

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

MURILO GUILHERME DE MELO NETO

Sistema de captação e tratamento de águas pluviais para fins de consumo humano em comunidades rurais: filtração lenta em escala domiciliar e desinfecção por radiação ultravioleta

São Carlos – SP

2022

[Esta página foi intencionalmente deixada em branco]

MURILO GUILHERME DE MELO NETO

Sistema de captação e tratamento de águas pluviais para fins de consumo humano em comunidades rurais: filtração lenta em escala domiciliar e desinfecção por radiação ultravioleta

VERSÃO CORRIGIDA

Dissertação apresentada à Escola de Engenharia de São Carlos, da Universidade de São Paulo, como parte dos requisitos para a obtenção do futuro título de Mestre em Ciências.

Área de Concentração: Engenharia Hidráulica e Saneamento.

Orientadora: Prof^a Dr^a Lyda Patricia Sabogal Paz.

São Carlos – SP

2022

AUTORIZO A REPRODUÇÃO TOTAL OU PARCIAL DESTE 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).

M528s Melo Neto, Murilo Guilherme de
 Sistema de captação e tratamento de águas
 pluviais para fins de consumo humano em comunidades
 rurais: filtração lenta em escala domiciliar e
 desinfecção por radiação ultravioleta / Murilo
 Guilherme de Melo Neto; orientadora Lyda Patricia
 Sabogal-Paz. São Carlos, 2022.

 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, 2022.

 1. tratamento de água. 2. filtro lento domiciliar.
 3. água da chuva. 4. comunidades rurais. 5. desinfecção
 por radiação ultravioleta. I. Título.

Eduardo Graziosi Silva - CRB - 8/8907

FOLHA DE JULGAMENTO

Candidato: Bacharel **MURILO GUILHERME DE MELO NETO**.

Título da dissertação: " Sistema de captação e tratamento de águas pluviais para fins de consumo humano em comunidades rurais: filtração lenta em escala domiciliar e desinfecção por radiação ultravioleta".

Data da defesa: 22/07/2022.

Comissão Julgadora

Resultado

Prof. Associada **Lyda Patricia Sabogal Paz**
(Orientadora)
(Escola de Engenharia de São Carlos/EESC-USP)

Aprovado

Prof. Dr. **Adriano Luiz Tonetti**
(Universidade Estadual de Campinas/UNICAMP)

Aprovado

Prof. Dra. **Denise Conceição de Gois Santos Michelan**
(Universidade Federal de Sergipe - UFS)

Aprovado

Coordenador do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Hidráulica e Saneamento:

Prof. Dr. **Luiz Antonio Daniel**

Presidente da Comissão de Pós-Graduação:
Prof. Titular **Murilo Araujo Romero**

[Esta página foi intencionalmente deixada em branco]

Dedico este trabalho à:

Os mais de 600.000 que perderam a vida durante a pandemia de COVID-19 no país e aos pesquisadores que impediram que esse número fosse maior

[Esta página foi intencionalmente deixada em branco]

AGRADECIMENTOS

Agradeço à minha avó Inês (*in memoriam*) por ter sido a primeira pessoa a acreditar em mim e a me ensinar lições que carrego até hoje.

À minha mãe Ana, por todo o apoio dado no nosso caminho até aqui, que definitivamente foi truçulento, e à todas as pessoas da família que me forneceram qualquer forma de suporte emocional.

Meus mais sinceros agradecimentos à professora e orientadora Lyda que me forneceu não somente disponibilidade, orientação e conhecimento, mas também me deu apoio e depositou fé em mim em momentos tão delicados, considerando o cenário de pandemia global no qual esta pesquisa foi realizada.

À Dayane por estar e se fazer presente não somente durante toda essa caminhada, mas durante os anos anteriores de amizade.

Aos amigos de Aracaju/SE que mesmo distante sempre se mostraram presentes de alguma forma, àqueles que estão do meu lado há anos e àqueles que entraram na minha vida após o retorno, os meus mais sinceros agradecimentos.

Aos meus professores da graduação na UFS, em especial meu antigo orientador.

À Milina e Kamila pela amizade que rompeu as fronteiras do laboratório.

Ao pessoal do LATAR que se fez presente sempre que precisei: Nat, Paulo, Fernando, Lucas, Júlia, Ulisses, Bárbara, Mari, Zé, Luan, João, Paula e Isabela.

À técnica do LATAR Maria Teresa por todo o apoio fornecido.

Aos professores que contribuíram para a minha formação como pesquisador ao longo do mestrado, em especial o professor Luiz Daniel que além de contribuir me permitiu utilizar o LATAR e viabilizou todo o necessário da melhor forma possível.

À Escola de Engenharia de São Carlos e ao Departamento de Engenharia Hidráulica e Saneamento por garantirem toda a infraestrutura e condições necessárias para a realização desta pesquisa.

The Global Challenges Research Fund (GCRF) UK Research and Innovation (SAFEWATER; EPSRC Grant Reference EP/P032427/1) e *The Royal Society* (ICA\R1\201373 - International Collaboration Awards 2020) pelo financiamento à pesquisa.

Ao CNPq (Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico) pela bolsa concedida e pelo processo de número 308070/2021-6.

“A tarefa não é tanto ver aquilo que ninguém viu, mas pensar o que ninguém ainda pensou
sobre aquilo que todo mundo vê”

Arthur Schopenhauer

[Esta página foi intencionalmente deixada em branco]

RESUMO

MELO NETO, M.G. **Sistema de captação e tratamento de águas pluviais para fins de consumo humano em comunidades rurais: filtração lenta em escala domiciliar e desinfecção por radiação ultravioleta.** 2022. 121p. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2022.

Diante da escassez e da heterogênea distribuição de recursos hídricos, a busca por fontes alternativas de água torna-se uma necessidade, dentre estas fontes destaca-se a água de chuva, apesar do potencial risco de contaminação química e microbiológica por poluentes lançados na atmosfera ou contaminantes presentes em superfícies de sistemas de coleta. O objetivo do presente estudo foi operar um sistema composto por filtração lenta em escala domiciliar (FLD) em fluxo intermitente associado à desinfecção por radiação ultravioleta (UV) com a finalidade tratar água de chuva com presença de *Escherichia coli* em concentração próxima a 10^6 UFC/100 mL e explorar o seu potencial para consumo humano em comunidades rurais e isoladas a partir do tratamento descentralizado. A operação durou 100 dias para análise de desempenho do sistema e mais 15 dias para análises de recrescimento, testes de radiometria, ensaios de sólidos e microscopia. A água de chuva era transportada por gravidade até um reservatório intermediário onde ocorria a inoculação de cepa de *Escherichia coli*, após isso o FLD era alimentado pela água desse reservatório, de forma automatizada, a cada 8 horas, com um volume de 16 litros, totalizando a produção diária de 48 litros. Após a filtração, a água filtrada era conduzida por bombeamento até o reator UV comercial que realizava a desinfecção e por fim, a água tratada era armazenada em um reservatório superior de 150 litros. A qualidade da água foi avaliada em comparação aos padrões legais estabelecidos pela Portaria GM/MS 888 (2021) e as recomendações da OMS (WHO, 2018). A água da chuva apresentava qualidade físico-química desde a caracterização com somente a concentração de turbidez excedendo os limites legais, com 1,13 NTU. Após a filtração lenta domiciliar, todos os padrões físico-químicos estavam conforme a legislação e as recomendações da OMS, entretanto as análises de turbidez, cor e sílica permitiram evidenciar o fenômeno de lixiviação do meio filtrante e a interferência do meio externo durante o tratamento. O FLD atingiu uma remoção média de $1,15 \pm 0,33$ log de *Escherichia coli*. A desinfecção por radiação UV foi capaz inativar completamente a *E. coli* em 87,50% das amostras, com os 12,5% remanescentes apresentando concentração igual ou inferior a 4 UFC/100 mL. As análises de recrescimento não evidenciaram a ocorrência de fotorreativação ou recuperação no escuro, entretanto eventos climáticos atípicos expuseram mais uma vez a capacidade de interferência do meio externo quanto à contaminação por microrganismos de caráter patogênico e aos parâmetros de cor e turbidez.

Palavras-chave: tratamento de água; filtro lento domiciliar; precipitação; zonas rurais, desinfecção física.

[Esta página foi intencionalmente deixada em branco]

ABSTRACT

MELO NETO, M.G. **Rainwater harvesting and treatment system for consumption purposes in rural communities: household slow sand filter combined with UV radiation disinfection.** 2022. 121 p. Dissertation (Master's) – São Carlos School of Engineering, University of São Paulo, São Carlos, 2022.

Facing scarcity and heterogenous distribution of water resources, the search for alternative sources of drinking water becomes needful, among these sources, rainwater stands out, despite the potential risk of chemical and microbiological contamination by pollutants released into the atmosphere or contaminants present on surfaces of harvesting systems. The main purpose of this study was to operate a system which consisted on household slow sand filtration (FLD) combined with ultraviolet (UV) radiation disinfection, in order to treat harvested rainwater with *Escherichia coli* concentration close to 10^6 UFC/100 mL and explore its potential for human consumption in rural and isolated communities from decentralized treatment. The operation lasted 100 days for system performance analysis and another 15 days for regrowth, radiometry, solid and microscopy analysis. Rainwater was transported by gravity to an intermediate reservoir where the inoculation of *Escherichia coli* strains took place, after which the FLD was automatically fed by water from this reservoir every 8 hours, with a volume of 16 liters for a daily production of 48 liters. After filtration stage, the water was pumped to the commercial UV reactor that carried out the disinfection process and finally the treated water was stored in a 150 liters upper reservoir. Water quality was evaluated in comparison to legal standards established by Ordinance GM/MS 888 (2021) and guidelines of World Health Organization (WHO,2018). The harvested rainwater already had good physical-chemical quality since characterization stage, with only turbidity concentration exceeding the legal limit with a value of 1,13 NTU. After FLD, all physical-chemical parameters were in accordance to the national legal standards and WHO recommendations, however the analysis of turbidity, color and silica showed the phenomenon of leaching of the filter media and the interference of the external environment during the treatment. FLD achieved an average removal of $1,15 \pm 0,33$ logs of *Escherichia coli*. Disinfection by UV radiation was able to completely inactivate *E. coli* in 87,50% of the samples, with the remaining 12,50% presenting a concentration equal to or less than 4 UFC/100 mL. The regrowth analysis did not show the occurrence of photoreactivation or dark recover phenomena, however atypical climatic events once again exposed the external environment's ability to interfere with contamination by pathogenic microorganisms and the parameters of color and turbidity.

Keywords: water treatment; household slow sand filter; precipitation; rural zones, physical disinfection.

[Esta página foi intencionalmente deixada em branco]

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Componentes tradicionais de um filtro lento domiciliar.	35
Figura 2: Seção cruzada da configuração dos filtros intermitente – tradicional - e contínuo – versão compacta – baseado nas adaptações mais recentes englobadas pelos estudos de Freitas et al. (2021).....	36
Figura 3: Espectro eletromagnético com destaque para as faixas de UV.	42
Figura 4: Localização dos sistemas de captação e armazenamento de água de chuva, e do sistema instalado para a operação.....	50
Figura 5: Sistema de captação da água da chuva.....	52
Figura 6: Configuração pretendida do sistema compacto com todos os componentes.....	53
Figura 7: Corpo do filtro confeccionado em PVC com piezômetros já instalados.	54
Figura 8: Componentes do sistema.....	58
Figura 9: Etapas de tratamento do sistema.....	60
Figura 10: Ambiente esterilizado pelo bico de Bunsen para a realização da Técnica da Membrana Filtrante com as placas com meio de cultura já preparadas ao fundo.....	63
Figura 11: Aspecto final das placas após incubação apresentando UFC's de Escherichia coli.	64
Figura 12: Reator comercial UV-2C e seus componentes (POLARIS).....	64
Figura 13: Câmara escura do colimador pelo lado interno com lâmpada posicionada sem o focalizador do feixe, com dois agitadores magnéticos dentro, do mesmo modelo que foi utilizado neste teste.....	66
Figura 14: Modelo de reservatório utilizado para os testes de recrescimento e contaminação externa.....	67
Figura 15: Manta do FLD após os 100 dias de operação com água da chuva.	68
Figura 16: Microscópio utilizado nas análises e fotos para caracterização dos microrganismos.	69
Figura 17: Curvas granulométricas para as areias fina e grossa.....	71
Figura 18: Temperaturas médias do filtro e do ambiente ao longo dos 100 dias de operação.	79

Figura 19: Posição dos piezômetros no FLD.	80
Figura 20: Perda de carga medida nos piezômetros ao longo da operação.....	81
Figura 21: Comportamento da turbidez nas amostras bruta e filtrada ao longo dos 100 dias de operação.....	84
Figura 22: Falha de armazenamento detectada.....	85
Figura 23: Comportamento da cor aparente nas amostras brutas e filtradas ao longo dos 100 dias de operação.....	86
Figura 24: Comportamento da cor verdadeira nas amostras brutas e filtradas ao longo dos 100 dias de operação.....	87
Figura 25: Comportamento da absorvância nas amostras brutas e filtradas ao longo da operação.....	88
Figura 26: Comportamento da transmitância nas amostras brutas e filtradas ao longo da operação.....	89
Figura 27: Comportamento da sílica nas amostras brutas e filtradas ao longo da operação.	90
Figura 28: Comportamento do tamanho de partícula das amostras brutas e filtradas ao longo da operação.....	91
Figura 29: Comportamento do pH nas amostras brutas e filtradas ao longo da operação.	92
Figura 30: Remoção de E.coli pelo FLD ao longo da operação.....	94
Figura 31: Comportamento da cor aparente nas amostras filtradas e desinfetadas ao longo da operação.....	97
Figura 32: Comportamento da turbidez nas amostras filtradas e desinfetadas ao longo da operação.....	97
Figura 33: Comportamento dos reservatórios quanto à concentração de E. coli.....	99
Figura 34: Comportamento dos reservatórios quanto à concentração de coliformes totais.	99
Figura 35: Comportamento da turbidez nos reservatórios.	100
Figura 36: Comportamento da cor nos reservatórios.	101
Figura 37: Curva de remoção logarítmica média de E. coli por dose UV.	101
Figura 38: Imagens feitas com a câmera acoplada ao microscópio.....	105

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Dados de precipitação em São Carlos/SP no período de captação da água de chuva para o estudo.....	51
Tabela 2: Critérios dimensionais de seleção do material filtrante e das camadas suporte.....	55
Tabela 3: Parâmetros a serem analisados, sua respectiva periodicidade e método de quantificação.....	61
Tabela 4: parâmetros físico-químicos e seu nível de concentração máxima recomendada para o uso do reator UV (POLARIS).	65
Tabela 5: Parâmetros gerais obtidos nos ensaios granulométricos das areias.	72
Tabela 6: Resultado dos ensaios granulométricos para os pedregulhos.	72
Tabela 7: Massas iniciais e finais das amostras e a respectiva solubilidade em ácido.	73
Tabela 8: Resultados dos ensaios de índices de vazios e do cálculo da porosidade do leito. ...	74
Tabela 9: Volume de vazios calculados por seção do FLD.	74
Tabela 10: Resultados para a caracterização da água de chuva bruta quanto à parâmetros físico-químicos com exceção de metais.	75
Tabela 11: Resultado da caracterização da água de chuva bruta armazenada quanto aos parâmetros microbiológicos.	76
Tabela 12: Resultado da caracterização da água de chuva bruta armazenada quanto aos metais.	77
Tabela 13: Resultados gerais para os parâmetros físico-químicos quanto ao tratamento pelo FLD.	82
Tabela 14: p-valor para os testes estatísticos aplicados em cada parâmetro.	83
Tabela 15: Resultados comparativos dos parâmetros físico-químicos entre as amostras filtradas e desinfetadas com o respectivo p-valor para cada parâmetro.....	96
Tabela 16: Resultados mais relevantes dos testes com colimador.	102
Tabela 17: Sólidos totais e suspensos na manta e na areia da camada de topo do FLD.	103

Tabela 18: Organismos identificados por microscopia ótica em campo claro nas amostras da camada biológica.	104
Tabela 19: Itens necessários estimados para a construção de um FLD.	106
Tabela 20: Orçamento dos itens do sistema de tratamento proposto.....	107

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABNT: Associação Brasileira de Normas Técnicas
APHA: American Public Health Association
BFA: Biofiltro de areia
CAWST: Centre for Affordable Water and Sanitation Technology
CSTR: Continuous Stirred Tank Reactor
CU: Coeficiente de Uniformidade
D₁₀: Tamanho Efetivo
D₆₀: Diâmetro da passagem de 60% do material
DNA: Ácido Desoxirribonucleico
e: Índice de vazios no solo
E.coli: *Escherichia coli*
EESC: Escola de Engenharia de São Carlos
FLD: Filtro lento domiciliar
FUNASA: Fundação Nacional de Saúde
IBGE: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
I_m: Intensidade UV média
INMET: Instituto de Pesquisas Meteorológicas
LATAR: Laboratório de Tratamento Avançado e Reuso de Águas
LD: Limite de detecção
NaCl: Cloreto de sódio
NaClO: Hipoclorito de sódio
ND: Não detectado
NE: Não especificado
NBR: Norma Técnica Brasileira
NTU: Unidade Nefelométrica de Turbidez
OD: Oxigênio Dissolvido
ODS 6: Objetivo de Desenvolvimento Sustentável 6
OMS: Organização Mundial da Saúde
ONU: Organização das Nações Unidas
PBS: solução tampão fosfato
PFR: Plug Flow Reactor
pH: potencial hidrogeniônico
POU: Point of Use
PROSAB: Programa de Pesquisas em Saneamento Básico

PVC: Policloreto de Vinila

RNA: ácido ribonucleico

SNIS: Sistema Nacional de Informação sobre Saneamento

SS: sólidos suspensos

ST: sólidos totais

TDH: tempo de detenção hidráulica

THM: trihalometanos

TSB: caldo de triptona de soja

UFC: Unidades Formadoras de Colônia

uH: Unidade Hazen (mg/L de Pt-Co)

UNICEF: Fundo das Nações Unidas para a Infância

USEPA: *United States Environmental Protection Agency*

USP: Universidade de São Paulo

UV: radiação ultravioleta

UV-A: radiação ultravioleta do tipo A

UV-B: radiação ultravioleta do tipo B

UV-C: radiação ultravioleta do tipo C

UV-V: radiação ultravioleta no vácuo

WaSH: *Water, Sanitation e Hygiene* – Água, saneamento e higiene

WHO: *World Health Organization*

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO E JUSTIFICATIVA.....	23
2	OBJETIVOS.....	27
2.1	Objetivo Geral	27
2.2	Objetivos Específicos.....	27
3	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	29
3.1	Precariedade e riscos do fornecimento de água e dos serviços de saneamento em comunidades rurais e subdesenvolvidas	29
3.2	Indicadores de risco microbiológico Coliformes totais e <i>Escherichia coli</i>	30
3.3	Água de chuva como fonte para consumo humano	32
3.4	Filtros lentos domiciliares	34
3.4.1	Características, desempenho geral e histórico do FLD.....	34
3.4.2	Operação de FLDs	38
3.4.3	Caracterização do escoamento em filtros.....	39
3.5	Desinfecção	40
3.5.1	Radiação Ultravioleta.....	41
3.5.2	Recrescimento por fotoreativação ou recuperação no escuro	44
3.6	Segurança no armazenamento de água de consumo humano	46
3.7	Avaliação de custos de investimento em tecnologias de tratamento	46
4	MATERIAIS E MÉTODOS	49
4.1	Captação, armazenamento e caracterização da água da chuva	49
4.2	Montagem do sistema	52
4.2.1	Construção do FLD em escala plena	53
4.2.2	Preparação do material filtrante.....	54
4.2.3	Caracterização do material filtrante.....	55
4.2.4	Montagem das camadas filtrantes, volume de vazios e preparação para a operação	56
4.2.5	Outros componentes do sistema	57
4.3	Ensaio hidrodinâmico	58
4.4	Alimentação do sistema, operação e coleta de amostras	59
4.5	Avaliação de desempenho do sistema.....	61
4.6	Ensaio microbiológico	62
4.6.1	Cultivo de <i>Escherichia coli</i>	62
4.6.2	Técnica da Membrana Filtrante.....	62
4.7	Desinfecção	64
4.8	Testes de radiometria	65
4.9	Análise de recrescimento e de contaminação externa.....	66

4.10	Caracterização da camada biológica e análise de sólidos	67
4.11	Análise estatística	69
4.12	Estimativa de custo	69
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	71
5.1	Caracterização do meio filtrante.....	71
5.1.1	Granulometria.....	71
5.1.2	Massa específica e solubilidade em ácidos	72
5.1.3	Índice de vazios e porosidade média	73
5.1.4	Volume de vazios	74
5.2	Caracterização da água de chuva bruta armazenada.....	75
5.3	Parâmetros operacionais.....	78
5.3.1	Temperatura.....	79
5.3.2	Perda de carga e vazão	80
5.4	Qualidade da água filtrada.....	81
5.4.1	Visão geral dos parâmetros físico-químicos	82
5.4.2	Turbidez	84
5.4.3	Cor	86
5.4.4	Absorbância 254 nm e Transmitância 254 nm	88
5.4.5	Sílica	90
5.4.6	Tamanho de Partícula	91
5.4.7	Demais parâmetros físico-químicos.....	92
5.4.8	Parâmetros microbiológicos	93
5.5	Desinfecção	95
5.5.1	Remoção do risco microbiológico	98
5.6	Análise de recrescimento e de contaminação pelo meio externo	98
5.7	Testes de radiometria para quantificação da dose UV	101
5.8	Caracterização da camada microbiológica	102
5.8.1	Análise de sólidos	102
5.8.2	Microscopia	103
5.9	Avaliação econômica da tecnologia proposta	106
6	CONCLUSÕES	109
7	RECOMENDAÇÕES	111
	REFERÊNCIAS.....	113
	APÊNDICE	121

1 INTRODUÇÃO E JUSTIFICATIVA

O aumento da demanda de água em centros urbanos com alta densidade demográfica e a crescente produção industrial têm gerado uma disparidade na disponibilidade hídrica entre localidades, tornando o estresse hídrico uma realidade cada vez mais agravante em regiões socioeconomicamente subdesenvolvidas e regiões rurais afetadas por eventos hidrológicos, climáticos, posicionamento geográfico ou por ausência de relevância política (MORAES; JORDÃO, 2002; TUCCI, 2008; TUNDISI, 2008; FUCCILE et al., 2018).

Cerca de dois terços da água utilizada no planeta é direcionada para zonas rurais, entretanto sua destinação é para uso exclusivo do setor agrícola (UNESCO, 2019). Enquanto isso, 2,3 bilhões de pessoas carecem de serviços de saneamento e 844 milhões de pessoas não têm acesso a serviços básicos de fornecimento de água potável, com a grande maioria destas, residindo em regiões rurais ou subdesenvolvidas (WHO; UNICEF, 2017). Nacionalmente, estima-se que aproximadamente 16% da população habite em zonas rurais (IBGE, 2015), entretanto, 60% destes não possuem acesso ou este é precário em relação ao abastecimento de água potável (FUNASA, 2019).

Dentre esses milhões – sobretudo aqueles que vivem em regiões rurais – existem os que acabam por consumir água de qualidade questionável, de fontes alternativas como mananciais superficiais ou de sistemas de reaproveitamento de água de chuva, na tentativa de suprir suas necessidades básicas (GALE, 2001; WHO, 2017). Apesar de caracterizarem fontes viáveis para diversos usos cotidianos, tornar esses recursos passíveis de potabilidade requer uma série de medidas de pré e/ou pós-tratamento.

A água da chuva tornou-se comumente utilizada para fins não-potáveis. Sistemas de captação e reaproveitamento de águas pluviais são comuns em diferentes regiões de todos os países do mundo (BAGUMA et al., 2010). Em âmbito nacional, a NBR 15527 (ABNT, 2019) inclusive normatiza o reaproveitamento de águas pluviais para fins que não envolvam o consumo humano como, por exemplo, lavagem de pisos, descargas sanitárias ou irrigação. Para atingir a potabilidade utilizando deste recurso, faz-se necessário conhecimento técnico para manter adequadamente um sistema de captação, além de uma solução em tratamento que envolva ao menos as etapas de filtração e a desinfecção como pós-tratamento, considerando os baixos níveis de poluentes quando os sistemas de captação são bem dimensionados e mantidos adequadamente (LARSON e HETTICK, 1956; LEDER et al., 2002; FUNASA, 2019).

A universalização do acesso à água de consumo segura e de serviços adequados de saneamento consolidou-se como uma das principais metas da Organização das Nações Unidas (ONU) através do Objetivo de Desenvolvimento Sustentável (ODS) 6, um dos principais objetivos dentre uma agenda a ser cumprida por todas as nações até o ano de 2030 a fim de assegurar igualdade, bem-estar e preservação de recursos. Entretanto, para situações como as das comunidades rurais, que envolvem diversos fatores socioeconômicos limitantes para esta realização, recomenda-se o uso de soluções descentralizadas de tratamento, uma vez que estas permitem aos usuários maior autonomia para garantir o acesso à água de consumo segura, fazendo o uso de sistemas de tratamento que requerem um baixo custo de implantação e manutenção, além de dispensar conhecimentos específicos para a operação (WHO, 2017). O filtro lento em escala domiciliar (FLD) – também denominado biofiltro de areia (BFA) – apresenta-se como uma simples e eficaz forma de solução em tratamento descentralizado de água (CLARK et al., 2012).

Os FLD mostram-se promissores no que diz respeito ao tratamento de água, com eficiência na remoção de parâmetros como cor, turbidez e compostos químicos, além de – em escala limitada – bactérias e parasitas como *Escherichia coli*, *Giardia* spp. e *Cryptosporidium* spp. (SOBSEY et al., 2008; ELLIOT et al., 2015; TERIN, 2017; MACIEL, 2018, SABOGAL-PAZ et al., 2020, FREITAS et al., 2022). Contudo, existem alguns limitadores para a utilização desta solução. Os FLD não operam eficientemente com altos valores de turbidez (CAWST, 2012), desta forma, faz-se necessária a aplicação de um pré-tratamento visando clarificação, a depender da fonte de abastecimento. Além disso, a capacidade de remoção do risco microbiológico muitas vezes não é suficiente para atender aos padrões de potabilidade preconizados pela Portaria GM/MS N° 888 (BRASIL, 2021), necessitando a aplicação de um pós-tratamento para a inativação de possíveis microrganismos patogênicos presentes na água.

Os agentes comumente utilizados para o pós-tratamento de águas de abastecimento são químicos e fortes oxidantes – a exemplo do cloro e do ozônio –, podendo desta forma gerar subprodutos durante a desinfecção, que mesmo em pequena concentração, são tóxicos e podem causar danos ao ser humano e ao meio ambiente, a exemplo dos trihalometanos (THM) (PROSAB, 2001). Na tentativa de conter a formação de subprodutos e na busca por formas alternativas de desinfecção, a radiação ultravioleta mostrou-se um eficaz agente físico desinfetante no tratamento de águas, como observado nos estudos de Vilhunen et al. (2009), Song et al. (2016) e Zou et al. (2019).

Apesar da eficiência germicida da radiação ultravioleta, sua viabilidade de aplicação e consolidação ainda depende de alguns fatores, dentre eles: estudos relacionados ao

recrescimento bacteriano em água desinfetada – por fotorreativação ou recuperação no escuro – e, paralelamente, de quantificação da dose ultravioleta (UV) ideal para cada microrganismo a fim de evitar doses subletais que ocasionem no primeiro ponto mencionado (PROSAB, 2001; TINOCO, 2011; MOREIRA et al., 2021).

Diante do exposto, o presente estudo visou o desenvolvimento e avaliação de um sistema de tratamento de água para fins de consumo humano em comunidades rurais, abastecido por água de chuva captada, composto por filtração lenta em escala domiciliar operada em fluxo intermitente e desinfecção por radiação ultravioleta. O desempenho do sistema foi avaliado pela capacidade de remoção dos principais parâmetros físico-químicos e microbiológicos inerentes à qualidade das águas de abastecimento.

[Esta página foi intencionalmente deixada em branco]

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo Geral

Avaliar o desempenho do sistema composto por filtração lenta domiciliar e pós-tratamento por radiação ultravioleta, ao tratar água de chuva com risco microbiológico para fins de consumo humano em comunidades rurais.

2.2 Objetivos Específicos

- Construir e operar um filtro lento domiciliar em fluxo intermitente, em escala plena, utilizando meios filtrantes alternativos e manta de fácil acesso;
- Avaliar a eficiência do sistema, tratando água da chuva afluyente com a presença de *Escherichia coli*;
- Avaliar a eficiência do sistema na remoção de parâmetros físico-químicos inerentes às águas pluviais;
- Aplicar o pós-tratamento por radiação ultravioleta, analisando a eficiência de inativação de microrganismos indicadores;
- Avaliar o recrescimento bacteriano e a contaminação por agentes externos da água desinfetada em reservatórios de armazenamento em diferentes condições.
- Estimar o custo da tecnologia proposta para o atendimento de uma residência.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 Precariedade e riscos do fornecimento de água e dos serviços de saneamento em comunidades rurais e subdesenvolvidas

A concretização do Objetivo de Desenvolvimento Sustentável – ODS 6, da Organização das Nações Unidas, que visa a universalização do acesso à água e ao saneamento para todos, encontra-se distante da realidade. Ainda que o percentual de usuários com acesso à água de consumo segura tenha aumentado em 10% ao longo das duas últimas décadas com um aumento de 14% em regiões rurais, estipula-se que mais de 2 bilhões de pessoas ainda não possuem acesso aos serviços de fornecimento de água potável, com quase 70% residindo em regiões rurais ou subdesenvolvidas do planeta, dentre estes, aproximadamente 144 milhões realizam a coleta e o consumo de águas superficiais sem tratamento provenientes de rios, lagos e lagoas e 435 milhões realizam a captação e consumo de outras fontes inadequadas (WHO, 2019; WHO; UNICEF, 2019).

De acordo com o Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento - SNIS (2020), referente ao ano de 2019, dos 83,6% de usuários atendidos com rede de abastecimento de água no país, somente 7,3% remetem aos usuários das áreas rurais. Comparando com os dados mais recentes (2022), obtém-se 84,1% de atendimento com redes, com somente 5,6% referentes aos usuários rurais, um cenário quase inalterado em dois anos, levando a população dessas comunidades a buscar fontes de água alternativas sem o devido tratamento. O consumo destas águas sem o tratamento apropriado representa risco à saúde humana devido à contaminação presente em corpos hídricos por diferentes fontes (GALE, 2001).

O consumo de água contaminada está associado à transmissão de diversas enfermidades como cólera, disenteria, febre tifoide, pólio e múltiplas doenças diarreicas (WHO, 2019). Estima-se que 829 mil pessoas morram por ano em decorrência de complicações com episódios de diarreia, resultantes de infecções contraídas por consumo de água contaminada ou condições precárias de saneamento, e que crianças de até 5 anos de idade são mais suscetíveis a esses casos, com um total de 499 mil mortes decorrentes de episódios relacionados a doenças diarreicas somente no ano de 2015 (PINKERTON et al., 2016; TROEGER et al., 2017; WHO, 2019).

