UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
ESCOLA DE ENGENHARIA DE SÃO CARLOS

Ulisses Costa Terin

Sistema de múltiplas etapas com filtração lenta no tratamento domiciliar
de águas superficiais com risco microbiológico

VERSÃO CORRIGIDA

São Carlos
2021

(Esta página foi intencionalmente deixada em branco)

Ulisses Costa Terin

**Sistema de múltiplas etapas com filtração lenta no tratamento domiciliar
de águas superficiais com risco microbiológico**

Tese apresentada à Escola de Engenharia de São Carlos, da Universidade de São Paulo, como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutor em Ciências: Engenharia Hidráulica e Saneamento

Orientadora: Profa. Dra. Lyda Patricia Sabogal Paz

VERSÃO CORRIGIDA

São Carlos
2021

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).

T 315s	<p>Terin, Ulisses Costa</p> <p>Sistema de múltiplas etapas com filtração lenta no tratamento domiciliar de águas superficiais com risco microbiológico / Ulisses Costa Terin; orientadora Lyda Patricia Sabogal Paz. São Carlos, 2021.</p> <p>Tese (Doutorado) - 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, 2021.</p> <p>1. Tratamento de água domiciliar. 2. Filtração lenta em areia. 3. Filtro BioSand. 4. Água potável. 5. Saneamento rural. I. Título.</p>
-----------	--

Eduardo Graziosi Silva - CRB - 8/8907

FOLHA DE JULGAMENTO

Candidato: Bacharel **ULISSES COSTA TERIN**.

Título da tese: "Sistema de múltiplas etapas com filtração lenta no tratamento domiciliar de águas superficiais com risco microbiológico".

Data da defesa: 19/08/2021.

Comissão Julgadora

Resultado

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

Aprovado

Profa. Dra. **Eny Maria Vieira**
(Instituto de Química de São Carlos/IQSC)

Aprovado

Prof. Dr. **Rodrigo Braga Moruzzi**
(Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho"/UNESP-Rio Claro)

Aprovado

Prof. Dr. **Alisson Carraro Borges**
(Universidade Federal de Viçosa/UFV)

Aprovado

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

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:
meus pais José Alexandre e Maria do Rosário,
minhas irmãs Julia e Aline e meu irmão Victor,
e ao amor da minha vida, Carol

(Esta página foi intencionalmente deixada em branco)

AGRADECIMENTOS

À Professora Lyda Patricia Sabogal Paz, pela confiança em mim depositada e pela imprescindível orientação;

À minha noiva Carol, pelo companheirismo, amor, incentivo e por todo apoio em assuntos acadêmicos e na vida;

À minha família, mãe, pai, irmãs e irmão pela compreensão e pelo amor incondicional;

Aos amigos e colegas de operação de filtro, Bárbara e Fernando, por todo o suporte durante a parte mais difícil do desenvolvimento desta pesquisa;

Aos demais amigos e amigas do excepcional grupo de pesquisa da professora Lyda no LATAR: Paulo, Natália, Lucas, Fernando Lindo, Gustavo, Milina, Maria Júlia e Kamila;

Aos professores Raphael Medeiros e Juliano Corbi e à professora Cali Laguna Achon pelas contribuições dadas no exame de qualificação;

Aos alunos de iniciação científica, Josefina e Lucas, pelo auxílio no desenvolvimento desta pesquisa;

Às professoras e professores, funcionárias e funcionários do Departamento de Hidráulica e Saneamento, que direta ou indiretamente contribuíram para este doutorado;

À Escola de Engenharia de São Carlos e à Universidade de São Paulo pela infraestrutura fornecida para a realização da pesquisa;

Aos meus amigos e amigas de longa data de Amparo e São José do Rio Preto. E às pessoas maravilhosas que conheci em São Carlos nos últimos 6 anos;

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES-PROEX), pela bolsa de doutorado concedida;

À *Global Challenges Research Fund (GCRF) UK Research and Innovation (SAFEWATER; EPSRC Grant Reference EP/P032427/1)* pelo financiamento desta pesquisa.

RESUMO

Terin, U. C. **Sistema de múltiplas etapas com filtração lenta no tratamento domiciliar de águas superficiais com risco microbiológico**. 2021. 315p. Tese (Doutorado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2021.

Ao redor do mundo, 2,1 bilhões de pessoas não tem acesso a água segura em quantidade e qualidade adequadas, apesar de ser considerado um direito humano. Dessa forma, existe demanda para o desenvolvimento e o aprimoramento de tecnologias de tratamento de água em escala domiciliar. Entre essas tecnologias, o Filtro Lento Domiciliar (FLD) tem apresentado resultados promissores; entretanto, ainda possui limitações que carecem de solução (*e.g.*, limitação ao tratar água com elevada turbidez e baixa eficiência durante os períodos nos quais a camada biológica – *schmutzdecke* - não está totalmente desenvolvida). Nesse contexto, um sistema em múltiplas etapas foi construído e avaliado durante 442 dias ininterruptos, tratando água superficial natural. Tal sistema contava com 3 etapas: pré-tratamento por sedimentação e filtração em tecido, filtração lenta em FLD e desinfecção com hipoclorito de sódio. Durante o período de operação, cada etapa foi avaliada individualmente na remoção de parâmetros físico-químicos e microbiológicos. Ainda, dois modelos distintos de FLD foram comparados. O FLD-d possuía um difusor, enquanto o FLD-b contou com um reservatório equipado com uma boia, visando a melhoria da eficiência do filtro. A remoção de cistos de *Giardia* e oocistos de *Cryptosporidium* pelos FLDs também foi avaliada. Os resultados mostraram que o sistema foi capaz de produzir água com turbidez média abaixo de 3 UNT, cor aparente média abaixo de 12 UH e ausência de *Escherichia coli* em mais de 70% das amostras, sendo todas caracterizadas como de baixo risco (<10 UFC 100 mL⁻¹), além de um residual de cloro livre de 1,4 mg L⁻¹. O Pré-tratamento reduziu a turbidez de entrada dos filtros, além de remover bactérias. A desinfecção, por sua vez, inativou as bactérias que eventualmente estavam presentes na água filtrada, apesar de sua baixa eficiência na inativação de cistos e oocistos de protozoários. FLD-d e FLD-b removeram, em média, $2,3 \pm 0,8$ log e $2,9 \pm 0,3$ log de *Giardia* spp., respectivamente, e $0,9 \pm 0,4$ log e $1,1 \pm 0,7$ log de *Cryptosporidium* spp., respectivamente. De forma geral, os parâmetros de correlação mais forte com as eficiências de remoção de turbidez, bactérias e protozoários foram a taxa de filtração, tempo de operação e idade da *schmutzdecke*. O FLD-b apresentou desempenho

significativamente superior ao FLD-d na remoção de turbidez, cor aparente e *E. coli*. O sistema foi considerado potencialmente adequado para famílias isoladas da rede de distribuição de água, principalmente pela sua eficiência e simplicidade. Recomendam-se estudos que busquem uma opção de desinfecção capaz de inativar protozoários no contexto de tratamentos descentralizados.

Palavras-chave: Tratamento de água domiciliar, filtração lenta em areia, filtro *BioSand*, água potável, saneamento rural.

ABSTRACT

Terin, U. C. **Multi-barrier system with slow sand filtration in the household treatment of surface water with microbiological risk.** 2021. 315p. Thesis (Doctorate) - São Carlos School of Engineering, University of São Paulo, São Carlos, 2021.

Around the world, 2.1 billion people do not have access to safe water in adequate quantity and quality, despite being considered a human right. There is, therefore, a demand for the development and improvement of water treatment technologies on a household scale. Among these technologies, the Household Slow Filter (HSSF) has shown promising results; however, it still has limitations that need to be address (e.g., limitation when treating water with high turbidity and low efficiency during periods in which the biological layer – *schmutzdecke* – is not fully developed). In this context, a multi-step system was built and evaluated for 442 uninterrupted days, treating natural surface water. This system had 3 steps: pre-treatment by sedimentation and fabric filtration, slow sand filtration in HSSF and disinfection with sodium hypochlorite. During the operation period, each step was individually evaluated in the removal of physicochemical and microbiological parameters. Furthermore, two distinct HSSF models were compared. The HSSF-d had a diffuser, while the HSSF-f had a reservoir equipped with a float, aiming to improve the filter's efficiency. The removal of *Giardia* cysts and *Cryptosporidium* oocysts by HSSFs was also evaluated. The results showed that the system was able to produce water with average turbidity below 3 NTU, average apparent color below 12 HU and absence of *Escherichia coli* in more than 70% of the samples, being all samples characterized as low risk (<10 CFU 100 mL⁻¹), and a residual free chlorine of 1.4 mg L⁻¹. Pre-treatment reduced the inlet turbidity of the filters, in addition to removing bacteria. Disinfection, on the other hand, inactivated the bacteria that were eventually present in the filtered water, despite its low efficiency in inactivating protozoan cysts and oocysts. HSSF-d and HSSF-f removed, on average, 2.3 ± 0.8 log and 2.9 ± 0.3 log of *Giardia* spp., respectively, and 0.9 ± 0.4 log and 1.1 ± 0.7 log of *Cryptosporidium* spp., respectively. Overall, the strongest correlation parameters with turbidity, bacteria and protozoa removal efficiencies were filtration rate, operating time and *schmutzdecke* age. HSSF-f performed significantly better than HSSF-d in removing turbidity, apparent color and *E. coli*. The system was considered potentially suitable for families isolated from the water distribution network, mainly due to its

efficiency and simplicity. Studies that seek a disinfection option capable of inactivating protozoa in the context of decentralized water treatment are recommended.

Keywords: household water treatment, slow sand filtration, BioSand filter, drinking water, rural sanitation.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Esquemas em duas (A) e três (B) dimensões do filtro lento domiciliar do CAWST (BSF modelo V 10.0).....	43
Figura 2. Ilustração simplificada da dinâmica de operação do Filtro Lento Domiciliar (FLD) intermitente	49
Figura 3. Esquema simplificado do caminho de um volume de água X durante a filtração em filtro lento domiciliar (FLD) intermitente. (A) alimentação; (B) e (C) saída da água que já estava no FLD; e (D) período de pausa.	53
Figura 4. Estrutura do desenvolvimento do trabalho de doutorado.	67
Figura 5. Ilustração do sistema de tratamento em múltiplas etapas operado.	68
Figura 6. Esquema ilustrativo da estrutura dos dois modelos de filtros construídos. (A) Filtro Lento Domiciliar com boia (FLD-b); (B) Filtro Lento Domiciliar com difusor (FLD-d).....	69
Figura 7. Filtros instalados.....	71
Figura 8. Representação da espessura de cada camada de preenchimento dos filtros.	76
Figura 9. Seções dos filtros consideradas para o cálculo do volume de vazios.	78
Figura 10. Modelos de difusores com orifícios de 3,0 mm de diâmetro.	79
Figura 11. Modelos de difusores com orifícios de 1,5 mm de diâmetro.	80
Figura 12. Representação da rede hidrográfica da bacia do Monjolinho, São Carlos – SP.	83
Figura 13. Esquema ilustrativo do pré-tratamento.....	83
Figura 14. Esquema da coleta de água filtrada.	86
Figura 15. Esquema simplificado da relação entre a alimentação e saída da água de um FLD intermitente genérico. (A) Alimentação das 8h do dia X e saída da água da alimentação das 18h do dia X-1; (B) Alimentação das 13h do dia X e saída da água da alimentação das 8h do dia X; (C) Alimentação das 18h do dia X e saída da água da alimentação das 13h do dia X; e (D) alimentação das 8h do dia X+1 e saída da água da alimentação das 18h do dia X.....	88
Figura 16. Curvas de distribuição granulométrica das areias analisadas como potenciais meios filtrantes dos filtros lentos domiciliares.	102

Figura 17. Curvas de distribuição granulométrica dos materiais de preenchimento dos filtros lentos domiciliares.	104
Figura 18. Volume de vazios dos filtros (volume ocupado pela água).....	108
Figura 19. Variação da taxa de filtração para modelos de difusor com furos de 3 mm	110
Figura 20. Variação da taxa de filtração para modelos de difusor com furos de 1,5 mm	111
Figura 21. Variação da taxa de filtração ao longo da corrida de filtração (filtros limpos) para os Filtros Lentos Domiciliares com difusor (FLD-d) e o Filtros Lentos Domiciliares com boia (FLD-b).....	112
Figura 22. Curva resultante do ensaio traçados para o Filtro Lento Domiciliar com difusor (FLD-d).	116
Figura 23. Curva resultante do ensaio traçados para o Filtro Lento Domiciliar com boia (FLD-b).	116
Figura 24. <i>Box-plot</i> da turbidez da Água bruta e Água Pré-tratada	121
Figura 25. Turbidez da Água Bruta e Água Pré-tratada durante a operação.	123
Figura 26. Taxa máxima de filtração ao longo da operação para (A) Filtro Lento Domiciliar com difusor e (B) Filtro Lento Domiciliar com boia.	127
Figura 27. Perda de carga média por cm de leito ($\Delta h \Delta L^{-1}$) no topo da camada filtrante (0 - 2,5 cm) e no restante do leito até 60,5 cm de profundidade (2,5 - 60,5 cm) no Filtro Lento Domiciliar com difusor (FLD-d) e Filtro Lento Domiciliar com boia (FLD-b).	129
Figura 28. Contribuição de cada trecho para a perda de carga total dos Filtros Lentos Domiciliares com difusor (FLD-d) e boia (FLD-b).....	131
Figura 29. Perfil médio de oxigênio dissolvido de (A) Filtro Lento Domiciliar com difusor e (B) Filtro Lento Domiciliar com boia. Zero cm no eixo das ordenadas representa a superfície da camada filtrante.....	133
Figura 30. Variação temporal da concentração de Oxigênio dissolvido de amostras coletadas ao longo do leito do Filtro Lento Domiciliar com difusor (FLD-D) e do Filtro Lento Domiciliar com boia (FLD-b).	134
Figura 31. Temperatura médias dos Filtro Lento Domiciliar com difusor (FLD-d) e do Filtro Lento Domiciliar com boia (FLD-b).....	137

