosand filters. **Environmental science and technology**. v. 48, n- 12, p. 6702-6709, 2014.

WORD HEALTH ORGANIZATION (WHO). **Guidelines for drinking-water quality (fourth edition incorporating the first addendum)**. 4a. ed. Geneva: World Health Organization, 2022.

WORD HEALTH ORGANIZATION (WHO). *E. coli*. Disponível em: <https://www.who.int/en/news-room/fact-sheets/detail/e-coli>. Acesso em 02/01/2022.

World Health Organization (WHO). **Guidelines for drinking-water quality: small water supplies**. 1 ed. Geneva: WHO, 2024.

WU, J.; CAO, M.; TONG, D.; FINKELSTEIN, Z.; HOEK, E. M. V. A critical review of point-of-use drinking water treatment in the United States. **Clean Water**, v. 40, p. 1-25, 2021.

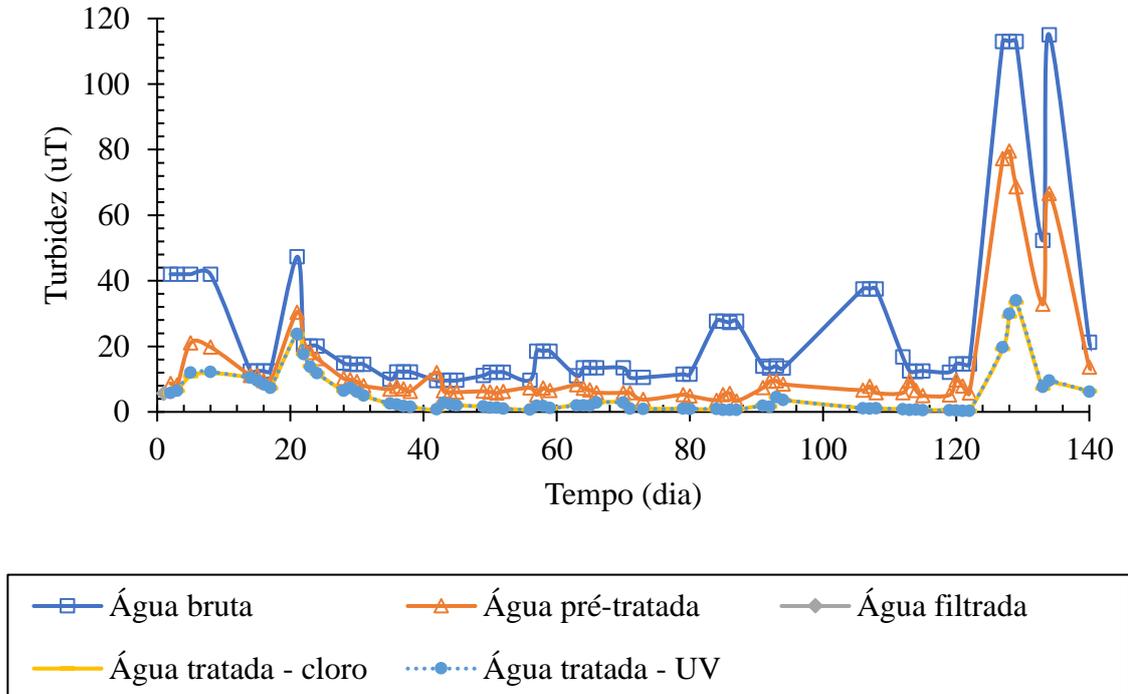
YILDIZ, B. S. Performance assessment of modified biosand with an extra disinfection layer. **Journal of water supply**. v. 65, n. 3, p. 266-276, 2016.

YOUNG-ROJANSCHI, C.; MADRAMOOTOO, C. Comparing the performance of biosand filters operated with multiday residence periods. **Journal of water supply**. v. 64, n. 2, p. 157-167, 2015.