Estipula-se que 1,1 bilhões de pessoas no mundo realizam a ingestão de água com material fecal de risco moderado, isto é, água com valores de *Escherichia coli* superiores a 10 NMP/100ml, sendo o risco considerado alto quando este valor ultrapassa 100 NMP/100ml e não apresentando risco quando o microrganismo está ausente (BAIN et al., 2014). Além disso,

os índices de contaminação das águas de abastecimento mostram-se consideravelmente superiores em áreas com características predominantemente rurais e em regiões subdesenvolvidas do planeta como a África e o Sudeste Asiático (BAIN et al., 2014).

Como fonte alternativa de abastecimento destaca-se a água de chuva coletada por sistemas de captação em telhados. Amplamente utilizada em países ao redor do mundo para fins não-potáveis, esta fonte vem sendo explorada e mostrando potencial para usos consuntivos – quando associada com as tecnologias de tratamento adequadas – por alguns estudos, tais como: Fewtrell e Kay (2007), Moreira Neto (2012) e Oliveira (2021). Dentre as dificuldades encontradas para o seu uso destaca-se o comprometimento da qualidade físico-química e microbiológica proveniente de poluentes, comumente encontrados na atmosfera ou de partículas e microrganismos presentes na superfície de captação, dentre os quais se destacam bactérias e protozoários presentes em material fecal de animais de pequeno porte que circulam nestas superfícies (AHMED et al., 2011; MENDEZ et al., 2011).

Para o monitoramento do risco microbiológico na água, são utilizados organismos indicadores, a exemplo da *Escherichia coli*, que vem sendo utilizada como o mais vantajoso indicador de contaminação fecal em fontes de água dentre àqueles pertencentes ao gênero de coliformes (TCHOBANOGLOUS et al., 2016).

3.2 Indicadores de risco microbiológico Coliformes totais e *Escherichia coli*

A potabilidade da água está vinculada a uma série de valores-limite para parâmetros físico-químicos e microbiológicos preconizados no país pela Portaria de Consolidação GM/MS N° 888 (BRASIL, 2021) do Ministério da Saúde. Dentre estas restrições, a legislação vigente estabelece como parâmetro de qualidade microbiológica a ausência total na água de uma série de microrganismos com potencial patogênico para serem utilizados como indicadores de contaminação, a exemplo dos coliformes totais e ainda, dentro do gênero coliforme, da *Escherichia coli*, os grupos mais comumente estudados em diversos trabalhos relacionados ao monitoramento de qualidade da água, a exemplo de Jenkins et al. (2011), Elliot et al. (2015), Medeiros et al. (2020), Oliveira (2021), Freitas et al. (2021), Terin et al. (2021), entre outros.

O grupo das bactérias coliformes totais inclui uma vasta quantidade de bacilos aeróbios e anaeróbios facultativos que se desenvolvem na presença de concentrações relativamente elevadas de sais biliares e agentes tensoativos. Já a *Escherichia coli* e os coliformes termotolerantes são um subconjunto capaz de fermentar lactose a altas temperaturas. As bactérias do grupo coliformes totais – com exceção da *Escherichia coli* – podem sobreviver tanto no esgoto quanto na água, desta forma, enquanto algumas bactérias do grupo podem ser

excretadas nas fezes de humanos e animais, caracterizando-se como indicador de contaminação fecal, muitas outras são heterotróficas e capazes de se multiplicar na água e no solo (WHO, 2017; WHO; UNICEF, 2017).

Diante disto, o grupo de coliformes totais não é um bom indicador de contaminação fecal, por sua presença não estar relacionada unicamente às fezes. Todavia, este funciona como indicador para avaliação de limpeza e integridade de sistemas de distribuição, uma vez que sua sensibilidade aos agentes desinfetantes comumente usados nos processos oxidativos e de desinfecção durante o tratamento terciário, garantem total ausência deste microrganismo quando executados de forma correta. Além disso, devido à possibilidade de crescimento destes microrganismos em biofilmes em sistemas de distribuição, a ausência deles descarta a existência destes meios de suporte de crescimento bacteriano (TCHOBANOGLIOUS et al., 2016; WHO, 2017).

A *Escherichia coli* ou *E.coli* é uma bactéria capaz de fermentar lactose a uma temperatura de 44°C – daí a alcunha de coliforme termotolerante – e que está presente no intestino grosso de humanos e animais de sangue quente, onde dificilmente causam comorbidades ou danos em indivíduos saudáveis. Entretanto algumas de suas cepas podem levar ao óbito a partir de episódios de diarreia aguda e cólica intestinal grave, sobretudo em indivíduos em situação de vulnerabilidade e crianças de até 5 anos, principalmente aqueles que vivem em regiões subdesenvolvidas e rurais do planeta, onde o acesso ao saneamento é precário (TROEGER et al., 2017; WHO, 2017).

Cabe ressaltar que apesar destes dois serem os microrganismos mais comuns em análises de qualidade da água, a ausência deles não implica necessariamente na ausência de riscos, uma vez que outros organismos como cistos e oocistos de protozoários, helmintos e etc. podem estar presentes na água, ou até organismos não contemplados pela legislação vigente no país, como vírus entéricos, tornando necessária uma caracterização completa da microbiologia da água de consumo, assim como uma adequada seleção do sistema de desinfecção, considerando o agente físico ou químico a ser utilizado, os tipos de organismos a serem inativados e a eficiência das unidades de tratamento e pré-tratamento (TCHOBANOGLIOUS et al., 2016).

Os testes de detecção de *E.coli* e coliformes totais podem ser qualitativos – mais baratos e acessíveis – indicando apenas ausência ou presença do microrganismo, ou quantitativos, dentre os quais temos os métodos convencionais – Técnica dos Tubos Múltiplos e Técnica de Membrana Filtrante – e os métodos rápidos – Collilert e Collitag –, todos padronizados pelo

“*Standard methods for the examination of water and wastewater*” (APHA et al., 2017). Existem também outros métodos padronizados pela *United States Environmental Protection Agency* (USEPA, 2002).

3.3 Água de chuva como fonte para consumo humano

A demanda por fontes de água de consumo segura tem levado às nações a não somente uma, mas diversas soluções ou alternativas em potencial, dentre elas o aproveitamento de água da chuva. Há registros de reservatórios escavados para a prática datados de 3600 a.C., assim como há também inscrições mostrando a utilização da prática em casas, datados de 850 a.C., desta forma é inconclusiva a autoria ou origem desta solução (TOMÁZ, 2005). Muitos países vêm investigando a utilização da água da chuva captada para fins não-potáveis como: Alemanha, Brasil, Canadá, Estados Unidos, Japão, entre outros. No Reino Unido, inclusive adotou-se a prática para usos domésticos como jardinagem e descargas sanitárias (UBA; AGHOGHO, 2000; FEWTRELL; KAY, 2007; DESPINS et al., 2009; AHMED et al., 2011).

No Brasil, a NBR 15527 (ABNT, 2019) regulamenta a instalação de estruturas de captação para o reaproveitamento de água de chuva em áreas urbanas para fins não potáveis, entretanto o uso para o consumo humano é ainda pouco explorado no país e no mundo. Apesar de se caracterizar como potencial fonte de água doce, a água da chuva captada apresenta riscos de contaminação química – a partir da poluição atmosférica, sobretudo em locais de alta densidade demográfica ou por pinturas metálicas e outras partículas em telhados – e microbiológica – a partir das superfícies de coleta do sistema de captação por microrganismos variados geralmente presentes em material fecal de animais (AHMED et al., 2011; WHO, 2017).

O processo de urbanização resulta no aumento da atividade industrial, que tem por consequência, o lançamento de um número cada vez maior de poluentes atmosféricos, variando de região para região com relação ao nível de poluição lançada e o tipo de poluentes (KWAADSTENIET et al., 2013; GWENZI et al., 2015). O perclorato (ClO_4^-) e seus sais são substâncias consideradas poluentes tóxicos com fortes propriedades oxidantes que podem ser utilizados em atividades aeroespaciais, militares e atividades manufaturadas. Sua detecção se tornou cada vez mais frequente na água proveniente de eventos de chuva nos Estados Unidos, ao ponto de fazer com que a USEPA o inserisse em suas regulamentações oficiais. Assim como os Estados Unidos (EUA), a União Europeia começou a detectar a mesma substância, em alto teor, em exportações vindas da China, estabelecendo também regulamentações para tal, que neste caso, era proveniente de fertilizantes e atividades agrícolas (LIN et al., 2019).

Além do ClO_4^- , peróxido de hidrogênio (H_2O_2) e ozônio (O_3), fortes agentes oxidantes, também foram detectados em amostras de eventos de chuva em cidades populosas da China como Beijing e Shangai (LEE et al., 2000; LIN et al., 2019). Estudos ainda mostram a presença de outros cátions e ânions em amostras de água da chuva ao redor do mundo, e particularmente a presença de nitrato (NO_3^-) e sulfato (SO_4^{2-}), principais agentes responsáveis pela acidificação da água da chuva (CHEN et al., 2008; KUMAR et al. 2014; LIN et al., 2019).

A água da chuva é caracterizada por uma ligeira acidez – muitas vezes em decorrência dos poluentes previamente mencionados – e baixo teor de minerais dissolvidos, tornando-a relativamente agressiva e capaz de dissolver metais e outras impurezas das superfícies de contato dos sistemas de captação e dos tanques de armazenamento, caracterizando assim outra forma de contaminação química quando isto ocorre (WHO, 2017). Por esta via de contaminação, no Missouri (EUA), telhados de metal galvanizado resultaram em altas concentrações de zinco na água de chuva coletada quando comparados com outras superfícies. Cádmio também foi encontrado em altas concentrações provenientes de superfícies do mesmo material no Texas (EUA), telhas de asfalto ocasionaram na presença de partículas de chumbo e mercúrio na água também no mesmo estado, e ainda, altas concentrações de zinco foram detectadas em água de chuva coletada em telhado de ferro galvanizado pintado na Nova Zelândia (VAN METRE; MAHLER, 2003; KINGETT MITCHELL LTD, 2003; NICHOLSON et al. 2009; MENDEZ, et al. 2011).

Em aspectos microbiológicos, as principais fontes de contaminação são as superfícies de captação, incluindo o caminho de percurso da água até o reservatório, e as fezes de animais que circulam sobre esta superfície, como pássaros, roedores, entre outros. Os microrganismos mais comuns dentre os encontrados na água da chuva com contaminação microbiológica incluem *Escherichia coli*, *Salmonella* spp. e *Campylobacter* spp., com estudos indicando também outras presenças como *Legionella pneumophila*, *Vibrio cholerae*, *Cryptosporidium* spp., *Giardia* spp. entre outros. Apesar da possibilidade teórica, comumente não se considera o risco de contaminação por vírus entéricos nesta fonte de água (FEWTRELL; KAY, 2007; KWAADSTENIET et al., 2013; GWENZI et al., 2015).

Sabe-se ainda que, períodos de estiagem, a frequência de eventos de chuva e a duração da precipitação são capazes de influenciar nos parâmetros qualitativos químicos e microbiológicos, com a primeira chuva após um longo período de estiagem apresentando altos índices de poluentes, sobretudo microbiológicos e com a diminuição considerável destes após

vários eventos de chuva ou após um evento de precipitação de longa duração (YAZIZ et al.,1989; WHO, 2017).

Desta forma, há uma necessidade de criação e regulamentação de diretrizes para o reaproveitamento de água das chuvas para fins potáveis, com o estabelecimento de parâmetros químicos e microbiológicos para estes usos, além de parâmetros para o gerenciamento de sistemas pluviais voltados para estes fins (AHMED et al.,2011).

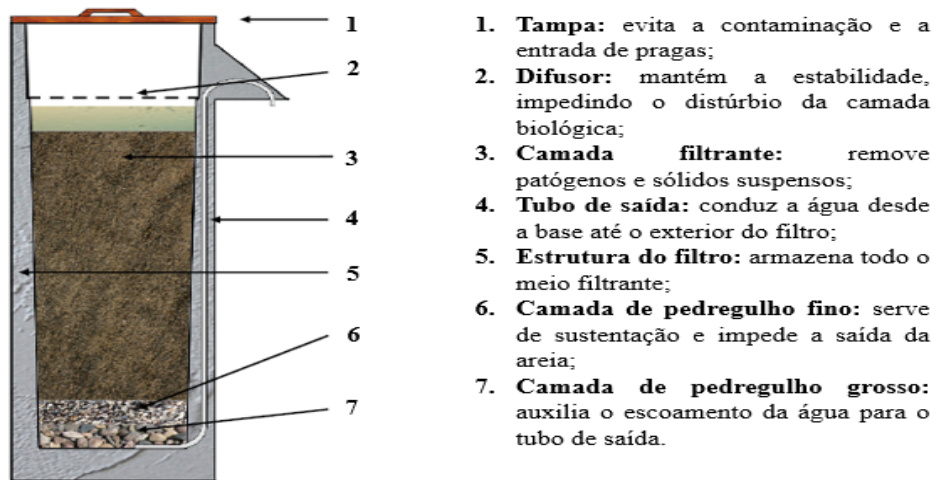
3.4 Filtros lentos domiciliares

3.4.1 Características, desempenho geral e histórico do FLD

Filtro lento domiciliar (FLD), criado por David Manz na década de 1990 na Universidade de Calgary no Canadá, trata-se de uma configuração em escala reduzida do filtro lento, contando com algumas diferenças como facilidade de construção e de manutenção, baixo custo, além da possibilidade de operação em fluxo intermitente, visando atender de forma eficiente comunidades desfavorecidas de países em desenvolvimento (MANZ, 2004).

Após adaptações desde o projeto original, a estrutura do FLD pode ser feita em plástico ou concreto e deve ser preenchida por camadas de areia e cascalho pré-selecionados e devidamente preparados para servirem como meio filtrante (CAWST, 2010; CAWST, 2012). As características granulométricas do meio filtrante recomendadas são de tamanho efetivo (D_{10}) – abertura da peneira pela qual 10% de massa da amostra passa – entre 0,15 mm e 0,20 mm; Coeficiente de uniformidade (CU) – razão ente D_{10} e D_{60} – entre 1,5 e 2,5; e porcentagem de finos – porcentagem que passa na peneira #150 mesh que tem aberturas de 0,106 mm – de 4% (CAWST, 2010). A Figura 1 apresenta os componentes tradicionais de um filtro lento domiciliar.

Figura 1: Componentes tradicionais de um filtro lento domiciliar.

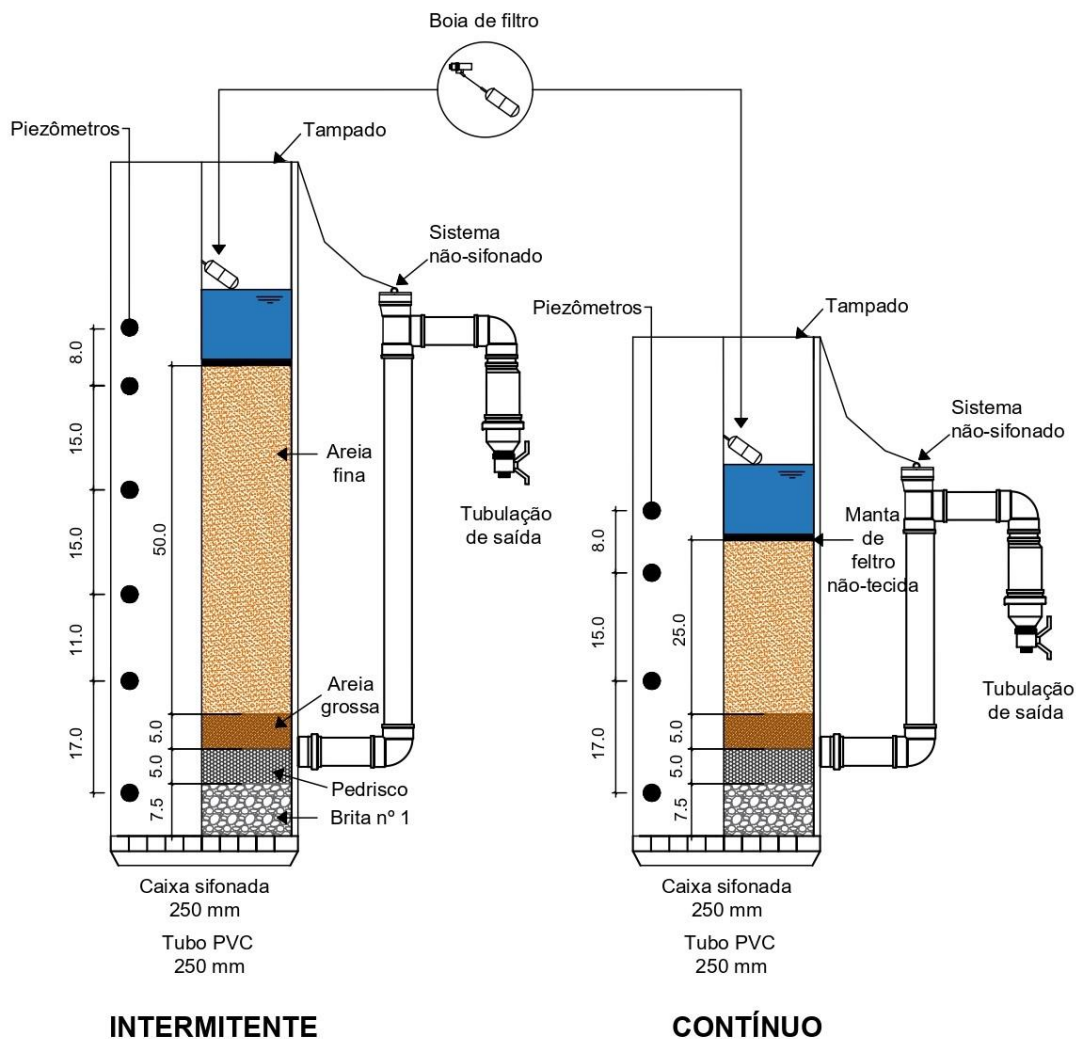


1. **Tampa:** evita a contaminação e a entrada de pragas;
2. **Difusor:** mantém a estabilidade, impedindo o distúrbio da camada biológica;
3. **Camada filtrante:** remove patógenos e sólidos suspensos;
4. **Tubo de saída:** conduz a água desde a base até o exterior do filtro;
5. **Estrutura do filtro:** armazena todo o meio filtrante;
6. **Camada de pedregulho fino:** serve de sustentação e impede a saída da areia;
7. **Camada de pedregulho grosso:** auxilia o escoamento da água para o tubo de saída.

Fonte: Adaptado de CAWST (2010).

Além dos componentes tradicionais apresentados por CAWST (2010), a possibilidade de adaptação da tecnologia às condições sociopolíticas e econômicas dos usuários permitiu aperfeiçoamentos realizados por estudos recorrentes. Freitas (2017) e Terin (2017) demonstraram a possibilidade de utilização de tubos e conexões em PVC, além da utilização de recursos da construção civil como material filtrante, Maciel e Sabogal-Paz (2018) recomenda a utilização de mantas filtrantes no topo da camada de areia, a fim de reter parte das impurezas encaminhadas ao meio filtrante, facilitando a operação e melhorando a eficiência. Tais adaptações foram adotadas, com resultados promissores em diversos estudos, tais como: Maciel e Sabogal-Paz (2018), Freitas e Sabogal-Paz (2019), Terin e Sabogal-Paz (2019) e Andreoli e Sabogal-Paz (2020), até chegar em sua configuração para fluxo descendente mais recente em Freitas et al. (2021) exposta na Figura 2.

Figura 2: Seção cruzada da configuração dos filtros intermitente – tradicional - e contínuo – versão compacta – baseado nas adaptações mais recentes englobadas pelos estudos de Freitas et al. (2021) (dimensões em cm).



Fonte: Adaptado de Freitas et al. (2021).

A limpeza dos filtros lentos domiciliares acontece *in situ* assim como sua operação, e consistem nas mesmas etapas de execução do filtro lento: drenagem, raspagem – quando conveniente – e retomada da operação. Quando se nota comprometimento do desempenho do FLD, pausa-se a operação para a drenagem da água, momento que marca o fim da carreira de filtração, em seguida raspa-se 1 a 2 cm da camada de topo de areia, após essa remoção é retomada a operação do filtro (DI BERNARDO; SABOGAL-PAZ, 2008). De acordo com Manz (2004) essa prática não afeta a atividade microbológica, além de não afetar também a taxa de filtração.

O tratamento da água ocorre principalmente no meio filtrante, com a remoção de sólidos e de patógenos através de quatro mecanismos físicos e microbiológicos: aprisionamento mecânico, adsorção, predação e morte natural (CAWST, 2012). Todavia, para que haja a

predação e a eficiência máxima do sistema, é necessário que ocorra a maturação da camada biológica – ou *schmutzdecke* –, processo que pode demorar entre dias, semanas ou até meses. A camada biológica se localiza na região entre a água e o meio filtrante, e é onde os microrganismos agem na decomposição da matéria orgânica, com tal atividade podendo se estender por até 40 cm do meio em filtros lentos convencionais (ELLIOT et al., 2006; DI BERNARDO; SABOGAL-PAZ, 2008; VANDERZWAAG et al., 2009; JAHDAY et al., 2015).

Outro fator limitante dos FLD é a turbidez, uma vez que os valores ideais para a operação seriam inferiores a 10 NTU (SABOGAL-PAZ et al., 2020), entretanto, picos de até 50 NTU podem ser tolerados por curtos períodos de tempo (CAWST, 2010) e considerando legislações regulamentadoras menos restritivas, desta forma, faz-se necessária a adição de uma etapa de clarificação nos casos em que a alimentação seja feita utilizando água com valores elevados de turbidez (CAWST, 2010). Apesar disso, os FLD mostram capacidade de remoção de sólidos dissolvidos e outros parâmetros físico-químicos associados à turbidez. Jenkins et al. (2011) apresentaram em seus resultados remoção média de 89% de turbidez, Young-Rojanschi e Madramootoo (2014) apresentaram remoções médias de 96% e 87% respectivamente para as operações em fluxo contínuo e intermitente, enquanto Oliveira (2021) conseguiu remoção média de 28% em fluxo contínuo tratando água da chuva com valores baixos de turbidez.

Quanto à capacidade de remoção do risco microbiológico, estudos mostram que há potencial para a inativação de diversos microrganismos patogênicos como *Escherichia coli*, cistos de *Giardia* spp., oocistos de *Cryptosporidium* spp., diversos tipos de bactérias, vírus, bacteriófagos, entre outros (EARWAKER, 2006; ELLIOT et al., 2008; ELLIOT et al., 2015; ZHANG et al., 2016; ANDREOLI; SABOGAL-PAZ, 2020). Elliot et al. (2008) apresentam remoção maior que 2 log para *echovirus* 12, Young-Rojanschi e Madramootoo (2014) também atingiram remoção maior que 2 log para bacteriófagos MS2, ainda, Terin e Sabogal-Paz (2019) apresentam remoção média da cianobactéria *Microcystis aeruginosa* de $2,39 \pm 0,34$ log e $2,01 \pm 0,43$ log, respectivamente, para os filtros operados em fluxo contínuo e intermitente tratando águas superficiais.

A organização CAWST (2010) afirma que até a presente data 500 mil FLDs haviam sido distribuídos ao redor do mundo por iniciativas não governamentais beneficiando milhões de pessoas, sobretudo em países em desenvolvimento e regiões rurais afetados pelo estresse hídrico.

3.4.2 Operação de FLDs

O FLD pode ser operado em fluxo contínuo ou fluxo intermitente. Alguns estudos comparativos apontam eficiência superior do sistema quando operado em fluxo contínuo, entretanto este modelo pode ser inviável para comunidades isoladas, uma vez que requer bombeamento ou desnível suficiente para manter a alimentação contínua e estas comunidades muitas vezes não contam com fornecimento de energia ou relevo adequado para tal situação (ELLIOT et al., 2008; YOUNG-ROJANSCHI; MADRAMOOTOO, 2014).

Quanto aos aspectos microbiológicos, Young-Rojanschi e Madramootoo (2014) apresentaram comparação entre regimes para remoção de *Escherichia coli* e bacteriófagos MS2, a remoção de *E.coli* atingiu média de 3,71 log no filtro em fluxo contínuo contra 1,67 log no filtro em fluxo intermitente, enquanto que a remoção de MS2 atingiu 2,25 log e 0,85 log respectivamente para os filtros em regime contínuo e intermitente. Andreoli e Saboga-Paz (2020) obtiveram remoção de *E.coli* de 3 log no filtro contínuo contra 2 log no filtro intermitente, no mesmo período de tempo, com adição de agentes de amadurecimento da camada biológica. Ainda, Oliveira (2021) apresentou remoção de *E.coli* de 3,62 log no filtro em regime contínuo contra 2,28 log no regime intermitente em uma das etapas de seu estudo, assim como também mostrou remoção de Phi-X-174 de 1,09 log no regime contínuo contra 0,71 log no regime intermitente, tudo no mesmo período.

Ainda que a operação em fluxo intermitente apresente desempenho inferior em comparação ao regime de escoamento contínuo, seus resultados viabilizam sua aplicação em diversas situações, principalmente quando se considera a aplicação de desinfecção no pós-tratamento. Além disso, fatores relacionados à disponibilidade de energia elétrica, o FLD intermitente ainda permite maior autonomia do usuário, uma vez que sua operação é de menor complexidade comparada aos FLDs em fluxo contínuo, o que conseqüentemente facilita a transferência de tecnologia, no qual ainda dispensa a necessidade de unidade de abastecimento externa e canalização de abastecimento ou bombeamento, ocupando área de cerca de 0,1 m², espaço consideravelmente menor do que o FLD em regime contínuo (CAWST, 2010; SABOGA-PAZ et al.,2020).

Operando em regime intermitente, Elliot et al. (2008) conseguiram atingir pico de remoção de *E.coli* de 4 log e pico de remoção de bacteriófagos MS2 de 1,3 log, operando da mesma forma. Freitas e Sabogal-Paz (2019) conseguiram atingir remoção média de $2,86 \pm 0,79$ log de *E.coli*. Maciel e Sabogal-Paz (2018) obtiveram remoção média do mesmo

microrganismo de $1,40 \pm 0,61$ log operando em fluxo intermitente com boia para o controle de nível da água.

Para a operação em fluxo intermitente, a água a ser tratada fica nos poros do meio filtrante durante período variável entre 1 e 48 h – período de pausa –, além disso, a alimentação dos filtros é manual, devendo respeitar o período de pausa e o volume de produção diário máximo de até 100 L (CAWST, 2010; YOUNG-ROJANSCHI; MADRAMOOTOO, 2014). Períodos de pausa mais longos são capazes de aumentar a eficiência de sistemas em regime intermitente, uma vez que a água fica maior tempo em contato com o leito filtrante, resultando em ação maior dos mecanismos de purificação (TUNDIA et al., 2016).

A influência do período de pausa foi avaliada por alguns trabalhos. A exemplo, Elliot et al. (2008) trabalharam com períodos de pausa de 24 e 12 horas e volume de alimentação de 20 L, obtendo respectivamente remoções de *E. coli* de $2,68 \pm 0,37$ log e $2,55 \pm 0,33$ log. Jenkins et al. (2011) operou com períodos de pausa de 16 e 5 horas e mesmo volume de alimentação, obtendo remoções de $1,65 \pm 0,56$ log e $1,60 \pm 0,40$ log do mesmo agente patógeno. Ainda Freitas e Sabogal-Paz (2019) trabalharam com períodos de pausa de 12 e 4 horas, obtendo respectivamente remoções de $2,86 \pm 0,79$ log e $2,41 \pm 0,42$ log do microrganismo *Escherichia coli*.

3.4.3 Caracterização do escoamento em filtros

Denomina-se reator, todo e qualquer corpo dentro do qual ocorram processos unitários físicos, químicos e biológicos. Desta forma, o FLD caracteriza-se como um reator com características hidráulicas específicas, as quais podem ser comparadas às respostas hidráulicas teóricas esperadas a fim de avaliar em qual nível o projeto ideal foi obtido (TCHOBANOGLIOUS et al., 2016).

A determinação do escoamento permite a identificação de zonas de estagnação, caminhos preferenciais, formação de zonas de recirculação e curtos-circuitos, tornando possível evitar a perda de eficiência através de mudança nos parâmetros operacionais que garantam melhorias nos processos físico-químicos e microbiológicos ocorrendo dentro do reator (LEVENSPIEL, 2000; ELLIOT et al., 2008; BRADLEY et al., 2011).

Reatores ideais podem ser representados por dois modelos: o de reator com escoamento pistonado (do inglês “*Plug Flow Reactor*” - PFR) e o de reator com escoamento de mistura completa (do inglês “*Continuous Stirred Tank Reactor*” - CSTR); desses modelos, obtém-se equacionamentos matemáticos simplificados, que permitem a modelagem das condições hidráulicas e tornam o processo menos complexo (LEVENSPIEL, 2000). Diversos estudos

apontam que a tecnologia do FLD conta com escoamento próximo da idealidade pistonada, tais como Elliot et al. (2008), Young-Rajanschi e Madramootoo (2014), Maciel e Sabogal-Paz (2018), Freitas e Sabogal-Paz (2019), Terin e Sabogal-Paz (2019) e Andreoli e Sabogal-Paz (2020).

O ensaio de caracterização do escoamento é feito pela aplicação de um traçador, com perturbação do tipo pulso ou degrau, seguida da medição constante da concentração deste traçador na saída ao longo do tempo até que a concentração seja nula. Para que sirva como traçador, uma substância deve ser inerte, não adsorver, não ser tóxica e facilmente mensurada (LEVENSPIEL, 2000). O cloreto de sódio (NaCl) é uma alternativa difundida de traçador, uma vez que atende aos pré-requisitos, apresenta baixo custo e tem medidas indiretas por sondas de condutividade (BRADLEY et al., 2011; PEGORARO, 2011).

Após a aplicação e a medição das concentrações do traçador ao longo do tempo, é possível determinar a curva de distribuição do tempo de residência (DTR), que consiste em uma distribuição temporal dentre as partículas no escoamento por um reator. Em posse desta, torna-se possível a comparação entre o tempo de residência experimental e o tempo de detenção hidráulica (TDH) nominal permitindo a modelagem matemática do escoamento (LEVENSPIEL, 2000; PEGORARO, 2011; ANDREOLI, 2020). Outro método comumente utilizado para análise do tempo de residência experimental é o Índice de Dispersão Morrill (MDI), que permite interpretação prática baseada nos valores de concentração do traçador ao longo do tempo. Valores de MDI próximos a 1 indicam PFR, entretanto se o MDI foi inferior a 2, o reator é considerado um reator pistonado eficiente (ELLIOT et al., 2008; BRADLEY et al., 2011; TCHOBANOGLIOUS et al., 2016). A Equação 3.1, apresenta a expressão para determinação do MDI.

$$MDI = \frac{t_{90\%}}{t_{10\%}} \quad (3.1)$$

em que: $t_{90\%}$ = tempo medido após a passagem de 90% da concentração do traçador; $t_{10\%}$ = tempo medido após a passagem de 10% da concentração do traçador. Ambos mensurados na mesma unidade.

3.5 Desinfecção

A desinfecção tem por objetivo inativar os patógenos e os organismos indicadores presentes na água (LIBÂNIO, 2016). A ação dos desinfetantes pode ocorrer por diferentes mecanismos principais: pela destruição ou danificação da organização estrutural da célula ou alteração de sua permeabilidade, por difusão no interior dos microrganismos alterando a

natureza coloidal ou inibindo a atividade enzimática no protoplasma ou por alteração no DNA ou RNA dos organismos.