Figura 32. Variação da turbidez ao longo do período de operação para a Água Pré-tratada e águas filtradas do (A) Filtro Lento Domiciliar com difusor (FLD-d) e (B) Filtro Lento Domiciliar com boia (FLD-b)	142
Figura 33. (A) Histograma da frequência de turbidez das amostras das águas filtradas pelos Filtros Lentos Domiciliares com difusor (FLD-d) e pelos Filtros Lentos Domiciliares com boia (FLD-b). (B) <i>Box-plot</i> apresentando dados da remoção de turbidez pelo FLD-d e FLD-b.	144
Figura 34. Remoção média de coliformes totais ao longo do período de operação para (A) Filtro Lento Domiciliar com difusor (FLD-d) e (B) Filtro Lento Domiciliar com boia (FLD-b).	145
Figura 35. Remoção média de <i>E. coli</i> ao longo do período de operação para (A) Filtro Lento Domiciliar com difusor (FLD-d) e (B) Filtro Lento Domiciliar com boia (FLD-b).	148
Figura 36. Remoção de <i>Giardia</i> spp. e <i>Cryptosporidium</i> spp. por filtração pelo (A) Filtro Lento Domiciliar com difusor (FLD-d) e (B) Filtro Lento Domiciliar com boia (FLD-b).	152
Figura 37. (A) Histograma da frequência de cor aparente das amostras das águas filtradas pelos Filtros Lentos Domiciliares com difusor (FLD-d) e pelos Filtros Lentos Domiciliares com boia (FLD-b). (B) <i>Box-plot</i> apresentando dados da remoção de cor aparente pelo FLD-d e FLD-b.	160
Figura 38. Histograma da frequência de turbidez das amostras pontuais das águas filtradas pelos Filtros Lentos Domiciliares com difusor (FLD-d) e pelos Filtros Lentos Domiciliares com boia (FLD-b).....	165
Figura 39. <i>Box-plot</i> comparando a eficiência de remoção de turbidez do Filtro Lento Domiciliar com boia (FLD-b) e do Filtro Lento Domiciliar com difusor (FLD-d) para os períodos de pausa curto e longo. São apresentados os valores medianos (topo) e médios (baixo) de remoção ao lado dos respectivos <i>box-plots</i>	166
Figura 40. Quantidades médias de manutenções simplificadas e completas realizadas nos Filtros Lentos Domiciliares com difusor (FLD-d) e com boia (FLD-b).....	177
Figura 41. <i>Box-plots</i> das taxas máximas de filtração (TMF) dos Filtros Lentos Domiciliares com difusor (FLD-d) e com boia (FLD-b) antes e após as manutenções simplificada e completa.....	179

Figura 42. Distribuição da concentração de sólidos totais e suspensos entre as amostras de areia e da manta dos Filtros Lentos Domiciliares com difuso (FLD-d) e com boia (FLD-b).	182
Figura 43. Distribuição das frações fixas e voláteis da concentração de sólidos totais e suspensos nas amostras de areia e da manta dos Filtros Lentos Domiciliares com difuso (FLD-d) e com boia (FLD-b).	184
Figura 44. Imagens capturadas por microscopia em campo claro de amostras da areia e manta dos Filtros. (A) Copépoda (sem escala) - FLD-b;(B) <i>Cosmarium</i> spp. - FLD-b; (C) Protozoário ciliado - FLD-b; (D) Rotífera - FLD-d; (E) <i>Phacus</i> spp. - FLD-d; (F) Larva de nematódeo - FLD-d.	188
Figura 45. Microscopia eletrônica por varredura da manta não tecida antes da operação dos FLDs. (A) magnificação de 200x; (B) magnificação de 500x; (C) magnificação de 3000x.	189
Figura 46. Microscopia eletrônica por varredura (MEV) das mantas ao fim da operação dos FLDs. (A) Amostra do FLD-d com magnificação de 200x; (B) Amostra do FLD-b com magnificação de 200x; (C) Amostra do FLD-d com magnificação de 500x; (D) Amostra do FLD-b com magnificação de 500x; (E) Amostra do FLD-d com magnificação de 3000x; (F) Amostra do FLD-b com magnificação de 3000x.	190
Figura 47. Destaque para algumas estruturas observadas na manta dos FLDs por microscopia eletrônica por varredura.	191
Figura 48. Curvas de demanda de cloro para os ensaios de jarteste com água do (A) Filtro Lento Domiciliar com difusor e (B) Filtro Lento Domiciliar com boia.	193
Figura 49. Concentração residual de cloro nas amostras de água desinfetada de (A) Filtro Lento Domiciliar com difusor e (B) Filtro Lento Domiciliar com boia.	194
Figura 50. Concentração de <i>E. coli</i> nas águas filtradas e desinfetadas de (A) Filtro Lento Domiciliar com difusor (FLD-d) e (B) Filtro Lento Domiciliar com boia (FLD-b).	195

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Materiais da estrutura dos filtros.	70
Tabela 2. Dimensões das aberturas das peneiras comerciais utilizadas no preparo do material filtrante e determinação do tamanho dos materiais de preenchimento.....	73
Tabela 3. Parâmetros e normas utilizadas na caracterização do meio filtrante e materiais suporte.	75
Tabela 4. Parâmetros de qualidade da Água Bruta e da Água Pré-tratada, frequência das análises e equipamento ou metodologias utilizadas.....	84
Tabela 5. Parâmetros avaliados para amostras compostas de água filtrada e suas frequências.	90
Tabela 6. Parâmetros operacionais e suas frequências	91
Tabela 7. Estimativa do peso dos Filtros Lentos Domiciliares com difusor (FLD-d) e com boia (FLD-b), considerando os materiais de preenchimento.	99
Tabela 8. Valores de D_{10} , D_{60} , D_{90} , CU e porcentagem de finos obtidos das curvas granulométricas para as areias analisadas como potenciais meios filtrantes dos filtros lentos domiciliares e recomendações do CAWST (2009).....	102
Tabela 9. Caracterização dos materiais de preenchimento dos filtros lentos domiciliares.....	103
Tabela 10. Índice de Dispersão de Morril (MDI) e Índice de Dispersão de Morril modificado (mMDI) para cada modelo de filtro.....	118
Tabela 11. Caracterização das Águas Bruta e Pré-tratada, porcentagens de remoções/variações médias do pré-tratamento e p-valor para o teste de Wilcoxon comparando as águas.....	120
Tabela 12. P-valores para os testes pareados t ou Wilcoxon comparando os pontos de amostragem de um mesmo modelo de filtro. Canto inferior esquerdo: Filtro Lento Domiciliar com difusor (FLD-d). Canto superior direito: Filtro Lento Domiciliar com boia (FLD-b).	135
Tabela 13. Características das águas filtradas e taxas de remoção/variação dos parâmetros avaliados para o Filtro Lento Domiciliar com difusor (FLD-d) e Filtro Lento Domiciliar com boia (FLD-b).	139

Tabela 14. P-valores para testes de Wilcoxon ou t pareado comparando a Água Pré-tratada às águas filtradas pelos Filtros Lentos Domiciliares com difusor (FLD-d) e com boia (FLD-b), comparando as águas filtradas pelos FLDs entre si e comparando as taxas de remoção entre os FLDs.	140
Tabela 15. Tabulação cruzada da porcentagem de amostras de Água Pré-tratada que apresentavam risco baixo, moderado, alto e muito alto e riscos das mesmas amostras após a filtração, de acordo com a classificação da OMS.	149
Tabela 16. Recuperações médias dos ensaios de controle de qualidade para amostras de água filtrada em FLD inoculada com <i>Giardia</i> spp. e <i>Cryptosporidium</i> spp..	151
Tabela 17. Concentração de cistos e oocistos por litro de água filtrada para cada unidade de FLD.	155
Tabela 18. Análise do risco associado ao consumo por crianças de até 5 anos das águas filtradas.	156
Tabela 19. Análise do risco associado ao consumo por adultos maiores que 21 anos das águas filtradas.	157
Tabela 20. P-valor e coeficiente de correlação de Spearman (r_s) para testes de correlação entre parâmetros de interesse e o residual e remoção de turbidez para as amostras compostas de água filtrada pelos Filtros Lentos Domiciliares com difusor (FLD-d) e com boia (FLD-b).	169
Tabela 21. P-valor e coeficiente de correlação de Spearman (r_s) para testes de correlação entre parâmetros de interesse e o residual e remoção de <i>E. coli</i> e coliformes totais para as amostras compostas de água filtrada pelos Filtros Lentos Domiciliares com difusor (FLD-d) e boia (FLD-b).	171
Tabela 22. P-valor e coeficiente de correlação de Spearman (r_s) para testes de correlação entre parâmetros de interesse e o residual e remoção de Protozoários para as amostras compostas de água filtrada pelos Filtros Lentos Domiciliares com difusor (FLD-d) e boia (FLD-b).	173
Tabela 23. P-valor e coeficiente de correlação de Spearman (r_s) para testes de correlação entre parâmetros de interesse e a taxa máxima de filtração dos Filtros Lentos Domiciliares com difusor (FLD-d) e com boia (FLD-b).	175

Tabela 24. Concentrações médias de sólidos totais e sólidos suspensos das amostras da manta e do topo da areia dos Filtros Lentos Domiciliares com difusor (FLD-d) e com boia (FLD-b).	182
Tabela 25. Organismos identificados com microscopia em campo claro em amostras de areia da manta dos Filtros Lentos Domiciliares com difusor (FLD-d) e com boia (FLD-b).	186
Tabela 26. Eficiência do sistema de tratamento de água em múltiplas etapas com Filtro Lento Domiciliar com difusor (FLD-d) e com o Filtro Lento Domiciliar com boia (FLD-b).	198
Tabela 27. P-valores para testes de Wilcoxon ou t pareado comparando a Água Bruta às águas desinfetadas dos Filtros Lentos Domiciliares com difusor (FLD-d) e com boia (FLD-b), comparando as águas Filtradas pelos FLDs entre si e comparando as taxas de remoção entre os FLDs.	199
Tabela 28. Estimativa de custos dos Filtros Lentos Domiciliares com difusor (FLD-d) e com boia (FLD-b). Cotação realizada em setembro de 2020.	201

LISTA DE SÍMBOLOS E ABREVIações

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
AQRM	Avaliação Quantitativa de Risco Microbiano
ASTM	American Society for Testing and Materials
BSF	Biosand Filter
CAWST	Centre for Affordable Water and Sanitation Technology
COD	Carbono Orgânico Dissolvido
COT	Carbono Orgânico Total
CU	Coeficiente de Uniformidade
D10	Tamanho Efetivo
DN	Diâmetro Nominal
DP	Desvio Padrão
e	Índice de Vazios
EESC	Escola de Engenharia de São Carlos
FLD	Filtro Lento Domiciliar
FLD-b	Filtro Lento Domiciliar com Boia
FLD-d	Filtro Lento Domiciliar com Difusor
FUNASA	Fundação Nacional de Saúde
HSSF	Household Slow Sand Filter
HWTS	Household Water Treatment and Safe Storage
JMP	Joint Monitoring Programme for Water Supply, Sanitation and Hygiene
LATAR	Laboratório de Tratamento Avançado e Reuso
Log	logaritmo de base 10
MDI	Índice de Dispersão de Morrill
mMDI	Índice de Dispersão de Morrill modificado
NaCl	Cloreto de Sódio
NaClO	Hipoclorito de Sódio
UNT	Unidade Nefelométrica de Turbidez
ODS	Objetivos do Desenvolvimento Sustentável
OMS	Organização Mundial da Saúde
ONU	Organização das Nações Unidas
PNSR	Programa Nacional de Saneamento Rural
p-valor	Probabilidade de hipótese nula ser verdadeira em um teste estatístico
PVC	Policloreto de Vinila
QMRA	Quantitative Microbial Risk Assessment
r_s	coeficiente de correlação de Spearman
SODIS	Desinfecção Solar
SUVA	Absorbância Específica de Luz UV
TCU	True Color Units
TMF	Taxa máxima de filtração
UFC	Unidade Formadora de Colônia
UH	Unidade de Hazen (mg L^{-1} de Pt-Co)
UN	United Nations

UNICEF	Fundo das Nações Unidas para a Infância
USEPA	United States Environmental Protection Agency
USP	Universidade de São Paulo
WHO	World Health Organization
δ	Massa Específica dos Sólidos
Δh	Perda de Carga
$\Delta h \Delta L^{-1}$	Perda de Carga Dividida pela Espessura do Meio Filtrante
ϵ	Porosidade
ρ_d	Massa Específica Aparente Seca
ρ_w	Massa Específica da Água

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	27
2. HIPÓTESES E OBJETIVOS	30
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	32
3.1. Considerações iniciais	32
3.2. Acesso à água segura para o consumo humano	33
3.3. Riscos relacionados ao consumo de água não segura	35
3.4. <i>Cryptosporidium</i> spp. e <i>Giardia</i> spp.	36
3.5. Sistemas descentralizados de tratamento de água	39
3.6. Filtração lenta domiciliar	42
3.6.1. Visão geral	42
3.6.2. Estrutura	43
3.6.3. Operação	48
3.6.4. Camada biológica (<i>schmutzdecke</i>)	56
3.6.5. Desempenho	58
3.6.6. Estudos em campo	62
3.7. Desinfecção	64
4. MATERIAIS E MÉTODOS	67
4.1. Filtros lentos em escala domiciliar (FLDs)	68
4.1.1. Construção da estrutura	68
4.1.2. Preparação do meio filtrante e camadas suporte	72
4.1.3. Seleção do meio filtrante	73
4.1.4. Caracterização do meio filtrante e materiais suporte	74
4.1.5. Preenchimento dos filtros	76
4.1.6. Volume de vazios dos filtros lentos domiciliares	77
4.1.7. Seleção do modelo de difusor para os FLD-d	79
4.1.8. Variação da Taxa de filtração	80
4.1.9. Ensaio traçadores	80
4.2. Água Bruta e pré-tratamento	82
4.3. Operação dos Filtros Lentos Domiciliares (FLDs)	85
4.3.1. Amostragem	86
4.3.2. Análises de qualidade das águas filtradas	89
4.3.3. Análises operacionais	91
4.4. Desinfecção	92
4.4.1. Ensaio de bancada	93