APÊNDICES

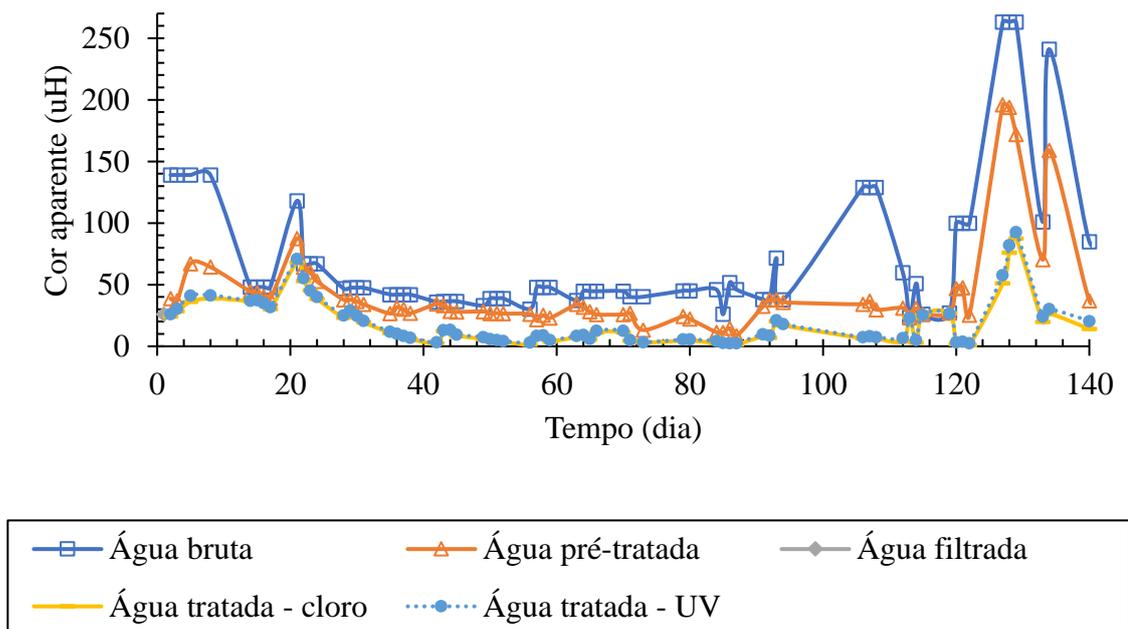
APÊNDICE A – Gráficos da variação dos parâmetros físico-químicos e microbiológicos analisados ao longo das etapas de tratamento em relação aos 140 dias de operação.

Figura A1 – Variação da turbidez ao longo das etapas de tratamento propostas



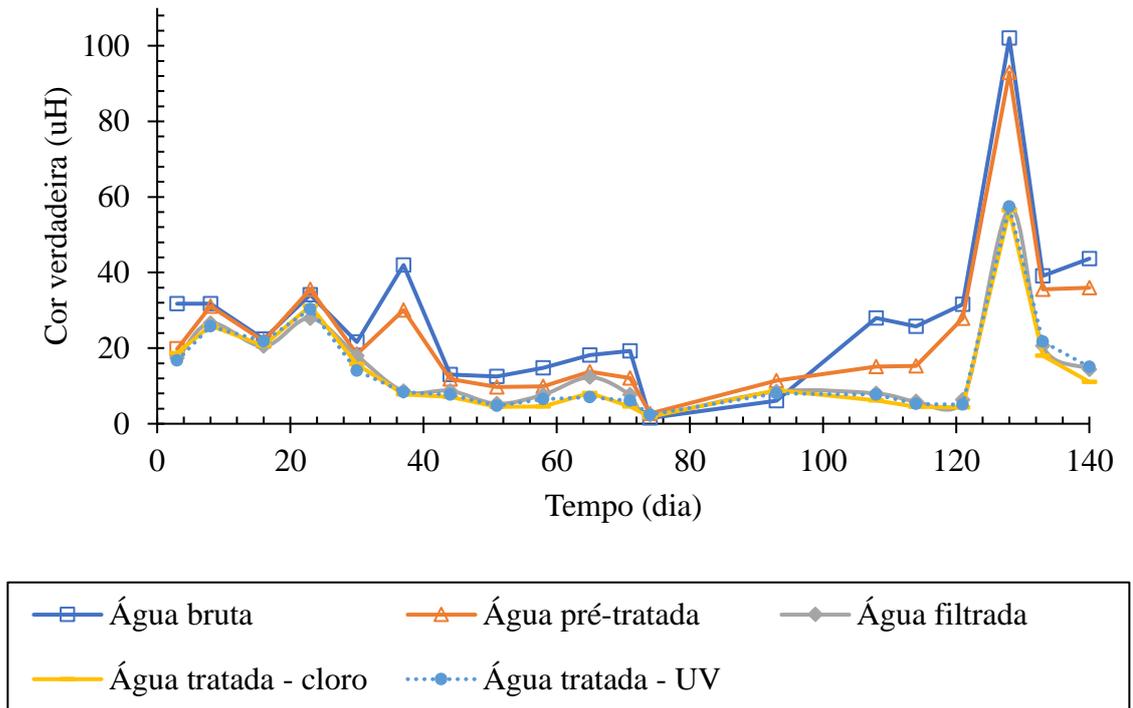
Fonte: Autor (2024).