Águas de abastecimento são desinfetadas por dois grupos principais de desinfetantes: agentes químicos – compostos com potencial de oxidação –, cujo principal representante deste grupo é o cloro e seus derivados, e agentes físicos – com ação referenciada à energia de radiação –, a exemplo da radiação solar e radiação ultravioleta (STANIER et al., 1963; PROSAB, 2001; LIBÂNIO, 2016).

A eficiência do processo varia de acordo com as características da água a ser submetida ao pós-tratamento, do desinfetante utilizado e dos microrganismos que se deseja inativar. Quanto ao desinfetante a ser utilizado, deve ser um agente que garanta segurança para manuseio e aplicação, estabilidade durante a armazenagem, assegurar eficiência de inativação de uma gama de microrganismos patogênicos, não apresentar toxicidade para os seres humanos e outras formas de vida nem gerar subprodutos tóxicos, ser solúvel em água e passível de identificação e quantificação. Deve-se levar em conta também que não há um desinfetante ideal que atenda todos esses critérios, deve-se realizar análise de viabilidade baseada em outros parâmetros como as características da água afluyente e do microrganismo-alvo (VON SPERLING, 2014; TCHOBANOGLIOUS et al., 2016).

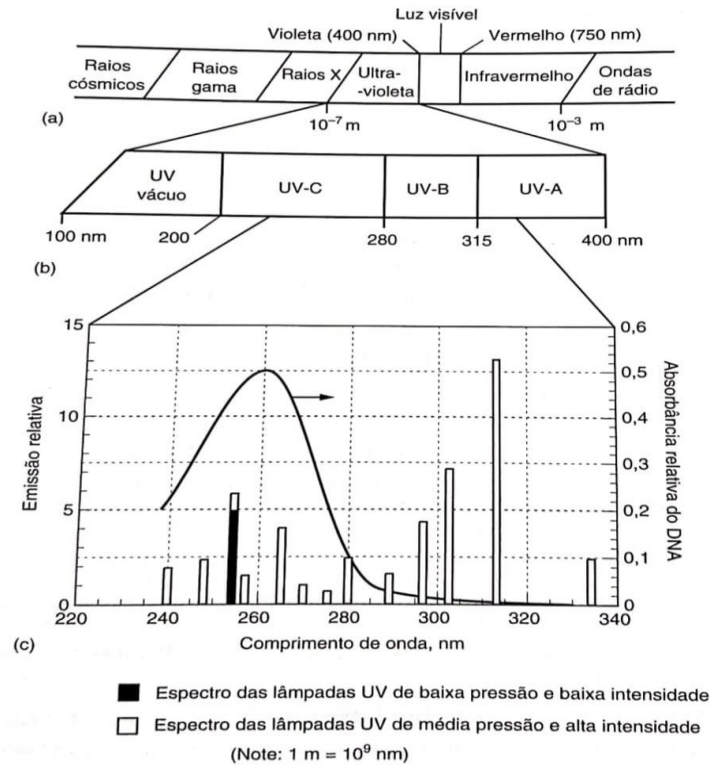
Quanto aos organismos, deve-se levar em consideração a sensibilidade destes aos diferentes agentes passíveis de aplicação ou ao mecanismo de desinfecção consequente daquele agente (TCHOBANOGLIOUS et al., 2016). Valores ainda que ligeiramente elevados de turbidez podem diminuir consideravelmente a eficiência de inativação, sobretudo no que diz respeito aos vírus devido ao seu tamanho, além disso, a presença de matéria orgânica, o potencial hidrogeniônico (pH), a temperatura e a presença de compostos que possam reagir com os desinfetantes são outras características a serem consideradas (USEPA, 2000; PROSAB, 2001).

3.5.1 Radiação Ultravioleta

A radiação ultravioleta (UV) é um desinfetante que atua por meio físico, agindo diretamente nos ácidos nucléicos dos microrganismos, promovendo reações fotoquímicas que os inativam (PROSAB, 2001). Sua descoberta ocorreu no século XIX com suas propriedades germicidas sendo utilizadas a partir do início do século XX para a obtenção de água de alto grau de qualidade. A UV caracteriza-se como radiação eletromagnética com comprimento de onda menor que o da luz visível e maior que o dos raios X no espectro (TINOCO, 2011; TCHOBANOGLIOUS et al., 2016).

A parcela do espectro eletromagnético na qual a radiação ultravioleta ocorre se enquadra na faixa de 100 a 400 nm (Figura 3).

Figura 3: Espectro eletromagnético com destaque para as faixas de UV.



Adaptado de Tchobanoglous et al. (2016).

Dentro deste intervalo, a UV ainda pode ser subdividida de acordo com seu comprimento de onda em: UV-A (de 315 a 400 nm), UV-B (de 280 a 315 nm), UV-C (de 200 a 280 nm) e UV-V (de 100 a 200 nm). A ação germicida da radiação UV-A é desprezível, sendo necessário longo tempo de exposição para sua aplicabilidade na remoção do risco microbiológico em águas. A radiação UV-B é uma forma destrutiva de luz associada às ocorrências de câncer de pele. A radiação UV-C é aquela comumente aplicada na desinfecção de águas e esgotos. A radiação UV-V ou radiação ultravioleta no vácuo é impraticável para desinfecção ou outros usos, uma vez que seus raios se dissipam rapidamente em meio aquoso e em pequenas distâncias (USEPA, 1999; USEPA, 2006).

Os elementos essenciais de sistema de desinfecção UV são as lâmpadas, o equipamento de acionamento e o reator. Radiações eletromagnéticas no comprimento de onda de 240 a 280 nm constituem-se em um efetivo agente desinfetante e a emissão da radiação UV-C corresponde exatamente a esta faixa de valores no espectro eletromagnético. Como agente desinfetante, a eficiência da radiação UV é mais expressiva no comprimento de onda de 253,7 nm; por este motivo, como pode ser observado na Figura 3, as lâmpadas de UV de baixa pressão

e de baixa intensidade de vapor de mercúrio são as mais utilizadas, uma vez que emitem 85-90% de radiações no comprimento de onda de 254 nm (KOLLER, 1952; LIBÂNIO, 2016; TCHOBANOGLIOUS et al.,2016). Assim como as lâmpadas selecionadas, a configuração dos reatores UV também é capaz de influenciar de diferentes formas na desinfecção, que podem ser de contato ou não-contato, abertos ou fechados, com fluxo do afluente perpendicular ou paralelo às lâmpadas e podem contar com diversas outras modificações, com a decisão de aplicação estando atrelada às necessidades únicas de cada situação (VON SPERLING, 2014).

A radiação UV artificial é gerada a partir da tensão em uma mistura de gases, possibilitando a geração de uma descarga de fótons, que interage com os componentes do reator e o líquido afluente a ser tratado através dos processos de refração – fenômeno de transmissão de luz de um meio para o outro com característica diferente –, reflexão – mudança na direção de propagação da luz por uma superfície de contato –, dispersão – mudança na direção de propagação da luz por uma dada partícula – e absorção que é a transformação da radiação para outras formas de energia, quando ela atravessa uma substância e é variável com o comprimento de onda da luz (USEPA, 2006).

A quantificação dessa medida de energia permite a quantificação também da intensidade UV média (I_m), intensidade UV média em um ponto do reator e posteriormente, da dose UV (D_A) – que consiste no produto entre intensidade UV e tempo de aplicação –, medidas que devem ser conhecidas para a quantificação de radiação necessária para a inativação de diferentes microrganismos. Em aplicações de desinfecção, a absorbância a 254 nm mede a quantidade de luz através da água ou esgoto que atinge os microrganismos-alvo por espectrofotometria, obtendo-se a absorbância por unidade de profundidade, geralmente a 1 cm. A Equação 3.2 ilustra o cálculo para o coeficiente de absorbância

$$\alpha = A \cdot \ln(10) = 2,303 A \quad (3.2)$$

em que: α = é o coeficiente de absorbância; A = a absorbância medida a 254 nm, com trajetória de 1 cm.

A intensidade da radiação ultravioleta é uma variável fundamental para a aplicação da desinfecção em águas e esgotos. Seu conceito teórico vem das propriedades ondulatórias da luz de James Clerk Maxwell, sendo definida como o somatório de energias incidentes em todas as direções em dado ponto no espaço (HALLIDAY; RESNICK, 1978).

$$I = I_0 \cdot e^{(-\alpha L)} \quad (3.3)$$

A intensidade média de radiação UV (Equação 3.4) incidente em uma partícula por um dado tempo pode ser dada por

$$I_m = \frac{I_0}{\alpha L} \cdot [1 - e^{(-\alpha L)}] . \quad (3.4)$$

em que: I_m = intensidade média da radiação UV em uma lâmina líquida de espessura L (mW/cm²); L = a espessura da lâmina líquida (cm).

Além da fundamentação teórica, existem outros métodos práticos para a determinação da intensidade UV de uma lâmpada, dentre eles a radiometria, que consiste na medição direta da intensidade de radiação por meio de radiômetros, entretanto cabe ressaltar que a confiabilidade e precisão da medida podem ser afetadas pela sensibilidade do aparelho, a quantidade de pontos distribuídos no reator e a espessura e distância da lâmina de água ou ponto de medição (DANIEL, 1993; SEVERIAN; ROESSLER, 1998; TINOCO, 2011).

No que concerne ao tratamento de águas, a utilização de radiação UV vem se mostrando muito competitiva com o cloro – oxidante mais utilizado em escala global – devido a não geração de subprodutos tóxicos como os trihalometanos (THM) e semelhante efetividade de inativação para alguns agentes patogênicos. Sua eficiência depende, além dos aspectos previamente citados, das características do afluente e da intensidade de radiação UV aplicada em associação com o tempo de exposição dos microrganismos à radiação (FISHER et al. 2011; VON SPERLING, 2014; TANG; SILLANPÄÄ, 2015). Utilizando radiação ultravioleta Colletti (2003) estudou a inativação pelo mecanismo em dois tipos de efluentes secundários e conseguiu inativação percentual de *C. perfringens*, coliformes totais, *E.coli* e bacteriófagos que atingiu picos de 100% nos ensaios de batelada. Ainda Zou et al. (2019) alcançaram uma remoção de 2,59 log de *Escherichia coli* com lâmpadas UV-LED em seus trabalhos.

Além do risco minimizado à saúde devido à não formação de subprodutos tóxicos, destacam-se também entre as vantagens de utilização da desinfecção UV: a não formação de residuais reagentes, a segurança e aceitação dos operadores e do público, a simplicidade e o baixo custo de operação e manutenção quando comparados a sistemas de ozônio e dióxido de cloro, e o pequeno tempo de contato com o afluente, dispensando grandes tanques de contato para desinfecção (PROSAB, 2001).

3.5.2 Recrescimento por fotorreativação ou recuperação no escuro

Alguns microrganismos conseguem manter suas atividades metabólicas após serem expostos a uma dose subletal de radiação ultravioleta, apresentando mecanismos de reparação de danos causados pela radiação, decorrentes do processo evolutivo na natureza, influenciando

negativamente na eficiência da desinfecção. Estes processos comumente envolvem reparação do DNA e a recuperação da capacidade de reprodução celular, e estão presentes até em organismos simples como *Escherichia coli*. Além disso, podem ocorrer na ausência ou presença de luz visível, fato que dá nome a ambos os mecanismos: fotorreativação enzimática e recuperação no escuro (VOET et al., 2008; TINOCO, 2011; TCHOBANOGLIOUS et al., 2016).

A fotorreativação envolve a utilização de enzimas específicas que podem reparar as seções danificadas do DNA depois de energizadas pela exposição à luz num processo chamado de fotólise. Tosa e Hirata (1999) analisaram os efeitos da fotorreativação em cepas de *Escherichia coli*, verificando aumento de 2,2 vezes entre a dose inicialmente aplicada e a dose necessária para que o fenômeno não ocorresse. Tosa et al. (2003) testaram cepas de *Escherichia coli* hemorrágicas, de *Enterococcus* e de *Pseudomonas aeruginosa* quanto à fotorreativação, identificando a presença do fenômeno em todos, recorrendo ao aumento considerável da dose ou à radiação solar para a inativação total. Yong et al. (2007) utilizando cepas de coliformes totais e *Escherichia coli* nas quais detectaram a presença do fenômeno, testaram a radiação solar com diferentes tempos de exposição como forma de inativação total, obtendo sucesso a partir do tempo de exposição de 4 horas.

A recuperação no escuro é a capacidade de reparação dos danos na ausência de luz através de dois mecanismos: remoção ou recombinação. Na remoção, algumas enzimas são capazes de remover a seção danificada do DNA, enquanto na recombinação, o DNA danificado é regenerado a partir de uma estrutura complementar do próprio DNA, apesar da ausência dessas enzimas, vírus podem utilizar o DNA de células hospedeiras para este processo. Comparado com a fotorreativação, o reparo no escuro pode atuar sobre vários tipos de danos no genoma e é um processo de reparo muito mais lento (LOCAS et al., 2008; TCHOBANOGLIOUS et al., 2016).

Tosa et al. (2003) analisaram efeitos de ambos os mecanismos de reparo em diferentes microrganismos a partir do uso da radiação solar e armazenamento em câmara escura após a desinfecção. O o microrganismo *P. aeruginosa* demonstrou recrescimento em ambas as situações, com registro menor nas amostras analisadas quanto à recuperação no escuro. Yong et al. (2007) testaram cepas de coliformes totais e *Escherichia coli* quanto à reparação no escuro, com dose de 6 mWs/cm² e armazenamento em câmara escura a 22° C, também comprovando a presença do fenômeno.

Além da dose UV e do tempo de exposição, outros fatores estão vinculados à capacidade de reparação dos microrganismos, como temperaturas e tipos de lâmpadas utilizadas. Locas et

al. (2008) testaram lâmpadas de baixa e média pressão, assim como diferentes temperaturas para analisar os efeitos da fotorreativação em cepas de *Escherichia coli*. Como resultado, o recrescimento foi significativamente maior nas temperaturas mais altas (25° C) quando comparado às temperaturas mais baixas (4° C), ainda, houve diferença significativa também entre os tipos de lâmpadas, com valores maiores para reativação nas cepas expostas à lâmpada de baixa pressão. Evidencia-se desta forma que há variedade de fatores a serem analisados quanto a este processo, além daqueles intrinsecamente ligados à emissão da radiação UV.

3.6 Segurança no armazenamento de água de consumo humano

Uma parcela do manejo seguro de água potável corresponde à capacidade de armazenamento adequado, levando em consideração que existe a possibilidade de contaminação em reservatório não somente por mecanismos biológicos como recrescimento por reparação no escuro ou fotorreativação na água desinfetada, mas também por agentes externos como o clima, pequenos animais, eventos de chuva, e no caso do uso desta como água de consumo, a lixiviação nas superfícies de coleta, sendo necessário desta forma se atentar para o selamento absoluto do tanque, para a manutenção preventiva e limpeza (MENDEZ et al., 2011; WHO, 2017; Morgan et al., 2021).

Em suas pesquisas relacionadas com o tema, Moreira et al. (2021) aplicaram ozonização como processo de oxidação em amostras de água para consumo, percebendo após 7 dias de armazenamento, a presença de organismos como *Acinetobacteria*, *Metilobacteria*, *Cupriavidus*, *Massilia*, *Acidovorax* e *Pseudomonas*, e chegando à conclusão de que o recrescimento delas não estava associado à geração de subprodutos na desinfecção, mas a presença de nutrientes no tanque de armazenamento. Morgan et al. (2021) realizaram estudos em reservatórios de água para consumo em 374 escolas de Moçambique e Uganda, concluindo que respectivamente, 71% e 83% das escolas apresentavam baixo risco de contaminação (<1 *E.coli*/100mL) e 13% e 7% apresentavam alto risco de contaminação (>100 *E.coli*/100mL), em sua maioria associados aos maus hábitos em higiene e saneamento (WaSH), dentre eles o manejo e o armazenamento inadequados da água potável.

3.7 Avaliação de custos de investimento em tecnologias de tratamento

Como previamente mencionado, sabe-se dos efeitos diretos do investimento em saneamento, sobretudo na saúde humana, evidenciados inclusive no Item 3.1. Entretanto, Cvjetanovic (1986) já apontava em seus estudos a relação indireta entre investimentos em sistemas de abastecimento de água e esgotamento sanitário com o aumento da produtividade e

o desenvolvimento econômico, tornando necessária a estimativa de custos e sua relação com renda da população.

[Esta página foi intencionalmente deixada em branco]

4 MATERIAIS E MÉTODOS

As atividades da pesquisa foram desenvolvidas no

- Laboratório de Tratamento Avançado e Reuso de Águas – LATAR, do Departamento de Hidráulica e Saneamento, para as análises físico-químicas e microbiológicas; no
- Laboratório de Pilotos, anexo ao LATAR, para a operação do sistema; no
- Laboratório de Saneamento, também do Departamento de Hidráulica e Saneamento, para as análises químicas e de metais durante a caracterização da água de estudo; e no
- Laboratório de Mecânica dos Solos, do Departamento de Geotecnia, para a execução dos ensaios granulométricos com o material filtrante a ser utilizado.

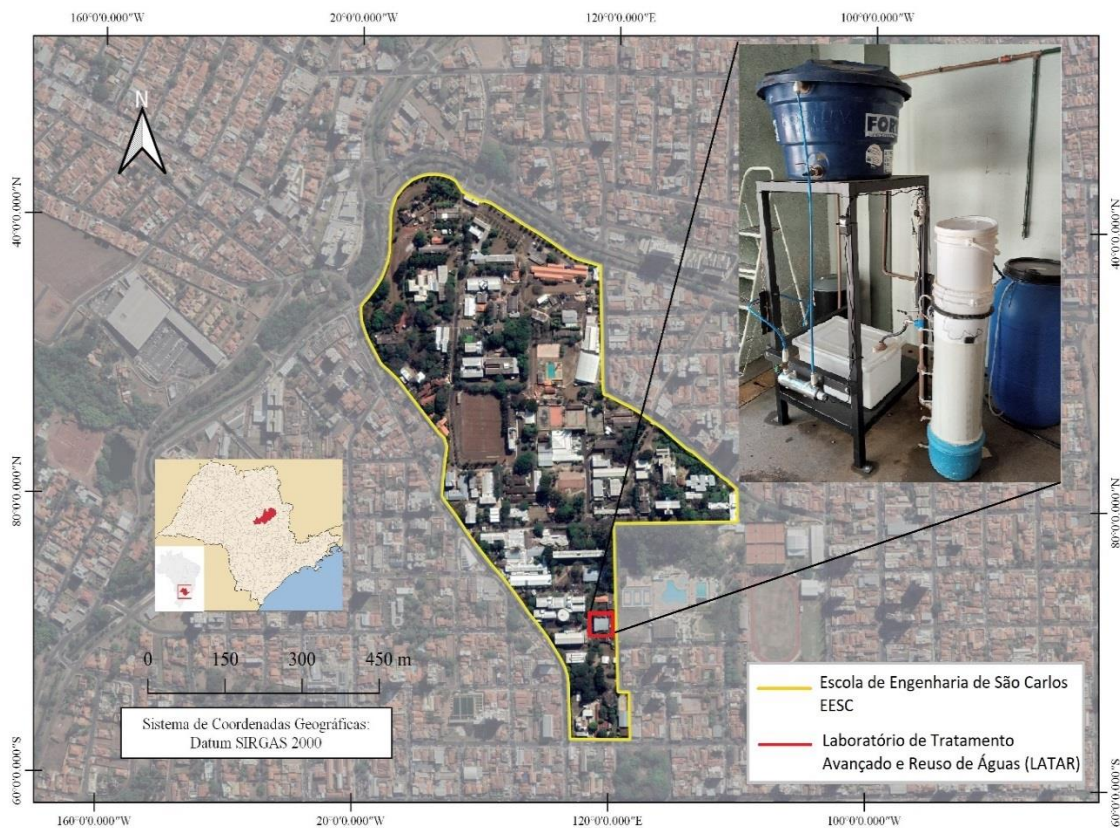
A pesquisa pode ser dividida em quatro diferentes etapas: i) preparação e caracterização da água de estudo, montagem do FLD e dos outros componentes do sistema; ii) operação por 100 dias consecutivos com análise dos principais parâmetros físico-químicos e biológicos; iii) testes de radiometria e análise de recrescimento dos microrganismos e de contaminação externa em reservatórios durante 15 dias; iv) caracterização da camada biológica e análise de sólidos pós-operação; e v) avaliação do custo da tecnologia proposta para uma família.

4.1 Captação, armazenamento e caracterização da água da chuva

A captação e o armazenamento da água de chuva foram realizados por meio de um sistema de calhas associados a tanques de armazenamento de 15000 L, instalados no Laboratório de Pilotos, anexo ao Laboratório de Tratamento Avançado e Reuso de Águas – LATAR – no Campus 1 da Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo – EESC/USP, local onde também se deu a etapa de operação do sistema durante 100 dias e os testes de recrescimento e contaminação externa por mais 15 dias. O sistema foi instalado em 2019 para pesquisas envolvendo a utilização de água da chuva como alvo de estudos, incluindo a de Oliveira (2021).

A Figura 4 ilustra a localização dos sistemas piloto inserido no LATAR/USP, no município de São Carlos, São Paulo.

Figura 4: Localização dos sistemas de captação e armazenamento de água de chuva, e do sistema instalado para a operação.



Fonte: Autor (2022).

A captação da água de chuva ocorreu nos meses de novembro e dezembro de 2019 e janeiro de 2020, e ao longo do ano de 2020 foi utilizada nos estudos de Oliveira (2021), com o restante sendo armazenada até abril de 2021, quando os testes para este trabalho foram iniciados. A escolha por utilizar água acondicionada em período anterior ao desenvolvimento do experimento objetivou reproduzir a realidade que dos usuários que fazem o aproveitamento de água de chuva para finalidade doméstica, principalmente consumo humano.

Os dados de precipitação encontram-se dispostos na Tabela 1, obtidos do site do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET), da estação da cidade com código A711, de latitude -21.980353 e longitude -47.883927, e apresentados em Oliveira (2021).

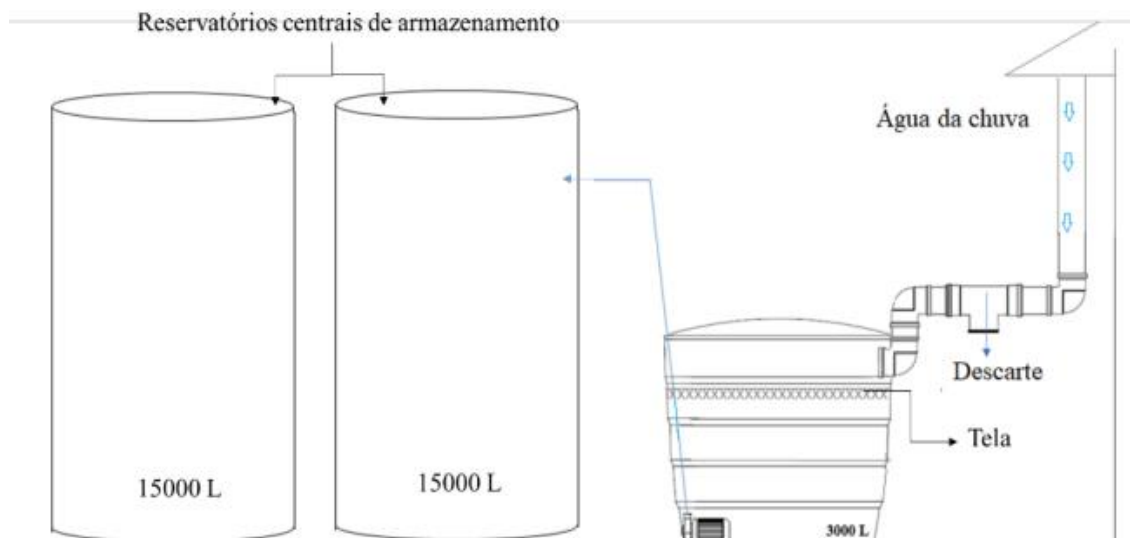
Tabela 1: Dados de precipitação em São Carlos/SP no período de captação da água de chuva para o estudo.

Data da coleta	Precipitação total no dia (mm)
30/11/2019	13,2
01/12/2019	43,2
05/12/2019	15,4
06/12/2019	8,6
23/12/2019	44,2
08/01/2020	39,6
09/01/2020	10,0
10/01/2020	2,4
13/01/2020	61,8
24/01/2020	35,0

Fonte: Adaptado de Oliveira (2021).

O sistema de captação contou com saída para a descarga da primeira chuva, além de condutores verticais em PVC. Antes de ser conduzida aos reservatórios de 15000 L, a água era temporariamente armazenada em um reservatório de 3000 L, no qual foi instalada uma tela para conter o acúmulo de folhas e outros sedimentos arrastados pelo telhado. Após esta etapa, a água da chuva era transferida por uma bomba submersível até os reservatórios inicialmente mencionados, onde ficou armazenada até a condução dos experimentos. O sistema descrito pode ser observado na Figura 5.

Figura 5: Sistema de captação da água da chuva.



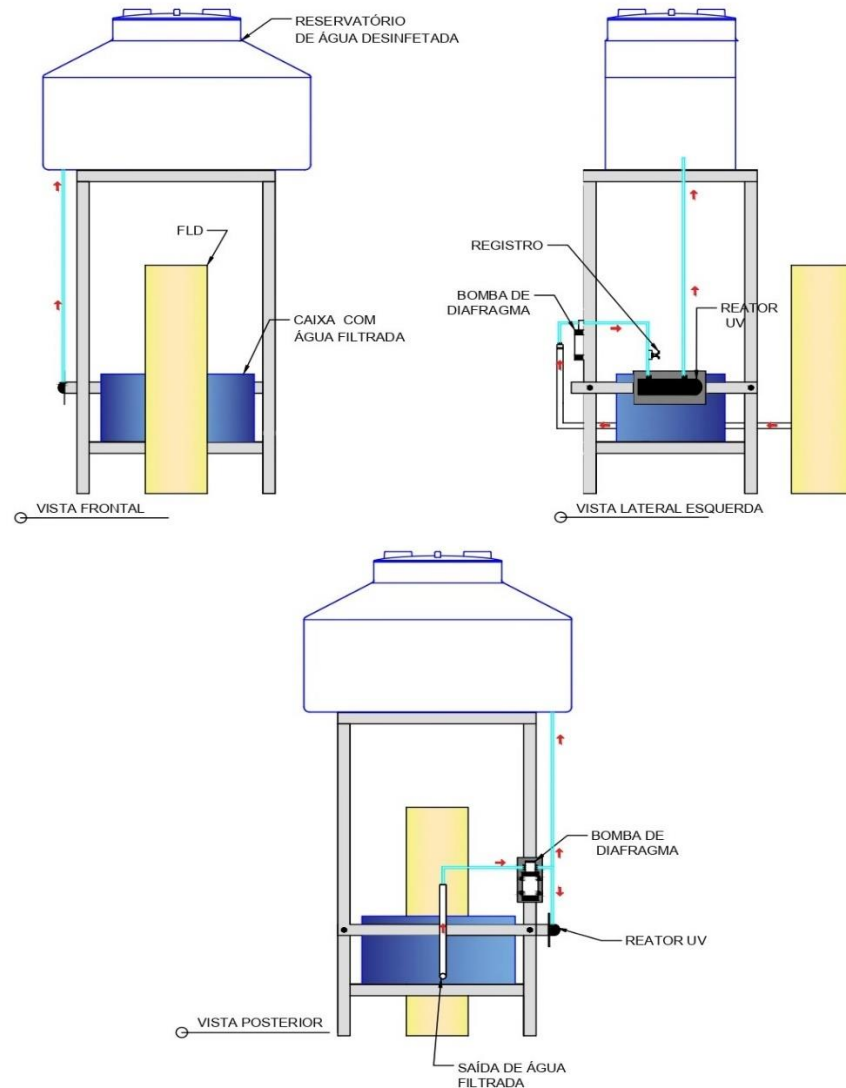
Fonte: Adaptado de Oliveira (2021).

Previamente ao início dos experimentos, duas amostras de 500 mL foram coletadas do reservatório para a caracterização da água de estudo, além de observar os efeitos do armazenamento após longo período de tempo desde o último uso. A primeira foi submetida às análises de pH, turbidez, cor aparente, cor verdadeira, absorvância, transmitância, *Escherichia coli* e coliformes totais, realizadas no LATAR. A segunda foi encaminhada ao Laboratório de Saneamento para realizar análises de alumínio, cálcio, ferro total, magnésio, zinco, sódio e potássio. Todas as análises foram feitas com base nos métodos descritos por APHA et al. (2017).

4.2 Montagem do sistema

Paralela à caracterização da água de estudo iniciou-se a montagem do sistema composto por: filtro lento domiciliar operado em fluxo intermitente, bomba diafragma para o transporte da água através do sistema no momento da desinfecção e reator UV. De forma a tornar o sistema compacto, projetou-se e executou-se uma estrutura metálica capaz de suportar todos os componentes e os aparelhos elétricos pertinentes à operação (Figura 6). O projeto da estrutura com as dimensões pode ser encontrado no Apêndice A.

Figura 6: Configuração do sistema compacto com todos os componentes.



Fonte: Autor (2022).

4.2.1 Construção do FLD em escala plena

O corpo do FLD (Figura 7) foi o utilizado em outras pesquisas do grupo, sendo necessária somente a realização de limpeza do corpo do filtro, lavagem do material filtrante – armazenado no laboratório, dispensando a coleta – seguida de separação por peneiramento e caracterização granulométrica, além do preenchimento e montagem do FLD. A construção e a montagem do filtro – assim como as recomendações referentes a este – foram baseadas nos estudos de Freitas et al. (2021) e na configuração de filtro intermitente mostrada anteriormente na Figura 2. O filtro foi submetido a lavagem com água de poço e ficou em contato durante três dias em solução com hipoclorito a 1%.

Figura 7: Corpo do filtro confeccionado em PVC com piezômetros já instalados.



Fonte: Autor (2022).

O filtro foi confeccionado em policloreto de vinila (PVC), utilizando tubulações e conexões do mesmo material para a saída e boia de filtro para controlar o nível de água após a alimentação. O filtro contou com a altura de aproximadamente 90 cm, com seis piezômetros ao longo do corpo filtrante para a análise de perda de carga, camada de areia fina de 50 cm, 5 cm de areia grossa, 5 cm de pedregulho fino e 7,5 cm de pedregulho grosso.

4.2.2 Preparação do material filtrante

O material existente no laboratório foi submetido a três simples operações a fim de torná-lo apto a ser utilizado como meio filtrante: lavagem, secagem e peneiramento. Os materiais foram desinfetados por imersão em água com uma concentração de 1% de hipoclorito de sódio durante 48 horas, em seguida, foram lavados com água subterrânea extraída do poço que abastece o Campus 1 da EESC/USP por sucessivas vezes, até a remoção completa do hipoclorito.

Finalizada a lavagem, o material foi disposto em lonas para retirada de umidade por exposição ao sol, para que por fim, passasse pelo peneiramento utilizando peneiras facilmente encontradas em comunidades rurais – peneiras de fubá, arroz, café, feijão e tela de galinheiro – seguindo os critérios de seleção dispostos na Tabela 2. Após a seleção, o material foi estocado e armazenado até o preenchimento do FLD para prevenir a contaminação.