4.4.2.	Desinfecção da água filtrada	94
4.5.	Manutenção dos filtros	95
4.6.	Caracterização da camada biológica	95
4.7.	Caracterização da manta	96
4.8.	Análise estatística	97
5.	RESULTADOS E DISCUSSÃO	99
5.1.	Construção dos filtros	99
5.2.	Seleção do meio filtrante	101
5.3.	Caracterização do meio filtrante e materiais suporte	103
5.3.1.	Distribuição granulométrica	104
5.3.2.	Massa específica e solubilidade em ácido	106
5.3.3.	Índice de vazios e porosidade	106
5.3.4.	Volume de vazios e de alimentação	107
5.4.	Seleção do modelo de difusor	109
5.5.	Caracterização do escoamento dos FLD	112
5.5.1.	Taxa de filtração inicial	112
5.5.2.	Período de pausa	114
5.5.3.	Ensaio com traçador	115
5.6.	Água de estudo e pré-tratamento	119
5.7.	Operação dos Filtros Lentos Domiciliares	125
5.7.1.	Considerações iniciais	125
5.7.2.	Parâmetros operacionais	126
5.7.2.1.	Taxa máxima de filtração	126
5.7.2.2.	Perda de carga	129
5.7.2.3.	Perfil de Oxigênio dissolvido	132
5.7.2.4.	Temperatura dos FLDs	137
5.7.3.	Qualidade da água filtrada	138
5.7.3.1.	Visão geral	138
5.7.3.2.	Turbidez	141
5.7.3.3.	Coliformes totais e <i>E. coli</i>	145
5.7.3.4.	Protozoários	150
5.7.3.5.	Cor e matéria orgânica	159
5.7.3.6.	Outros parâmetros de qualidade da água	162
5.7.3.7.	Análises pontuais (efeitos do período de pausa)	163
5.7.4.	Análises bivariadas (Correlação)	168
5.7.5.	Manutenção	176

5.7.6.	Caracterização da camada biológica (<i>schmutzdecke</i>)	181
5.7.7.	Microscopia eletrônica por varredura (MEV) da manta	188
5.8.	Desinfecção com hipoclorito de sódio (NaClO)	192
5.9.	Panorama geral do sistema	197
5.9.1.	Estimativa do investimento.....	200
5.9.2.	Considerações sobre a operação do sistema em múltiplas etapas	203
6.	CONCLUSÕES.....	205
7.	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	207
Apêndice A – Construção dos Filtros.....		225
Apêndice B – Informação complementar dos ensaios de caracterização do meio filtrante e camadas suporte		243
Apêndice C – Gráficos da variação dos valores médios com o tempo de operação para parâmetros de qualidade da água filtrada		247
Apêndice D – Dados das análises bivariadas		252
Apêndice E – Gráficos de dispersão dos ensaios de correlação.....		255
Apêndice F – Imagens de microscopia em campo claro de amostras da camada biológica		269
Apêndice G – Características medianas das águas filtradas e taxas de remoção/variação dos parâmetros avaliados para os Filtros Lentos Domiciliares ..		322

1. INTRODUÇÃO

Desde 2010 o acesso à água segura para o consumo é reconhecido como um direito humano pela Organização das Nações Unidas (ONU) (UN, 2010). Apesar dos recentes avanços em busca do acesso universal a água, o número de pessoas que carecem de água segura, livre de contaminação e disponível na residência a qualquer momento chega a 2,1 bilhões, equivalente a, aproximadamente, 29% da população mundial (WHO; UNICEF, 2019). Esse déficit de abastecimento atinge mais populações rurais, devido aos desafios relacionados a distribuição de água em localidades afastadas de centros urbanos. No Brasil, apenas 32,4% da população rural conta com abastecimento adequado de água (BRASIL, 2019). À população não atendida, resta buscar outras fontes de abastecimento que são, usualmente, a captação de poços e nascentes (BRASIL, 2019).

O principal problema com o abastecimento de água alternativo é que a segurança da água consumida nem sempre é garantida. Estima-se que aproximadamente 1,8 bilhão de pessoas no mundo consumam diariamente água com contaminação fecal (BAIN *et al.*, 2014). Em decorrência disso, 502 mil mortes anuais são registradas, apenas considerando doenças diarreicas relacionadas ao consumo de água inadequado, sendo as principais vítimas crianças de até 5 anos (TROEGER *et al.*, 2017; WHO, 2019). Os principais agentes etiológicos responsáveis por mortes dessas crianças são Rotavírus, *Cryptosporidium* e *Shigella* (TROEGER *et al.*, 2017). Ainda que não leve ao óbito, a incidência de doenças diarreicas na primeira infância pode deixar sequelas duradouras, como déficits no desenvolvimento cognitivo e físico (PINKERTON *et al.*, 2016). Soma-se a isso o fato da falta de água estar relacionada a perpetuação de desigualdades sociais, por atingir desproporcionalmente minorias e pessoas de baixa renda e escolaridade (BRASIL, 2019).

Com o intuito de atender pessoas com limitação ou falta de acesso a água segura e reduzir o risco do consumo de água contaminada, a Organização Mundial da Saúde recomenda a utilização de tratamentos descentralizados que possuam múltiplas barreiras capazes de remover contaminantes da água (WHO, 2017). Essas tecnologias dão ao indivíduo, ou a comunidade, a possibilidade de tornar a água consumida mais segura, na ausência de uma solução do Estado. Além de tratar a água de forma eficiente, os sistemas de tratamento descentralizados, em especial os domiciliares, devem

atender a critérios como simplicidade e baixo custo (SOBSEY *et al.*, 2008). Dentre as alternativas disponíveis hoje, o Filtro Lento Domiciliar (FLD) tem lugar de destaque (HUNTER, 2009; SOBSEY *et al.*, 2008; STUBBÉ *et al.*, 2016).

O FLD é uma adaptação do filtro lento convencional para escala domiciliar e uso intermitente. Estudos em laboratório mostraram que essa tecnologia é capaz de remover da água turbidez, matéria orgânica, compostos químicos e microrganismos como coliformes totais, *E. coli*, vírus, cianobactérias e cistos e oocistos de protozoários (ADEYEMO; KAMIKA; MOMBA, 2015; ANDREOLI; SABOGAL-PAZ, 2020; ELLIOTT *et al.*, 2008; JENKINS; TIWARI; DARBY, 2011; PALMATEER *et al.*, 1999; SABOGAL-PAZ *et al.*, 2020; TERIN; SABOGAL-PAZ, 2019). Além disso, experiências em comunidades rurais ao redor do mundo associaram seu uso a redução de incidência de doenças diarreicas, inclusive entre grupos vulneráveis, e melhora na qualidade de vida (CAWST, 2009; DIVELBISS *et al.*, 2013; LIANG; SOBSEY; STAUBER, 2010).

Apesar dos resultados promissores e das modificações e adaptações realizadas a fim de aprimorar o FLD, ainda existe demanda por melhorias que supram suas limitações. Entre as principais limitações pode-se elencar: i) a eficiência reduzida durante os períodos nos quais a camada biológica (*schmutzdecke*), que se forma no topo do meio filtrante é a principal responsável pelo tratamento, não está completamente estabelecida (CAWST, 2009; YOUNG-ROJANSCHI; MADRAMOOTOO, 2015); ii) inadequação para o tratamento de água com elevada turbidez, por exigir manutenção recorrente, o que reduz sua eficiência (CAWST, 2009; SINGER; SKINNER; CANTWELL, 2017); e iii) a estrutura mais disseminada é de concreto, que é pesada, de complexa construção e sujeita a rachaduras (CAWST, 2009; SISSON *et al.*, 2013a). Existem modelos de plástico, porém se tratam de modelos pré-fabricados e comercializados, não existindo recomendações para a construção pela pessoa que fará seu uso (TRIPLE QEST, 2011), ou, tem limitações quanto ao volume de água produzido, como os modelos construídos em baldes (NAPOTNIK; BAKER; JELLISON, 2017).

Nesse contexto, propõem-se na presente pesquisa um sistema em múltiplas etapas com: i) pré-tratamento por sedimentação seguida de filtração em tecido; ii) filtração lenta domiciliar; e iii) desinfecção com hipoclorito de sódio. O sistema foi avaliado por 442 dias ininterruptos quanto à sua viabilidade no tratamento de águas superficiais. A produção diária foi definida como 48 L. A eficiência de cada etapa do

sistema foi determinada com base na sua capacidade de remover da água contaminantes físico-químicos e microbiológicos. Também foram avaliadas questões relacionadas à sua operabilidade, como tempo de desenvolvimento da camada biológica dos FLDs e necessidade de manutenção, entre outras.

Dois modelos de FLD intermitentes foram previstos, ambos em PVC, construídos com materiais e ferramentas comercialmente disponíveis e de fácil acesso. A diferença entre os modelos foi estrutural, e duplicatas de cada modelo foram operadas paralelamente, totalizando 4 filtros. Um dos modelos contava um difusor, para reduzir o impacto e melhor distribuir a água adicionada ao filtro, e o outro contava com um reservatório extra equipado com boia, para limitar o nível de água máximo no interior do filtro. Os modelos foram comparados entre si a fim de determinar se houve diferença significativa entre eles. Análises de correlação foram realizadas para determinar de que forma parâmetros operacionais se relacionam à eficiência dos FLDs e qualidade da água filtrada.

Adicionalmente, foi avaliada a eficiência dos FLDs na remoção de cistos de *Giardia* e oocistos de *Cryptosporidium*, assunto com limitada informação na literatura. Essa avaliação contou com uma análise de risco relacionado ao consumo da água produzida pelos FLDs.

2. HIPÓTESES E OBJETIVOS

2.1. Hipóteses

Hipótese 1: Um sistema de múltiplas etapas de implementação simples, com a filtração lenta domiciliar como principal tratamento, pode tratar de forma eficiente águas superficiais com risco microbiológico em escala domiciliar a longo prazo, sendo as etapas de pré-tratamento e pós-tratamento capazes de compensar limitações dos filtros lentos domiciliares.

Premissa da Hipótese 1: O uso de filtros lentos domiciliares (FLDs) é feito em diversas comunidades isoladas da rede de distribuição de água ao redor do mundo. Entretanto, essa tecnologia apresenta desempenho limitado no tratamento de águas com elevada turbidez e durante os períodos de desenvolvimento da camada microbiológica. A aplicação de um pré-tratamento pode reduzir a turbidez de entrada dos filtros e a desinfecção como pós-tratamento pode inativar patógenos que passem pelo filtro em momentos de reduzida eficiência.

Hipótese 2: O uso de um dispositivo de limitação do nível máximo de água acima do meio filtrante pode aumentar a eficiência do FLD intermitente.

Premissa da Hipótese 2: A eficiência dos FLDs está relacionada à taxa de filtração dos mesmos, que por sua vez depende do nível de água no filtro. A utilização de uma boia que limite a altura máxima da coluna d'água acima do leito resultaria na redução da taxa de filtração e, potencialmente, no aumento da eficiência do filtro.

2.2. Objetivos

2.2.1. Objetivo geral

Propor, construir, operar e avaliar um sistema de múltiplas etapas com pré-tratamento (sedimentação e filtração em tecido), filtração lenta domiciliar (dois modelos de FLD intermitentes) e desinfecção (hipoclorito de sódio) na remoção de parâmetros físico-químicos e microbiológicos de águas superficiais naturais em longo prazo.

2.2.2. Objetivos específicos

- 2.2.2.1.** Montar um sistema em múltiplas etapas com: pré-tratamento, filtração lenta em escala domiciliar e desinfecção.
- 2.2.2.2.** Desenvolver e construir dois modelos de filtro lento domiciliar (FLD) em escala plena com material comercialmente disponível e de relativo baixo custo.
- 2.2.2.3.** Avaliar em longo prazo a contribuição de cada etapa do sistema no tratamento de águas superficiais com risco microbiológico e se essa contribuição foi significativa.
- 2.2.2.4.** Comparar os dois modelos de FLD propostos para determinar se a limitação do nível máximo de água se traduz em ganho significativo no desempenho do filtro.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1. Considerações iniciais

A revisão bibliográfica do presente documento buscou contextualizar tópicos relevantes para o entendimento do trabalho realizado e as lacunas no conhecimento que esta pesquisa de doutorado buscou reduzir.

A primeira parte aborda a falta de acesso à água segura para o consumo humano que, apesar de recentes avanços, ainda atinge mais de 2 bilhões de pessoas ao redor do mundo. Alguns dos principais riscos oriundos do consumo de água não segura são apresentados, com maior detalhe em infecções por *Giardia* e *Cryptosporidium*.

Em seguida são apresentados conceitos sobre tecnologias de tratamento descentralizado, que surgiram para suprir essa demanda por água segura em localidades onde não há uma rede de distribuição de água segura. São apresentadas algumas das tecnologias mais comumente usadas e estudos que as compararam.

O próximo tema abordado é a filtração lenta domiciliar. Inicialmente é apresentada uma visão geral sobre os filtros lentos domiciliares (FLDs), seguida por detalhes sobre sua estrutura e parâmetros importantes da operação dos FLDs intermitentes. A camada biológica que se desenvolve nos FLDs é detalhada, são abordadas questões como sua estrutura e importância para o tratamento por filtração lenta.

Posteriormente, são apresentados dados do desempenho dos filtros na remoção de contaminantes como material particulado, compostos químicos e microrganismos indicadores de contaminação e patogênicos. E, finalizando a revisão dos FLDs, são expostos estudos de campo, as eficiências dos filtros, ganhos para a saúde das pessoas que o utilizaram e problemas e limitações relatados.

Por fim, é abordada a desinfecção de água para o consumo humano, com foco na cloração em um contexto de tratamento domiciliar. São apresentadas vantagens e desvantagens da técnica.

3.2. Acesso à água segura para o consumo humano

A Assembleia Geral da Organização das Nações Unidas (ONU) de 2010 reconheceu o acesso à água potável segura para o consumo humano e o acesso à esgotamento sanitário como direitos humanos essenciais para o pleno desfrute da vida e dos demais direitos (UN, 2010). A resolução da Assembleia Geral ainda chamou por cooperação internacional a fim de intensificar os esforços para fornecer água potável e esgotamento sanitário seguros, acessíveis e baratos para todas e todos, especialmente em países em desenvolvimento (UN, 2010). Segundo os princípios normativos da ONU, o direito humano à água potável compreende a garantia universal de água segura, aceitável, acessível física e economicamente e em quantidade suficiente para atendimento de necessidades humanas de uso pessoal e doméstico (ALBUQUERQUE, 2014; BRASIL, 2019).