Figura A2 – Variação da cor aparente (uH) ao longo das etapas de tratamento propostas



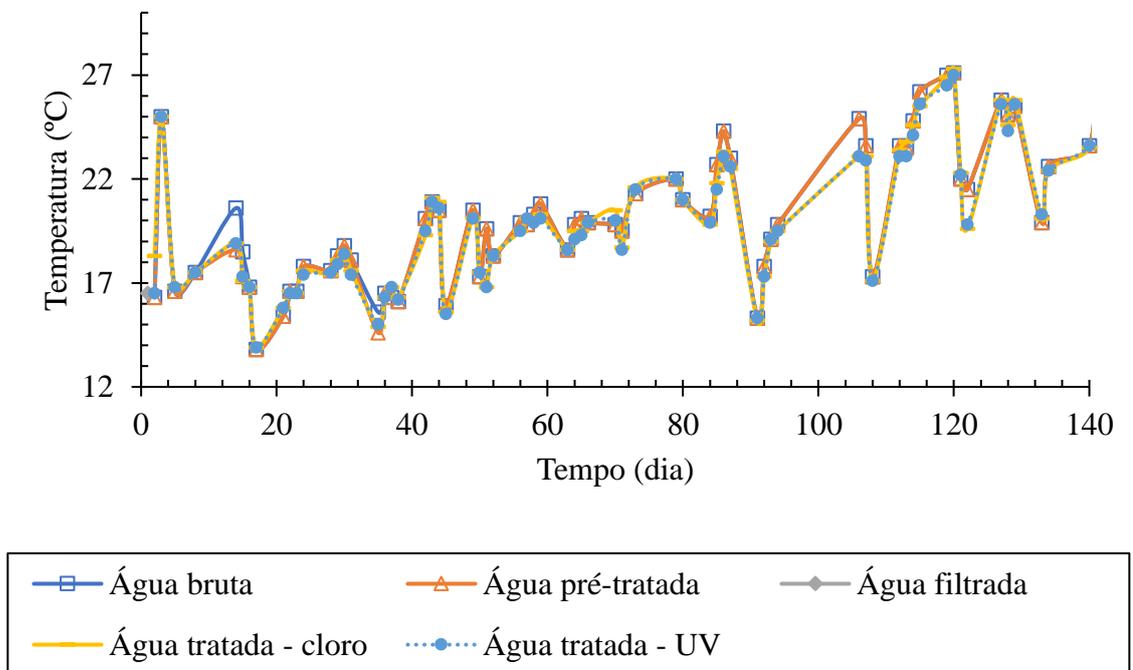
Fonte: Autor (2024).

Figura A3 – Variação da cor verdadeira ao longo das etapas de tratamento propostas