Tabela 2: Critérios dimensionais de seleção do material filtrante e das camadas suporte

Camada	Material filtrante	Peneira (Nome Comercial)	Abertura (mm)	Material selecionado	Espessura da camada
Meio filtrante	Areia fina	Fubá	1,5 x 1,5	< abertura	50 cm
	Areia grossa	Fubá	1,5 x 1,5	> abertura	5 cm
Arroz		3 x 7	< abertura		
Camada Suporte	Pedrisco	Feijão	5 x 8	> abertura	5 cm
		Café	5 x 12	< abertura	
	Brita	Café	5 x 12	> abertura	7,5 cm
		Tela de Galinheiro	11,5 x 11,5	< abertura	

Fonte: Autor (2022).

Além disso, amostras de areia foram submetidas ao ensaio granulométrico obedecendo a metodologia disposta na NBR11799 (ABNT, 2016a) para a obtenção da curva de análise granulométrica, para obtenção do D_{10} , D_{60} e o coeficiente de uniformidade (CU) da amostra, a fim de avaliar a compatibilidade do material filtrante com as recomendações da literatura. Ainda, o material selecionado foi avaliado quanto a índice de vazios, massa específica e solubilidade em ácido, de modo a determinar o volume de água presente nas camadas filtrantes. Os ensaios foram realizados no Laboratório de Mecânica dos Solos do Departamento de Geotecnia da EESC/ USP e no LATAR.

4.2.3 Caracterização do material filtrante

As amostras de areia fina e grossa passaram inicialmente pelo ensaio granulométrico seguindo as diretrizes da NBR 11799 (ABNT, 2016a). A areia foi colocada em estufa à temperatura de 105 °C por um período de 3 horas. Após a secagem as amostras foram sobrepostas em um conjunto peneiras em ordem crescente de abertura sobre um agitador. Foram utilizadas peneiras da série ASTM entre os números 12 e 200 Mesh, respectivamente, com aberturas de 1,68 mm e 0,075 mm. O agitador funcionou por 15 minutos à frequência de 5 Hz. A massa retirada em cada peneira foi pesada para a construção da curva granulométrica.

A partir da curva granulométrica das areias foi possível a determinação de D_{10} , CU e porcentagem de finos para comparação com as características preconizadas por CAWST (2010) e Jenkins et al. (2011). Além disso, realizou-se a determinação de massa específica com base na NBR 6458 (ABNT, 2016), solubilidade em ácido fundamentada na NBR 11799 (2016a) e índice de vazios por meio da NBR 12004 (ABNT, 1990).

A granulometria do pedregulho grosso impediu a determinação dos índices supracitados para este material. As equações utilizadas para os cálculos de massa específica dos sólidos, índice de vazios e porosidade dos materiais são as 4.1, 4.2 e 4.3, respectivamente:

A massa específica dos sólidos (δ) em unidade foi calculada pelo uso da Equação 4.1

$$\delta = \frac{M_s}{M_s + M_1 - M_2} \times \rho_w \quad (4.1)$$

em que: M_s = massa dos sólidos determinada ao final do ensaio (kg); M_1 = massa de (água + balão volumétrico + sólidos) em uma determinada temperatura T (kg); M_2 = massa de (água + balão volumétrico) em uma determinada temperatura T (kg); e ρ_w = massa específica da água em uma determinada temperatura T (kg/m³).

Para o cálculo de índice de vazios (unidade), utilizou-se a Equação 4.2

$$e = \frac{\rho_s}{\rho_d} - 1 \quad (4.2)$$

em que: e = índice de vazios no solo; ρ_s = massa específica dos grãos do solo (kg/m³); e ρ_d = massa específica aparente seca (kg/m³).

Por fim, para o cálculo da porosidade, utilizou-se a Equação 4.3

$$\varepsilon = \frac{e}{1+e} \quad (4.3)$$

em que: ε = porosidade máxima ou mínima (unidade); e = índice de vazios no solo (unidade).

O volume de vazios foi determinado empiricamente no preenchimento do FLD como será abordado no item 4.2.4.

4.2.4 Montagem das camadas filtrantes, volume de vazios e preparação para a operação

Após a preparação dos materiais suporte e filtrante, o FLD foi preenchido com água de poço da EESC/USP para que a inserção dos meios filtrantes não gerasse bolsões de ar e permitisse a estratificação da areia fina, de modo a garantir distribuição homogênea. Ainda, o preenchimento foi realizado com o auxílio de uma trena metálica para a marcação da altura das camadas filtrantes de acordo com o que está exposto na configuração mostrada na Figura 2. Em seguida, o FLD foi operado continuamente, com água do poço durante 72 h, a fim de realizar ajustes na camada filtrante e a limpeza da unidade.

Após o preenchimento, o volume de vazios foi determinado, considerando o volume passível de ser preenchido por água no interior dos filtros. Considerou-se: i) volume dos poros da camada filtrante, calculado a partir da porosidade média da areia fina; ii) volume dos poros da camada de areia grossa calculado a partir da porosidade média da areia grossa; iii) volume de água comportado nas camadas suporte – pedregulho fino e grosso – medido no momento do preenchimento; iv) volume da camada estacionária de água acima do leito medida pela geometria do filtro. Do somatório, subtraiu-se o volume da seção interna da tubulação de saída. O volume de vazios foi utilizado como parâmetro para definir o volume de cada alimentação do filtro em fluxo intermitente, a fim de obter a maior quantidade possível de água filtrada sem comprometer a eficiência do tratamento.

O FLD contou com seis piezômetros instalados ao longo do corpo para medições de perda de carga e coletas de amostras para algumas análises. O filtro contou também com uma manta de feltro não tecida no topo da camada filtrante, visando facilitar as atividades de operação e manutenção como recomendado por Maciel e Sabogal-Paz (2018). Após cada carreira de filtração, isto é, quando o volume de produção diminuir ou quando o filtro transbordar – em casos que não contenha boia – algumas atividades objetivando a manutenibilidade tiveram de ser realizadas, dentre elas: a limpeza da manta com água de poço, a descompactação manual da camada de areia e a retirada das impurezas com o auxílio de um dreno.

4.2.5 Outros componentes do sistema

Além do FLD o sistema contou com mais alguns componentes, considerando àqueles indispensáveis ao tratamento e outros auxiliares: um reservatório de 200 L como intermediário para a alimentação, entre o tanque de 15000 L e o FLD, duas bombas de aquário, uma bomba de diafragma, um *timer* digital, extensões elétricas e o reator UV elétrico com a lâmpada interna.

Considerando o baixo nível de *E.coli* na água da chuva, obtido pela caracterização prévia a operação, optou-se por realizar a inoculação diária de *Escherichia coli* na água, a fim de observar a eficiência de todas as etapas de tratamento na remoção de altos valores – procedimento a ser amplamente discutido no item 4.4 –, desta forma, colocou-se um reservatório de 200 L com duas bombas de aquário submersas, uma para a simular as condições de mistura perfeita favorecendo os microrganismos inoculados e outra para alimentar o FLD ligada a um *timer*, objetivando a automatização no período de pausa definido para facilitar a rotina do usuário, sobretudo em horários de alimentação noturnos e finais de semana. As

bombas de aquário utilizadas foram da marca *ALEAS* (Figura 8), modelo HM-5063 e potência de 40 W.

Figura 8: Componentes do sistema.



Legenda: A – bomba diafragma utilizada no sistema; B – modelo de tanque utilizado como intermediário da alimentação; C – bomba de aquário utilizada no sistema.

Fonte: Autor (2022).

A bomba diafragma modelo 0142 da marca *VBESTLIFE* e potência 12 W foi utilizada para realizar o transporte da água filtrada através do reator UV para o processo de desinfecção e posteriormente para o reservatório superior de armazenamento de água tratada como pode ser observado na configuração da Figura 6. O reator UV elétrico utilizado foi um modelo comercial da marca *POLARIS* design UV-2C com lâmpada do tipo UV-C, adequada ao uso para inativação microbológica por trabalhar no comprimento de onda de 254 nm, faixa do espectro mais recomendada para a atividade.

4.3 Ensaios hidrodinâmicos

Verificada através da literatura referenciada à proximidade do FLD em fluxo intermitente da realidade pistonada, além dos limites de tempo, espaço e de utilização de equipamentos impostos pela pandemia de COVID-19, optou-se por não realizar ensaios hidrodinâmicos. Operou-se o filtro com 3 alimentações espaçadas igualmente em 8 horas e trabalhou-se com amostras filtradas compostas de três bateladas, dispensando a determinação de tempo de detenção hidráulica para possibilitar o cálculo do horário de coleta após cada período de pausa, sendo esta coleta realizada uma vez por dia após todo o escoamento da terceira batelada diária.

4.4 Alimentação do sistema, operação e coleta de amostras

A operação do sistema com o FLD em fluxo intermitente ocorreu durante 100 dias consecutivos com alimentação três vezes ao dia igualmente intercaladas em 8 horas – período de pausa – e com a coleta de amostras sendo realizada de segunda a sexta-feira, com exceção de feriados. A alimentação do sistema advinda do tanque de armazenamento de água da chuva de 15000 L era conduzida por gravidade até o reservatório de 200 L exposto Figura 8, onde uma bomba de aquária conectada ao *timer* digital alimentava o FLD nos seguintes horários programados: 16:00h, 00:00h e 08:00h, com volume de 16 L de água bruta por alimentação e com o nível controlado no filtro pela boia instalada como exposto na configuração da Figura 2.

A inserção do reservatório intermediário de 200 L deu-se não somente pela facilidade logística da alimentação programada, como também pela necessidade de inocular, antes da alimentação, cepa de *Escherichia coli* diariamente para se atingir um valor de 10^6 UFC/100 mL na água bruta, considerando que os baixos valores encontrados na caracterização, uma vez que ainda que representassem um risco à saúde humana, eram considerados valores baixos para avaliação da eficiência do sistema, sendo este valor o mais recomendado para o trabalho de acordo com a literatura (WHO, 2017).

A inoculação era feita após o ciclo das três alimentações, finalizado com a alimentação das 08:00h. O reservatório intermediário contava ainda com outra bomba de aquário submersa funcionando sem interrupções para simular as condições de mistura perfeita em favorecimento para os microrganismos inoculados, evitando a sedimentação ou criação de zonas mortas.

Após o tratamento pelo FLD, a água filtrada ficava em um reservatório retangular armazenada até o momento em que as três alimentações referentes a um dia de produção fossem finalizadas e totalizassem 48 L e a amostra composta filtrada pudesse ser submetida ao processo de desinfecção. A Figura 9 evidencia as etapas do tratamento pelo sistema.

Figura 9: Etapas de tratamento do sistema.



Legenda: A – reservatório intermediário para inoculação de *Escherichia coli* e alimentação do FLD; B – FLD operado em fluxo intermitente; C – reservatório de água filtrada; D – reator UV para desinfecção; E – reservatório de água desinfetada.

Fonte: Autor (2022).

Durante o processo de desinfecção a bomba diafragma era responsável pela condução da água filtrada através do reator UV até o reservatório superior de água desinfetada. O reator UV devia ser ligado 5 minutos antes do início do bombeamento da água para o aquecimento da lâmpada UV-C interna responsável pela emissão do agente físico desinfetante. Os detalhes relacionados aos parâmetros operacionais do reator UV serão amplamente discutidos no Item 4.7.

As coletas das amostras brutas, filtradas e desinfetadas foram realizadas em frascos de 500 mL devidamente livres de contaminação. Todas eram realizadas após o escoamento total da última batelada das 08:00h. A amostra bruta era coletada no reservatório intermediário antes da nova alimentação e inoculação que daria início ao ciclo de um novo dia de produção, a filtrada do reservatório retangular antes da desinfecção e a desinfetada por último, após o tratamento completo de toda a água do volume de produção.

Durante a operação, os seguintes parâmetros foram monitorados nas águas de estudo: temperatura ambiente e das amostras, perda de carga dos filtros, taxa de filtração, pH, turbidez, alcalinidade, cor aparente e verdadeira, oxigênio dissolvido, condutividade elétrica, absorvância em 254 nm, transmitância em 254 nm, potencial zeta, tamanho de partículas,

nitrito, nitrato, sílica, coliformes totais, *Escherichia coli*. A determinação e as análises seguiram os métodos descritos em APHA et al. (2017).

4.5 Avaliação de desempenho do sistema

O sistema composto por filtração lenta em escala domiciliar em fluxo intermitente e desinfecção por radiação ultravioleta foi operado durante 100 dias consecutivos, monitorado por meio das análises mencionadas ao fim do Item 4.4, visando reunir um conjunto significativo de dados para comparação com os valores vigentes na Portaria GM/MS N° 888 (BRASIL, 2021) e recomendações da WHO (2018), a fim de verificar sua conformidade. A Tabela 3 apresenta as análises realizadas, sua respectiva periodicidade e o aparato ou método de medição. As análises foram realizadas para todas as amostras (bruta, filtrada composta e desinfetada).

Tabela 3: Parâmetros a serem analisados, sua respectiva periodicidade e método de quantificação.

Parâmetro	Frequência	Método/Equipamento
Temperatura	Diária	Termômetro digital
Taxa de Filtração	Diária	Medição manual com cronômetro e proveta
Perda de Carga	Diária	Piezômetros
Turbidez	Diária	Turbidímetro 2100N (<i>Hach</i> , EUA)
Cor Aparente	Diária	Colorímetro DM-COR (<i>Digimed</i> , Brasil)
Cor Verdadeira	Semanal	Colorímetro DM-COR (<i>Digimed</i> , Brasil)
Alcalinidade	Semanal	Titulação (APHA et al., 2017)
pH	Diária	pHmetro DM20 (<i>Digimed</i> , Brasil)
Condutividade	Diária	Condutímetro DM-32 (<i>Digimed</i> , Brasil)
Oxigênio Dissolvido	Semanal	Oxímetro DO-5519 (<i>Lutron Electronics</i> , Taiwan)
Absorbância 254 nm	Diária	Espectrofotômetro <i>Nanocolor UV/VIS II</i>
Transmitância 254 nm	Diária	Espectrofotômetro <i>Nanocolor UV/VIS II</i>
Nitrato	Semanal	Espectrofotômetro <i>Nanocolor UV/VIS II</i>
Nitrito	Semanal	Espectrofotômetro <i>Nanocolor UV/VIS II</i>
Sílica	Semanal	Espectrofotômetro <i>Nanocolor UV/VIS II</i>
Tamanho de Partícula	Semanal	
<i>Escherichia coli</i> e coliformes totais	Bissemanal	Técnica de Membrana Filtrante (APHA et al., 2017).

Fonte: Autor (2022).

Parâmetros como perda de carga, taxa de filtração e oxigênio dissolvido foram cruciais para analisar as possíveis alterações de desempenho do filtro diante do amadurecimento e do inevitável acúmulo de impurezas. Demais parâmetros físico-químicos foram relevantes para

avaliar o desempenho do tratamento pelo FLD, enquanto os ensaios microbiológicos foram um indicador de eficiência do processo de desinfecção por radiação ultravioleta.

4.6 Ensaios microbiológicos

Dentre os ensaios microbiológicos realizados estão àqueles relacionados ao cultivo de *Escherichia coli* para inoculação e os de quantificação de coliformes totais e *Escherichia coli* para avaliação de desempenho da desinfecção UV.

4.6.1 Cultivo de *Escherichia coli*

Para a inoculação utilizou-se da cepa ATCC11229 de *Escherichia coli*. Os estoques mestre foram preparados pelo método de *repick* com a retirada de uma alíquota das cepas reconstituídas de *E.coli*, cultivada a 37 °C durante 18h-24h em estufa, em placa contendo meio de cultura (Chromocult®), a fim de se obter unidades formadoras de colônia (UFC). Após o período de crescimento, recuperou-se uma UFC da placa, inoculando-a em 15 mL de meio líquido de triptona de soja (TSB) durante 18h-24h a 37 °C. Após este período, 2,5 mL do resultante foram coletados, aliqüotados em cinco criotubos com adição de 50% de glicerol e armazenados a -80 °C até a utilização.

A primeira remessa de estoques de trabalho foi produzida por *repick* a partir de estoques mestre, a partir desta, todas as outras foram produzidas a partir de estoques de trabalho anteriores. A diferença no cultivo de estoques de trabalho se dá após o período de crescimento, uma vez feita a inoculação da cultura em TSB a 37 °C por 18h-24h deve-se levar o conteúdo até tubos Falcon de 50 mL e centrifugar o conteúdo numa velocidade de rotação de 4500 rpm, por cinco minutos à temperatura de 4°C. Transcorrido esse tempo, deve-se remover o sobrenadante vertendo em béquer e ao conteúdo remanescente, que é a cultura pura, deve ser aplicada uma solução tampão fosfato (PBS) na quantidade de 7,5 mL, após isso agitando o conteúdo e aliqüotando em *ependorfs* para uso diário com uma validade de 15 dias.

4.6.2 Técnica da Membrana Filtrante

Para a quantificação de coliformes totais e *Escherichia coli* em diferentes amostras, utilizou-se da Técnica da Membrana Filtrante (APHA et al.,2017) utilizando o Chromocult® (MERCK, 2005) como meio de cultura. Na técnica deve-se inicialmente preparar a solução para diluição de amostras, a fim de manter a estabilidade e permitir a quantificação de altos valores de *Escherichia coli* nas amostras coletadas. As águas para diluição são preparadas com 1,25 mL de solução de dihidrogênio fosfato de potássio (KH₂PO₄), 5 mL de solução de cloreto de magnésio hexahidratado (MgCl₂.6H₂O) e 993,75 mL de água ultra pura, todos mensurados com

pipeta e balão volumétrico. A mistura deve ser aliqüotada em 90 mL em frascos estéreis e levada à autoclave por 15 minutos. A Figura 10 ilustra um dos momentos da realização da Técnica da membrana Filtrante utilizada no processamento de amostras.

Figura 10: Ambiente esterilizado pelo bico de Bunsen para a realização da Técnica da Membrana Filtrante com as placas com meio de cultura já preparadas ao fundo.



Fonte: Autor (2022).

Todas as etapas a partir de então devem ser realizadas em ambiente estéril com auxílio do Bico de Bunsen. As amostras coletadas em campo foram diluídas na solução preparada em alíquotas de 10 mL e os 100 mL resultantes foram filtrados a vácuo em membranas quadriculadas de nitrato celulose. Posteriormente esta membrana foi imersa no meio de cultura já preparado nas placas de Petri. Após 18h-24h de incubação a 37 °C foi possível realizar a contagem de UFC por placa considerando no cálculo o valor de diluição da amostra plaqueada. Pontos azuis ou roxos corresponde à identificação de UFC de *E.coli*, ao passo que, pontos vermelho-rosados representam UFC de coliformes totais. A Figura 11 ilustra algumas placas inoculadas com indicação tanto de UFC de *E.coli* como de coliformes totais.

Figura 11: Aspecto final das placas após incubação apresentando UFC's de *Escherichia coli*.



Fonte: Autor (2022).

4.7 Desinfecção

A desinfecção da água filtrada foi efetuada por radiação ultravioleta, com o uso do reator UV-2C da marca Polaris (Figura 12). Foram consideradas as vulnerabilidades deste processo físico como, por exemplo, a baixa eficiência em águas com partículas suspensas ou dissolvidas que gerem altos valores de turbidez ou cor afetando absorvância e transmitância, além de fatores que agem diretamente no grau de remoção, como a dose UV ou o tempo de contato, parâmetros operacionais foram definidos, assim como pré-requisitos para a água-alvo caracterizada.

Figura 12: Reator comercial UV-2C e seus componentes (POLARIS).



Fonte: Autor (2022).

Devido à pandemia de COVID-19 e a demanda do uso de aparelho por outros pesquisadores, impossibilitou-se a realização de testes com o colimador e radiômetro para a definição da dose UV ideal. Desta forma, optou-se por iniciar a operação com os valores

recomendados pelo fabricante correspondente à dose de 30 mW/cm² para vazão de 2 L/s, valor suficiente para atingir até 5 log de inativação (de acordo com as recomendações). Após o final da operação, testes de radiometria foram realizados com o auxílio do colimador para a determinação da dose ideal e do quanto a operação poderia ter sido otimizada em comparação ao uso dos valores recomendados pelo fabricante.

Além disso, para verificar a viabilidade da água-alvo, compararam-se os dados obtidos na caracterização da água da chuva com alguns dos valores recomendados pelo fabricante para cada parâmetro físico-químico. A Tabela 4 apresenta estes valores.

Tabela 4: parâmetros físico-químicos e seu nível de concentração máxima recomendada para o uso do reator UV (POLARIS).

Níveis de concentração máxima	
Ferro	< 0,3 mg/L
Turbidez	< 1 NTU
Transmitância	> 75%

Fonte: Adaptado de POLARIS (2022).

4.8 Testes de radiometria

Após o final da operação, amostras de água filtrada de 20 L foram reservadas para testes de radiometria com o auxílio de um colimador – dispositivo capaz de direcionar e suavizar feixes de radiação – a fim de calcular uma curva de inativação microbiológica do mesmo microrganismo inoculado no sistema, para diferentes doses UV, visando comparação com os valores recomendados pelo fabricante, além de promover a otimização do processo de desinfecção em escala plena no que concerne à gastos energéticos e tempo de vida útil da lâmpada UV.

Para os testes, realizados em triplicata, a água filtrada proveniente do FLD foi aliqüotada em 120 mL em béqueres e submetidas à feixe de radiação ultravioleta na câmara escura (Figura 13) sob diferentes tempos de contato previamente calculados, alternando a dose UV entre amostras consequentemente, o produto da intensidade UV pelo tempo.

Figura 13: Câmara escura do colimador pelo lado interno com lâmpada posicionada sem o focalizador do feixe, com dois agitadores magnéticos dentro, do mesmo modelo que foi utilizado neste teste.



Fonte: Autor (2022).

Para o experimento, a lâmpada do colimador foi aquecida por 10 minutos antes de iniciar e a intensidade UV foi monitorada pelo radiômetro ao longo de todo o experimento. Durante a execução, um agitador magnético idêntico ao que aparece na Figura 13 foi posicionado abaixo da amostra submetida ao feixe de radiação para garantir a condição de mistura perfeita, ainda, a lâmina de água dentro do béquer foi mantida em 1 cm e o leitor do radiômetro posicionado paralelamente a esta no momento de inserção da amostra, visando reduzir erros de leitura por posição ou sensibilidade do aparelho, além disso, uma amostra foi feita por vez, garantindo a redução de erros de leitura, possibilidade esta que pode acontecer quando se tem diversos pontos de medição. As doses UV utilizadas para o experimento foram de 0, 5, 10, 20, 25 e 30 mW/cm².

4.9 Análise de recrescimento e de contaminação externa

Diante da possibilidade de fotorreativação ou recuperação no escuro, além da possibilidade de contaminação externa por falha no armazenamento de água tratada, a água desinfetada da última batelada da operação foi dividida entre dois reservatórios, um completamente selado, idêntico ao que foi utilizado durante a operação, e outro sem tampa, apenas com uma tela para evitar a proliferação de vetores. Posteriormente a água destes reservatórios foi submetida a ensaios de turbidez e cor, além de ensaios microbiológicos durante 15 dias após o fim da operação. Foram utilizados reservatórios de polietileno da marca Fortlev de 150 L como mostrado na Figura 14.

Figura 14: Modelo de reservatório utilizado para os testes de recrescimento e contaminação externa.



Fonte: Autor (2022).

Diariamente eram feitas coletas pela manhã e de forma subsequente, medições dos parâmetros físico-químicos e quantificação de coliformes totais e *Escherichia coli*, a fim de verificar a ocorrência dos mecanismos de reparação celular ou a ocorrência de contaminação externa por exposição, evidenciando as consequências da falta de segurança no armazenamento de água tratada e a influência de agentes externos não necessariamente antrópicos.

4.10 Caracterização da camada biológica e análise de sólidos

Após o último dia de operação, levando em consideração que não houve necessidade de manutenção, a manta foi removida (Figura 15) para a coleta dos materiais acumulados e o topo da camada de areia foi raspado com a mesma finalidade. A manta retirada do FLD e colocada em uma bandeja de plástico previamente desinfetada, em seguida foi lavada com 2 L de água deionizada. Após a lavagem a mistura de água e sedimentos foi colocada em um béquer e armazenada para posterior análise microscópica e de sólidos.

A camada de topo de areia teve seus primeiros centímetros – região onde atua a camada biológica – também raspados com o auxílio de uma colher de aço inoxidável previamente esterilizada e passou pelo mesmo processo de enxague com água deionizada para que o material aderido à areia fosse desprendido. Após isso, a água com os materiais removidos na lavagem foi vertida, cuidadosamente, para não carregar a areia junto, para um béquer para a realização das análises microscópicas e de sólidos.

Figura 15: Manta do FLD após os 100 dias de operação com água da chuva.



Fonte: Autor (2022).

As amostras obtidas armazenadas nos béqueres foram utilizadas tanto para a quantificação de sólidos totais (ST) e sólidos suspensos (SS) da manta e da areia, como também foram usadas para a caracterização dos microrganismos atuantes na camada biológica da manta e da areia. A quantificação de sólidos seguiu métodos padronizados por APHA et al. (2017) com a filtração de 100 mL para sólidos totais, 80 mL para sólidos suspensos da manta e 40 mL para sólidos suspensos da areia, uma vez que materiais presentes nessas amostras impediam a filtração de um volume maior. Os béqueres foram posicionados sobre agitadores magnéticos como orientado e volumes de 10 mL foram pipetados gradativamente. Os ensaios foram realizados em triplicata para todas as amostras.

Com a preparação das amostras de microscopia, quatro alíquotas de cada amostra dos béqueres foram colocadas em tubos *Falcon* de 50 mL para centrifugação a 4500 rpm, 4°C por 10 minutos para a obtenção do *pellet* – concentração – de microrganismos. Esta etapa se repetiu após a descarga do sobrenadante e combinação do conteúdo dos tubos referentes à mesma amostra. A partir do *pellet* final, foi retirada uma gota com micropipeta e colocada em lâmina de microscópio coberta com lamínula, e estas foram analisadas em microscópio BX51 (Olympus, Japão) (Figura 16). Fotografias com diferentes graus de aproximação foram tiradas pela câmera acoplada ao microscópio e os microrganismos presentes nas imagens foram posteriormente identificados pela bióloga Dr^a Natália de Melo Nasser Fava, pós-doutoranda do grupo de pesquisa no qual este trabalho está inserido.

Figura 16: Microscópio utilizado nas análises e fotos para caracterização dos microrganismos.



Fonte: Autor (2022).

4.11 Análise estatística

Todas as análises estatísticas foram realizadas utilizando o software PAST (HAMMER et al.,2001). Primeiramente foi aplicado o teste de normalidade de Shapiro-Wilk com intervalo de confiança de 95%. O nível de significância foi de 5%, ou seja, quando o valor de $p < 0,05$ detectou-se a normalidade dos dados.

Após o teste de normalidade, os dados foram divididos em duas categorias normais e não-normais, ambos pareados ou dependentes, uma vez que somente um sistema foi operado e todos os dados apresentados referem-se somente a entrada e saída. Para os dados normais foi aplicado o Teste T pareado, para os dados não-normais foi aplicado o Teste de Wilcoxon, ambos com mesmo intervalo de confiança e nível de significância do teste de normalidade, em outras palavras, quando o valor de $p < 0,05$ detectou-se diferença estatística significativa entre os conjuntos de dados.

4.12 Estimativa de custo

Para a estimativa de custos do sistema, foram considerados os componentes permanentes, uma vez que os consumíveis eram compostos basicamente pela manta de feltro não-tecida e sua periodicidade de substituição e preço foram considerados irrisórios diante do valor final. Os componentes para construção e montagem do FLD foram obtidos de Terin (2021), e estes, assim como os demais componentes, foram orçados ou tiveram sua cotação ajustada para o ano de 2022 utilizando a calculadora do Banco Central utilizando o índice IGP-M, incluindo a estrutura apresenta no Apêndice A e o reator UV, por terem sido confeccionados

ou comprados em anos anteriores. O intuito da estimativa de custo foi comparar o custo de implantação com a renda média da população de baixa renda e verificar a viabilidade econômica mesmo que de forma superficial.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

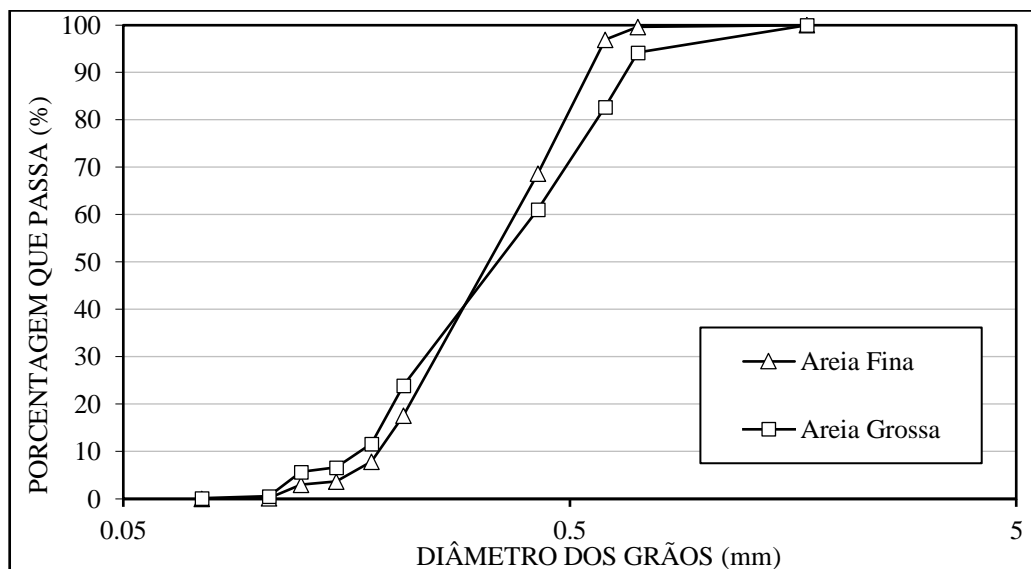
5.1 Caracterização do meio filtrante

Considerando que o material filtrante armazenado havia passado por testes para os trabalhos de Oliveira (2021), Freitas et al. (2021) e Terin (2021), dispensou-se a etapa de coleta e seleção entre diferentes areias. As amostras foram diretamente submetidas aos ensaios de caracterização para verificar a adequação dos resultados obtidos com os parâmetros recomendados por CAWST (2010) e outros trabalhos.

5.1.1 Granulometria

As curvas obtidas a partir dos ensaios granulométricos de acordo com a NBR11799 (ABNT, 2016a) encontram-se na Figura 17.

Figura 17: Curvas granulométricas para as areias fina e grossa.



Fonte: Autor (2022).

As areias (fina e grossa) apresentaram curvas granulométricas semelhantes apesar da nomenclatura, com a areia grossa apresentando inclusive maior porcentagem de grãos com diâmetros menores que 0,2 mm quando comparada com a areia fina, isso se deve ao fato de que as areias foram obtidas de um mesmo estabelecimento comercial e a areia fina neste local ser comercializada como uma mistura da areia grossa e da areia fina, denominada “areia média”. Todavia, os resultados mostraram que a areia grossa possuía maior percentual de grãos superiores a 1 mm de diâmetro (1,7%) em comparação com a areia fina (0,4%), por este motivo a areia fina foi selecionada como meio filtrante e a areia grossa como a camada de transição ou

separação da camada suporte. Os resultados gerais da granulometria das areias encontram-se na Tabela 5.

Tabela 5: Parâmetros gerais obtidos nos ensaios granulométricos das areias.