Em 2015, membros da ONU adotaram a agenda 2030 que é composta pelos *Objetivos de Desenvolvimento Sustentável* (ODSs). A agenda conta com 17 objetivos subdivididos em 169 metas que estimulam ações no período de 2015 a 2030 visando acabar com a pobreza, garantir prosperidade e bem-estar a todos, proteger o planeta e enfrentar as mudanças climáticas (UN, 2020). Dentre os 17 ODSs, o sexto (ODS6) dispõem sobre *assegurar a disponibilidade e gestão sustentável da água e esgotamento sanitário para todas e todos*. Para se alcançar esse objeto, a ONU lista 8 metas a serem seguidas, dentre elas o acesso irrestrito a água potável e a saneamento e higiene adequados, ampliação da cooperação internacional e fortalecimento da participação de comunidades locais (UN, 2020).

Nesse contexto de esforço internacional, os relatórios do *Joint Monitoring Programme for Water Supply, Sanitation and Hygiene* (JMP), produzidos pela Organização Mundial da Saúde (OMS) e o Fundo das Nações Unidas para a Infância (UNICEF), são importantes documentos. O JMP produz estimativas regulares do progresso em nível nacional, regional e global do acesso universal e equitativo à água potável segura para o consumo humano (ODS6.1) e do acesso à saneamento e higiene adequados e equitativos (ODS6.2) (WHO; UNICEF, 2020). Em uma de suas mais recentes publicações, o JMP estimou que, em 2017, 2,1 bilhões de pessoas (29% da população mundial) não tinham acesso à água segura, livre de contaminação e disponível na residência a qualquer o momento (WHO; UNICEF, 2019). Dessas pessoas, 844 milhões

(11,5% da população mundial) não tinham acesso nem a serviços básicos de abastecimento de água potável, definido como a disponibilidade de água potável a uma distância de 30 minutos de caminhada ou menos, mas, não necessariamente disponível a todo o momento ou livre de contaminação (WHO; UNICEF, 2019).

A região da América Latina e Caribe foi a terceira com maior abrangência de acesso à, pelo menos, serviços básicos de abastecimento água (97% da população) ficando atrás das regiões da Austrália e Nova Zelândia (>99%) e América do Norte e Europa (99%) (WHO; UNICEF, 2019). As regiões com piores índices foram a África Subsaariana e a Oceania com 42% e 48% de suas populações sem acesso a serviços básicos de abastecimento de água potável, respectivamente (WHO; UNICEF, 2019). Ainda de acordo com o relatório do JMP, a estimativa da parcela da população brasileira com acesso à, pelo menos, serviços básicos de abastecimento de água passou de 94%, em 2000, para 98%, em 2017 (WHO; UNICEF, 2019). Inclusive, esses dados estimavam uma cobertura do serviço básico para mais de 99% da população urbana e 90% da população rural (WHO; UNICEF, 2019).

Com ressalvas no que diz respeito às métricas utilizadas para definição do que é rural e urbano, inclusive, do que é um abastecimento adequado ou básico, os dados nacionais, baseados no Censo de 2010 do IBGE, mostram uma realidade que pode ser mascarada pelas estimativas do JMP. Especialmente quando se consideram as zonas rurais brasileiras.

De acordo com o *Programa Nacional de Saneamento Rural* (PNSR), o déficit no abastecimento de água atinge 67,6% da população residente em domicílios rurais isolados ou relativamente próximos de aglomerações, o equivalente a mais de 16 milhões de pessoas. Esse déficit inclui situações de atendimento precário (*e.g.*, rede de distribuição fora dos padrões de potabilidade, intermitência do abastecimento, água de cisternas sem qualidade ou quantidade adequada, entre outras) e de ausência de atendimento (BRASIL, 2019). Ressalta-se que os dados apresentados no PNSR se baseiam no Censo Demográfico de 2010 do IBGE que, segundo os autores, apesar da defasagem, ainda é a fonte de dados mais qualificada para caracterização do déficit no abastecimento de água por conter informações que abrangem todo o território nacional (BRASIL, 2019). Ainda assim, podem não refletir idealmente a situação atual do país.

Segundo o PNSR, de forma geral, as principais alternativas nas zonas rurais isoladas da rede de distribuição de água são o uso de poços ou nascentes e o uso de outras formas de abastecimento, que incluem carro pipa, águas de chuva, rio, açude, lago e igarapé. Entretanto, diferenças regionais são marcantes, por exemplo, nas regiões Sul, Sudeste e Centro-Oeste o uso de poços ou nascentes representa mais de 50% do abastecimento, enquanto na região Nordeste a maior parte do abastecimento é feito por outras formas, como cisternas e carros-pipa (BRASIL, 2019). É importante ressaltar que as macrorregiões brasileiras não são geograficamente homogêneas, apresentando diversidade. No Nordeste, por exemplo, existem diferenças no ciclo hidrológico e nas fontes de abastecimento de água quando se comparam o semiárido e o litoral (BRASIL, 2013).

Os dados apresentados pelo Ministério da Saúde brasileiro e pela FUNASA evidenciam um cenário óbvio, em situação de limitação ou a falta de acesso à água segura para o consumo humano, as pessoas recorrem às alternativas disponíveis. A questão é que nem sempre essas alternativas fornecem água segura, o que expõem uma parcela considerável da população aos efeitos deletérios oriundos do consumo de água contaminada que, em casos extremos, pode chegar ao óbito (TROEGER *et al.*, 2017).

3.3. Riscos relacionados ao consumo de água não segura

Aproximadamente 1,8 bilhão de pessoas ao redor do mundo consomem água de fontes com contaminação fecal (BAIN *et al.*, 2014). O consumo de água contaminada está relacionado à transmissão de doenças como cólera, diarreia, disenteria, febre tifoide e pólio (WHO, 2019). Juntamente à falta de saneamento e de higiene pessoal, a falta de água segura é uma das principais responsáveis por casos de doenças diarreicas em países em desenvolvimento (PRÜSS-USTÜN *et al.*, 2014). Estimasse que entre 842 a 829 mil pessoas morram por ano em decorrência de doenças diarreicas, das quais, 502 mil mortes são relacionadas ao consumo de água inadequada (TROEGER *et al.*, 2017; WHO, 2019). Entre crianças com menos de 5 anos, 279 mil mortes anuais poderiam ser evitadas se os fatores de risco envolvidos no desenvolvimento de doenças diarreicas fossem remediados (WHO, 2019).

A mortalidade de doenças diarreicas também varia em função da renda e da localidade. A África e o sul da Ásia apresentam as maiores taxas de mortalidade entre

crianças com menos de 5 anos, 191,6 e 85,7 mortes a cada 100 mil crianças, respectivamente. Enquanto isso, a região da América Latina e Caribe apresenta uma taxa de mortalidade de 19,6 a cada 100 mil crianças (TROEGER *et al.*, 2017). No mundo, o principal agente etiológico de quadros diarreicos que culminaram em mortes no ano de 2015 entre crianças com menos de 5 anos foram Rotavírus (146480 mortes - 29,3%), *Cryptosporidium* spp. (60445 mortes - 13,1%) e *Shigella* spp. (54906 mortes - 11,0%) (TROEGER *et al.*, 2017). No Brasil, segundo os mesmos autores, as três etiologias responsáveis pelo maior número de mortes entre crianças menores de 5 anos foram o Rotavírus (394 mortes), *Vibrio cholerae* (323 mortes) e *Cryptosporidium* spp. (261 mortes) (TROEGER *et al.*, 2017).

A falta de acesso a água segura também está relacionada a manutenção da pobreza extrema e à perpetuação de desigualdades sociais. Isso porque mulheres, pessoas pretas ou pardas e indígenas, populações de baixa renda e menos escolarizadas são os grupos mais afetados (BRASIL, 2019). Um exemplo disso é o fato de a responsabilidade pelo abastecimento de água de domicílios sem acesso à rede recair principalmente sobre mulheres, comumente responsáveis pela coleta e transporte de água, sendo uma das principais razões de abandono escolar de meninas (BRASIL, 2019; WHO; UNICEF, 2019). Outro exemplo importante de ser mencionado é a relação entre diarreia nos primeiros dois (2) anos de vida e desnutrição infantil com déficits no desenvolvimento cognitivo e físico, que podem deixar sequelas profundas e duradouras (PINKERTON *et al.*, 2016).

3.4. *Cryptosporidium* spp. e *Giardia* spp.

Organismos pertencentes ao gênero *Cryptosporidium* foram considerados atípicos e despertaram curiosidade desde a primeira vez que foram descritos, em 1907. Isso ocorreu não só por sua estrutura de resistência (oocisto) e por seu mecanismos de aderência, mas também pela capacidade do oocisto de produzir autoinfecções e da associação intracitoplasmática com a célula hospedeira (THOMPSON; KOH; CLODE, 2016). Esse gênero de protozoários foi recentemente reclassificado como uma gregarina, por terem sido comprovadas suspeitas de que *Cryptosporidium* tem capacidade de completar seu ciclo de vida na ausência de um hospedeiro (HIJJAWI *et al.*, 2004; RYAN *et al.*, 2016). Existem pouco mais de 30 espécies de *Cryptosporidium*

identificadas, propostas principalmente com base em caracterizações moleculares (THOMPSON; ASH, 2016). Das 30 espécies, apenas duas são as responsáveis por mais de 90% das infecções em humanos na maioria dos países, *C. hominis* e *C. parvum* (sinônimo de *C. pestis*; SLAPETA, 2011), o restante dos casos são atribuídos a *C. meleagridis*, *C. canis* e *C. felis* (XIAO, 2010).

O primeiro relato de *Cryptosporidium* como parasito humano data de 1976, quando o protozoário foi identificado na biopsia das fezes de uma criança com enterocolite aguda (NIME *et al.*, 1976). A transmissão de *Cryptosporidium* ocorre por via fecal-oral ou por transmissão humano-humano ou animal-humano, sendo a veiculação hídrica a principal via de transmissão do patógeno (RYAN *et al.*, 2016; XIAO, 2010). A dose infecciosa pode variar dependendo da espécie, mas, em teoria, apenas um (1) oocisto de *C. hominis* pode ser o suficiente para causar infecção (criptosporidíase) em humanos, por vias de transmissão diretas ou indiretas (CHAPPELL *et al.*, 2006; RYAN *et al.*, 2016). O principais sintomas da criptosporidíase são vômito, diarreia, inchaço abdominal e dores abdominais e nas articulações, que podem chegar a durar meses após a infecção (GATEI *et al.*, 2006; REHN *et al.*, 2015). Não existem vacinas para *Cryptosporidium* e há apenas um medicamento no mercado para o tratamento de criptosporidíase, chamado nitazoxanida, que apresenta eficácia limitada em crianças malnutridas e em indivíduos imunocomprometidos (CHECKLEY *et al.*, 2015).

A *Giardia* é um gênero de microrganismos eucarióticos unicelulares flagelados que possuem um ciclo de vida simples, com dois estágios principais: trofozoíto e cisto infeccioso (ADAM, 2001; EINARSSON; MA'AYEH; SVÄRD, 2016). A taxonomia das espécies de *Giardia* é controversa, resultando em uma nomenclatura confusa com diferentes nomes sendo usados para a mesma espécie (MONIS *et al.*, 2009). Em todo caso, existem 6 espécies de *Giardia* identificadas morfológicamente e/ou por técnicas moleculares: *G. agilis*, *G. muris*, *G. ardeae*, *G. psittaci*, *G. microti* e *G. duodenalis* (sinônimo de *G. lamblia* e *G. intestinalis*) (MONIS *et al.*, 2009).

Dentre as espécies listadas, *G. duodenalis* apresenta especial interesse por ter sido detectada em uma grande variedade de mamíferos, incluído humanos, e ser a principal causadora de giardíase (RYAN *et al.*, 2019; THOMPSON; ASH, 2016; THOMPSON, 2004). A giardíase se dá pela ingestão do cisto que é excistado no estômago, ou duodeno, e rapidamente se transforma em um trofozoíto que se fixa às

células epiteliais intestinais (EINARSSON et al., 2016). A ingestão de apenas 10 cistos de *Giardia* pode resultar em infecção (GARDNER; HILL, 2001). Os sintomas da giardíase são variáveis, mas tipicamente incluem diarreia, náusea, dor epigástrica e perda de peso (ANKARKLEV et al., 2010). Sintomas extra intestinais também foram registrados, entre eles, patologias oculares, artrite, alergias e complicações musculares (HALLIEZ, 2013). Assim como para *Cryptosporidium*, não há vacina comercialmente disponível para *Giardia*, mas, existem diversos medicamentos para o tratamento de giardíase, incluindo nitazoxanida e compostos a base de 5-nitroimidazole, como metronidazol e tinidazol (EINARSSON et al., 2016).

Cryptosporidium e *Giardia* são protozoários parasitas intestinais e importantes agentes etiológicos de diarreia, como já mencionado, responsáveis por surtos de veiculação hídrica em todo o mundo (CERTAD et al., 2017; TROEGER et al., 2017). De fato, de todos os 381 casos de surtos de veiculação hídrica atribuídos a protozoários parasitas relatados na literatura entre os anos de 2011 e 2016, 63% (239 surtos) foram causados por *Cryptosporidium* spp. e os outros 37% (142 surtos) foram causados por *Giardia* spp. (EFSTRATIOU et al., 2017). Ainda assim, o risco à saúde pública associado à esses organismos é muitas vezes negligenciado (CERTAD et al., 2017). Dos 60 eventos relatados na literatura de presença de protozoários parasitas em ambientes aquáticos na América Latina, o Brasil lidera em número de casos, com 20 registros (30,3%), seguido pela Argentina (15,1%) e o México (12,1%) (ROSADO-GARCÍA et al., 2017). Diversos estudos brasileiros relataram a presença de *Giardia* e *Cryptosporidium* em águas de recreação (piscinas), mananciais superficiais e subterrâneos utilizados para abastecimento e, inclusive, em água tratada por estação de tratamento de ciclo completo (DE ARAÚJO et al., 2018; FRANCO; ROCHA-EBERHARDT; CANTUSIO NETO, 2001; GAMBA et al., 2000; PINEDA et al., 2020; RAZZOLINI et al., 2016; SATO et al., 2013).