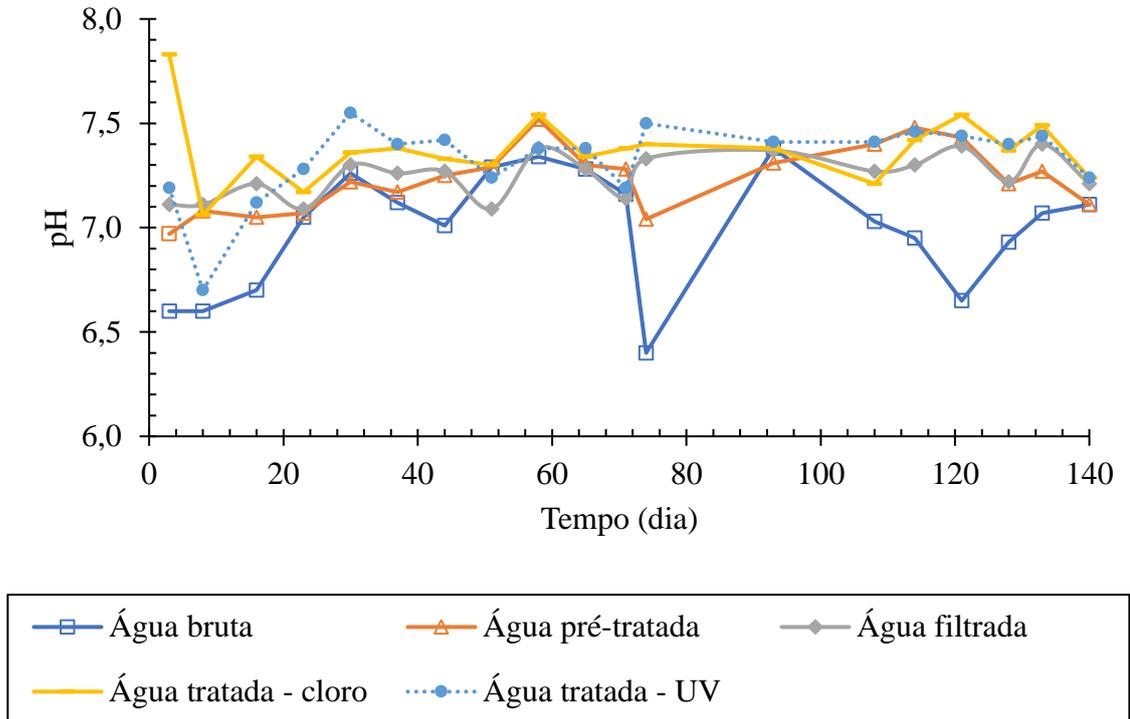
Fonte: Autor (2024).

Figura A4 – Variação da temperatura ao longo das etapas de tratamento propostas



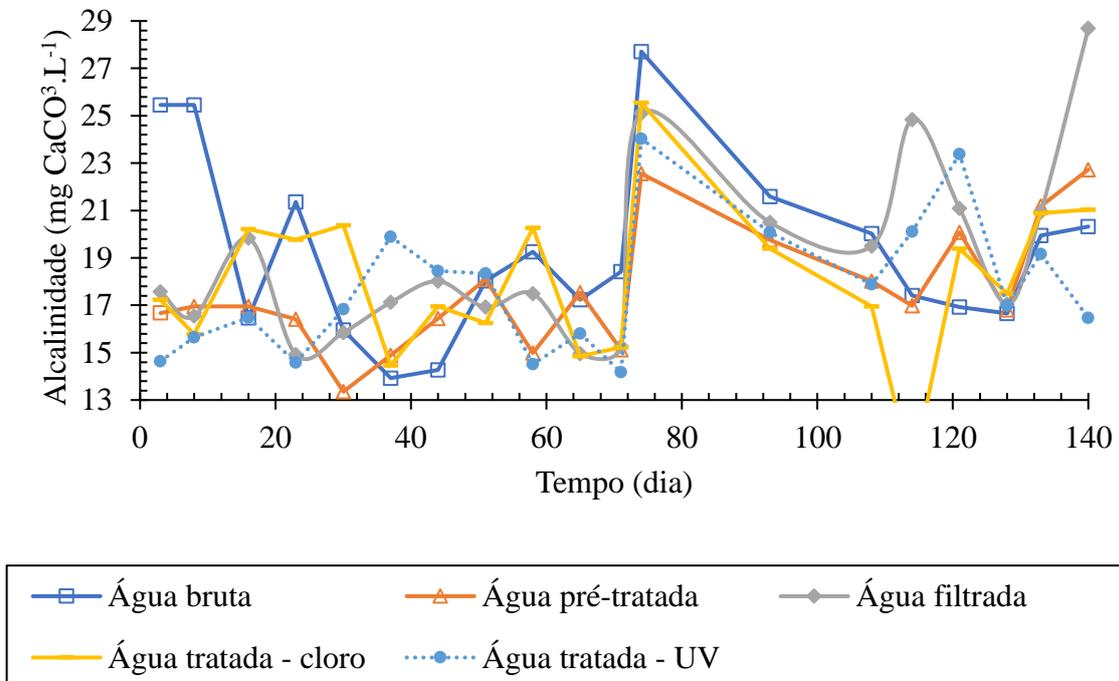
Fonte: Autor (2024).