	Areia fina	Areia grossa	Recomendação ²	
Granulometria	D ₁₀ (mm)	0,17	0,17	0,15 – 0,20
	D ₆₀ (mm)	0,39	0,42	-
	CU ¹	2,27	2,46	1,5 – 2,5
	% de finos	0,2	0,6	< 4%

Legenda: ¹coeficiente de uniformidade calculado pela razão entre D₁₀ e D₆₀; ²recomendação dada por CAWST (2010).

Fonte: Autor (2022).

Para o pedregulho fino, 80% da massa estava compreendida entre 4,9 mm e 7,1 mm, ao passo que, para o pedregulho grosso, 80% da massa estava compreendida entre 6,9 mm e 12,3 mm. Os limites máximos de ambas as faixas excedem em 1,1 mm e 0,3 mm, respectivamente, o valor máximo recomendado por CAWST (2010), entretanto considerando que a função da camada suporte é impedir a entrada de areia no sistema e esta não interfere na eficiência do FLD, optou-se por utilizar as amostras. Os resultados gerais da granulometria dos pedregulhos encontram-se na Tabela 6.

Tabela 6: Resultado dos ensaios granulométricos para os pedregulhos.

	Pedregulho fino	Pedregulho grosso	
Granulometria	D ₁₀ (mm)	4,90	6,95
	D ₆₀ (mm)	5,91	10,08
	CU ¹	1,21	1,45
	% de finos	0,0	0,0
	Recomendação ² D ₁₀ (mm)	0,7 – 6,0	6,0 - 12,0

Legenda: ¹coeficiente de uniformidade calculado pela razão entre D₁₀ e D₆₀; ²recomendação dada por CAWST (2010). **Fonte:** Autor (2022).

5.1.2 Massa específica e solubilidade em ácidos

Para a filtração lenta convencional, comumente usa-se valores acima de 2,65 g/cm³ para massa específica, uma vez que este valor corresponde a massa específica do quartzo (ENGELHARDT, 2012). Ainda, a NBR 6457 (ABNT, 2016b) recomenda que as medições de um mesmo material não devem diferir em mais que 0,02 g/cm³ (ABNT, 2016b). Considerando que os valores para a massa específica das areias (fina e grossa) foram, respectivamente, 2,652

g/cm³ e 2,648 g/cm³, e que as diferenças entre medições não excederam 0,01 g/cm³, constatou-se a consonância dos resultados com o preconizado.

A granulometria dos pedregulhos fino e grosso ultrapassaram o limite máximo de diâmetro (4,8 mm) estabelecido pela norma NBR 6457 (ABNT, 2016b) para a realização do ensaio de massa específica, impossibilitando a determinação desta, do índice de vazios e da porosidade.

O Laboratório de Mecânica dos Solos, do Departamento de Geotecnia, nem o LATAR contavam com os aparelhos necessários para a realização dos ensaios para granulometrias maiores. Desta forma, considerando que a finalidade destes índices era o cálculo do volume de vazios e posterior determinação do volume de alimentação, este foi realizado durante a montagem da camada suporte de forma empírica e os resultados estão expostos e explicados no Item 5.1.4.

Os materiais apresentaram conformidade com a NBR 11799 (ABNT, 2016a) quanto a solubilidade em ácidos, uma vez que a norma determina que nenhum material com diâmetros superiores a 9,5 mm deve exceder 10% de solubilidade em ácido e nenhum material com diâmetros inferiores a 9,5 mm deve exceder 5% de solubilidade em ácido (ABNT, 2016a). Nenhuma das amostras excedeu 0,2% de solubilidade, os resultados por amostra encontram-se dispostos na Tabela 7.

Tabela 7: Massas iniciais e finais das amostras e a respectiva solubilidade em ácido.

	Amostra	M₀¹ (g)	M_F² (g)	Solubilidade (%)
Solubilidade em ácido	Areia fina	100,0	99,8	0,17%
	Areia grossa	100,0	99,8	0,20%
	Pedregulho fino	100,0	100,0	0,03%
	Pedregulho grosso	100,0	100,0	0,00%

Legenda: M₀: massa inicial; M_F: massa final.

Fonte: Autor (2022).

5.1.3 Índice de vazios e porosidade média

Os índices de vazios máximo e mínimo foram calculados a fim de determinar a porosidade média do leito filtrante e em seguida, o volume de vazios. Os ensaios foram realizados em conformidade com a NBR 12051 (ABNT, 1991) que preconiza valores máximos de desvios percentuais de 1,5% para os ensaios (ABNT, 1991). Considerando os desvios de

0,63% e 0,85%, dos vazios de máximo e mínimo abaixo do preconizado, além da porosidade média do meio filtrante de $37 \pm 4\%$ e da camada de areia grossa de $45 \pm 3\%$ em conformidade com valores encontrados na literatura, tais como Jenkins et al. (2011), Young-Rojanschi e Madramootoo (2014), Freitas et al. (2021) e Oliveira (2021), afirma-se que os resultados obtidos foram satisfatórios. Os resultados encontram-se na Tabela 8.

Tabela 8: Resultados dos ensaios de índices de vazios e do cálculo da porosidade do leito.

		Areia fina	Areia Grossa
Índice de vazios	Mín.	$0,70 \pm 0,01$	$0,91 \pm 0,02$
	Máx.	$0,50 \pm 0,01$	$0,72 \pm 0,01$
Porosidade (%)	Mín.	33 ± 0	42 ± 1
	Máx.	41 ± 0	48 ± 0

Fonte: Autor (2022).

5.1.4 Volume de vazios

O volume de vazios corresponde ao volume interno do FLD passível de preenchimento por água. Para as camadas filtrante e de separação, o volume foi calculado pela porosidade média, para a camada suporte, o volume foi calculado de forma empírica e para o restante das seções considerou-se aspectos geométricos.

Tabela 9: Volume de vazios calculados por seção do FLD.

Seção	Área (m ²)	Espessura (m)	Volume (m ³)	Vol. de água (L)
Água estacionária	0,053	0,05	0,00265	2,7 ^a
Meio filtrante	0,053	0,5	0,0265	9,8 ^b
Separação	0,053	0,05	0,00265	1,2 ^b
Camada suporte	0,053	0,125	0,006625	2,9 ^c
Tubulação	0,00071	0,4	0,000284	0,3 ^{a, d}
Total	-	-	-	16,3

Legenda: ^a determinado pela geometria da seção; ^b determinado pela porosidade média; ^c determinado empiricamente; ^d o volume foi subtraído dos demais.

Fonte: Autor (2022).

O cálculo na camada suporte composta pelos pedregulhos fino e grosso ocorreu no momento do preenchimento do filtro de forma empírica, as camadas de pedregulho foram adicionadas ao filtro, com posterior adição cuidadosa de água utilizando recipientes graduados para o cálculo do volume adicionado até atingir o topo da camada suporte.

O valor obtido foi de 16,3 L, optou-se então por realizar alimentações igualmente espaçadas de 16 L baseado no valor do volume de vazios, uma vez que o período de pausa e a permanência de todo o volume a ser tratado nas câmaras internas do sistema são cruciais para a eficiência devido a maior ação da atividade microbológica (JENKINS et al., 2011; TUNDIA et al., 2016). Desta forma, a adição de um volume de alimentação superior poderia comprometer a eficiência por uma parcela não ser submetida a essa atividade (ELLIOT et al., 2008). Outros estudos trabalharam com volumes de alimentação semelhantes tais como Terin e Sabogal-Paz (2019), Andreoli e Sabogal-Paz (2020) e Oliveira (2021).

5.2 Caracterização da água de chuva bruta armazenada

Duas amostras de 500 mL foram coletadas do reservatório de água de chuva de 15000 L – prévio ao reservatório intermediário para inoculação e alimentação – e submetidas a análises para caracterização da água de estudo. Uma delas foi encaminhada ao LATAR e análises de pH, turbidez, cor aparente, cor verdadeira, absorvância e transmitância a 254 nm, *Escherichia coli* e coliformes totais foram realizadas. Os parâmetros escolhidos foram àqueles comumente ligados a análises básicas de qualidade da água, além de parâmetros inerentes à desinfecção por radiação ultravioleta e ao risco microbológico, como é o caso da absorvância, da transmitância e dos testes de quantificação de microrganismos. Os resultados para os parâmetros físico-químicos encontram-se na Tabela 10.

Tabela 10: Resultados para a caracterização da água de chuva bruta quanto à parâmetros físico-químicos com exceção de metais.

Parâmetro (Unidade)	Valor Encontrado	Portaria GM/MS 888/2021
pH	6,72	6 - 9,5
Turbidez (NTU)	1,13	1
Cor Aparente (uH)	15,2	NE
Cor Verdadeira (uH)	6,0	15
Absorvância 254 (cm ⁻¹)	0,088	NE
Transmitância (%)	79,2	NE

Legenda: NE – não especificado.

Fonte: Autor (2022).

Parâmetros como o pH e cor verdadeira estavam em conformidade com a legislação brasileira sem nenhuma forma de tratamento, uma vez que o limite estabelecido para a cor não se refere a cor aparente (BRASIL, 2021). A turbidez excedeu o limite preconizado em 0,13 NTU para a água armazenada, e parâmetros como absorvância e transmitância, apesar de não possuírem especificações na legislação vigente, foram monitorados para verificar a conformidade com os pré-requisitos da operação do reator UV, dentre eles uma transmitância superior a 75%, parâmetro consonante antes mesmo de tratamento pelo FLD.

Os resultados para os parâmetros microbiológicos de quantificação de *Escherichia coli* e coliformes totais encontram-se na Tabela 11.

Tabela 11: Resultado da caracterização da água de chuva bruta armazenada quanto aos parâmetros microbiológicos.

Parâmetro (Unidade)	Valor Encontrado	Portaria GM/MS 888/2021	WHO (2018)
<i>Escherichia coli</i> (UFC/100mL)	143,0	Ausência em 100mL	Ausência em 100mL
Coliformes totais (UFC/100mL)	ND	Ausência em 100mL	NE

Legenda: ND – não detectado; NE – não especificado.

Fonte: Autor (2022).

Ambas a legislação brasileira e as recomendações da WHO (2018) apontam que a água deve apresentar ausência total de UFC a cada 100 mL de amostras testadas. Quanto à *E. Coli*, a água da chuva apresentou risco com uma concentração de 143 UFC/100 mL, entretanto não foram detectados coliformes totais nas amostras de caracterização da água de chuva armazenada.

Quanto à segunda amostra coletada do reservatório de água da chuva armazenada, esta foi ensaiada quanto aos metais: alumínio, cálcio, ferro, magnésio, potássio, sódio e zinco, com intuito de verificar o comportamento das características da água armazenada após os estudos de Oliveira (2021) e determinar a concentração destes metais devido à ocorrências em estudos relacionados à captação de água de chuva, sobretudo quando houve contato com superfícies de captação metálicas, ainda, os valores de ferro total foram relevantes para análise de pré-requisitos de operação do reator UV. Os resultados para a caracterização quanto aos metais encontram-se na Tabela 12.

Tabela 12: Resultado da caracterização da água de chuva bruta armazenada quanto aos metais.

Parâmetro	Valor Encontrado	Portaria GM/MS 888/2021	WHO (2018)
Alumínio	ND	0,2	0,9
Ferro Total	ND	0,3	0,2
Magnésio	0,593	NE	10 – 1000
Zinco	0,491	5	3
Sódio	2,300	200	200
Potássio	1,100	NE	NE
Cálcio	14,40	NE	150 - 300

Legenda: Valores em mg/L; ND – não detectado; NE – não especificado.

Fonte: Autor (2022).

O alumínio apresenta limites de 0,9 mg/L e 0,2 mg/L nas recomendações da WHO (2018) e na legislação brasileira, respectivamente. Todavia, não foi detectada nenhuma evidência deste metal na amostra, considerando um limite de detecção de 0,01 mg/L pelo método utilizado.

O ferro não apresenta inconveniente sanitário e sim econômico, uma vez que sua presença em pequenas concentrações é capaz de conferir cor a água, ocasionando manchas nas roupas e rejeição pelos consumidores, em concentrações um pouco mais altas, é capaz de conferir sabor e odor, resultando na mesma consequência (VON SPERLING, 2014). Tanto a literatura quanto a legislação brasileira estabelecem um limite de 0,3 mg/L, a fim de evitar esses transtornos, WHO (2018) é ainda mais restritiva, estabelecendo limite de 0,2 mg/L. A amostra não apresentou evidência de ferro, considerando limite de detecção de 0,005 mg/L.

O magnésio é enquadrado como metal-traço e além de poder conferir cor e sabor à água, seu consumo em longo prazo em altas concentrações, pode ser tóxico ao ponto de afetar o trato digestivo (LIBÂNIO, 2016; WHO, 2018). A legislação brasileira não abordar uma faixa de

limites para o magnésio, entretanto WHO (2018) recomenda que os valores estejam entre 10 – 1000 mg/L. O valor encontrado na caracterização foi de 0,593 mg/L.

Zinco também se caracteriza como um metal-traço e altas concentrações deste metal já foram encontradas em estudos com água de chuva captada em superfícies ou calhas de metal galvanizado (VAN METRE; MAHLER, 2003; KINGETT MITCHELL LTD, 2003; NICHOLSON et al. 2009). A legislação vigente no país estabelece um limite de 5 mg/L, entretanto WHO (2018) é ainda mais restritivo uma vez que já foi relatado que valores maiores que 4 mg/L são capazes de conferir sabor a água, desta forma o limite recomendado é de 3 mg/L. A concentração da amostra para caracterização foi de 0,491 mg/L.

O sódio está intrinsecamente ligado à salinidade das águas de consumo, seu maior risco é justamente a predisposição populacional para hipertensão arterial, problemas renais, entre outros. Tanto a legislação brasileira quando a WHO (2018) recomendam limite máximo de 200 mg/L de sódio. A concentração encontrada na caracterização da água bruta de chuva armazenada foi 2,3 mg/L.

Parâmetros como cálcio e potássio não são contemplados pela legislação brasileira apesar de também estarem relacionados à salinidade, e já foram detectados em altas concentrações em água de chuva nas regiões Sul e Sudeste do Brasil (MIGLIAVACCA et al., 2005; MARTINS et al., 2018). WHO (2018) recomenda a faixa entre 150 – 300 mg/L para o parâmetro cálcio, entretanto não estabelece valor máximo recomendado para potássio, uma vez que este não é passível de causar risco à saúde dos consumidores.

Em comparação ao estudo de Oliveira (2021) que utilizou da mesma água armazenada, as concentrações de alumínio e ferro permaneceram indetectáveis. As concentrações de cálcio, sódio e zinco tiveram um aumento percentual, respectivamente, de 53,52%, 187,50% e 109,83%, e as concentrações de magnésio e potássio tiveram uma redução, respectivamente, de 29,24% e 42,11%. Ainda assim, as concentrações destes parâmetros não foram elevadas ao ponto de realizar análises periódicas para o monitoramento.

5.3 Parâmetros operacionais

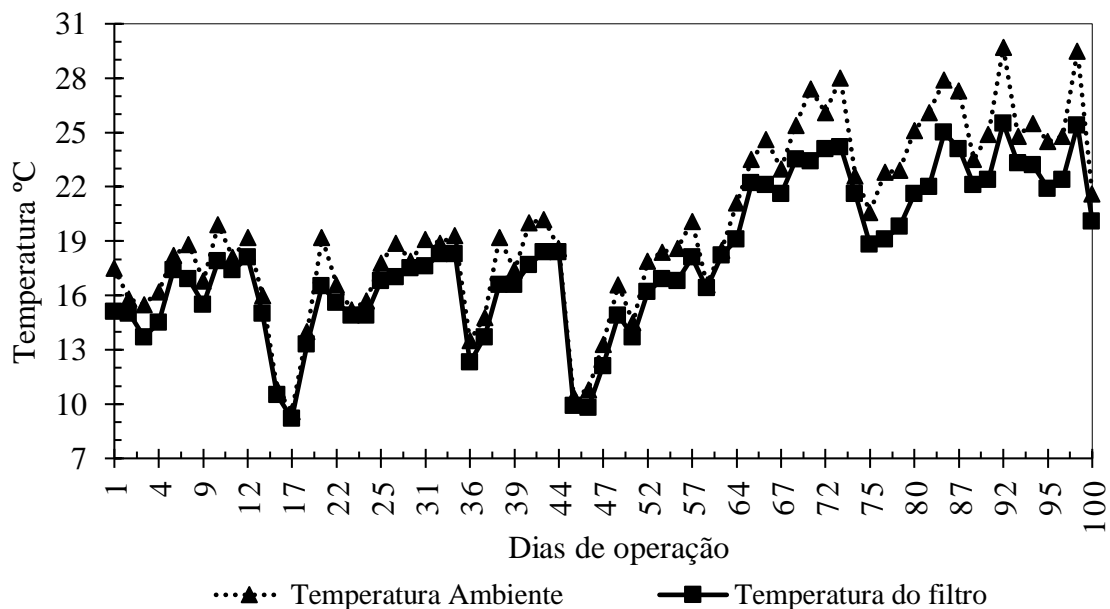
Os seguintes parâmetros foram monitorados para garantir melhor eficiência do sistema ao longo da operação, assim como detectar a necessidade de manutenção do FLD: temperatura, vazão e perda de carga. O parâmetro de oxigênio dissolvido começou a ser monitorado, entretanto o aparelho apresentou defeito ainda na quarta semana de operação, impossibilitando prosseguir com o monitoramento. Os resultados de cada parâmetro assim como os comentários

pertinentes encontram-se nas próximas seções. Em todos os gráficos desta seção (5.3), o dia 01 de operação refere-se ao dia 14 de junho de 2021 com operação até o dia 100 que se refere ao dia 21 de setembro de 2021.

5.3.1 Temperatura

Durante os 100 dias de operação medições de temperatura foram realizadas no ambiente – o Laboratório de Pilotos – e no filtro. As medições foram realizadas por termômetro digital, no caso do filtro com a sonda imersa na água estacionária de topo e no caso do ambiente, fixado na estrutura metálica que suporta o sistema. Os dados coletados são apresentados na Figura 18.

Figura 18: Temperaturas médias do filtro e do ambiente ao longo dos 100 dias de operação.



Fonte: Autor (2022).

As medições eram realizadas diariamente aproximadamente às 10:00h. Como esperado, a temperatura interna dos filtros seguiu o comportamento da temperatura ambiente, entretanto nota-se que conforme temperaturas maiores eram atingidas, maior era a diferença entre as temperaturas ambiente e do filtro, como exemplo, as temperaturas mínima e máxima de operação foram atingidas, respectivamente, nos dias 17 e 92, com valores de 9,3°C de temperatura ambiente e 8,9°C de temperatura do filtro, e 29,4°C de temperatura ambiente e 25,2°C de temperatura, respectivamente.

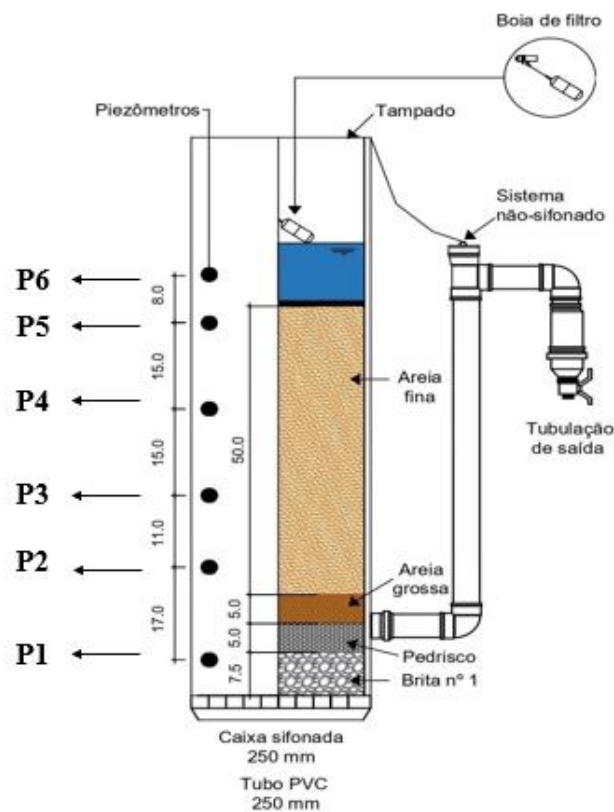
Tal observação foi embasada pelo teste de Wilcoxon que apresentou uma diferença significativa ($p < 0,001$) entre as temperaturas, evidenciando uma capacidade de isolamento térmica do filtro, também observada por Terin (2021) em FLD confeccionado com o mesmo

material. Considerando as diferenças estatísticas entre as amostras e a variação de temperatura ao longo da operação, especulou-se influência negativa na atividade microbológica no FLD, amplamente discutida no Item 4.5.8.

5.3.2 Perda de carga e vazão

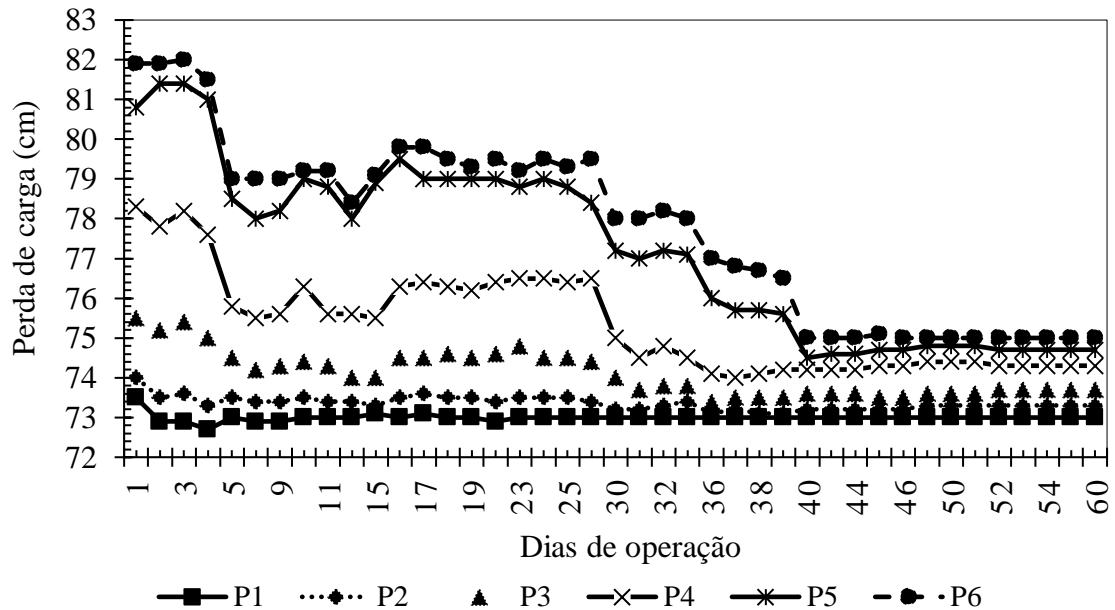
Os seis pontos correspondem ao ponto mais baixo do filtro (P1), e de forma crescente vão até ao ponto mais alto do filtro (P6) baseado na configuração apresentada na Figura 2 e conforme disposto na Figura 19. A perda de carga era medida diariamente após a alimentação das 08:00h. Os resultados para a perda de carga no FLD encontram-se na Figura 20.

Figura 19: Posição dos piezômetros no FLD (Cotas em cm).



Fonte: Autor (2022).

Figura 20: Perda de carga medida nos piezômetros ao longo da operação.



Fonte: Autor (2022).

Nota-se uma maior perda de carga nas camadas mais próximas ao topo do leito seguidas de estabilidade a partir do dia 40, como era esperado, uma vez que esta perda pode ocorrer por dois motivos: a ação superficial da retenção de partículas no filtro e a estratificação vertical que ocorre no momento da montagem do FLD, tais fenômenos foram observados também por Young-Rojanschi e Madramootoo (2015), Maciel e Sabogal-Paz (2018) e Terin (2021).

Descartou-se uma necessidade manutenção pela perda de carga observada, com subsequente associação a estes fenômenos, uma vez que a perda de carga é inversamente relacionada à vazão de água filtrada, e esta, permaneceu sem maiores alterações após a manutenção apresentando vazão média de $0,36 \pm 0,02$ L/min com mínimas e máximas de 0,32 e 0,40 L/min ao longo da operação, além de uma taxa de filtração média de $9,83$ m³/m². dia, consistente com os valores encontrados na literatura acima mencionada.

5.4 Qualidade da água filtrada

Nesta seção, os resultados apresentados contemplam apenas aqueles inerentes ao desempenho do FLD, com os resultados referentes à desinfecção sendo abordados no Item 5.5 em diante. Desta forma, as análises estatísticas comparativas realizadas aqui foram entre as amostras de água bruta e as amostras de água filtrada, analisando dados de entrada e saída, uma vez que apenas um único sistema foi operado. Em todos os gráficos desta seção (5.4), o dia 01

de operação refere-se ao dia 14 de junho de 2021 com operação até o dia 100 que se refere ao dia 21 de setembro de 2021.

5.4.1 Visão geral dos parâmetros físico-químicos

Os valores gerais com os resultados do desempenho do filtro para cada parâmetro físico-químico, durante os 100 dias de operação do sistema estão na Tabela 13.

Tabela 13: Resultados gerais para os parâmetros físico-químicos quanto ao tratamento pelo FLD.

Parâmetros	Valores médios \pm Desvio		%/ de remoção \pm desvio padrão	p-valor
	Padrão			
	Bruta	Filtrada		
pH [67]	7,05 \pm 0,07	7,15 \pm 0,08	-	
Conductivity (μ S/cm) [67]	49,62 \pm 7,23	49,69 \pm 4,35	-	
Turbidity (NTU) [67]	0,31 \pm 0,07	0,40 \pm 0,12	-	
Apparent colour (mg Pt-Co/L) [67]	9,30 \pm 1,34	7,12 \pm 1,17	23,46 \pm 12,84	
True colour (mg Pt-Co/L) [15]	7,44 \pm 1,04	5,54 \pm 1,27	25,54 \pm 12,63	
Absorbance at 254 nm (cm^{-1}) [67]	0,053 \pm 0,005	0,044 \pm 0,007	16,11 \pm 13,63	
Transmittance at 254 nm (%) [67]	88,49 \pm 0,77	90,24 \pm 1,31	-	
Partial alkalinity (mg CaCO_3 /L) [15]	16,62 \pm 0,47	16,83 \pm 0,44	-	
Total alkalinity (mg CaCO_3 /L) [15]	23,12 \pm 0,59	23,37 \pm 0,57	-	
Nitrite (mg/L) [15]	0,021 \pm 0,003	0,021 \pm 0,006	-	
Nitrate (mg/L) [15]	1,65 \pm 0,58	1,63 \pm 0,46	-	

Silica (mg/L) [15]	1,46 ± 0,06	1,58 ± 0,31	-
Particle Size (nm) [15]	1820 ± 453	1301 ± 263	28,52 ± 19,42

Legenda: () unidades de medida; [] número de amostras; ¹ unidade de medida em mg de CaCO₃/L.

Fonte: Autor (2022).

Quanto ao desempenho do FLD, dentre os parâmetros que foi determinada a remoção, aqueles que apresentaram maior redução média percentual foram cor aparente (23,46 ± 12,84%), seguido da cor verdadeira (25,54 ± 12,63%), absorvância 254 nm (16,11 ± 13,63%) e tamanho de partícula (28,52 ± 19,42%). Os parâmetros de turbidez e sílica tiveram acréscimos percentuais de aproximadamente 29% e 8%, respectivamente, com relação ao valor da água bruta de entrada. Com exceção dos parâmetros mencionados, do pH e da transmitância, nenhum dos outros parâmetros apresentou diferença estatística significativa.

Os resultados estatísticos da análise comparativa utilizando os métodos descritos no Item 4.11, entre os valores de água bruta e água filtrada, com o respectivo p-valor para cada parâmetro encontram-se na Tabela 14.

Tabela 14: p-valor para os testes estatísticos aplicados em cada parâmetro.

Parâmetros	Comparação entre as amostras brutas e filtradas (p-valor)
pH	< 0,001
Condutividade (µS/cm)	0,94
Turbidez (NTU)	< 0,001
Cor Aparente (uH)	< 0,001
Cor Verdadeira (uH)	< 0,001
Absorvância 254 nm	< 0,001
Transmitância 254 nm	< 0,001
Alcalinidade Parcial (mg CaCO ₃ /L)	0,15
Alcalinidade Total (mg CaCO ₃ /L)	0,07
Nitrito (mg/L)	0,96
Nitrato (mg/L)	0,80
Sílica (mg/L)	0,05

Tamanho de Partícula (nm)	< 0,001
Potencial Zeta (mV)	0,22

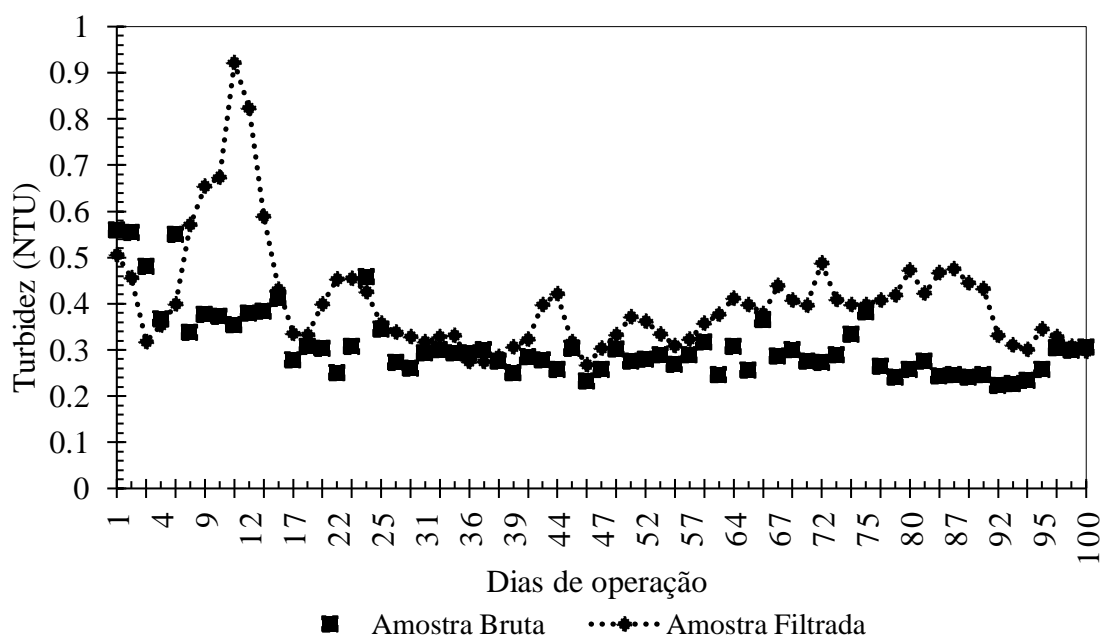
Legenda: valores em negrito ($p \leq 0,05$) representam uma diferença estatística significativa.
Fonte: Autor (2022).

Os parâmetros que apresentaram diferença estatística significativa ou $p \leq 0,05$ – turbidez, cor, absorvância, transmitância, sílica e tamanho de partícula – serão discutidos nas seções subsequentes de forma individual ou convenientemente combinada, considerando que foram parâmetros influenciados pelo tratamento do FLD, demais parâmetros físico-químicos serão discutidos no Item 5.4.7.