Apesar de serem os protozoários mais detectados em amostras de água, *Cryptosporidium* e *Giardia* não foram os responsáveis por nenhum dos 16 surtos de veiculação hídrica causados por protozoários que foram relatados entre 1957 e 2015 América Latina, segundo Rosado-García et al. (2017). Essa aparente incoerência sugere a falta de coordenação de sistemas de vigilância para protozoários, que sequer existem na maioria dos países latino-americanos e em muitos operam de forma muito limitada,

o que faz com que muitos surtos não sejam relatados ou detectados (ROSADO-GARCÍA *et al.*, 2017).

Fatores que contribuem para a ampla presença de *Cryptosporidium* e da *Giardia* em ambientes aquáticos são a extrema resistência de cistos e oocistos, que permanecem por longos períodos no ambiente, são excretados em grande número por um único indivíduo contaminado e se disseminam facilmente (RAZZOLINI *et al.*, 2016; RYAN *et al.*, 2016; RYAN *et al.*, 2014).

No contexto de tratamento de água para o consumo humano, a remoção de *Cryptosporidium* e *Giardia* é um grande desafio. Entre os motivos, podem ser elencados: i) o pequeno tamanho dos oocistos de *Cryptosporidium* dificulta sua remoção física, que pode ser ainda mais comprometida devido ao potencial de compressibilidade dessa estrutura (ADEYEMO; KAMIKA; MOMBA, 2015; LI *et al.*, 1995; PALMATEER *et al.*, 1999); ii) cistos e, em especial, oocistos são resistentes à desinfecção com agentes químicos nas concentrações comumente utilizadas no tratamento de água para o consumo humano (ADEYEMO *et al.*, 2019; KEEGAN *et al.*, 2008; KEEGAN *et al.*, 2003; KORICH *et al.*, 1990); iii) cistos e oocistos acumulam em biofilmes de onde podem ser eventualmente liberados, potencialmente resultando em surtos (RYAN *et al.*, 2016); e iv) oocistos apresentam indícios de utilizar o biofilme como fonte de nutrientes e se multiplicarem nele (KOH *et al.*, 2013).

3.5. Sistemas descentralizados de tratamento de água

Em comunidades onde o acesso a uma rede de abastecimento não é viável ou confiável, alternativas descentralizadas podem ajudar a suprir a demanda por água potável segura (STUBBÉ *et al.*, 2016). Essas tecnologias podem ser de uso coletivo ou individual. Esta revisão se aterá a tecnologias de uso individual/unifamiliar, por ser onde se enquadra o filtro lento domiciliar (FLD), principal objeto desta pesquisa.

As tecnologias de tratamento domiciliar de água compreendem uma gama de opções que permitem que indivíduos e comunidades tratem a água coletada para remoção ou inativação de microrganismos patogênicos (WHO, 2017). Além do tratamento de água em si, o armazenamento da água tratada de forma segura, para evitar recontaminação, é parte integral das abordagens de tratamento doméstico de água (*Household water treatment and safe storage – HWTS*) (WHO, 2017). A OMS ainda

recomenda a aplicação de sistemas com múltiplas barreiras para assegurar a remoção de patógenos, como protozoários, vírus e bactérias (*e.g.*, clarificação e/ou filtração seguida por desinfecção) (WHO, 2017).

É importante ressaltar que além de produzir água segura para o consumo humano em quantidade suficiente, as tecnologias de tratamento domiciliar devem atender a outros critérios, como relativo baixo custo simplicidade operacional (SOBSEY *et al.*, 2008). Isso porque as pessoas que farão uso delas se encontram, na maioria das vezes, em condições de limitação financeira e técnica. Também é preciso que essas pessoas sejam incluídas nos processos de tomada de decisão relativos à adoção e escolha da tecnologia, para que sua aceitabilidade seja ampla e seu uso continuado e adequado. Em um levantamento com profissionais da área, fatores relacionados à preferências pessoais das usuárias e usuários são os que mais influenciam a sustentabilidade e a ampla utilização de uma tecnologia domiciliar de tratamento de água (OJOMO *et al.*, 2015).

Diversos trabalhos se propuseram a comparar tecnologias domiciliares para o tratamento de água a fim de encontrar a “melhor” opção, ou, ao menos, evidenciar seus prós e contras. Sobsey *et al.* (2008) avaliaram cinco alternativas de tratamento domiciliar de água em função de critérios de sustentabilidade, como qualidade e quantidade da água tratada, facilidade de uso, custo e cadeia de suprimentos. Os métodos avaliados foram cloração, coagulação seguida por cloração, desinfecção solar (SODIS), filtro de cerâmica e filtro lendo domiciliar (FLD) (SOBSEY *et al.*, 2008). Os autores concluíram que o FLD foi a tecnologia mais sustentável dentre as avaliadas, seguido pelo filtro de cerâmica. Hunter (2009) realizou uma meta-análise de 28 estudos a fim de determinar qual tecnologia de tratamento domiciliar, dentre as avaliadas por Sobsey *et al.* (2008), apresentava maior ganho a saúde. De forma semelhante ao que foi observado por Sobsey *et al.*, (2008), as duas tecnologias que apresentaram melhores resultados foram o filtro de cerâmica e o FLD (HUNTER, 2009).

Um estudo mais recente fez uma revisão de artigos publicados sobre SODIS, filtros de cerâmica e FLDs e comparou as tecnologias em relação as suas eficiências e custos (STUBBÉ *et al.*, 2016). Os autores observaram ampla variação nas eficiências reportadas para remoção de bactérias e vírus, que fez com que a classificação das três (3) tecnologias variasse de não protetor a altamente protetor, de acordo com a

classificação da OMS. Em relação aos custos, a variação também foi grande, a depender da tecnologia. SODIS apresentou baixo custo inicial e custo intermediário por m³ de água produzido; o filtro de cerâmica apresentou custo inicial intermediário e alto custo por m³ de água e; por fim, o FLD apresentou alto custo inicial e baixo custo por m³ de água (STUBBÉ *et al.*, 2016). Os autores relataram não ter encontrado relação entre os custos e a eficiência de cada alternativa.

Em relação a diferenças entre tecnologias de tratamento descentralizado de água na remoção de protozoários da água, Adeyemo *et al.*, (2015) avaliaram e compararam cinco alternativas na remoção de oocistos de *Cryptosporidium* e cistos de *Giardia*. As tecnologias selecionadas pelos autores foram: i) reservatório poroso impregnado com prata (SIPP); ii) biofiltro de areia combinado com zeólita (BSF-Z); iii) biofiltro de areia sem zeólita (BSF-S); iv) filtro de balde (BF); e v) filtro de cerâmica (CCF). Os autores reportaram que todas as tecnologias apresentaram grande capacidade de remoção de cistos e oocistos. Apesar de nenhum tratamento ter sido capaz de eliminar completamente os parasitas das amostras de água natural, as remoções atingiram 99,1% (ADEYEMO *et al.*, 2015). Valores em log não foram fornecidas pelos autores. Nota-se que esses resultados ressaltam a importância de que se apliquem múltiplas etapas em um tratamento domiciliar de água.

Com uma abordagem mais ampla, Clasen *et al.* (2015) realizaram uma revisão de dados abrangente objetivando traçar um paralelo entre alternativas para a melhoria da qualidade da água, no ponto de distribuição e em domicílio, e a incidência de doenças diarreicas. Os autores relataram não haver evidências suficientes para determinar se tratamentos no ponto de distribuição resultam em redução de doenças diarreicas. Enquanto para tratamentos domiciliares, a distribuição de produtos de desinfecção pode reduzir casos de diarreia em 25%, a filtração em escala domiciliar provavelmente reduz casos de diarreia em 50% e o uso de SODIS, em 33% (CLASEN *et al.*, 2015). Em outra publicação, Clasen (2015) aponta que o efeito protetivo das intervenções, tanto no ponto de distribuição quanto em domicílio, sobre a incidência de doenças diarreicas depende de múltiplos fatores, incluindo a circulação dos patógenos, a existência de outras fontes de exposição e a densidade e susceptibilidade da população (CLASEN, 2015). Apesar desses fatores alheios às intervenções em si, o tratamento de água

domiciliar tem um papel importante como uma ferramenta de melhoria da qualidade da água de pessoas em situação de vulnerabilidade (CLASEN, 2015).

3.6. Filtração lenta domiciliar

3.6.1. Visão geral

Como mostrado no tópico anterior, o filtro lento domiciliar (FLD) é uma das mais estudadas alternativas de tratamento domiciliar de água, e também uma das que apresentam os melhores resultados. O FLD foi inicialmente desenvolvido nos anos 1990 pelo grupo de pesquisa do Dr. David H. Manz, na Universidade de Calgary (Canadá) (CAWST, 2012). Aproximadamente 10 anos depois, em 2001, foi fundado o *Centre for Affordable Water and Sanitation Technology* (CAWST), que é hoje a principal entidade distribuidora de FLDs (modelo chamado *Biosand Filter* - BSF) ao redor do mundo (CAWST, 2020b). O CAWST também distribui manuais e dá treinamentos e assistência para organizações que realizam projetos voltados para o tratamento de água, saneamento e higiene pessoal (CAWST, 2020b). Estimasse que, em 2013, mais de 650 mil unidades de FLD estavam em operação, beneficiando mais de 4 milhões de pessoas em mais de 55 países (CAWST, 2020a).

Em suma, o FLD é um filtro lento com dimensões reduzidas que foi desenvolvido para uso domiciliar em fluxo intermitente. Algumas vantagens do FLD em relação aos filtros lentos convencionais foram apresentadas por seu idealizador, Dr. Manz: i) a operação intermitente permite que o FLD seja utilizado apenas quando necessário; ii) o tamanho reduzido permite ampliar as aplicações do FLD, pois, os filtros podem ser construídos em locais apropriados e transportados para comunidades, além de permitir que os FLD sejam colocados dentro das residências, o que proporcionaria maior proteção climática; iii) não há necessidade de remover o meio filtrante durante a limpeza e não há produção excessiva de águas residuais na manutenção; e iv) não há a necessidade de substituição do meio filtrante (MANZ, 2004). Outras vantagens do modelo em escala domiciliar que podem ser citadas são: a possibilidade de o FLD ser combinado com etapas de pré e pós-tratamentos e a possibilidade de se utilizar uma taxa de filtração mais elevada que a dos filtros lentos convencionais (JADHAV *et al.*, 2015).

Por outro lado, algumas desvantagens dos FLD, em relação às outras tecnologias de tratamento de água domiciliar, são: i) capacidade limitada de remoção de partículas coloidais e matéria orgânica; ii) ineficiência quando submetido ao tratamento de águas com elevados valores de turbidez (≥ 50 UNT); iii) estrutura maior que outros métodos de tratamento domiciliar; e iv) o custo da construção pode ser elevado em países em desenvolvimento, podendo chegar à 1000 dólares por unidade (JADHAV *et al.*, 2015; MANZ, 2004; SMITH, 2013; STUBBÉ *et al.*, 2016).

3.6.2. Estrutura

O esquema da estrutura da versão mais atual de FLD do CAWST (BSF V10.0) é apresentado na Figura 1. Dada a experiência do CAWST no assunto de filtração lenta domiciliar, seu modelo de FLD é usado como referência para diversas adaptações hoje conhecidas, algumas delas que serão apresentadas neste documento. A estrutura é basicamente constituída por: i) corpo; ii) tubulação de saída; iii) meio filtrante; iv) camadas de separação e suporte; v) reservatório e difusor; e vi) tampa.

Figura 1. Esquemas em duas (A) e três (B) dimensões do filtro lento domiciliar do CAWST (BSF modelo V 10.0).

Fonte: Adaptado de CAWST (2012).

O corpo do FLD tem a função de comportar o meio filtrante, as camadas de separação e suporte e a água durante o tratamento. Pode ser construído em concreto

ou plástico e cada material tem suas vantagens e desvantagens. O FLD de concreto pode ser mais resistente e robusto, mas, caso não seja construído corretamente, podem ocorrer rachaduras e vazamentos (VANDERZWAAG *et al.*, 2009). Outros pontos negativos do FLD de concreto, em relação ao de plástico, são que a construção do primeiro requer mais tempo e o uso de técnicas e ferramentas mais complexas, além de ser mais pesado e difícil de transportar (CAWST, 2009; STAUBER *et al.*, 2012a). O FLD de plástico, por outro lado, é mais leve e pode mais facilmente ser construído em grandes quantidades e enviados para os locais onde serão utilizados (STAUBER *et al.*, 2012a). Entretanto, o material plástico pode ser mais frágil e, por ser mais leve, o FLD pode ser movimentado dentro da residência, o que pode resultar na compactação da areia e redução das carreiras de filtração, levando a uma potencial descontinuação do uso (MAHAFFY *et al.*, 2015; STAUBER *et al.*, 2012a). Independente do material utilizado para a construção do corpo do FLD (cimento ou plástico) ou do seu formato (cilindro ou paralelepípedo retangular), não é de se esperar que ocorram variações na eficiência do tratamento (FABISZEWSKI DE ACEITUNO *et al.*, 2012; STAUBER *et al.*, 2012a).

A tubulação de saída capta a água no fundo do filtro e a guia até o ponto de coleta. É usualmente construída em cobre ou plástico, e sua altura é um parâmetro de projeto crucial nos FLDs (CAWST, 2009). Isso porque ela determina o nível mínimo de água no interior do filtro durante o período de pausa (CAWST, 2009). O período de pausa é o tempo durante o qual o FLD não apresenta escoamento, que se dá no intervalo entre a completa filtração de uma alimentação e a adição da próxima (CAWST, 2009). O período de pausa é uma característica inerente da operação intermitente e será detalhado no Item 3.6.3.2.