Figura A5 – Variação do pH ao longo das etapas de tratamento propostas



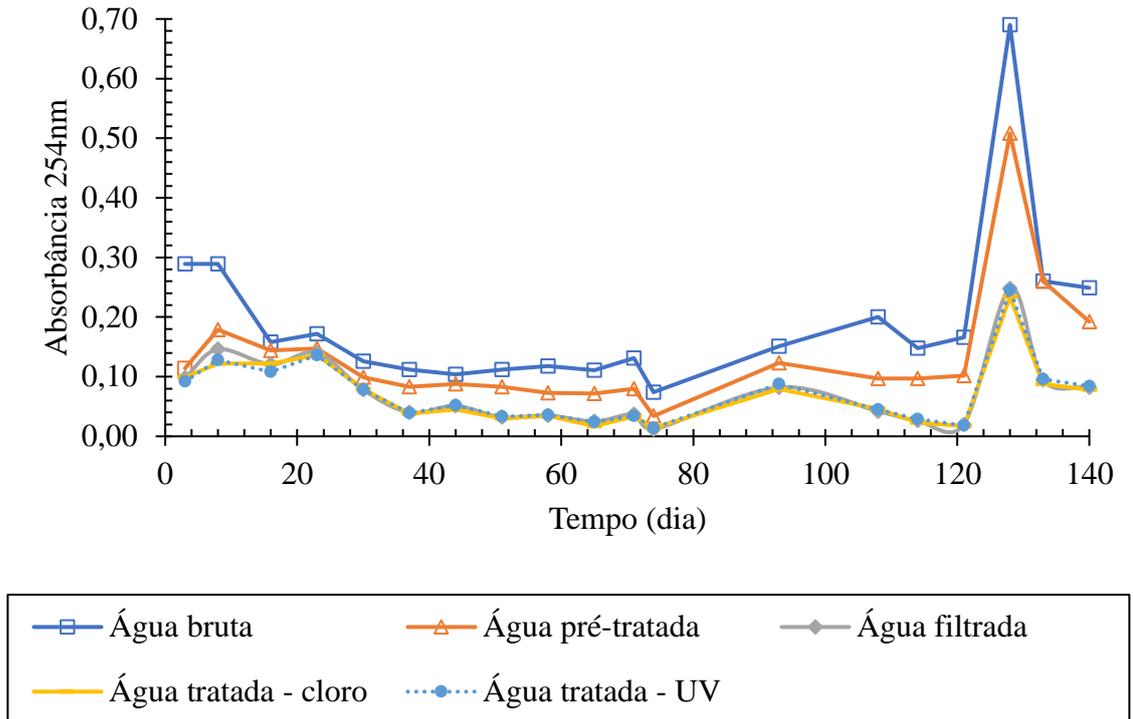
Fonte: Autor (2024).

Figura A6 – Variação da alcalinidade ao longo das etapas de tratamento propostas



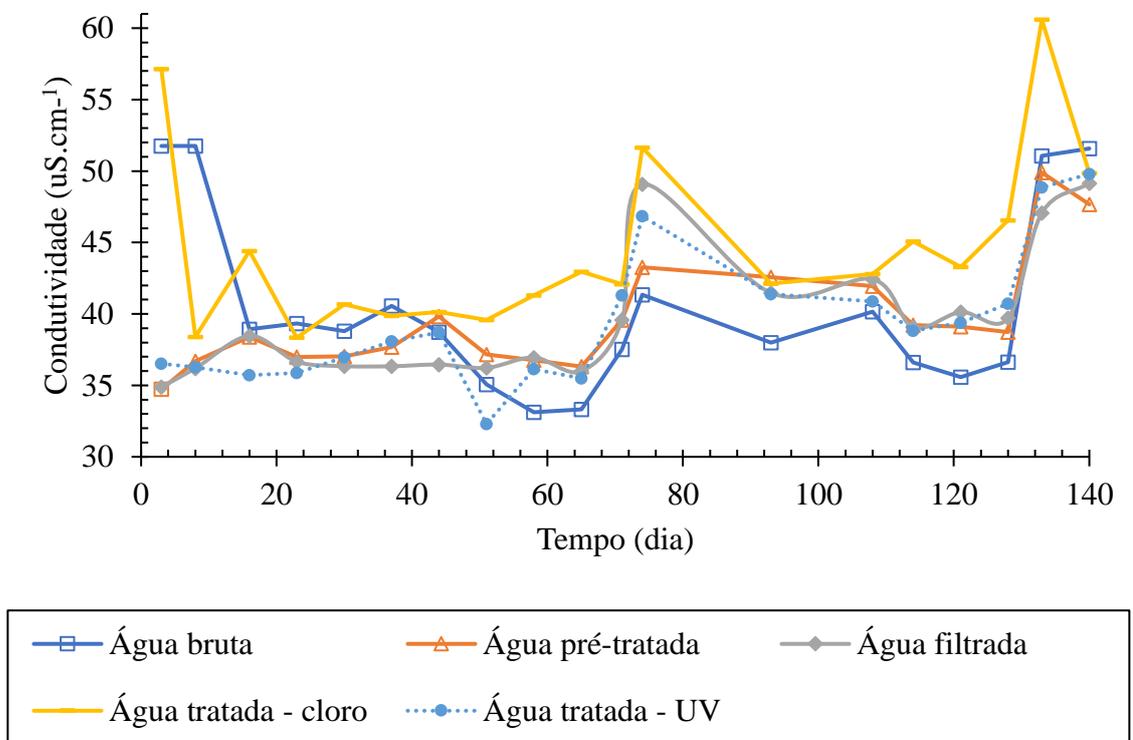
Fonte: Autor (2024).