5.4.2 Turbidez

Anteriormente mencionada, a turbidez foi um dos parâmetros a apresentar diferença estatística significativa após a filtração (p -valor $< 0,001$). Os dados de monitoramento da turbidez na água da chuva bruta e filtrada pelo FLD estão na Figura 21.

Figura 21: Comportamento da turbidez nas amostras bruta e filtrada ao longo dos 100 dias de operação.



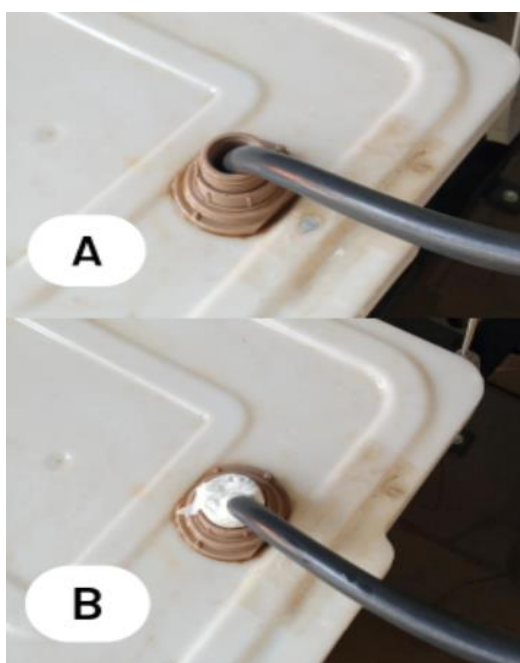
Fonte: Autor (2022).

Conforme observado, houve um acréscimo nos valores de turbidez nas amostras filtradas em comparação às amostras brutas na grande maioria dos ensaios realizados. A turbidez em água filtrada pode ocorrer quando a água de estudo apresenta valores muito baixos de turbidez, hipótese na qual a situação pode ser aplicada, uma vez que a turbidez média das

amostras brutas foi de $0,31 \pm 0,07$ NTU. Outra possibilidade é a lixiviação do meio filtrante do FLD quando este trata águas com baixas concentrações de íons minerais (SABOGAL-PAZ et al., 2020; OLIVEIRA, 2021), hipótese verificada nos ensaios de sílica e discutida no Item 5.4.5.

Além das hipóteses levantadas, sabe-se também que a turbidez consiste na interferência da passagem de luz por partículas em suspensão na água (LIBÂNIO, 2016), então se cogitou também a possibilidade de contaminação, por sólidos suspensos provindos do meio externo, no reservatório de água filtrada pelo orifício de abastecimento que era apenas parcialmente preenchido pela saída do FLD e que após a hipótese levantada foi completamente selado, como pode ser observado na Figura 22.

Figura 22: Falha de armazenamento detectada.



Legenda: A – reservatório com orifício parcialmente preenchido; B – orifício completamente selado.

Fonte: Autor (2022).

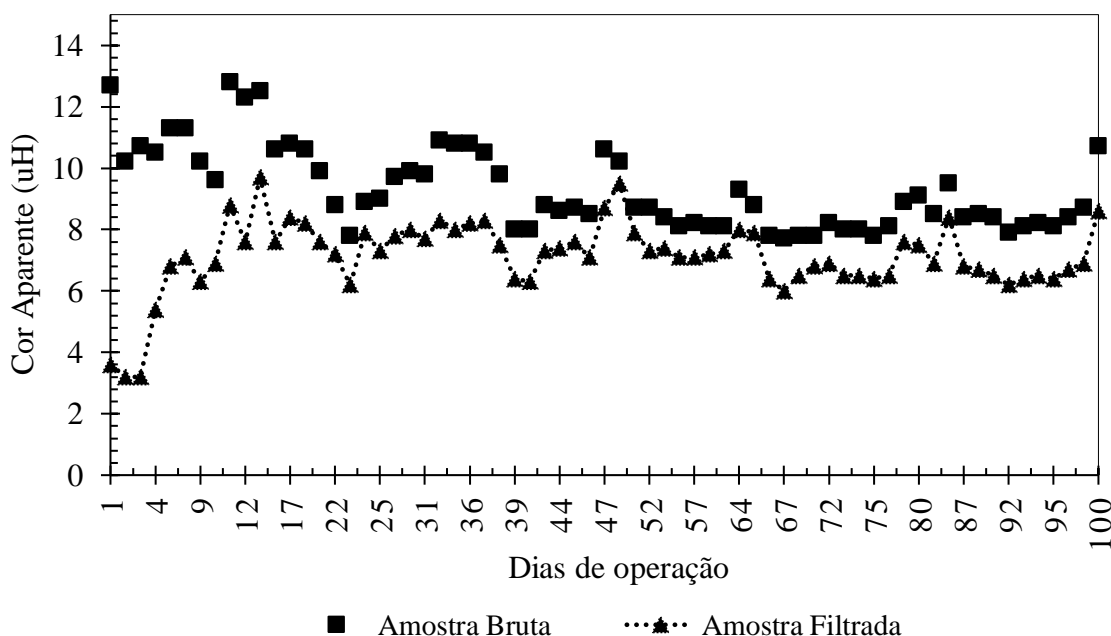
O fechamento apenas ocorreu após o dia 89 da operação, ainda assim foi possível observar a diminuição dos picos e redução na diferença entre amostras filtradas e brutas. Todavia, ainda que o acréscimo tenha ocorrido, todas as amostras brutas e filtradas, durante a operação, estiveram abaixo do limite de conformidade da legislação vigente e do limite recomendado por WHO (2018) que são valores de turbidez inferiores a 1 NTU. A média dos valores de turbidez das amostras brutas e filtradas foram respectivamente de $0,31 \pm 0,07$ NTU e $0,40 \pm 0,12$ NTU.

5.4.3 Cor

A presença de cor na água, embora não represente risco direto à saúde, torna sua qualidade questionável. O parâmetro distingue-se em cor aparente e cor verdadeira, na primeira uma parcela da turbidez está incluída, que deve ser removida por filtração a vácuo para a obtenção da segunda, que se caracteriza pela presença de partículas dissolvidas na água denominadas coloides, que tem sua origem na decomposição de matéria orgânica, ferro, manganês etc. (VON SPERLING, 2014; TCHOBANOGLOUS et al., 2016).

Por este motivo, comumente se analisa o parâmetro de cor em associação com análises de carbono orgânico total (COT) para quantificar a matéria orgânica, o que não ocorreu neste trabalho por dois motivos: o aparelho utilizado para a análise apresentou defeitos e passou por manutenções diversas vezes ao longo da operação e, além disso, uma das principais preocupações em monitorar a presença de matéria orgânica na água é a formação de THM na cloração, entretanto, a água de chuva costuma apresentar baixo teor de matéria orgânica e a via de desinfecção desse estudo foi a radiação ultravioleta que não gera subprodutos tóxicos (PROSAB, 2001; WHO, 2018). Os resultados para cor aparente estão expostos na Figura 23.

Figura 23: Comportamento da cor aparente nas amostras brutas e filtradas ao longo dos 100 dias de operação.

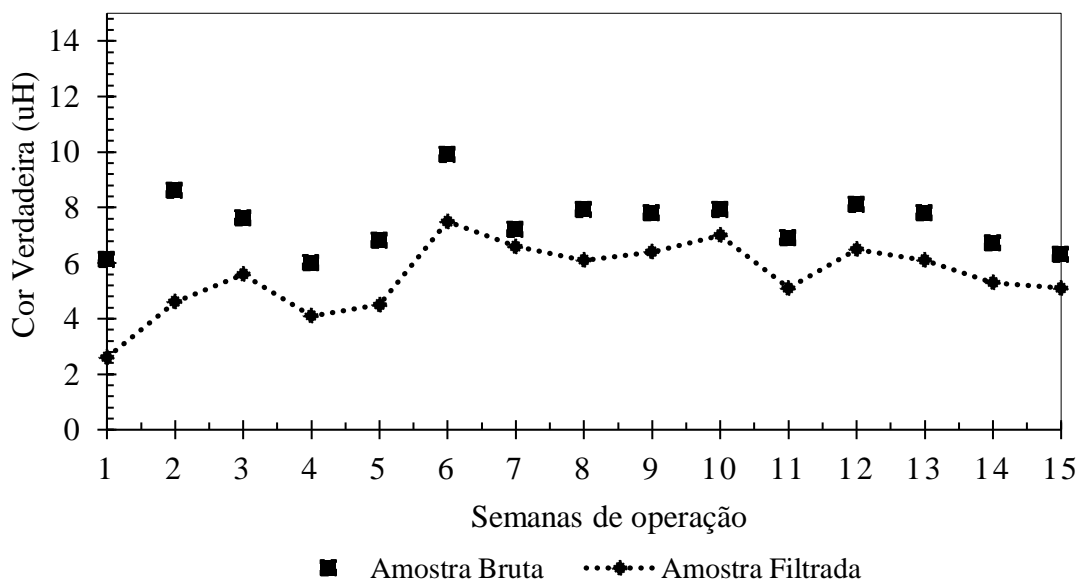


Fonte: Autor (2022).

Os valores médios para cor aparente foram de $9,30 \pm 1,34$ uH para as amostras brutas e de $7,12 \pm 1,17$ uH para as amostras filtradas, caracterizando remoção percentual média de 23,46

$\pm 12,84\%$. A legislação nacional não preconiza limite para cor aparente, somente para cor verdadeira, entretanto o parâmetro é monitorado para se ter noção da proporção entre sólidos suspensos e dissolvidos na água. A cor verdadeira pode ser obtida após filtração em membrana específica. Os resultados de cor verdadeira são apresentados na Figura 24.

Figura 24: Comportamento da cor verdadeira nas amostras brutas e filtradas ao longo dos 100 dias de operação.



Fonte: Autor (2022).

Os valores médios para cor verdadeira foram de $7,44 \pm 1,04$ uH para as amostras brutas e de $5,54 \pm 1,27$ uH para as amostras filtradas, caracterizando remoção percentual média de $25,54 \pm 12,63\%$. Os valores obtidos encontram-se dentro da remoção esperada pela literatura no que concerne à filtração lenta, valores em torno de 25% (BARRETT et al., 1991), além de serem próximos aos valores encontrados por Oliveira (2021) que também trabalhou com água da chuva associada à filtração lenta.

Ainda, os valores de remoção obtidos foram inferiores aos de Freitas et al. (2021) e Terin (2021) que apresentaram remoções em torno de 75% e 65% respectivamente, para cor aparente e cor verdadeira na água filtrada. Resultados plausíveis considerando a água de chuva como água de estudo deste trabalho e seu menor aporte de partículas tanto em suspensão quanto dissolvidas, em comparação com a água de rio.

A legislação brasileira preconiza limite de 15 uH para o parâmetro de cor verdadeira, a WHO (2018) apesar de salientar que a cor não caracteriza risco à saúde humana, recomenda

valor 15 uH a fim de reduzir as chances de rejeição, uma vez que valores de cor abaixo deste limite são indetectáveis a olho nu em um copo.

5.4.4 Absorbância 254 nm e Transmitância 254 nm

A absorbância e a transmitância são inversamente relacionadas, enquanto a primeira refere-se à capacidade de absorção de luz por um meio aquoso em uma determinada profundidade, a segunda se refere ao percentual de luz que é capaz de penetrar neste mesmo meio, nesta mesma profundidade (TINOCO, 2011; TCHOBANOGLOUS et al., 2016). Apesar de não serem contemplados pela legislação, ambos são cruciais de monitoramento se a via de desinfecção é a radiação ultravioleta, por isso foram medidas na faixa 254 nm do espectro. Os resultados para absorbância e transmitância encontram-se nas Figuras 25 e 26, respectivamente.

Figura 25: Comportamento da absorbância nas amostras brutas e filtradas ao longo da operação.

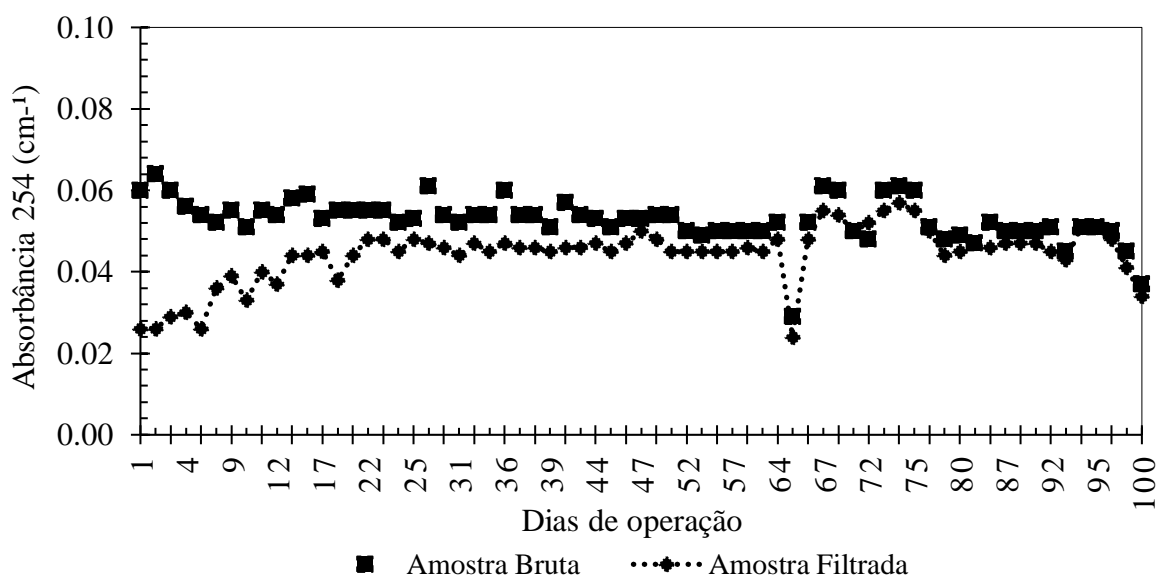
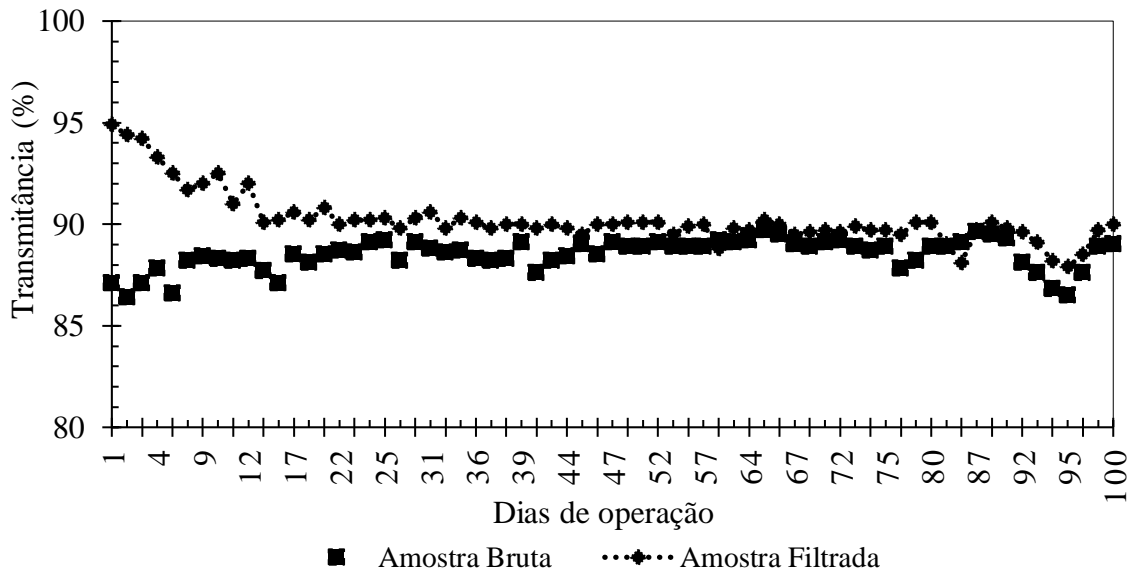


Figura 26: Comportamento da transmitância nas amostras brutas e filtradas ao longo da operação.



Fonte: Autor (2022).

Graficamente, a relação inversa entre os parâmetros pode ser constatada, uma vez que as amostras brutas tiveram seu valor de absorvância reduzido simultaneamente com o aumento da transmitância, da mesma forma, as amostras filtradas tiveram seu valor de absorvância elevados simultaneamente com a redução da transmitância, todavia, ainda que a diferença estatística tenha sido detectada em ambos os parâmetros (p -valor $< 0,001$) a variação nos valores foi considerada baixa para os objetivos da desinfecção, e especula-se que tenha ocorrido pelo carregamento de sólidos sedimentados pelas primeiras alimentações que estavam depositados no fundo do reservatório de armazenamento de água de chuva.

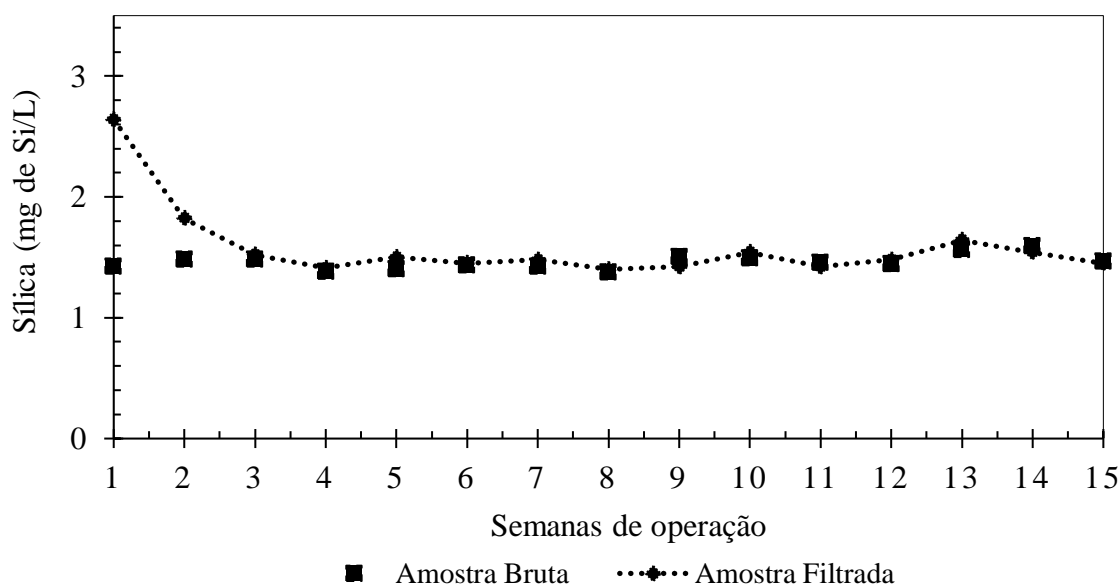
Os valores médios de absorvância foram de $0,053 \pm 0,005 \text{ cm}^{-1}$ para as amostras brutas e de $0,044 \pm 0,007 \text{ cm}^{-1}$ nas amostras filtradas, em contrapartida, os valores médios de transmitância foram de $88,49 \pm 0,77\%$ para as amostras brutas e de $90,24 \pm 1,31\%$. A Portaria GM/MS 888 (2021) e a WHO (2018) não apresentam recomendações ou limites para ambos os parâmetros, entretanto, sabe-se que significativos valores de transmitância favorecem a desinfecção por radiação ultravioleta e considerando que um dos pré-requisitos para a operação do reator UV-2C (POLARIS) é a transmitância superior a 75%, os resultados obtidos atenderam as recomendações do fabricante.

5.4.5 Sílica

A sílica ou dióxido de silício (SiO_2) é o composto químico mais abundante da crosta terrestre combinado com o oxigênio, podendo se apresentar nas formas amorfa, hidratada e cristalina, apresentando estrutura básica tetraédrica. Nesta forma, a sílica pode se apresentar ainda de três formas: quartzo, cristobalita e tridimita. Ainda, o quartzo é bastante difundido na superfície terrestre em depósitos de rochas sedimentares como arenitos, grupo no qual se enquadra a areia utilizada no meio filtrante do FLD (GOMES et al.,2018).

Diante da possibilidade de detectar quartzo através das análises espectrofotométricas de sílica, realizou o monitoramento semanal deste parâmetro no sistema, a fim de detectar a ocorrência do fenômeno de lixiviação do meio filtrante. Os resultados gráficos para o parâmetro de sílica encontram-se expostos na Figura 27.

Figura 27: Comportamento da sílica nas amostras brutas e filtradas ao longo da operação.



Fonte: Autor (2022).

Os valores médios para a sílica foram de $1,46 \pm 0,06$ mg/L nas amostras brutas e de $1,58 \pm 0,31$ mg/L nas amostras filtradas, caracterizada por variação estatisticamente baixa, entretanto ao se observar as duas primeiras semanas, torna-se possível entender a diferença estatística significativa apontada pelo teste de Wilcoxon (p -valor = 0,05).

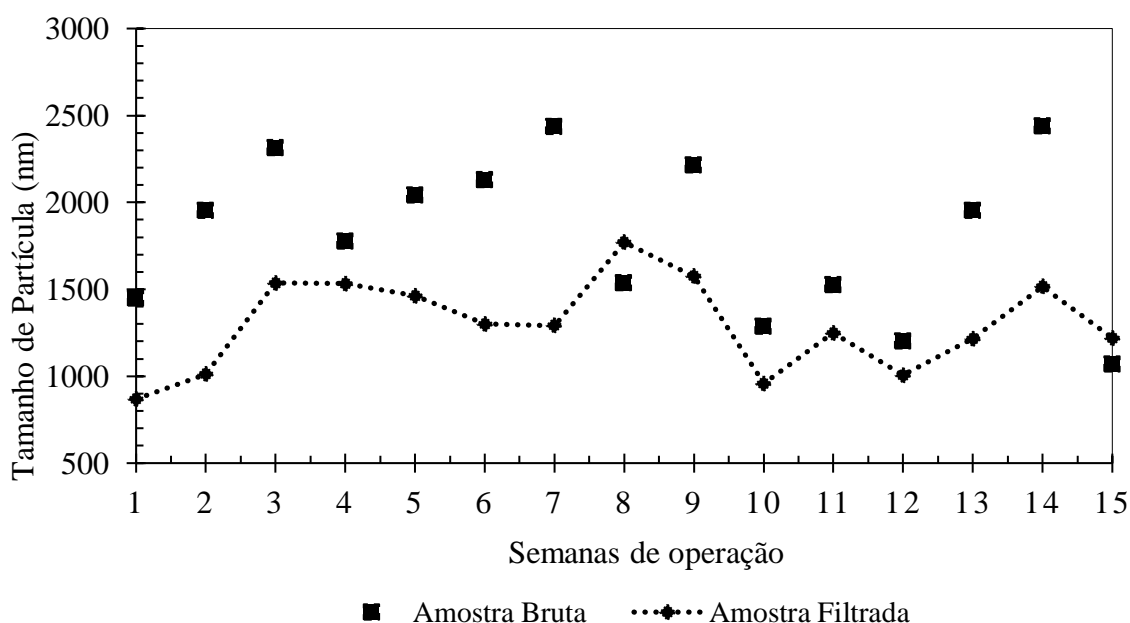
Na primeira semana, a sílica apresentou valor de 1,42 mg/L para a amostra bruta e valor de 2,64 mg/L para a amostra filtrada, na segunda semana ocorreu um valor de 1,48 mg/L na amostra bruta e de 1,82 mg/L na amostra filtrada, valores que podem ser observados na Figura

26. Tais ocorrências associadas aos picos de turbidez ocorridos nas primeiras semanas de operação, conforme apresentado Item 5.4.2, corroboram para validar a hipótese de lixiviação do meio filtrante. A ocorrência de tal fenômeno foi relatada também por Sabogal-Paz et al. (2020) e Oliveira (2021) em seus trabalhos.

5.4.6 Tamanho de Partícula

O tamanho médio de partícula é um parâmetro comumente monitorado nos processos de floculação e coagulação durante o tratamento de água, uma vez que sua interação com outros aspectos como forma, densidade e composição, determina a viabilidade do procedimento (SARITHA et al., 2017; SILVA et al., 2021). Apesar de nenhum dos procedimentos mencionados ser aplicado neste trabalho e nenhuma legislação preconizar o tamanho médio de partícula para o tratamento de águas, optou-se por monitorar este parâmetro sob caráter exploratório, a fim de observar o comportamento das amostras quanto a ele. Os resultados para o tamanho médio de partícula estão expostos na Figura 28.

Figura 28: Comportamento do tamanho de partícula das amostras brutas e filtradas ao longo da operação.



Fonte: Autor (2022).

Os valores médios obtidos para tamanho de partícula foram de 1820 ± 453 nm nas amostras brutas e de 1301 ± 263 nm nas amostras filtradas, o que retratou diferença significativa $p < 0,001$ e redução no diâmetro médio dos grãos de $28,52 \pm 19,42\%$. A retenção dos grãos de maior diâmetro no meio filtrante também foi detectada nos trabalhos de Oliveira (2021) e Terin (2021) com diferença estatística significativa entre amostras brutas e filtradas em ambos,

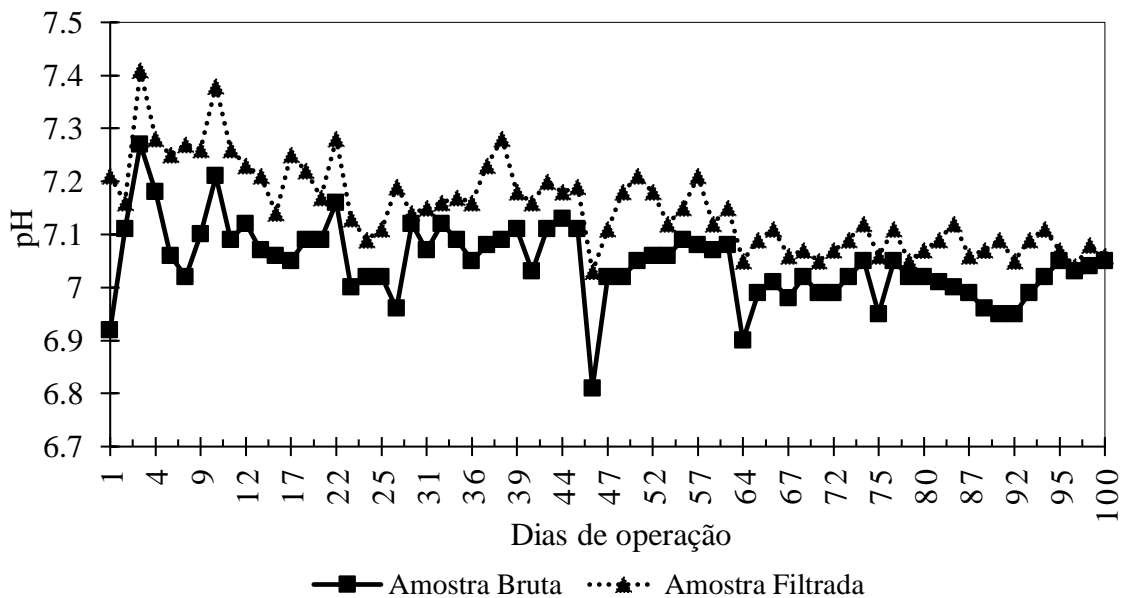
entretanto nesses trabalhos e no presente, não houve evidências de que a retenção destas partículas afetou negativamente a eficiência do sistema.

5.4.7 Demais parâmetros físico-químicos

O pH e os parâmetros que não apresentaram diferença estatística significativa – condutividade, alcalinidade, nitrito, nitrato e potencial zeta – serão brevemente discutidos nesta seção com pontuações aos aspectos mais relevantes.

O pH apresentou diferença estatística significativa $p < 0,001$, com valores médios de $7,05 \pm 0,07$ para as amostras brutas e de $7,15 \pm 0,08$ para as amostras filtradas. Seu comportamento pode ser observado na Figura 29.

Figura 29: Comportamento do pH nas amostras brutas e filtradas ao longo da operação.



Fonte: Autor (2022).

Estudos apontam que aumentos no pH podem ocorrer por lixiviação do material filtrante ou até mesmo da camada suporte (YOUNG-ROJANSCHI; MADRAMOOTOO, 2015; FREITAS; SABOGAL-PAZ, 2019; OLIVEIRA, 2021) fenômeno cuja ocorrência foi evidenciada nas seções anteriores. Os valores de pH ficaram compreendidos na faixa recomendada pela legislação vigente de 6 a 9,5 (BRASIL, 2021).

A condutividade elétrica apresentou valores médios de $49,62 \pm 7,23 \mu\text{S}/\text{cm}$ para as amostras brutas e de $49,69 \pm 4,35 \mu\text{S}/\text{cm}$ para as amostras filtradas. O Potencial zeta teve valores médios de $-15,5 \pm 2,7 \text{ mV}$ para as amostras brutas e de $-16,1 \pm 2,6 \text{ mV}$ para as amostras filtradas.

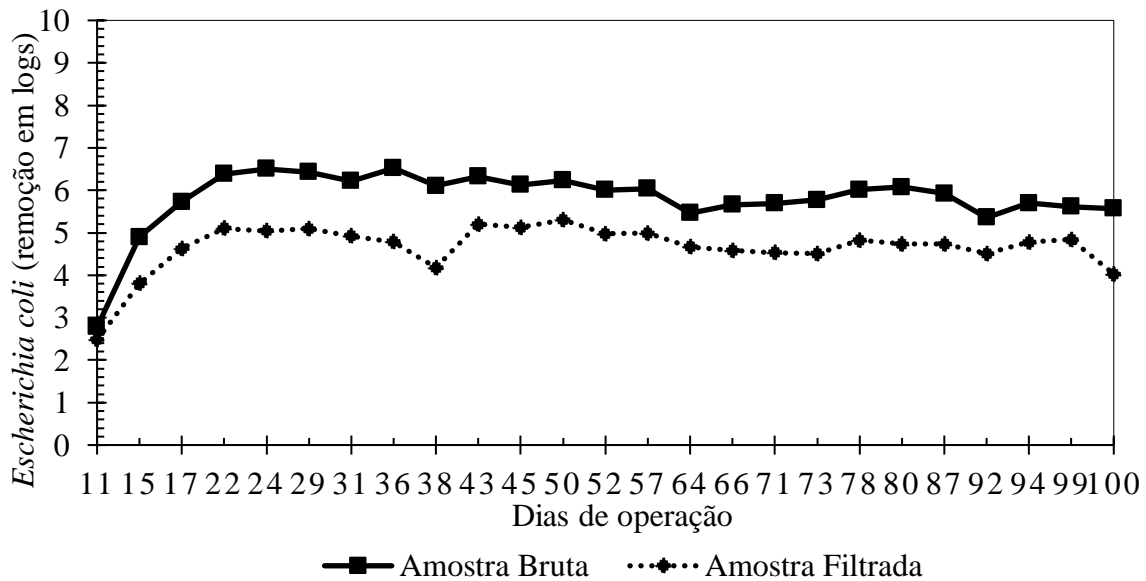
Ambos os parâmetros não mostraram diferença estatística significativa na comparação entre entrada e saída.

A alcalinidade parcial apresentou valores médios de $16,62 \pm 0,47$ mg de CaCO_3/L para as amostras brutas e de $16,83 \pm 0,44$ mg de CaCO_3/L para as amostras filtradas. A alcalinidade total teve valores médios de $23,12 \pm 0,59$ mg de CaCO_3/L para as amostras brutas e de $23,37 \pm 0,57$ mg de CaCO_3/L para as filtradas. Os dois parâmetros também não mostraram diferença estatística significativa nesta etapa.