A altura recomendada da tubulação de saída é tal que permita um nível mínimo de água de aproximadamente 5 cm acima do topo da camada filtrante (CAWST, 2009; ELLIOTT; DIGIANO; SOBSEY, 2011). Essa recomendação é feita desde os primeiros trabalhos sobre FLD (BUZUNIS, 1995). A justificativa é a de que colunas d'água com níveis fora da faixa entre 2 cm a 7 cm, aproximadamente, podem comprometer a eficiência dos filtros, por prejudicarem os microrganismos que se desenvolvem nos primeiros cm da areia, que são, em sua maioria, aeróbicos (CAWST, 2009; ELLIOTT; DIGIANO; SOBSEY, 2011; RANJAN; PREM, 2018). Níveis superiores dificultam a difusão de oxigênio até os microrganismos, enquanto níveis inferiores podem evaporar e secar,

ou, ainda que não evaporem completamente, um nível de água muito baixo pode levar a perturbação da comunidade microbiológica quando uma alimentação é feita (BUZUNIS, 1995; CAWST, 2009; ELLIOTT; DIGIANO; SOBSEY, 2011; VANDERZWAAG *et al.*, 2009).

Apesar de essa recomendação ser seguida na grande maioria dos trabalhos, Vanderzwaag *et al.* (2009) observaram, em estudo de campo, maior eficiência de remoção de bactérias em FLDs com maiores níveis mínimos de água (20 cm). Os autores sugeriram que essa característica possa ter papel mais importante que apenas permitir a difusão de oxigênio (VANDERZWAAG *et al.*, 2009). Entretanto, o que os autores não abordaram foi o fato da diferença no nível mínimo dos FLDs não ser oriunda do design dos filtros, mas, provavelmente, devido ao aumento da perda de carga, que reduziu a taxa de filtração e fez com que nem toda a água tivesse sido filtrada no momento em que as medições do nível mínimo de água foram feitas. Detalhes da operação dos FLDs intermitentes que abordam essas questões são apresentados no Item 3.6.3.

O meio filtrante é constituído basicamente por uma camada com 40 a 50 cm areia. A remoção de impurezas e patógenos nos FLDs se dá por meio de quatro principais mecanismos físicos e microbiológicos: i) aprisionamento mecânico; ii) adsorção; iii) predação; e iv) morte natural (CAWST, 2009). As características granulométricas do meio filtrante recomendadas pela CAWST são: tamanho efetivo (D_{10}), que é a abertura da peneira pela qual apenas 10% de massa da amostra passa, entre 0,15 mm e 0,20 mm; coeficiente de uniformidade (CU), que é a razão entre D_{10} e D_{60} , entre 1,5 e 2,5; e porcentagem de finos, que é a porcentagem de massa que passa por uma peneira #150 MESH (aberturas de 0,106 mm), de 4% (CAWST, 2009).

Valores para D_{10} e CU relatados na literatura podem variar das recomendações supracitadas. Kubare e Haarrhoff (2010) realizaram um levantamento dos parâmetros de operação e de estrutura de FLD, no qual registraram que os valores comuns para D_{10} variam entre 0,15 e 0,3 mm e para CU entre 1,5 e 5,0.

As características granulométricas estipuladas pelo CAWST têm como principal objetivo limitar a taxa máxima de filtração (TMF), que será detalhada no Item 3.6.3.3 (CAWST, 2009). O potencial do tamanho dos grãos em reduzir a taxa de filtração e aumentar a eficiência dos FLDs fez com que Jenkins, Tiwari e Darby (2011) considerassem esse parâmetro como um dos mais importantes no projeto dos filtros. Os autores avaliaram a influência das características do meio filtrante na eficiência dos

FLDs em remover *E. coli* e bacteriófago MS2. O D_{10} da areia apresentou forte correlação com a eficiência dos filtros, sendo capaz de aumentar a eficiência do FLD (JENKINS; TIWARI; DARBY, 2011).

Ainda sobre os achados de Jenkins, Tiwari e Darby (2011), os autores observaram que para períodos de pausa longos (*overnight*), o tamanho da areia foi o segundo fator que mais significativamente afetou a eficiência de remoção de coliformes totais do FLD. Para períodos de pausa mais curtos, a areia não se mostrou tão importante, porém, influenciou significativamente na remoção de vírus e bactérias (JENKINS; TIWARI; DARBY, 2011). A maior compactação de grãos menores faz com que os poros entre eles sejam menores, facilitando o aprisionamento mecânico de impurezas; além disso, grãos menores também possuem maior área superficial, o que pode facilitar a adsorção de patógenos e desenvolvimento microbiológico (CHAN *et al.*, 2015; JENKINS; TIWARI; DARBY, 2011). Chan et al. (2015) observaram que restringir a taxa de filtração por outros meios (*e.g.*, restrição na tubulação de saída ou na entrada do FLD) não compensa a perda eficiência de FLDs que utilizam areia com granulometria maior que as recomendações, ressaltando a importância do uso de material adequado como meio filtrante.

Apesar do ganho em eficiência decorrente da escolha de grão menores, é importante encontrar um equilíbrio para que seja possível tratar a água de forma factível, uma vez que, o emprego de grãos muito pequenos resultaria em uma taxa de filtração baixa e, conseqüentemente, maior tempo de tratamento (*i.e.*, redução do volume diário de produção de água) e maior necessidade de manutenção.

Além de diferentes características granulométricas, diversas modificações do meio filtrante foram propostas fim de melhorar a eficiência do FLD na remoção de determinados contaminantes. Por exemplo, adição de uma camada de carvão ativado para remoção de cianobactérias e cianotoxinas (BOJCEVSKA; JERGIL, 2003) e adição de uma camada de material de cerâmica triturado (tijolos) para remoção de arsênio e fluoreto (DEVI *et al.*, 2008). Outras modificações visaram a melhoria da eficiência dos FLDs de uma forma mais geral, como a adição de uma camada de areia, ou pedregulho, revestidos com óxido de ferro (AHAMMED; DAVRA, 2011; SIZIRICI *et al.*, 2019), a adição de uma camada de latão ou ferro zero valente (pregos) (MUTEMI; HOKO; MAKURIRA,

2020; YILDIZ, 2016) e o uso de zeolita no lugar de areia como meio filtrante (THEMBA, 2011).

Abaixo do meio filtrante se encontram as camadas de separação e suporte que são constituídas de materiais de maior diâmetro. A camada de separação é geralmente composta com areia grossa e/ou pedregulhos pequenos, enquanto a camada suporte é composta por pedregulhos maiores ou brita. A função dessas camadas é impedir que a areia obstrua a tubulação de saída dos FLD (CAWST, 2009).

No topo do filtro se encontra a tampa, cuja finalidade é simplesmente de proteção contra contaminação externa, evitando a entrada de sujidades do ambiente (CAWST, 2009). Logo abaixo da tampa se encontra o reservatório de água e o difusor, que são essencialmente apenas uma estrutura, um recipiente (reservatório) com furos no fundo (difusor) (CAWST, 2009). Nota-se que o difusor pode ser uma placa perfurada (geralmente usado no FLD de concreto que tem área seccional quadrada), nesse caso, a placa difusora é o fundo do reservatório, enquanto as laterais do reservatório são as próprias laterais do corpo do FLD (CAWST, 2009).

O reservatório é onde a água adicionada ao filtro fica retida enquanto gradualmente escoar para o meio filtrante pelos furos do difusor. O reservatório tem a importante função de limitar o volume de água adicionado no filtro a cada alimentação. O difusor pode ser feito de metal ou plástico e possui uma distribuição homogênea de furos, pelos quais a água passa (CHAN *et al.*, 2015). Essa estrutura tem como objetivo dissipar a energia cinética da água e impedir que a água caia diretamente sobre o meio filtrante, o que pode desacomodar a areia e danificar a camada biológica (CAWST, 2009; CHAN *et al.*, 2015). Além disso, o difusor permite uma distribuição homogênea da água sobre o meio filtrante e influencia a taxa de filtração do FLD, podendo afetar a eficiência de remoção de bactérias (CHAN *et al.*, 2015).

Chan *et al.* (2015) testaram dois modelos de difusores e compararam os resultados com os obtidos com o modelo recomendado pelo CAWST. O modelo CAWST contém furos com 3,0 mm de diâmetro espaçados em 2,5 cm (CAWST, 2012), enquanto os modelos testados pelos autores possuíam furos de diâmetros menores e menos espaçados (CHAN *et al.*, 2015). As eficiências de redução de coliformes totais e *E. coli* foi menor com o uso dos novos modelos de difusor devido a maior perturbação observada no topo da camada filtrante. Os autores ressaltaram que a perturbação pode interferir

no desenvolvimento da camada biológica e aumentar as forças de cisalhamento, o que compromete a eficiência dos FLDs, entretanto, a utilização de períodos de pausa mais longos pode compensar essa queda de eficiência (CHAN *et al.*, 2015).

O reservatório de água com difusor também pode ser utilizado como uma zona de tratamento de água nos FLDs. Estudos mostraram que a adição de ferro zero valente (pregos) no difusor pode aumentar eficiência de remoção de vírus, bactérias e protozoários (NAPOTNIK; BAKER; JELLISON, 2020). A adição de pregos ao difusor, combinado ou não com lascas de material cerâmico, também pode melhorar a eficiência de remoção de arsênio e ferro (NGAI *et al.*, 2007; SMITH *et al.*, 2017).

3.6.3. Operação

Apesar de ser uma adaptação do filtro lento convencional, a operação do FLD intermitente difere consideravelmente da de seu predecessor, que tem operação contínua. Para a compreensão das características operacionais dos FLDs intermitentes, inicialmente, será exposta a dinâmica de operação dos mesmos e, em seguida, alguns dos fatores inerentes dessa dinâmica de operação, que tem potencial de influenciar a eficiência do sistema.

O FLD intermitente opera com água no seu interior o tempo todo. Devido a sua tubulação de saída elevada, a água só sai do filtro quando o nível de água acima do leito é maior que a altura da tubulação de saída (CAWST, 2009). Dessa forma, quando o filtro é alimentado, a água adicionada expulsa um volume equivalente da água que estava em repouso no seu interior desde a alimentação anterior. A Figura 2 ilustra a dinâmica de operação do FLD intermitente.

Tomando a Figura 2 como exemplo, ao adicionar-se água ao FLD (imagem A), a água que já estava no seu interior é forçada para fora. Da mesma forma, quando uma nova adição de água é feita (imagem B) a água adicionada na alimentação (A) é expulsa do FLD. Portanto, é importante notar que água que sai do filtro no momento da alimentação, geralmente, não é a água que está sendo adicionada ao mesmo. Isso pode não ocorrer caso o volume de alimentação seja maior que o volume comportado no interior do filtro.

Figura 2. Ilustração simplificada da dinâmica de operação do Filtro Lento Domiciliar (FLD) intermitente

Nota: para simplificar a visualização, o reservatório de água e o difusor foram omitidos do desenho.

Fonte: Autor.

3.6.3.1. Volume de alimentação

O volume de alimentação é o volume de água adicionado ao FLD em um determinado momento. O manual do CAWST recomenda que este volume seja equivalente ao volume dos poros do meio filtrante que, para o modelo BSF V10.0, é de 12 L (CAWST, 2009). Tundia, Ahammed e George (2016) relataram que um volume de alimentação equivalente ao volume de poros do FLD foi a condição ótima de operação encontrada para a remoção de *E. coli*, fazendo uso de experimento de superfície de resposta de *Box-Behnken* (TUNDIA; AHAMMED; GEORGE, 2016). Elliott *et al.* (2008) recomendam que o volume de alimentação seja ainda menor que o volume de vazios do meio filtrante, visando aumento na eficiência do sistema (ELLIOTT *et al.*, 2008). Isso porque o volume de alimentação tem influência direta sobre o período de pausa, que é justamente o período de intermitência do FLD, quando não há escoamento. O período de pausa é um parâmetro operacional chave do FLD intermitente e que será explicado mais adiante (Item 3.6.3.2).

Apesar dessas recomendações, Young-Rojanschi e Madramootoo (2015) observaram que um volume de alimentação equivalente ao volume de vazios do meio

filtrante pode ser problemático. Isso porque nem toda a água no interior do FLD é substituída a cada alimentação, restando o volume que originalmente ocupava a camada suporte e o volume acima do leito. Sendo assim, um determinado volume permanece nos filtros por períodos longos, podendo levar a condições de anaerobiose (YOUNG-ROJANSCHI; MADRAMOOTOO, 2015). No modelo V10.0 da CAWST esse volume corresponde a 30% do volume total do filtro (CAWST, 2009; YOUNG-ROJANSCHI; MADRAMOOTOO, 2015).

Em suma, com a adoção de um volume de alimentação menor que o volume comportado no filtro, uma parcela da água ficaria no FLD por um período de tempo mais longo. Por outro lado, a adoção de um volume maior faria que uma parcela de água passasse diretamente por ele, reduzindo a eficiência do sistema. Por exemplo, se um filtro que comporta 16 L é alimentado com 11 L, dos 16 L que já estavam no interior do filtro apenas 11 L sairiam, e os 5 L restantes permaneceriam em seu interior até uma próxima alimentação. Dessa forma, esses 5 L ficariam mais tempo em contato com o meio filtrante e, conseqüentemente, mais tempo expostos aos mecanismos de purificação do FLD. Ao contrário, caso a alimentação fosse de 20 L, uma parcela da água passaria diretamente pelo FLD (4 L) podendo apresentar qualidade inferior.

A relação entre a eficiência do FLD e o volume de alimentação foi demonstrada em diversos estudos, e afeta principalmente a remoção de parâmetros microbiológicos (BAUMGARTNER; MURCOTT; EZZATI, 2007; ELLIOTT *et al.*, 2008; NAIR; AHAMMED; DAVRA, 2014; TUNDIA; AHAMMED; GEORGE, 2016). Nair, Ahammed e Davra (2014) observaram queda na eficiência de remoção de *E. coli* em um FLD com um volume de poros (volume de vazios) de 20 L que foi alimentado com 40 L. Segundo os autores, isso ocorreu em decorrência do pouco tempo de contato entre a areia e parte água adicionada, pois, a remoção microbiana se dá principalmente devido à adsorção na camada biológica e/ou superfície da areia (NAIR; AHAMMED; DAVRA, 2014).

Em outro estudo do mesmo grupo de pesquisa, Tundia, Ahammed e George (2016) avaliaram os efeitos do volume de alimentação sobre um FLD semelhante ao avaliado por Nair, Ahammed e Davra (2014), com volume de vazios de 20 L. Os autores relataram evidente aumento na concentração de *E. coli* na água filtrada quando o volume de alimentação passou de 10 L para 30 L. Segundo os mesmos, isso pode ter ocorrido devido à diferenças nas taxas de filtração entre os experimentos: com maior

volume de alimentação, maior a taxa de filtração e menor o contato entre a água e a areia/biofilme, o contrário ocorre para menores volumes de alimentação (TUNDIA; AHAMMED; GEORGE, 2016). Elliott et al. (2008) já haviam apresentado resultados semelhantes aos observados nos dois estudos supracitados.