Figura A7 – Variação da absorbância 254 ao longo das etapas de tratamento propostas



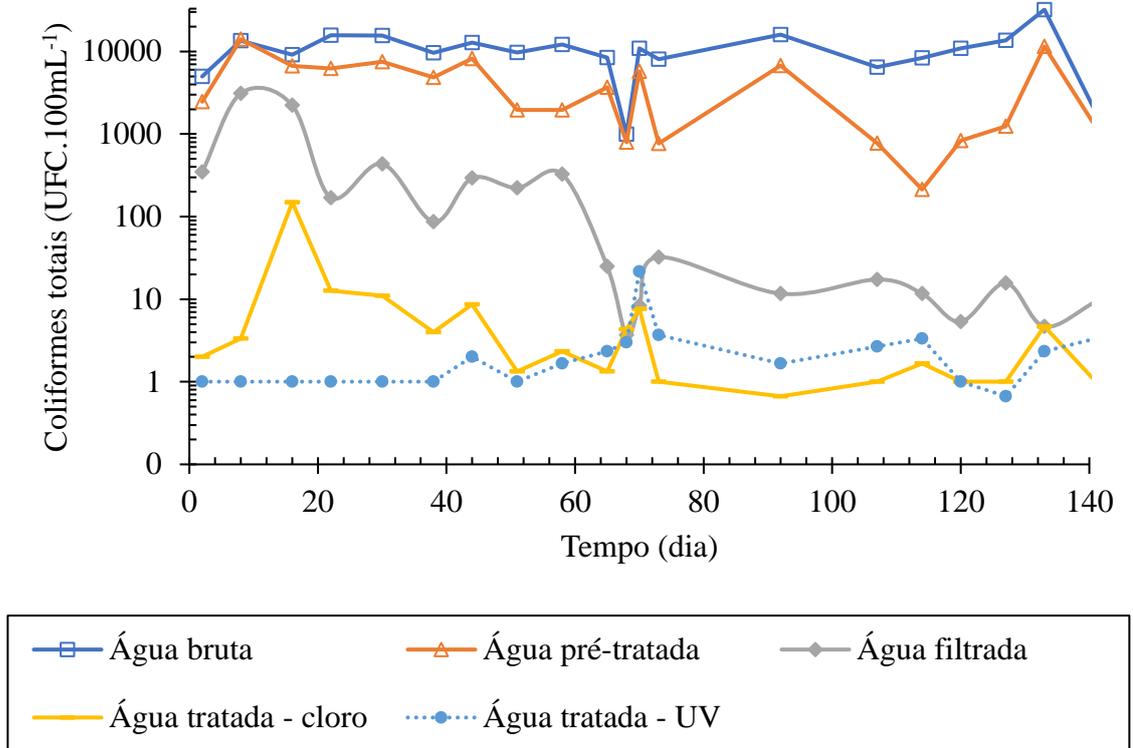
Fonte: Autor (2024).