O nitrogênio e suas diferentes formas são de suma importância no controle de qualidade das águas, com sua presença estando ligada à ocorrência de poluição, eutrofização ou até doenças (VON SPERLING, 2014). As formas Nitrito (NO_2^-) e Nitrato (NO_3^-) foram monitoradas com o intuito de identificar valores de concentração que pudessem representar um risco à saúde humana, entretanto os resultados de todas as etapas não excederam os limites de 1 mg/L e 10 mg/L respectivamente. Os valores médios de nitrito foram de $0,021 \pm 0,003$ mg/L para as amostras brutas e de $0,021 \pm 0,006$ mg/L para as amostras filtradas. Os valores médios de nitrato foram de $1,65 \pm 0,58$ mg/L para as amostras brutas e de $1,63 \pm 0,46$ mg/L para as amostras filtradas. Ambos os parâmetros não apresentaram diferença estatística significativa entre os dados de entrada e saída.

5.4.8 Parâmetros microbiológicos

A água armazenada submetida à caracterização, a água bruta do reservatório intermediário e as amostras filtrada e desinfetada não apresentaram coliformes totais em nenhum momento ao longo da operação, desta forma somente os resultados de *E. coli* serão abordados tanto aqui quanto no Item 5.5.1. O comportamento da *E. coli* na etapa de filtração está na Figura 30.

Figura 30: Comportamento do parâmetro *E.coli* pelo FLD ao longo da operação.

Fonte: Autor (2022).

Os valor de remoção média de *E. coli* pelo FLD operado em fluxo intermitente foi de $1,15 \pm 0,33$ log, valor em conformidade com a literatura se considerarmos que Elliot et al. (2008) obteve remoções que variavam de 0,3 a 4,0 log para filtros intermitentes e Romero et al. (2020) obteve remoção média de 1,2 log, entretanto valor relativamente baixo se comparado aos 1,67 log obtidos no filtro intermitente de Young-Rojanschi e Madramootoo (2014), os 1,5 e 1,7 log obtidos pelos filtros intermitentes de Terin (2021) e os mais de 2 log obtidos na segunda etapa dos trabalhos de Oliveira (2021).

Duas hipóteses foram levantadas para justificar a baixa remoção: a primeira refere-se aos baixos valores de nutrientes encontrados na água de chuva, desfavorecendo a camada biológica em detrimento de estudos que utilizaram águas superficiais. A segunda baseia-se no fato de que a atividade biológica é estimulada por temperaturas mais elevadas (RANJAN; PREM, 2018), e conseqüentemente, o amadurecimento da *schmutzdecke*. Considerando os primeiros 65 dias da operação (14 de junho de 2021 até 16 de agosto de 2021), as temperaturas médias ambiente e do filtro foram, respectivamente, $16,6 \pm 2,8^{\circ}\text{C}$ e $15,3 \pm 2,6^{\circ}\text{C}$, temperaturas consideravelmente inferiores se comparadas com a média dos últimos 35 dias (16 de agosto de 2021 até 21 de setembro de 2021), de $24,8 \pm 2,4^{\circ}\text{C}$ e $22,2 \pm 1,8^{\circ}\text{C}$, respectivamente para o ambiente e o filtro, o que pode ter retardado o processo de amadurecimento da camada biológica.

5.5 Desinfecção

A desinfecção por radiação ultravioleta utilizando o reator UV-2C (POLARIS) foi a etapa final de tratamento para remoção do risco microbiológico presente na água filtrada pelo FLD. A desinfecção era realizada todos os dias – em que eram feitas coletas – após a obtenção da amostra filtrada completa, com o auxílio da bomba diafragma operando com um registro para regular a vazão e mantê-la em 2 L/min, totalizando um tempo de aproximadamente 22 minutos para a desinfecção de toda a água filtrada, uma vez que aproximadamente 4 ou 5 litros eram perdidos pela altura da saída em relação ao fundo do reservatório de água filtrada.

A água era mantida no reservatório superior da estrutura metálica, no qual eram feitas as coletas das amostras desinfetadas. Estas amostras, além da quantificação de *E. coli* e coliformes totais, foram submetidas também às análises realizadas para todos os outros parâmetros físico-químicos, a fim de analisar o comportamento dos parâmetros e identificar possíveis anomalias, ainda que a remoção microbiológica fosse o foco desta etapa. Os valores gerais dos parâmetros físico-químicos para a água desinfetada em comparação com a água filtrada são apresentados na Tabela 15. Em todos os gráficos desta seção (5.5), o dia 01 de operação refere-se ao dia 14 de junho de 2021 com operação até o dia 100 que se refere ao dia 21 de setembro de 2021.

Tabela 15: Resultados comparativos dos parâmetros físico-químicos entre as amostras filtradas e desinfetadas com o respectivo p-valor para cada parâmetro.

Parâmetros	Valores médios \pm Desvio		p-valor
	Filtrada	Desinfetada	
pH [67]	7,15 \pm 0,08	7,12 \pm 0,09	0,003
Condutividade (μ S/cm) [67]	49,69 \pm 4,35	49,99 \pm 2,76	0,53
Turbidez (NTU) [67]	0,40 \pm 0,12	0,52 \pm 0,22	< 0,001
Cor Aparente (uH) [67]	7,12 \pm 1,17	7,38 \pm 1,48	0,02
Cor Verdadeira (uH) [15]	5,54 \pm 1,27	5,67 \pm 1,24	0,17
Absorbância 254 nm (cm^{-1}) [67]	0,044 \pm 0,007	0,043 \pm 0,008	0,02
Transmitância 254 nm (%) [67]	90,24 \pm 1,31	90,48 \pm 1,58	0,02
Alcalinidade Parcial (¹) [15]	16,83 \pm 0,44	17,39 \pm 0,89	0,11
Alcalinidade Total (¹) [15]	23,37 \pm 0,57	23,65 \pm 0,95	0,08
Nitrito (mg/L) [15]	0,021 \pm 0,006	0,024 \pm 0,008	0,33
Nitrato (mg/L) [15]	1,63 \pm 0,46	1,57 \pm 0,55	0,41
Sílica (mg/L) [15]	1,58 \pm 0,31	1,62 \pm 0,41	0,06
Tamanho de Partícula (nm) [15]	1301 \pm 263	1399 \pm 388	0,86
Potencial Zeta (mV) [15]	-16,1 \pm 2,6	-16,4 \pm 2,3	0,46

Legenda: () unidades de medida; [] número de amostras; ¹ unidade de medida em mg de CaCO₃/L.

Os seguintes parâmetros apresentaram diferença estatística significativa nesta etapa: pH, turbidez, cor, absorbância e transmitância. Demais parâmetros não tiveram resultados diferentes do esperado.

Absorbância e transmitância apresentaram valores médios próximos aos valores das amostras filtradas, com respectivamente 0,043 \pm 0,008 cm^{-1} e 90,48 \pm 1,58%, entretanto, é provável que sua diferença estatística esteja no fenômeno de variação similar ao das amostras filtradas, como foi observado e discutido no Item 5.4.4. O pH apresentou valor médio de 7,12 \pm 0,09 entretanto, houveram picos de alteração em comparação às amostras filtradas que

justificam a diferença estatística, ainda que todas amostras tenham permanecido dentro dos limites da legislação vigente.

Quanto à cor aparente e turbidez os resultados comparados podem ser observados nas Figuras 31 e 32, respectivamente.

Figura 31: Comportamento da cor aparente nas amostras filtradas e desinfetadas ao longo da operação.

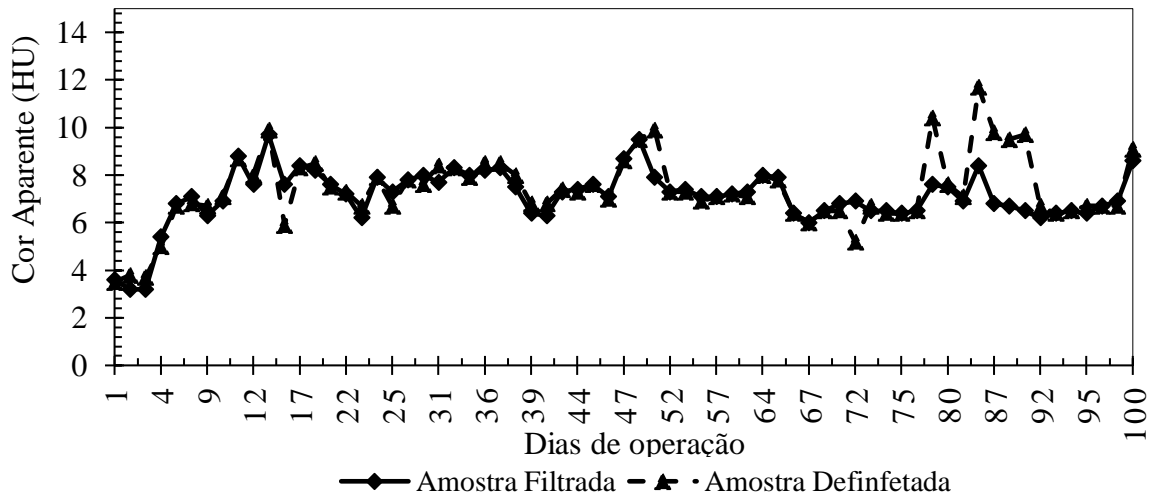
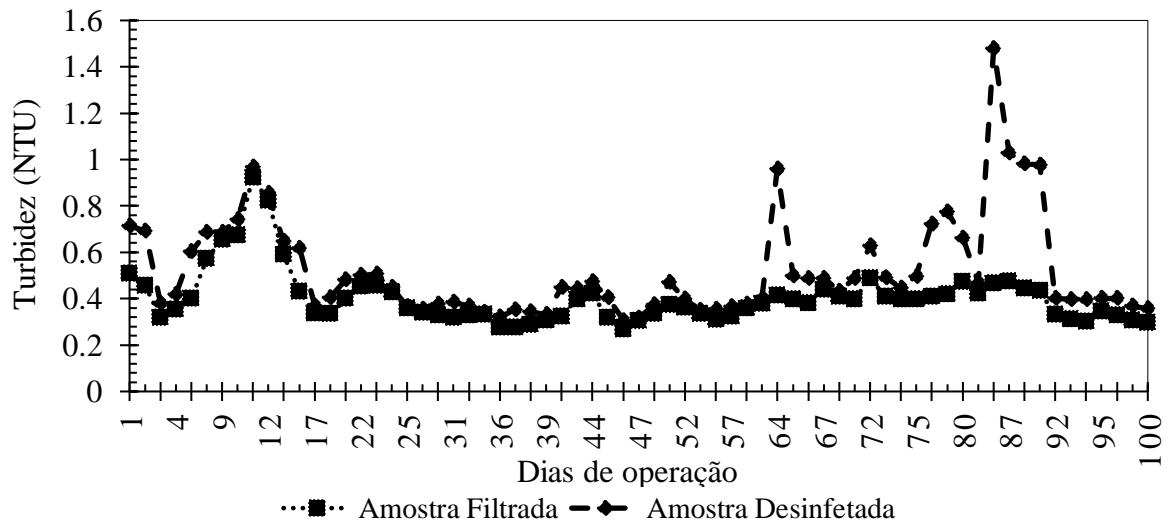


Figura 32: Comportamento da turbidez nas amostras filtradas e desinfetadas ao longo da operação.



Fonte: Autor (2022).

Para cor aparente, os valores médios foram de $7,12 \pm 1,17$ uH para as amostras filtradas e de $7,38 \pm 1,48$ uH para as amostras desinfetadas. Para a turbidez os valores médios foram de $0,40 \pm 0,12$ NTU para as amostras filtradas e de $0,52 \pm 0,22$ NTU para as amostras desinfetadas, com diferença estatística significativa de $p < 0,001$, entretanto ainda consistente com a hipótese de lixiviação do meio filtrante associada neste caso à suspensão das partículas pelo

bombeamento. Contudo, observa-se em ambos os parâmetros e no mesmo período, picos após o dia 75 de operação, controlados posteriormente, após o selamento do reservatório no dia 89 como descrito no Item 5.4.2. Este fenômeno corroborou para a hipótese de contaminação pelo orifício, uma vez que a ocorrência de ambos os parâmetros afetados pelos picos está ligada à presença de sólidos em suspensão.

Considerando o baixo aporte de partículas, tanto suspensas quanto dissolvidas, hipótese corroborada pelos baixos valores de turbidez e cor, e pelos altos valores de transmitância, além da sensibilidade do organismo-alvo utilizado na presente pesquisa, a água de estudo utilizada foi considerada viável quanto à utilização da desinfecção por radiação UV, sabendo que os parâmetros previamente citados são essenciais para corroborar a afirmação (TCHOBANOGLIOUS et al.,2016; ZOU et al., 2019).

5.5.1 Remoção do risco microbiológico

A WHO (2017) classifica a ocorrência de *E. coli* em cinco diferentes níveis de riscos baseados na concentração de microrganismos nas amostras de água: dentro da conformidade (Ausência em 100 mL), baixo risco (<10 UFC/100 mL), risco moderado (de 10 a 100 UFC/100 mL), risco alto (de 100 a 1000UFC/100 mL) e risco muito alto (valor superior a 1000 UFC/100 mL).

Considerando esta classificação, 87,50% das amostras desinfetadas estiveram dentro da conformidade, apresentando ausência total de *E. coli*, enquanto 12,5% apresentaram baixo risco de quanto à concentração de *E. coli* com pico de 4 UFC/100 mL. Utilizando como parâmetro alternativo a contagem de colônias da Técnica da Membrana Filtrante (APHA et al.,2017) que despreza valores abaixo de 20 UFC/100 mL na contagem, é possível considerar que todas as amostras desinfetadas apresentaram segurança para consumo quanto ao risco microbiológico e que a desinfecção por radiação ultravioleta foi eficiente. Como mencionado anteriormente, todas as amostras apresentaram a ausência de coliformes totais.

5.6 Análise de recrescimento e de contaminação pelo meio externo

A possibilidade de recrescimento dos microrganismos por fotorreativação e/ou recuperação no escuro foi cogitada e monitorada, considerando a desinfecção por radiação UV. Os resultados para os parâmetros microbiológicos encontram-se nas Figuras 33 e 34, os códigos R1 e R2 referem-se respectivamente aos reservatórios tampado e destampado. Em todos os gráficos desta seção (5.6), o dia 01 de operação refere-se ao dia 23 de setembro de 2021 com operação até o dia 15 que se refere ao dia 07 de outubro de 2021.

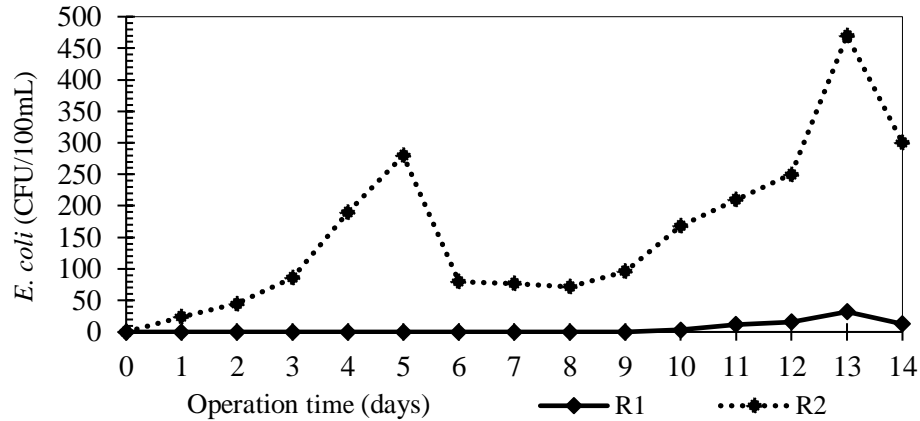
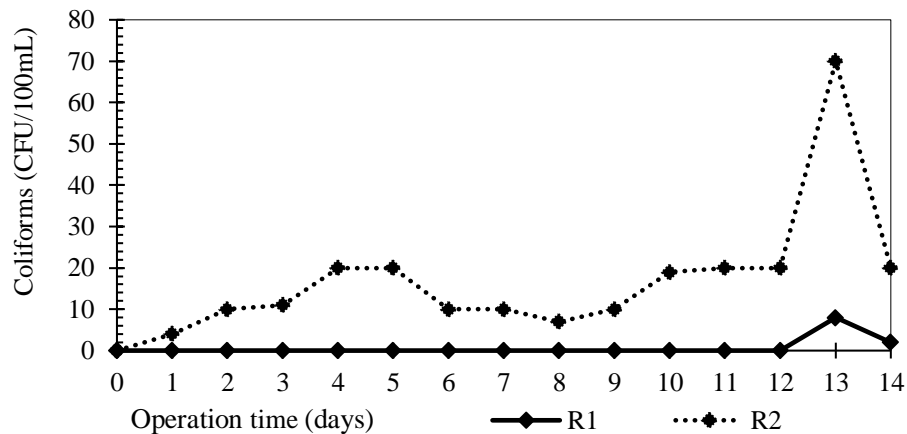
Figura 33: Comportamento dos reservatórios quanto à concentração de *E. coli*.

Figura 34: Comportamento dos reservatórios quanto à concentração de coliformes totais.



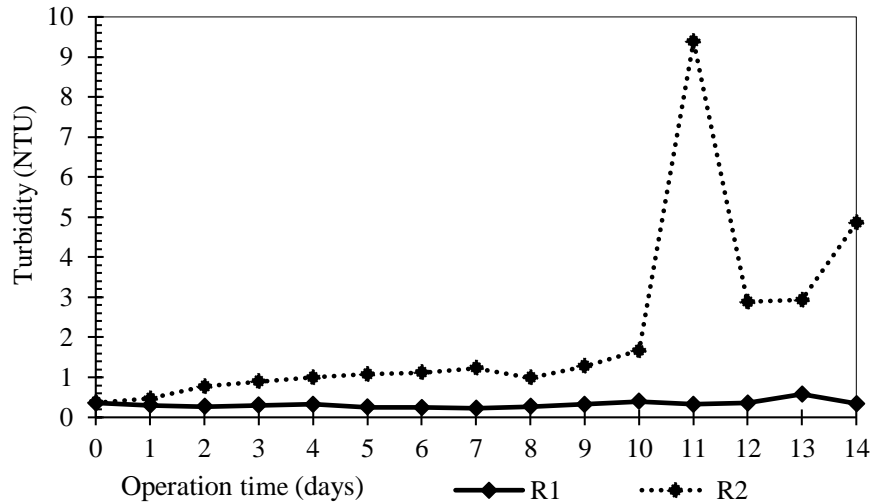
Fonte: Autor (2022).

Ambos os parâmetros apresentaram diferença estatística significativa ($p < 0,001$). É possível notar ainda, o aumento gradativo da concentração após os primeiros dias apenas no reservatório 2 em ambos os parâmetros, com picos de 470 UFC/100 mL para *E. coli* – considerada uma amostra de risco alto pela WHO (2017) – e de 70 UFC/100 mL para coliformes totais. Todavia, considerando o tempo para recrescimento – independente do mecanismo –, a concentração no reservatório 1 e a concentração no reservatório 2 após 24 horas, descartou-se a hipótese de recrescimento e passou-se a adotar unicamente a hipótese de contaminação externa.

Corroborando a suposição, nos dias 03 e 04 de outubro de 2021 – referente aos dias 10 e 11 de operação de recrescimento – uma nuvem de poeira atingiu São Carlos/SP, com ventos

de até 92 km/h (INMET, 2021), resultando nos picos previamente mencionados e que podem ser observados nas Figuras 33 e 34, assim como nos gráficos para os resultados de turbidez e cor, apresentados respectivamente, nas Figuras 35 e 36.

Figura 35: Comportamento da turbidez nos reservatórios.

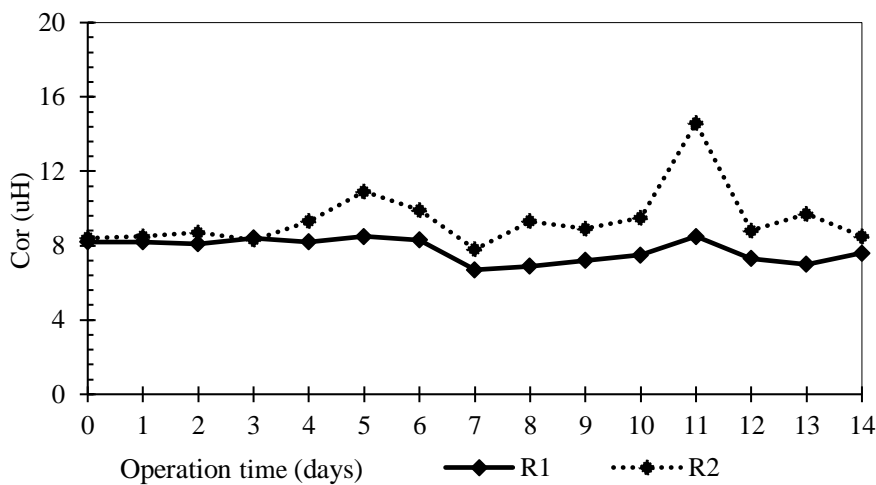


Fonte: Autor (2022).

A turbidez apresentou concentração média de 0,988 NTU no reservatório 2 até o dia 10 da operação de recrescimento, apresentou pico de 9,390 NTU após a nuvem de poeira. A cor aparente que apresentou uma concentração média de 9,0 uH no reservatório 2, teve pico de 14,6 uH após o evento climático.

Tanto cor quanto turbidez foram mais significativos no R2 que no R1, mostrando que a presença da tampa e o manejo adequado protegem a água. Considerando os valores médios para os dois parâmetros ao longo das análises de recrescimento, para ambos os parâmetros também houve diferença estatística significativa entre os reservatórios, de $p < 0,001$ para cor e $p = 0,012$ para turbidez.

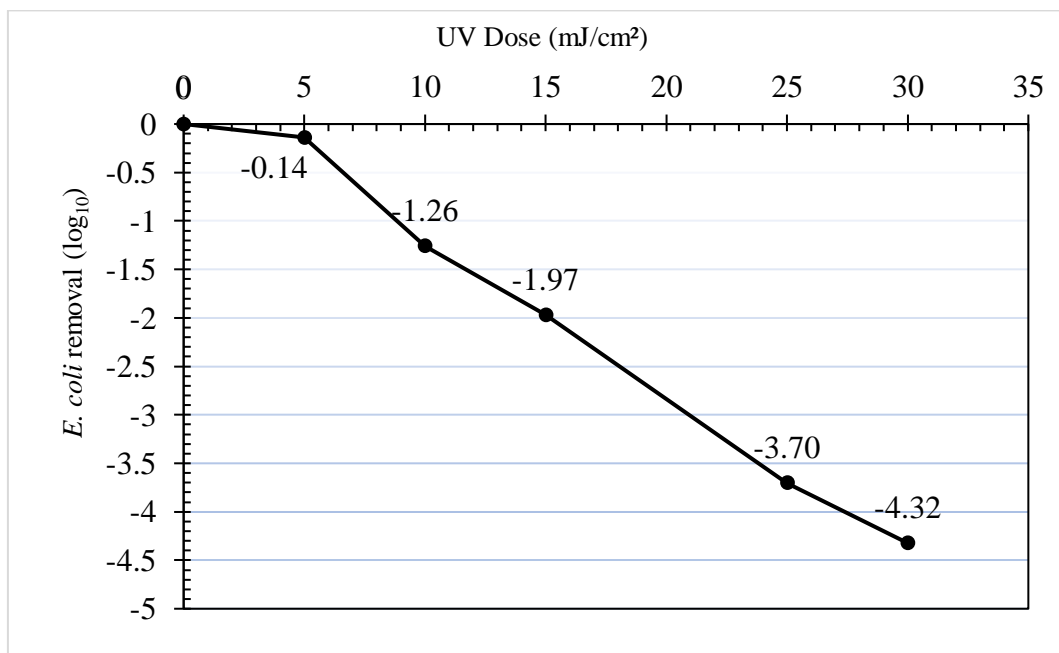
Figura 36: Comportamento da cor nos reservatórios.



Fonte: Autor (2022).

5.7 Testes de radiometria para quantificação da dose UV

Os testes em colimador foram realizados em triplicata para cada dose UV e os resultados da média de inativação microbiológica encontram-se na Figura 37.

Figura 37: Curva de remoção logarítmica média de *E. coli* por dose UV.

Fonte: Autor (2022).

Para o presente estudo, a inativação média pela desinfecção no reator UV com a dose estimada pelo fabricante, utilizando da vazão de 2 L/min, foi de $4,65 \pm 0,58$ log (Tabela 16), ainda assim, diante da quantidade de amostras zeradas, sabe-se que esse número pode ser maior.

A única dose UV dos testes que apresentou, estatisticamente, valor semelhante ao obtido é a dose UV de 30 mW/cm² estimada pelo radiômetro, evidenciando a confiabilidade nos parâmetros e recomendações do fabricante.

Tabela 16: Resultados mais relevantes dos testes com colimador.

	Média ± Desvio Padrão
Remoção média da desinfecção durante a operação de 100 dias com dose estimada de 30 mW/cm ²	4,65 ± 0,58 log
Remoção média da dose de 25 mW/cm ² nos testes	3,70 ± 0,11 log
Remoção média da dose de 30 mW/cm ² nos testes	4,32 ± 0,25 log

Fonte: Autor (2022).

Vale ressaltar que na operação de 100 dias, trabalhou-se com água com uma concentração de *E. coli* de aproximadamente 10⁶ UFC/100 mL na água bruta inoculada, e tais resultados referem-se a essa água de estudo preparada. Esta, trata-se de uma concentração alta de microrganismos patogênicos, e foi adotada para que fosse possível visualizar os efeitos do tratamento, caso trabalhasse com a água bruta sem inoculação de *E. coli*, os valores de dose UV poderiam ser reduzidos, desconsiderando efeitos de fotorreativação ou recuperação no escuro.

5.8 Caracterização da camada microbiológica

Para a caracterização da camada biológica foram realizados ensaios de sólidos totais e sólidos suspensos – discutidos no Item 5.8.1 – e de microscopia – discutidos no Item 5.8.2 – para amostras coletadas da manta e da camada de topo de areia.

5.8.1 Análise de sólidos

Os testes foram realizados em triplicata após o fim da operação e os resultados das análises de sólidos foram divididos nas frações total, fixa e volátil, de forma a facilitar a discussão do tópico. Tais resultados podem ser observados na Tabela 17.

Tabela 17: Sólidos totais e suspensos na manta e na areia da camada de topo do FLD.

Amostra	Sólidos Totais (g/L)			Sólidos Suspensos (g/L)		
	Total	Fixo	Volátil	Total	Fixo	Volátil
Areia	0,120	0,015	0,105	0,049	0,017	0,032
Manta	0,068	0,011	0,057	ND	ND	ND

Legenda: ND – não foi possível determinar.

Fonte: Autor (2022).

O FLD apresentou concentração de 0,188 g/L de sólidos totais na camada biológica, com 63,83% destas partículas sendo retidas pela areia, destas 87,50% de caráter volátil e 12,50% de caráter fixo, 36,17% dos sólidos totais foram retidos pela manta, com 82,83% destes de caráter volátil e 17,17% de caráter fixo. Quanto aos sólidos suspensos, somente foi possível identificar os valores da areia, uma vez que os valores da manta eram tão baixos que não foram passíveis de identificação pelo método utilizado. Dos 0,049 g/L de sólidos suspensos na areia, 65,3% era de caráter volátil e 34,7% de caráter fixo. Em termos gerais, a maior parte dos sólidos retidos na camada biológica era de caráter volátil.

Em comparação com trabalhos como Freitas et al. (2021) e Terin (2021) que avaliaram os mesmos parâmetros, o presente trabalho apresentou menor expressividade nos valores de sólidos totais, assim como divergência nos percentuais de sólidos fixos e voláteis, uma vez que os trabalhos mencionados apresentaram maior quantidade de sólidos fixos retidos. Ambos os fenômenos se justificam pela utilização de água de rio como água de estudo, uma vez que esta apresenta um maior aporte de partículas e não necessariamente indicam um mal desenvolvimento da atividade microbológica.

5.8.2 Microscopia

Os microrganismos identificados por técnicas de microscopia ótica nas amostras coletadas da manta e da areia de topo do FLD estão expostos na Tabela 18.

Tabela 18: Organismos identificados por microscopia ótica em campo claro nas amostras da camada biológica.

Grupo	Organismo	<i>Schmutzdecke</i>	
		Areia	Manta
Cianobactéria	-*	X	
Microcrustáceo	<i>Daphnia</i> spp.	X	
Rotífero	<i>Monostyla</i> spp.	X	X
	-*	X	X
Protozoário	Cisto de <i>Entamoeba</i> spp.		X
Helminto	Ovo de Ancilostomídeo		X

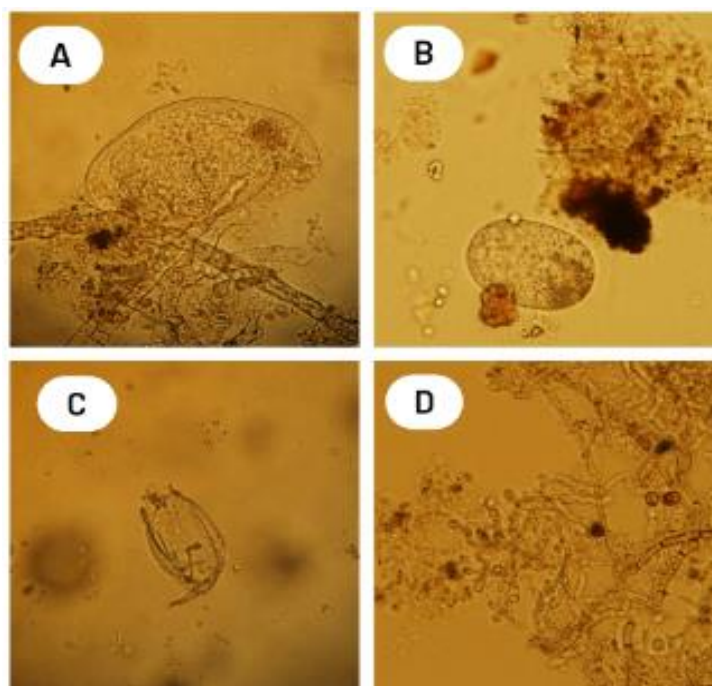
Legenda: -* organismo não pôde ser identificado; X – organismo está presente nesta parte da camada biológica.

Fonte: Autor (2022).

Cianobactérias e microcrustáceos foram encontrados nas amostras da areia de topo, protozoários e helmintos foram achados nas amostras da manta, ao passo que rotíferos foram encontrados em ambas as amostras. Algas são de suma importância na formação da camada biológica devido à produção de carboidratos, todavia podem excretar toxinas nas águas (UNDERWOOD; PATTERSON, 2003). Rotíferos e microcrustáceos são organismos sensíveis às influências externas e por este motivo, comumente associados à água de boa de qualidade, entretanto é necessário atentar-se para o risco que rotíferos representam por sua capacidade de transportar patógenos em sistemas de água (SCHADEN, 1985; BICHAI et al., 2014).