3.6.3.2. Período de pausa

O período de pausa é o intervalo de tempo no qual não há filtração de água. Após adição de água ao FLD, tem início a filtração e, uma vez que o nível de água acima do meio filtrante se aproxima à altura da tubulação de saída, a taxa de filtração se aproxima de zero (CAWST, 2009). Desse momento até o momento de uma nova alimentação a água fica em contato com os poros da areia, e os mecanismos físico-químicos e microbiológicos em ação se encarregam de purificar a água, degradando a matéria orgânica e inativando microrganismos patogênicos (BAUMGARTNER; MURCOTT; EZZATI, 2007; CAWST, 2009; ELLIOTT *et al.*, 2008; NAIR; AHAMMED; DAVRA, 2014; TUNDIA; AHAMMED; GEORGE, 2016).

Há um consenso de que quanto maior o período de pausa, maior a eficiência dos filtros por permitir maior tempo de contato entre a água e o leito e, conseqüentemente, maior ação dos mecanismos de purificação (BAUMGARTNER; MURCOTT; EZZATI, 2007; ELLIOTT *et al.*, 2008; NAIR; MANSOOR AHAMMED; DAVRA, 2014; TUNDIA; AHAMMED; GEORGE, 2016). Entretanto, existem limites para esse intervalo. O CAWST recomenda que ele seja de pelo menos 1 h, e que não ultrapasse 48 h. Após 48 h de pausa a camada microbiológica pode ter sua viabilidade reduzida devido à falta de nutrientes e redução da concentração de oxigênio dissolvido (BAUMGARTNER; MURCOTT; EZZATI, 2007; CAWST, 2009; SOUZA FREITAS; SABOGAL-PAZ, 2020; YOUNG-ROJANSCHI; MADRAMOOTOO, 2015).

Na literatura, períodos de pausa mais longos observados variam de 16 horas a 36 horas (BAUMGARTNER; MURCOTT; EZZATI, 2007; CHAN *et al.*, 2015; ELLIOTT *et al.*, 2008; ELLIOTT; DIGIANO; SOBSEY, 2011; JENKINS; TIWARI; DARBY, 2011), enquanto os períodos mais curtos vão de 45 minutos a cerca de 8 horas (CHAN *et al.*, 2015; JENKINS; TIWARI; DARBY, 2011; WANG *et al.*, 2014).

Diversos estudos avaliaram a influência do período de pausa na eficiência dos filtros. Jenkins, Tiwari e Darby (2011) compararam as eficiências de um FLD operado

sem período de pausa e outro com aproximadamente 10 h de período de pausa. O uso de um período de pausa foi capaz de aumentar 0,29 Log a redução de bactérias, aumentar entre 0,67 e 0,77 Log a remoção de vírus e reduzir a turbidez da água filtrada em 0,4 UNT (JENKINS; TIWARI; DARBY, 2011). Segundo os autores, os processos biológicos e físico-químicos que ocorrem no meio filtrante necessitam tempo suficiente entre alimentações para “limpar” os poros da areia e os sítios de adsorção na camada biológica. Dessa forma, o uso de períodos de pausa em filtros intermitentes é altamente benéfico (JENKINS; TIWARI; DARBY, 2011). Baumgartner et al., (2007) e Nair et al., (2014) mostraram que o uso de diferentes períodos de pausa pode afetar significativamente a remoção de bactérias nos FLD. Entretanto, períodos de pausa longos podem retardar o desenvolvimento microbiológico do FLD, devido ao pouco aporte de nutrientes e oxigênio, sendo recomendado o uso de múltiplas alimentações semanais (KENNEDY *et al.*, 2013). Outro problema do uso de longos períodos de pausa é, evidentemente, a reduzida produção diária de água. Uma tecnologia capaz de produzir água de qualidade superior, porém em volume insuficiente, tem suas aplicações seriamente limitadas.

3.6.3.3. Taxa de filtração

A taxa de filtração no FLD intermitente atinge seu valor máximo logo após a alimentação, quando o nível de água do filtro é o máximo possível. Após este pico, referido deste documento como taxa máxima de filtração (TMF), a taxa de filtração decai progressivamente até zera, quando o nível de água atinge a altura da tubulação de saída. No momento em que ela zera, tem início o período de pausa.

Como já mencionado, a taxa de filtração está relacionada com a eficiência do FLD. Uma taxa filtração mais lenta resulta em um aumento do tempo de contato entre a água e a superfície dos grãos de areia e, especialmente, a camada biológica no topo do leito. Isso porque, quando o filtro é alimentado, a água que entra em contato primeiro com a superfície do meio filtrante passa por ele mais rapidamente, devido à maior taxa de filtração logo após a alimentação. Essa água então vai para maiores profundidades do FLD, onde a atividade microbiológica não é tão intensa (WANG *et al.*, 2014). A Figura 3 ilustra o caminho percorrido por um volume de água X dentro do FLD para facilitar o entendimento desse processo.

Figura 3. Esquema simplificado do caminho de um volume de água X durante a filtração em filtro lento domiciliar (FLD) intermitente. (A) alimentação; (B) e (C) saída da água que já estava no FLD; e (D) período de pausa.

Fonte: Autor.

Como ilustrado na Figura 3, o volume de água X passa rapidamente pelo topo do meio filtrante, região mais importante do tratamento (NAPOTNIK; BAKER; JELLISON, 2017; NAPOTNIK; BAKER; JELLISON, 2020; WANG *et al.*, 2014; YOUNG-ROJANSCHI; MADRAMOOTOO, 2014), e passa o período de pausa no fundo do FLD. Dessa forma, uma menor taxa de filtração máxima pode proporcionar o aumento da eficiência do sistema por facilitar a sedimentação de material particulado, a adsorção e a predação de patógenos no momento em que a água passa pela região mais ativa do FLD (CHAN *et al.*, 2015; TUNDIA; AHAMMED; GEORGE, 2016). Esse ganho na eficiência pode ser

significativo, especialmente durante o início da operação quando a camada biológica ainda está nos estágios iniciais de desenvolvimento (KENNEDY *et al.*, 2012).

Adicionalmente, uma menor taxa de filtração também pode resultar na redução do cisalhamento do biofilme ao redor dos grãos de areia, mantendo sua integridade e auxiliando no desenvolvimento da camada biológica (CHAN *et al.*, 2015).

Entre as alternativas para limitar a taxa de filtração dos FLD podem ser citadas: i) alteração do nível de água acima do leito; ii) alteração da granulometria do meio filtrante; iii) limitação do escoamento na tubulação de saída; e iv) alteração do design do difusor (CHAN *et al.*, 2015). Algumas tentativas de reduzir a taxa de filtração dos FLD são relatadas na literatura (CHAN *et al.*, 2015; KENNEDY *et al.*, 2012; SAWYER; PERRON; COLLINS, 2014; SMITH, 2013).

Sawyer, Perron e Collins (2014) observaram acréscimo de 1,0 Log de remoção de *E. coli*, atingindo 4,0 Log em um FLD com restrição de fluxo, quando comparado a um FLD sem restrição. Os autores utilizaram dois mecanismos de restrição da taxa de filtração combinados, a substituição do difusor por dois (2) baldes empilhados com dois (2) furos de 1,6 mm cada e uma tubulação de coleta de água no formato de “T” com 4 furos de 1,6 mm. Os autores ainda recomendaram um volume de alimentação 80% menor que o volume de vazios do meio filtrante e um intervalo entre alimentações maior que 8 h para aumentar a eficiência do sistema (SAWYER; PERRON; COLLINS, 2014).

Kennedy *et al.*, (2012) observaram que, restringindo a taxa de filtração usando uma tubulação de saída mais estreita (diâmetro de 6,3 mm), pode melhorar significativamente a eficiência de remoção de coliformes termotolerantes durante os primeiros dias de operação de um FLD de plástico. Os resultados foram comparados com o modelo BSF V10.0 do CAWST que tem tubulação de saída de 12,7 mm (CAWST, 2009; KENNEDY *et al.*, 2012). Entretanto, após o período inicial de 17 dias não foi observada diferença significativa entre as eficiências dos dois (2) modelos de FLD (KENNEDY *et al.*, 2012).

Um modelo de FLD denominado *Sandstorm*, que possui mecanismos de restrição de taxa de filtração, também foi comparado ao modelo BSF V10.0 do CAWST (SMITH, 2013). O FLD *Sandstorm* possuía como reservatório um galão de água com perfuração na tampa colocado de ponta-cabeça no filtro. Quando a água no filtro atingia a altura da tampa a entrada de ar no filtro era obstruída e o nível de trabalho era mantido na altura

da tampa. A água voltava a adentrar o filtro quando o nível da água caía novamente, permitindo a entrada de ar no reservatório. Outra forma de controlar taxa de filtração do FLD *Sandstorm* foi adotando um nível de água máximo de apenas 7 cm (SMITH, 2013). A taxa máxima de filtração do FLD modificado atingiu $4,8 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, metade da recomendada pelo CAWST (CAWST, 2009). Comparado com o modelo da CAWST, o FLD *Sandstorm* apresentou melhor redução de *E. coli*, com média de 1,3 Log, contra 0,9 Log do BSF V10.0 (SMITH, 2013).

3.6.3.4. Manutenção

A manutenção dos FLDs é parte integrante de sua operação e impacta diretamente sobre a eficiência do sistema (CAWST, 2009; SINGER; SKINNER; CANTWELL, 2017). Com o aumento da perda de carga no topo do leito, em decorrência do acúmulo de material, o FLD atinge um ponto em que a taxa de filtração não é capaz de produzir o volume de água desejado (CAWST, 2009). Nesse momento, o topo do leito deve ser limpo para que o escoamento seja restaurado e o FLD volte a produzir água no volume necessário (CAWST, 2009). Alguns dos fatores que podem influenciar na frequência de manutenção de um FLD são turbidez da água de entrada, quantidade de água adicionada aos filtros e o modelo de FLD (DUKE; MAZUMDER, 2009; MACIEL; SABOGAL-PAZ, 2020).

Após a manutenção, ocorre uma queda na eficiência dos FLDs em decorrência da limpeza dos poros do meio filtrante e perturbação da camada biológica (CAWST, 2009; KENNEDY *et al.*, 2013; NAIR; AHAMMED; DAVRA, 2014; SINGER; SKINNER; CANTWELL, 2017). O FLD passa então por um processo de recuperação nos dias que se seguem a manutenção, que pode durar entre 2 e 17 dias (BUZUNIS, 1995; KENNEDY *et al.*, 2013; SINGER; SKINNER; CANTWELL, 2017). A duração do período de recuperação pode depender do tipo de manutenção, das características da água e do volume e frequência de alimentação (KENNEDY *et al.*, 2013; SINGER; SKINNER; CANTWELL, 2017). Durante esse período a eficiência do FLD é reduzida e altamente variável (KENNEDY *et al.*, 2013).

O potencial efeito da manutenção sobre o desempenho geral de FLDs foi avaliado por Maciel e SabogaL-Paz (2020) e Napotnik, Baker e Jellison (2017). Maciel e SabogaL-Paz (2020) observaram forte correlação entre o tempo após a manutenção e os parâmetros remoção de *E. coli* e turbidez residual da água filtrada, operando FLDs alimentados com água de poço misturada com caulinita e inoculada com *E. coli* (MACIEL;

SABOGAL-PAZ, 2020). Por outro lado, Napotnik, Baker e Jellison (2017) não observaram correlação entre o que foi chamado pelos autores de *idade da schmutzdecke* (tradução livre) e as remoções ou residuais na água filtrada de *E. coli* e turbidez (NAPOTNIK; BAKER; JELLISON, 2017). A idade da schmutzdecke consistia nos dias de operação, que eram zerados sempre que os FLDs passava por uma manutenção (NAPOTNIK; BAKER; JELLISON, 2017), sendo equivalente ao parâmetro dias após a manutenção, avaliado por Maciel e SabogaL-Paz (2020).

Singer, Skinner e Cantwell (2017) compararam três (3) métodos de manutenção: agitação do primeiro 1 cm de leito, suspensão e agitação dos primeiros 5 cm do leito e remoção dos primeiros 5 cm do leito, lavagem em outro recipiente e devolução da areia para o FLD. Os dois primeiros métodos contavam com repedidas etapas de adição de água limpa, agitação da areia e remoção da água (SINGER; SKINNER; CANTWELL, 2017). Os autores recomendaram o uso do método de agitação do primeiro cm de leito por este método estar associado a maiores taxas de remoção de coliformes termotolerantes e turbidez (SINGER; SKINNER; CANTWELL, 2017). Tal método apresentou 76% de recuperação na taxa de filtração (SINGER; SKINNER; CANTWELL, 2017).

3.6.4. Camada biológica (*schmutzdecke*)

No decorrer da operação de filtros lentos, incluindo os FLDs, forma-se na superfície e nos primeiros centímetros do meio filtrante uma complexa camada biológica (*schmutzdecke*) (CAWST, 2009; HUISMAN; WOOD, 1974; RANJAN; PREM, 2018). Essa camada gelatinosa é formada por matéria orgânica em decomposição, ferro, manganês, sílica, microrganismos, como bactérias, zooplânctons, algas e protozoários, e substâncias poliméricas extracelulares excretadas por esses microrganismos (RANJAN; PREM, 2018).

A camada biológica auxilia na remoção de patógenos e sólidos em suspensão diminuindo o tamanho dos poros entre os grãos de areia, o que aumenta o aprisionamento mecânico de patógenos e sólidos suspensos (CAWST, 2009; RANJAN; PREM, 2018). Com a redução dos poros e maior aprisionamento mecânico de partículas, a taxa de filtração começa a diminuir e as eficiências de remoção de bactérias, vírus e protozoários pelos FLDs aumentam (KENNEDY *et al.*, 2012). Atividades metabólicas que ocorrem na *schmutzdecke* resultam na oxidação e absorção de matéria orgânica e

inorgânica, e na inativação de patógenos por predação, competição ou morte natural (CAWST, 2009; GUCHI, 2015; HUISMAN; WOOD, 1974; NASSER FAVA *et al.*, 2020; RANJAN; PREM, 2018). Removendo, assim, as impurezas previamente aprisionadas e purificando a água.