Figura A8 – Variação da condutividade elétrica ao longo das etapas de tratamento propostas



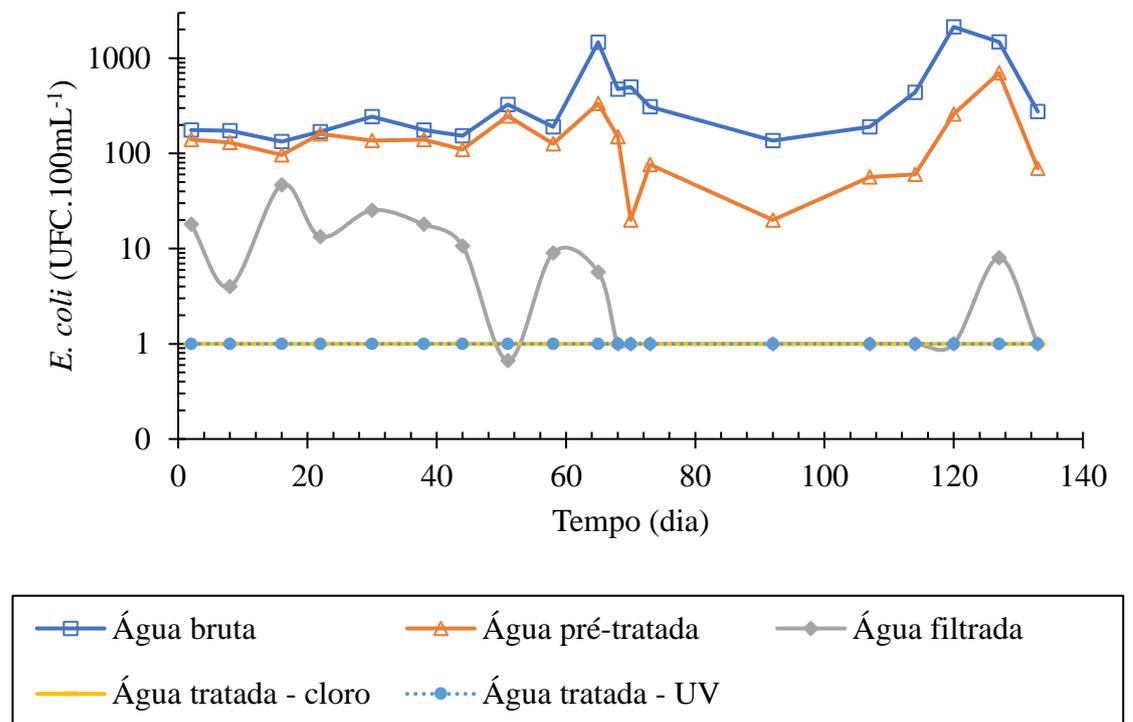
Fonte: Autor (2024).

Figura A9 – Variação da concentração de coliformes totais ao longo das etapas de tratamento propostas



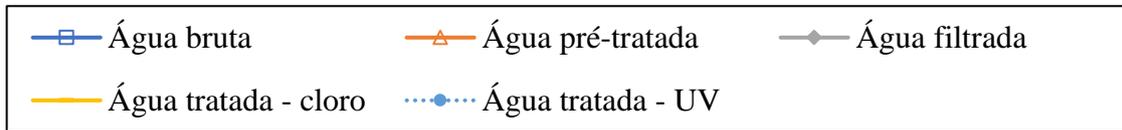
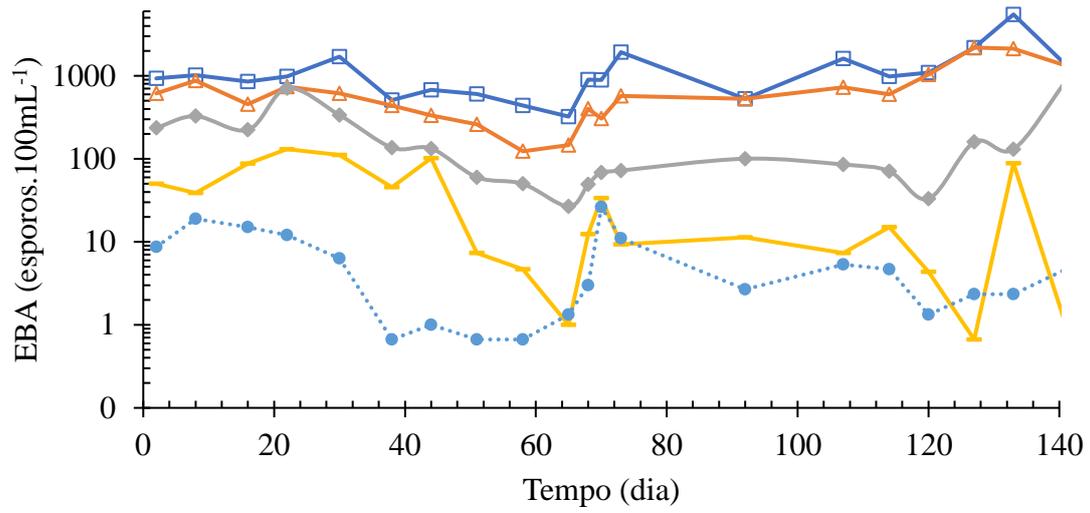
Fonte: Autor (2024).