Protozoários podem representar tanto bons indicadores de boa qualidade como representar um risco sanitário, assim como os helmintos, que podem ter vida livre ou parasitária, infectando humanos e animais (MUNHOZ; FERNANDES, 2012). Amplo estudo no nordeste brasileiro, caracterizando cisternas de água de chuva, mostrou grande presença de protozoário e helmintos em quase um terço das mais de 70 cisternas monitoradas (XAVIER, 2010). A Figura 38 apresenta alguns dos organismos visualizados no microscópio.

Figura 38: Imagens feitas com a câmera acoplada ao microscópio.



Legenda: A – microcrustáceo do gênero *Daphnia* spp.; B – Ovo de helminto; C – Rotífero do gênero *Monostyla* spp.; D – Cianobactéria.

Fonte: Autor (2022).

Em comparação com trabalhos como os de Freitas et al. (2021) e Terin (2021), que também operaram com filtração lenta domiciliar e realizaram a caracterização dos microrganismos da *schmutzdecke*, o presente trabalho apresentou uma variedade menor de espécies encontradas, uma vez que os trabalhos mencionados encontraram organismos como: *Asterocystis* spp., *Aulacoseira* spp., *Chilomonas* spp., *Closterium* spp., *Coelastrum* spp., *Cosmarium* spp., *Cyclotella* spp., *Desmodesmus* spp., *Eudoria* spp., *Euglena* spp., *Fragilaria* spp., *Gomphonema* spp., *Melosira* spp., *Navicula* spp., *Nitzchia* spp., *Pleurosigma* spp., *Staurastrum* spp., *Synedra* spp., *Tabellaria* spp., *Tetrastrum* spp., *Anisonema* spp., *Corythion* spp., *Coleps* spp., *Paramecium* spp., *Chlorella* spp., além de outras algas filamentosas, diatomáceas, rotíferos, microcrustáceos, ovos e lavas de vermes e zooplâncton.

Considerando que a principal diferença – no que concerne à filtração – entre o presente estudo e os mencionados foi a água de estudo, este resultado evidencia a menor quantidade nutrientes na água de chuva em comparação com a água de rio conforme já havia sido discutido em seções anteriores, inviabilizando condição de sobrevivência para alguns destes microrganismos, fator ainda reforçado pela não ocorrência de manutenção da camada de topo ao longo dos 100 dias de operação.

5.9 Avaliação econômica da tecnologia proposta

Foram computadas informações de construção e de montagem. Os itens necessários para a construção e montagem do FLD em fluxo intermitente encontram-se na Tabela 19 e foram obtidos de Terin (2021) e Freitas et al. (2021).

Tabela 19: Itens necessários estimados para a construção de um FLD.

Item	Quantidade
	Fluxo Intermitente
Tubo PVC 250 mm para água	0,83 m
Cap PVC 250 mm para água	1 und.
União PVC soldável 25 mm	1 und.
Tubo PVC soldável 25 mm	0,83 m
Adaptador PVC soldável curto com flange e anel de vedação, 32 mm x 1", para caixa d'água	1 und.
Joelho PVC sold. 90° 25 mm	2 und.
Cap PVC soldável 25 mm	1 und.
Espigão fixo latão ¼" x ¼"	1 und.
Torneira de Jardim de latão ½" x ¾"	1 und.
Tê PVC soldável com bucha de latão 25 mm x ¾"	1 und.
Boia de filtro por gravidade	1 und
Balde plástico de 20 L tampa	2 und
Areia fina	49,9 kg
Areia grossa	7,4 kg
Pedregulho fino	7,2 kg
Pedregulho grosso	6,1 kg

Fonte: Adaptado de Terin (2021).

Em posse destes dados, foi possível estimar o custo construtivo de um FLD através de orçamentos em materiais de construção do estado de São Paulo ou *sites*. Além do FLD, outros aspectos construtivos permanentes foram considerados e tiveram sua cotação atualizada para maio de 2022, também foram descartados itens utilizados para o monitoramento como termômetros, *timer*, bomba de aquário e etc. O orçamento para os aspectos construtivos de caráter permanente encontra-se na Tabela 20.

Tabela 20: Orçamento dos itens do sistema de tratamento proposto.

	Item	Quantidade	Valor Unit. (R\$)	Valor Total (R\$)
	FLD	1 und.	459,81	459,81
Auxiliares	Reservatório 150 L	1 und.	211,20	211,20
	Reservatório 60 L	1 und.	74,50	74,50
	Adaptador PVC soldável curto com flange e anel de vedação, 32 mm x 1", para caixa d'água	2 und.	17,90	35,80
	Registro esfera DN 25 mm	1 und.	62,91	62,91
	Registro gaveta DN 25 mm	1 und.	57,23	57,23
	Joelho PVC soldável, 90°, 25 mm	1 und.	0,99	0,99
	Estrutura metálica (Apêndice A)	1 und.	818,79	818,79
	Pós-tratamento	Reator UV, Marca Polaris, Modelo UV-2C	1 und	1.428,51
Fonte alternada 12 V		1 und.	61,11	61,11
Bomba diafragma 12 V		1 und.	341,63	341,63
Conexão pneumática reta ½" M		2 und.	14,90	29,80
Conexão pneumática reta ½" F		2 und.	6,90	13,80
Mangueira pneumática de poliuretano 12x2 mm		4 metros	2,90	11,60
			TOTAL	3.607,68

Fonte: Autor (2022).

O valor orçado para o FLD a partir dos itens na Tabela 19 foi de R\$ 459,81. Somado aos demais itens permanentes essenciais para o sistema, com cotação atualizada para maio de 2022, o sistema totalizou o valor de R\$ 3.607,68. O valor final mostrou-se consideravelmente superior ao dos sistemas propostos por Terin (2021) e Freitas et al. (2021) que não chegaram a ultrapassar R\$ 2.000,00. Tal fato, deve-se principalmente ao pós-tratamento utilizando reator de radiação ultravioleta e à estrutura metálica responsável por tornar o sistema compacto, responsáveis respectivamente por 39,6% e 22,7% do valor total.

Considerando ainda que a renda média da população-alvo desta tecnologia de tratamento é baixa e utilizando do valor do salário mínimo atual no país como base de argumentação (R\$ 1.212,00) para o ano de 2022, o valor investido na tecnologia proposta pode

ser visto como elevado para uma solução de tratamento de baixo custo, e inviável de implantação sem o auxílio de políticas públicas ou adaptações que tornem mais baratos, principalmente, os componentes tidos como principais responsáveis pelo alto valor.

6 CONCLUSÕES

Em aspectos gerais, o sistema composto por FLD operado em fluxo intermitente e desinfecção por radiação ultravioleta foi eficiente, sendo capaz de adequar todos os parâmetros físico-químicos monitorados aos limites preconizados pela legislação vigente e quanto aos parâmetros microbiológicos, após a desinfecção, foi capaz de fornecer água dentro da conformidade em 87,5% das amostras com 12,5% das amostras apresentando baixo risco segundo a WHO (concentração inferior a 10 UFC/100 mL).

A água de chuva bruta armazenada no reservatório apresentou concentrações de turbidez e cor aparente fora de conformidade, comparadas com os padrões legislativos preconizados, durante a caracterização, com valores de 1,13 NTU e 15,2 uH respectivamente. Entretanto, após o início da operação a média de ambos os parâmetros nas amostras brutas coletadas do reservatório intermediário para inoculação e alimentação caíram $0,31 \pm 0,07$ NTU e de $9,30 \pm 1,34$ uH, respectivamente, muito provavelmente devido à suspensão dos sólidos anteriormente depositados durante o armazenamento.

Após o tratamento pelo FLD todos os parâmetros físico-químicos apresentaram conformidade com a legislação vigente e as recomendações da WHO, O FLD teve também remoção de $1,15 \pm 0,33$ log de *Escherichia coli*. Apesar do supracitado, aumentos nas amostras de turbidez ao longo das etapas – $0,31 \pm 0,07$ NTU, $0,40 \pm 0,12$ NTU, $0,52 \pm 0,22$ NTU respectivamente para as amostras bruta, filtrada e desinfetada –, picos de cor aparente e os resultados das análises de sílica puderam evidenciar a lixiviação do meio filtrante, sobretudo nas duas primeiras semanas de operação até a estabilização do meio, além da interferência do meio externo na ausência de técnicas de manejo e armazenamento adequadas. Não foi necessária a manutenção do FLD ao longo dos 100 dias de operação com água da chuva.

A água da chuva mostrou-se promissora como água de consumo no que concerne à desinfecção devido aos seus altos valores de transmitância após a filtração, com média de $90,24 \pm 1,31\%$. A desinfecção por radiação ultravioleta foi eficiente removendo totalmente o risco microbiológico em 87,5% das amostras e em 12,5% das amostras apresentando baixo risco com um pico de apenas 4 UFC/100 mL nestas amostras.

As análises de recrescimento não detectaram a ocorrência dos mecanismos de fotorreativação ou de recuperação no escuro para a *E. coli*, entretanto evidenciou a importância do manejo e armazenamento seguro de água de consumo, uma vez que fatores externos e

eventos climáticos atípicos afetaram significativamente a qualidade da água do reservatório que não apresentava tampa para as análises de recrescimento.

A análise de viabilidade econômica apresentou um produto final com valor elevado, considerando que se trata de uma tecnologia de baixo custo, sobretudo pela presença da radiação ultravioleta com lâmpadas convencionais como pós-tratamento, além de elementos auxiliares que poderiam ser substituídos. Desta forma, torna-se inviável a aplicação para populações de baixa renda sem o apoio das esferas públicas ou de adaptações.

O sistema proposto apresentou resultados promissores quanto ao tratamento descentralizado de águas para consumo humano e ao reaproveitamento de água de chuvas, mostrando potencial como solução alternativa para comunidades rurais, isoladas ou subdesenvolvidas, desde que o devido acompanhamento e treinamento sejam realizados com os usuários.

7 RECOMENDAÇÕES

Dentre as recomendações para trabalhos futuros, ressalta-se:

- Adaptações no projeto da estrutura metálica para fornecer suporte adequado aos aparelhos elétricos e eletrônicos, tais quais: extensões elétricas, termômetros digitais e *timer* digital;
- Operação de maior número de protótipos, aumentando o espaço amostral e permitindo maior número de correlações, além de análises estatísticas mais apuradas, análises não-paramétricas e análises bivariadas.

[Esta página foi intencionalmente deixada em branco]

REFERÊNCIAS

- AHMED, W. et al. Microbiological quality of roof-harvested rainwater and health risks: a review. **J. Environ. Qual.**, v.40, n. 1, p.13-21, 2011.
- ANDREOLI, F.C. **Filtros lentos de areia em escala domiciliar como alternativa de tratamento de águas subterrâneas com risco microbiológico em comunidades isoladas.** 2020. 214p. Tese (Doutorado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2020.
- ANDREOLI, F.C.; SABOGAL-PAZ, L.P. Household slow sand filter to treat groundwater with microbiological risks in rural communities. **Water Research**, v.186, 2020.
- APHA. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater.** 23 Ed. EUA. 2017.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS – ABNT. **NBR 12004: Determinação de índice de vazios máximos em solos não coesivos.** ABNT, 1990.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS – ABNT. **NBR 12051: Determinação de índice de vazios mínimos em solos não coesivos.** ABNT, 1991.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS – ABNT. **NBR 11799: Material Filtrante – Areia, Antracito de Pedregulho. Especificação.** ABNT. 7 p. 2016a.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS – ABNT. **NBR 6457: Amostras de Solo – Preparação para ensaios de compactação e ensaios de caracterização.** ABNT, 2016b.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. ABNT. **NBR 15527: Água de chuva – Aproveitamento de coberturas em áreas urbanas para fins não potáveis – Requisitos.** Rio de Janeiro, 2019.
- BAGUMA, D. et al. Knowledge of measures to safeguard harvested rainwater quality in rural domestic households. **Journal of Water and Health**, v.8, n.2, p. 334-345, 2010.
- BAIN, R. et al. Global assessment of exposure to faecal contamination through drinking water based on a systematic review. **Tropical Medicine & International Health**, v. 19, n. 8, p. 917-927, 2014.
- BARRETT, J.M. et al. **Manual of Design for Slow Sand Filtration.** AWWA Research Foundation and AWWA. 288p. 1991.
- BICHAI, F. et al. Predation and transport of persistent pathogens in GAC and slow sand filters: A threat to drinking water safety? **Water Research**, v. 64, p. 296-308, 2014.
- BRADLEY, I.; STRAUB, A.; MARACCINI, P.; MARKAZI, S.; NGUYEN, T.H. Iron oxide amended biosand filters for virus removal. **Water Research**, v. 45, n. 15, p. 4501-4510, 2011.
- BRASIL. Ministério da Saúde. **Portaria GM/MS N° 888, 4 de maio de 2021.** Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Poder Executivo, Brasília, DF, 04, maio, 2021.
- BRASIL. Ministério da Saúde. Fundação Nacional de Saúde. **Programa Nacional de Saneamento Rural.** 1ª edição ed. Brasília, 2019.
- CAWST. CENTRE OF AFFORDABLE WATER AND SANITATION TECHNOLOGY. **Biosand Filter Manual. Design, Construction, Installation, Operation and Maintenance.** Training Manual. Canada. 2010.

CAWST. CENTRE OF AFFORDABLE WATER AND SANITATION TECHNOLOGY. **Biosand Filter Construction Manual**. Biosand Filter Project Implementation. Canada, 2012.

CHEN, X. et al. Observation of hydrogen peroxide concentrations in a Japanese red pine forest. **J. Atmosf. Chem.**, v.60, n.1, p.37-49, 2008.

CLARK, P.A. et al. Slow-sand water filter: Design, implementation, accessibility and sustainability in developing countries. **Medical Science Monitor**, v.18, n.7, p. 105-117, 2012.

COLETTI, F.J. **Inativação de microrganismos indicadores presentes em efluentes secundários de esgoto sanitário com radiação ultravioleta**. 239p. Tese (Doutorado). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2003.

CVJETANOVIC, B. Health effects and impacts of water supply and sanitation. **World Health Statistics Quarterly**, [S.l.], v. 39, p. 105-117, 1986.

DANIEL, L.A. **Desinfecção de esgotos com radiação ultravioleta: fotorreativação e obtenção de parâmetros cinéticos**. 164p. Tese (Doutorado). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 1993.

DESPINS, C. et al. Assessment of rainwater quality from rainwater harvesting systems in Ontario, Canada. **J. Water Supply Res. Technol. AQUA**, v.58, p.117-134. 2009.

DI BERNARDO, L.; SABOGAL-PAZ, L.P. **Seleção de Tecnologias de Tratamento de Água**. São Carlos – SP. LDiBE. 2008.

EARWAKER, P. **Evaluation of Household Biosand Filters in Ethiopia**. Thesis (Master of Science). Institute of Water and Environment, Cranfield University, Silsoe, United Kingdom, 2006.

ELLIOTT, M.A. et al. **Recent Progress in Slow Sand and Alternative Biofiltration Processes**. IWA, London, 2006.

ELLIOTT, M. A. et al. Reductions of E. coli, echovirus type 12 and bacteriophages in an intermittently operated household-scale slow sand filter. **Water Research**, v. 42, n. 10, p. 2662-2670, 2008.

ELLIOTT, M.A. et al. Investigation of E. coli and virus reductions using replicate, bench-scale biosand filter columns and two filter media. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v.12, p. 10276-10299, 2015.

ENGELHARDT, T. **Granular media filtration for water treatment applications**. Hach Company, 2012.

FEWTRELL, L.; KAY, D. Microbial quality of rainwater supplies in developed countries: a review. **Urban Water Journal**, v. 4, n. 4, 253-260, 2007.

FISHER, M.B. et al. Simulated Sunlight Action Spectra for inactivation of MS2 and PRD1 bacteriophages in clear water. **Environ. Sci. Technol.**, v. 45, n. 21, p. 9249-9255, 2011.

FREITAS, B.L.S. **Filtros lentos em escala domiciliar como alternativa de tratamento de águas com risco microbiológico em comunidades isoladas**. 2017. 206p. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2017.

FREITAS, B.L.S.; SABOGAL-PAZ, L.P. Pretreatment using *Opuntia cochenillifera* followed by household slow sand filters: technological alternatives for supplying isolated communities. **Environmental Technology**, v.41, p. 2783-2794, 2019.

- FREITAS, B.L.S. et al. Filter media depth and its effect on the efficiency of Household Slow Sand Filter in continuous flow. **Journal of Environmental Management**, v.288, 2021.
- FREITAS, B.L.S. et al. A critical overview of household slow sand filters for water treatment. **Water Research**, v.208, 2022.
- FUCCILE, L.A. et al. Geopolítica dos recursos naturais na América do Sul: um panorama dos recursos hídricos sob a ótica da Segurança Internacional. **Mural Internacional**, v.8, n.1, p. 59-74, 2018.
- FUNASA. FUNDAÇÃO NACIONAL DA SAÚDE. **Programa Saneamento Brasil Rural: Melhora o Ambiente, Melhor a Saúde**. 27p. Brasília, 2019.
- GALE, P. Developments on microbiological risk assessment for drinking water. **Journal of applied microbiology**, v. 91, n.2, p. 191-205, 2001.
- GOMES, L.S. et al. A sílica e suas particularidades. **Revista Virtual de Química**, v.10, n.4, 2018.
- GWENZI, W. et al. Water quality and public health risks associated with roof rainwater harvesting systems for potable supply: review and perspectives. **Sustainability of Water Quality and Ecology**, v. 6, p. 107-118, 2015.
- HALLIDAY, D.; RESNICK, R. **Physics**. John Wiley and Sons. New York. 1 Ed. Vol 2. 813p. 1978.
- HAMMER et al. Paleontological Statistics software package for education and data analysis. **Electronic Paleontology**, 2001.
- IBGE. INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Pesquisa Nacional por Amostra de Domicílios (PNAD)**. Brasília, 2015.
- INMET 2021
- JADHAV, D. et al. Biosand Water Filter: A Boon. **International Research Journal of Engineering and Technology**, v. 02, n. 03, p. 1674-1676, 26 set. 2015.
- JENKINS, M.W. et al. Bacterial, viral and turbidity removal by intermittent slow sand filtration for household use in developing countries: Experimental investigation and modelling. **Water Research**, v. 45, p. 6227-6239, 2011.
- KINGETT MITCHELL LTD. **A Study of Roof Runoff Quality in Auckland New Zealand: Implications for Stormwater Management**. Auckland Regional Council, Auckland, New Zealand. 2003.
- KOLLER, L.R. **Ultraviolet radiation**. Londres, John Wiley & Sons, 220p., 1952.
- KUMAR, P. et al. Sources and processes governing rainwater chemistry in New Delhi, India. **Natural Hazards**, v.74, n.3, p. 2147-2162. 2014.
- KWAADSTENIET, M. et al. Domestic rainwater harvesting: microbial and chemical water quality and point-of-use treatment systems. **Water, Air & Soil Pollution**, v. 224, n. 7, p.1-19, 2013.
- LARSON, T.E.; HETTICK, I. Mineral composition of rainwater. **Tellus**, n. 2, 1956.
- LEDER, K. et al. Water and the environment: a natural resource or a limited luxury? **The Medical Journal of Australia**, v.177, n. 11, p. 608-613, 2002.
- LEE, M. et al. Hydrogen peroxide and organic hydroperoxide in the troposphere: a review. **Atmospheric Environment**, v. 34, n.21, p. 3475-3494, 2000.

LEVENSPIEL, O. **Engenharia das Reações Químicas**. 3 ed. São Paulo. Ed. Edgard Blücher Ltda, 2000.

LIBÂNIO, M. **Fundamentos de qualidade e tratamento da água**. 4ª ed. rev. e aum. Campinas – SP: Editora Átomo, 2016.

LIN, X. et al. Rainwater in Guangzhou, China: Oxidizing properties and physicochemical characteristics. **Atmospheric Pollution Research**, v. 10, p.303-312, 2019.

LOCAS, A. et al. Evaluation of photoreactivation of *Escherichia coli* and enterococci after UV disinfection of municipal wastewater. **Canadian Journal of Microbiology**, v. 54, n. 11, p. 971-975, 2008.

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

MACIEL, P.M.F.; SABOGAL-PAZ, L.P. Household slow sand filters with and without water level control: continuous and intermittent flow efficiencies. **Environmental Technology**, v.41, p. 944-958, 2018.

MANZ, D.H. **New Horizons for Slow Sand Filtration**. In: The Eleventh Canadian National Conference and Second Policy Forum on Drinking Water and The Biennial Conference of the Federal-Provincial-Territorial Committee on Drinking Water, Promoting Public Health Through Safe Drinking Water, April 3-6, Calgary, Canada, p.682-692. 2004.

MARTINS, E.H. et al. Chemical composition of rainwater in an urban area of the Southeast of Brazil. **Atmospheric Pollution Research**, v. 10, p. 520-530. 2018.

MEDEIROS, R.C. et al. Drinking water treatment by multistage filtration on a household scale: Efficiency and challenges. **Water Research**, v. 178, p. xx-yy. 2020.

MENDEZ, C.B. et al. The effect of roofing material on the quality of harvested Rainwater. **Water Research**, v. 45, p. 2049-2059, 2011.

MIGLIAVACCA, D. et al. Atmospheric precipitation and Chemical composition of an urban site, Guaíba hydrographic basin, Brazil. **Atmospheric Research**, v. 39, n.10, 1829-1844, 2005.

MORAES, D.S.L.; JORDÃO, B.Q. Degradação de recursos hídricos e seus efeitos sobre a saúde humana. **Revista de Saúde Pública**, v.36, n.3, p. 370-374, 2002.

MOREIRA, N.F.F. et al. Rethinking water treatment targets: Bacteria regrowth under unprovable conditions. **Water Research**, v.201, p. xx-yy. 2021.

MOREIRA NETO, R.F. et al. Rainwater treatment in airports using slow sand filtration followed by chlorination: Efficiency and costs. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 65, p. 124-129, 2012.

MORGAN, C. E. et al. Attributes of drinking water, sanitation, and hygiene associated with microbiological water quality of stored drinking water in rural schools in Mozambique and Uganda. **International Journal of Hygiene and Environmental Health**, v.236, p. xx-yy. 2021.

NASSER FAVA, N. M. et al. Household slow sand filters in continuous and intermittent flows and their efficiency in microorganism's removal from river water. **Environmental Technology**. 11 nov. 2020.

NICHOLSON, N. et al. **Rainwater harvesting for non-potable use in gardens: a comparison of runoff water quality from green vs. traditional roofs.** In: Proceedings of World Environmental and Water Resources Congress 2009 e Great Rivers Kansas City, Missouri, 2009.

OLIVEIRA, M. **Filtros lentos domiciliares para tratamento de águas de chuva para fins de consumo humano.** 140p. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2021.

PEGORARO, P.R. **Distribuição do tempo de residência e letalidade no processamento térmico contínuo de líquidos com escoamento laminar não ideal em trocadores bitubulares.** 140 p. Dissertação (Mestrado). Universidade de São Paulo. São Paulo. 2011.

PINKERTON et al. 2016

PROSAB. PROGRAMA DE PESQUISAS EM SANEAMENTO BÁSICO PROSAB – 2001. **Métodos Alternativos de Desinfecção da água.** Coordenador Luiz Daniel. RiMa Artes e textos. 1ª Edição – São Carlos.

RANJAN, P.; PREM, M. Schmutzdecke – A Filtration Layer of Slow Sand Filter. **International Journal of Current Microbiology and Applied Sciences**, v.07, n.07, p.637-645, 2018.

ROMERO, D.A.D. et al. Biosand filter as Point-of-Use Water Treatment Technology: Influence of turbidity on microorganism removal efficiency. **Water**, v. 12, n.8, p. xx-yy. 2020.

SABOGAL-PAZ, L.P. et al. 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, 2020.

SARITHA, V. et al. Analysis and optimization of coagulation and flocculation process. **Applied Water Science**. 2017.

SCHADEN, R. **Manual de técnicas para a preparação de coleções zoológicas, 10: Rotifera.** Sociedade Brasileira de Zoologia, São Paulo, 17p. 1985.

SEVERIAN, B.F.; ROESSLER, P.F. Resolving UV photometer outputs with modelled intensity profiles. **Water Research**, v.32, n.5, p.1718-1724, 1998.

SILVA, K.J.S. et al. Visibility Graph Analysis of Particle Size Distribution During Flocculation for Water Treatment. **Water, Air and Soil Pollution**, v.232, 2021.

SNIS. SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO. **Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgoto 2018.** Secretaria Nacional de Saneamento. Brasília, 2020.

SNIS. SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO. **Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgoto 2020.** Secretaria Nacional de Saneamento. Brasília, 2022.

SOBSEY, M. D. et al. A Point of Use Household Drinking Water Filtration: A Practical Effective Solution for Providing Sustained Access to Safe Drinking Water in the Developing World. **Environ. Sci. Technol.**, v. 42, n.12, p. 4261-4267, 2008.

SONG, K. et al. Application of ultraviolet light-emitting diodes (UV-LEDs) for water disinfection: A review. **Water Research**, v. 94, p. 341-349, 2016.

STANIER, R.Y. et al. **The Microbial World.** New Jersey: Prentice-Hall, 1963.

STUBBÉ, S. M. L. et al. Household water treatment and safe storage-effectiveness and economics. **Drinking Water Engineering and Science**, v. 9, n. 1, p. 9–18, 2016.

TANG, W.Z.; SILLANPÄÄ, M. Virus Sensitivity Index of UV Disinfection. **Environmental Technology**, v. 35, n. 11, p. 1464-1475, 2015.

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

TERIN, U.C. **Desempenho de coagulantes naturais, adsorventes alternativos e filtros lentos domiciliares no tratamento de águas com *Microcystis aeruginosa* e microcistina: alternativas tecnológicas para comunidades isoladas**. 2017. 187p. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2017.

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. **Sistema de múltiplas etapas com filtração lenta no tratamento domiciliar de águas superficiais com risco microbiológico**. 317p. Tese (Doutorado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2021.

TERIN, U.C. et al. Evaluation of a multi-barrier household system as an alternative to surface water treatment with microbiological risks. **Environmental Technology**. 2021.

TINOCO, J.D. **Desinfecção por radiação ultravioleta: estudo do desempenho do processo e avaliação econômica**. 222f. Tese (Doutorado). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2011.

TOMAZ, P. **Aproveitamento de água da chuva para áreas urbanas e fins não potáveis**. Navegar Editora, São Paulo. 2ªEd. 180p. 2005.

TOSA, K.; HIRATA T. Photoreactivation of enterohemorrhagic *Escherichia coli* following UV disinfection. **Journal Ind. Microb. Biotech.**, v.33, n.2, p.361-366, 1999.

TOSA, K. et al. Photoreactivation of enterohemorrhagic *Escherichia coli*, *Enterococcus* and *P.aeruginosa* following UV disinfection. **Journal of Water and Environment Technology**, v.1, n.1, p.19-24, 2003.

TROEGER, C. et al. Estimates of global, regional, and national morbidity, mortality, and aetiologies of diarrhoeal diseases: a systematic analysis for the Global Burden of Disease Study 2015. **The Lancet Infectious Diseases**, v. 17, n. 9, p. 909–948, 2017.

TUCCI, C. E. M. Águas urbanas. **Estudos Avançados**, v.22, n.63, p.1-16, 2008.

TUNDIA, K.R. et al. The effect of operating parameters on the performance of a biosand filter: a statistical experiment design approach. **Water Science & Technology: Water Supply**, v.16, n.3, 2016.

TUNDISI, J.G. Recursos hídricos no futuro: problemas e soluções. **Estudos Avançados**, v.22, n.62, p. 7-16, 2008.

UBA, B.N.; AGHOGHO, O. Rainwater quality from different roofcatchments in the Port Harcourt District, Rivers State, Nigeria. **J. Water Supply Res. Technol AQUA**, v. 49, p. 281-288, 2000.

UNDERWOOD, G. J. C.; PATERSON, D. M. The importance of extracellular carbohydrate production by marine epipelagic diatoms. **Advances in Botanical Research**, v. 40. p. 183–240, 2003.

UNESCO. WORLD WATER ASSESSMENT PROGRAMME WWAP. **The United Nations World Water Development Report 2019: Leaving No One Behind**. 2019.

USEPA. UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. –**Alternative disinfectants and oxidants. Guidance manual.** (EPA 815-R-99-014). United States, 1999.

USEPA. UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY -, **National primary drinking water regulations.** Federal Register 65, Washington, D.C., 2000.

USEPA. UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY -. **Method 1603: Escherichia coli (E. coli) in water by membrane filtration using modified membrane-thermotolerant Escherichia coli agar (modified mTEC).** EPA 821-R-02-023. Set 2002.

USEPA. UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY –. **Ultraviolet disinfection guidance manual for the final long term 2 enhanced surface water treatment rule.** (EPA 815-R-06-007). United States, 2006.

VAN METRE, P.C.; MAHLER, B.J. The contribution of particles washed from rooftops to contaminant loading to urban streams. **Chemosphere**, v. 52 n.10, p.1727-1741. 2003.

VANDERZWAAG, J. C. et al. Field evaluation of long-term performance and use of biosand filters in Posoltega, Nicaragua. **Water Quality Research Journal of Canada**, v. 44, n. 2, p. 111–121, 2009.

VILHUNEN, S. et al. Ultraviolet light-emitting diodes in water disinfection, **Environmental Science and Pollution Research**, v. 16, p. 439-442, 2009.

VOET, D. et al. **Fundamentos de bioquímica: a vida em nível molecular.** 1264p. Tradução Rodrigues et al. 2 Ed. Porto Alegre, 2008.

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

WHO 2017

WHO. WORLD HEALTH ORGANIZATION. **Guidelines for drinking-water quality: fourth edition incorporating the first addendum.** World Health Organization – Geneva, Switzerland, 2018.

WHO 2019

WHO; UNICEF. WORLD HEALTH ORGANIZATION. **Progress on Drinking Water, Sanitation and Hygiene.** World Health Organization – Geneva, Switzerland, 2017.

WHO; UNICEF. WORLD HEALTH ORGANIZATION. **Progress on household drinking water, sanitation and hygiene 2000-2017. Special focus on inequalities.** Geneva, Switzerland, 2019.

XAVIER, R.P. **Influência de barreiras sanitárias na qualidade da água de chuva armazenada em cisternas no semiárido paraibano.** 114 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) – Centro de Tecnologia e Recursos Naturais, Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2010.

YAZIZ, M.I. et al. Variations in rainwater quality from roof catchments. **Water Research**, v. 23, n. 6, p. 761-765, 1989.

YONG, C.G. et al. Microorganism repair after UV-disinfection of secondary-level effluent for agricultural irrigation. **Paddy Water Environment**, v.5, p.57-62, 2007.

YOUNG-ROJANSCHI, C; MADRAMOOTOO, C. Intermittent Versus Continuous Operation of Biosand Filters. **Water Research**, v.45. p. 1-10, 2014.

YOUNG-ROJANSCHI, C; MADRAMOOTOO, C. Comparing the performance of biosand filters operated with multiday residence periods. **Journal of Water Supply: Research and Technology -AQUA**, v. 64, n.2, p.157-167, 2015.

ZHANG, B. et al. Biosand filter containing Melia biomass treating heavy metals and pathogens. **Pol. J. Environ. Stud.**, v. 25, n.2, p. 859-864, 2016.

ZOU, X. et al. Enhanced inactivation of E. coli by pulsed UV-LED irradiation during water disinfection. **Science of the Total Environment.**, v. 650, p.610-615, 2019.

APÊNDICE

Apêndice A – Projeto da estrutura metálica de suporte do sistema (dimensões em cm).