Figura A10 – Variação da concentração de *E. coli* ao longo das etapas de tratamento propostas



Fonte: Autor (2024).

Figura A11 – Variação da concentração dos EBA ao longo das etapas de tratamento propostas



Fonte: Autor (2024).

ANEXOS

ANEXO 1 – Certificados das cepas puras de protozoários utilizadas



Waterborne™, Inc.
 Clinical and Environmental Parasitology Products * 6045 Hurst Street, New Orleans, LA 70118 USA
 TEL / FAX: 504-895-3338 or Toll-Free: 866-895-3338 * Email: custserv@waterborneinc.com * www.waterborneinc.com

Product Specification and Analysis Report
Cryptosporidium parvum

Product: Suspension of Oocysts of Cryptosporidium parvum, Iowa isolate, for use in research.

Source of the oocysts: Experimentally infected calves.

Species/genus identification method(s): Direct immunofluorescence microscopy with genus-specific monoclonal antibodies; also phase microscopy.

<u>Lot #:</u> 22-24	<u>Date shed:</u> 10-14-22
<u>Total number of oocysts provided:</u> 5.0×10^6	<u>Date purified:</u> 10-15-22

Total volume:

4 mL

8 mL

other:

Storage solution:

PBS with penicillin, streptomycin, gentamicin, Amphotericin B, 0.01% Tween 20

5% Formalin/PBS & 0.01% Tween 20

other:

Purification method(s): Oocysts are purified from feces by sucrose and Percoll density gradient centrifugation, after initial extraction of feces with diethyl ether.

Quantitation Method: Neubauer hemacytometer counting, using red blood cell method.

Storage Conditions: 4 to 6 degrees Celcius (i.e. refrigerator temperature)

Expiration date: The shelf life of live *C. parvum* oocysts is guaranteed up to 2 months after the date of shipment; however, viability and useful life of oocysts for research may continue for a much longer period provided oocysts are stored at refrigerator (4-8 deg. C) temperatures in the presence of antibiotics, including Amphotericin B as fungicide (0.25 ug per ml). Formalinized oocysts are guaranteed for 6 months after date of receipt.

The organisms enclosed in this package are infectious to humans and animals by oral ingestion. The safe handling and disposal of the contents of this package are the responsibility of the recipient.



Waterborne™, Inc.
 Clinical and Environmental Parasitology Products * 6045 Hurst Street, New Orleans, LA 70118 USA
 TEL / FAX: 504-895-3338 or Toll-Free: 866-895-3338 * Email: custserv@waterborneinc.com * www.waterborneinc.com

Product Specification and Analysis Report
Giardia lamblia

Product: Suspension of cysts of *Giardia lamblia*, H3 isolate, for use in research.

Source of Cysts: Experimentally infected gerbils.

Species/genus identification method(s): Direct immunofluorescence microscopy with genus-specific monoclonal antibodies; also phase microscopy.

Lot #: 200824	Date shed: 8.23, 8.24.20
Total number of cysts provided: 5.0×10^6	Date purified: 8.24.20

Total volume:

4 mL 8 mL other:

Storage solution:

PBS with penicillin, streptomycin, gentamicin, 0.01% Tween 20

5% Formalin/PBS/0.01% Tween 20

other:

Purification Method(s): Cysts are purified from feces by sucrose and Percoll density gradient centrifugation.

Quantitation Method(s): Neubauer hemacytometer counting, using red blood cell method.

Storage Condition(s): 4° Celcius

Expiration Date: Suspensions of live cysts expire 21 days after the date of shipment; formalinized cysts expire 6 months after the date of shipment.

The organisms enclosed in this package are infectious to humans and animals by oral ingestion. The safe handling and disposal of the contents of this package are the responsibility of the recipient.



EESC • USP