A combinação dos processos de acúmulo de partículas e desenvolvimento microbiológico no topo do leito dos filtros foi chamada de *amadurecimento* (ELLIOTT *et al.*, 2008). De acordo com o CAWST, esse processo costuma ocorrer em um período de 30 dias (CAWST, 2009). Entretanto, a duração do período de amadurecimento pode variar, de algumas semanas a mais de 30 dias, pois ele é dependente de fatores como as características microbiológicas da água adicionada ao filtro, a frequência com a qual o FLD é alimentado e a temperatura ambiente, entre outros (BRADLEY *et al.*, 2011; ELLIOTT *et al.*, 2008; JENKINS; TIWARI; DARBY, 2011; KENNEDY *et al.*, 2013; MANZ, 2007; RANJAN; PREM, 2018). Além disso, Elliott *et al.* (2008) observaram grande variabilidade entre as taxas de amadurecimento de filtros idênticos, operados em paralelo e alimentados com a mesma água. Segundo os autores, o amadurecimento e desenvolvimento microbiológico dos FLDs desafia quantificações simplistas baseadas na qualidade e no volume da água alimentada por dia (ELLIOTT *et al.*, 2008).

O parâmetro usualmente utilizado para definir se o FLD passou pelo período de amadurecimento é a remoção de bactérias, especialmente *E. coli*. Alguns estudos definem o ponto de amadurecimento quando a remoção de *E. coli* atinge 1 log (KENNEDY *et al.*, 2013), enquanto outros assumem que o filtro atingiu o completo desenvolvimento da camada biológica quando a taxa de remoção de *E. coli* se torna constante (ELLIOTT *et al.*, 2008; YOUNG-ROJANSCHI; MADRAMOOTOO, 2014). É importante ressaltar que, durante o período de amadurecimento a eficiência dos filtros é reduzida (CALIXTO *et al.*, 2020; ELLIOTT *et al.*, 2008; KENNEDY *et al.*, 2013; YOUNG-ROJANSCHI; MADRAMOOTOO, 2014) e um tratamento adicional pode ser necessário para redução do risco microbiológico associado à água filtrada durante este período (COLLINS, 2009).

Por fim, apesar do mais intenso desenvolvimento microbiológico no topo do FLD, adesão de biomassa aos grãos de areia foi observada por toda a extensão do meio filtrante dos filtros, apresentando papel importante na remoção de bacteriófago MS2 (WANG *et al.*, 2014). O desenvolvimento da biomassa ao longo o meio filtrante implica

na importância da espessura do mesmo. A CAWST recomenda para seu modelo V10.0 uma espessura de 55 cm (CAWST, 2012). Apesar da influência da profundidade do leito na remoção de MS2 observada por Wang et al. (2014), Napotnik et al. (2017) não encontraram diferença estatisticamente significativa entre as eficiências de remoção de turbidez e *E. coli* entre um FLD tradicional e uma versão compacta, com meio filtrante de menor espessura (NAPOTNIK et al., 2017).

3.6.5. Desempenho

De acordo com a literatura, FLDs apresentam bons resultados na remoção de turbidez, matéria orgânica, compostos químicos e microrganismos como coliformes totais, *E. coli*, vírus, cianobactérias e cistos e oocistos de protozoários, além de potencial na remoção de patógenos como *Vibrio cholerae*, *Salmonella typhimurium* e *Shigella dysenteriae*. Alguns dos resultados obtidos em laboratório com FLDs em escala de bancada ou plena são apresentados a seguir.

Diversos estudos avaliaram a capacidade de remoção de turbidez pelos FLDs. De forma geral, os filtros apresentam remoções médias de 75% ou maiores, independente da origem da água a ser tratada, atingindo frequentemente remoções acima dos 90% (ELLIOTT et al., 2008; JENKINS; TIWARI; DARBY, 2011; SABOGAL-PAZ et al., 2020; SINGER; SKINNER; CANTWELL, 2017; SOUZA FREITAS; SABOGAL-PAZ, 2020; YOUNG-ROJANSCHI; MADRAMOOTOO, 2014). Adicionalmente, os FLDs são capazes de produzir água com turbidez dentro do limite recomendado pela OMS para tratamento domiciliar de água, de 5 UNT (WHO, 2017), e, não raramente, abaixo de 1 UNT (ANDREOLI; SABOGAL-PAZ, 2020; BUZUNIS, 1995; CAWST, 2012; ELLIOTT et al., 2008; JENKINS; TIWARI; DARBY, 2011; KENNEDY et al., 2013; NAPOTNIK; BAKER; JELLISON, 2017; SOUZA FREITAS; SABOGAL-PAZ, 2020; YOUNG-ROJANSCHI; MADRAMOOTOO, 2014). Entre os parâmetros que podem influenciar a remoção de turbidez pelos FLDs, podem ser listados a turbidez da água de entrada, a origem da água, tempo de operação, taxa de filtração, temperatura, período de pausa, manutenção e granulometria da areia (ELLIOTT et al., 2008; JENKINS; TIWARI; DARBY, 2011; KENNEDY et al., 2013; NAIR; AHAMMED; DAVRA, 2014; NAPOTNIK; BAKER; JELLISON, 2017).

Para a remoção matéria orgânica, os FLDs não são tão eficientes. Isso devido a sua baixa capacidade de remover compostos dissolvidos na água, como substâncias

húmicas, capazes de atribuir cor a sabor à água (CAWST, 2009; MANZ, 2004; SOUZA FREITAS; SABOGAL-PAZ, 2020). As remoções relatadas variam entre 5 e 24% e melhores resultados foram, por vezes, associados à menores taxas de filtração (GUCHI, 2015; KENNEDY *et al.*, 2012; LYNN *et al.*, 2013; MACIEL, 2018; SABOGAL-PAZ *et al.*, 2020; TERIN; SABOGAL-PAZ, 2019; THEMBA, 2011).

Em relação a contaminantes e outros compostos químicos, alguns metais dissolvidos em água são de difícil remoção, tal qual mencionado para matéria orgânica. O CAWST define o FLD como pouco eficiente na remoção de ferro e ineficiente na remoção de compostos químicos dissolvidos (CAWST, 2011). Devi *et al.* (2008) relataram remoções de fluoreto entre 2 e 41% e de arsênio entre 8 e 46%. Ao adicionar uma camada de tijolos triturados, entretanto, as remoções de fluoreto e arsênio alcançaram 86% e 93%, respectivamente, devido à adsorção dos contaminantes na nova camada (DEVI *et al.*, 2008). Mahlangu, Mamba e Momba (2012), operando um FLD construído em um balde de 25 L, obtiveram remoções de 93% de cálcio, 54% de magnésio, 73% de ferro, 55% de arsênio, 18% de nitratos e reduzida remoção de fosfato (valor exato não fornecido) ao tratar águas naturais contaminadas artificialmente. Por outro lado, Sabogal-Paz *et al.* (2020) relataram aumento nas concentrações de cloreto, sulfato, nitrato, sílica, alumínio, cálcio, ferro, potássio, magnésio e sódio após a filtração de água de chuva simulada em FLD em escala de bancada. Segundo os autores o resultado pode ser atribuído a lixiviação do meio filtrante, como reportado anteriormente por Young-Rojanschi e Madramootoo (2015) (SABOGAL-PAZ *et al.*, 2020). Considerando contaminantes emergentes, poucos são os estudos até o momento da escrita deste documento com foco em filtros lentos em escala domiciliar (POMPEI *et al.*, 2017; SABOGAL-PAZ *et al.*, 2020). Sabogal-Paz *et al.* (2020) relataram $3 \pm 8\%$ de remoções de bisfenol A de água de chuva por um FLD intermitente em escala de bancada. Enquanto Pompei *et al.* (2017) observaram 65,2% e 47,5% de remoção de paracetamol e benzofenona-3, respectivamente, usando FLDs intermitentes em escala plena alimentados com água superficial.

Remoção de bactérias é um dos parâmetros mais avaliados nos FLDs. Coliformes totais são quantificados por serem indicadores da eficiência do sistema e performance da camada biológica (BAUMGARTNER; MURCOTT; EZZATI, 2007; WHO, 2017). *E. coli*, por sua vez, é quantificada por ser um dos principais microrganismos recomendados como

indicadores de contaminação fecal (WHO, 2017). A eficiência de remoção de coliformes totais reportada na literatura para FLDs pode variar de 0,4 a 3,6 Log (BAUMGARTNER; MURCOTT; EZZATI, 2007; CHAN *et al.*, 2015; LYNN *et al.*, 2013; MACIEL, 2018; TUNDIA; AHAMMED; GEORGE, 2016). Para *E. coli*, as remoções podem variar entre 0,6 a 4,0 Log (ELLIOTT *et al.*, 2008; JENKINS; TIWARI; DARBY, 2011; MACIEL; SABOGAL-PAZ, 2020; SOUZA FREITAS; SABOGAL-PAZ, 2020; STUBBÉ *et al.*, 2016; YOUNG-ROJANSCHI; MADRAMOOTOO, 2014). A amplitude de valores, tanto para a remoção de coliformes totais, quanto de *E. coli*, se deve ao número de fatores que podem influenciar a eficiência dos FLDs, dentre eles: o estágio de desenvolvimento da camada biológica, o volume de alimentação, a granulometria do meio filtrante, o período de pausa e a origem da água de alimentação (e.g., superficial ou subterrânea) (BAUMGARTNER; MURCOTT; EZZATI, 2007; CHAN *et al.*, 2015; ELLIOTT *et al.*, 2008; JENKINS; TIWARI; DARBY, 2011; LYNN *et al.*, 2013; MACIEL; SABOGAL-PAZ, 2020; SOUZA FREITAS; SABOGAL-PAZ, 2020; TUNDIA; AHAMMED; GEORGE, 2016; YOUNG-ROJANSCHI; MADRAMOOTOO, 2014).

Para bactérias patogênicas específicas, Mwabi et al. (2011) observaram remoção de 2,0 Log de *E. coli* 0157:H7, *V. cholerae* e *S. typhimurium* e remoção de 2,6 Log de *S. dysenteriae* por um FLD modificado alimentado com água deionizada inoculada com as bactérias. O FLD em questão foi construído em um balde de 25 L e contava com uma camada de zeolita e uma camada de areia como meios filtrantes (MWABI *et al.*, 2011).

Em relação ao desempenho de FLDs no tratamento de águas com vírus, estudos publicados avaliaram a remoção basicamente de bacteriófagos MS2 e PRD1 e dos vírus patogênicos Echovírus e Rotavírus. De forma geral, a remoção de vírus por filtração lenta domiciliar varia entre 0 e 7 Log (ELLIOTT *et al.*, 2008; ELLIOTT; DIGIANO; SOBSEY, 2011; ELLIOTT *et al.*, 2015; JENKINS; TIWARI; DARBY, 2011; NAPOTNIK; BAKER; JELLISON, 2020; STUBBÉ *et al.*, 2016; WANG *et al.*, 2014, 2016). Fatores que podem influenciar a remoção de vírus são semelhantes aos que afetam a remoção de bactérias, como, amadurecimento da camada biológica, período de pausa e origem da água a ser tratada (NAPOTNIK; BAKER; JELLISON, 2020; WANG *et al.*, 2016). Além disso, a profundidade do leito se mostrou um fator potencialmente importante na remoção de vírus (NAPOTNIK; BAKER; JELLISON, 2020; WANG *et al.*, 2014).

Estudos sobre a capacidade do FLD em remover cistos de *Giardia* e oocistos de *Cryptosporidium* são limitados. Palmateer et al. (1999) observaram 100% de remoção de cistos de *Giardia* e 99,98% de oocistos de *Cryptosporidium* fazendo uso de um FLD alimentado com água contendo cistos e oocistos na ordem de 10^5 e 10^6 , respectivamente. Os autores observaram oocistos na água filtrada em alguns eventos, em especial no início na operação (PALMATEER *et al.*, 1999). Adeyemo, Kamika e Momba (2015) registraram remoções de cistos de *Giardia* e oocistos de *Cryptosporidium* na ordem de 2,0 Log, sendo os filtros alimentados com água superficial, ou subterrâneas, inoculadas com aproximadamente 100 organismos por alimentação. Os autores observaram uma correlação fraca entre a remoção dos protozoários e a taxa de filtração do FLD (ADEYEMO; KAMIKA; MOMBA, 2015). Entretanto, o estudo publicado por Adeyemo, Kamika e Momba (2015) apresenta grandes limitações. Por exemplo, o volume de alimentação foi consideravelmente maior que o volume de vazios do FLD em questão, além disso, não foram fornecidas informações sobre a utilização ou não de um período de pausa e nem sobre o valor exato da taxa de filtração utilizada.

Estudos recentemente publicados pelo grupo de pesquisa do qual o doutorando faz parte buscaram esclarecer melhor a dinâmica envolvida na remoção de protozoários por filtração lenta em FLDs (ANDREOLI; SABOGAL-PAZ, 2020; FREITAS *et al.*, 2021; MEDEIROS *et al.*, 2020). Medeiros et al. (2020) registraram remoção de 3,15 log e 2,24 log para cistos de *Giardia* e oocistos de *Cryptosporidium*, respectivamente, em FLDs em escala reduzidas (25 cm de leito) precedidos por pré-filtros tratando água de rio inoculada com protozoários. Os autores ainda confirmaram o importante papel da manta de feltro sob a areia do FLD como forma de aumentar a eficiência do filtro na remoção de material particulado, *E. coli* e protozoários.

Andreoli e Sabogal-Paz (2020), por sua vez, avaliaram a remoção de protozoário por FLDs contínuos e intermitentes em escala plena, operados com escoamento contínuo e intermitente, tratando água subterrânea inoculada com protozoários. Os autores ressaltaram a importância do amadurecimento dos filtros na remoção de protozoários e atingiram remoção completa de *Giardia muris* (>3 log) e 1,67 log a remoção completa de *Cryptosporidium parvum* (>3 log), ao fim de uma das fases de operação.

Por fim, Freitas et al (2021) comparou dois modelos de FLDs contínuos, um com leito de 50 cm de areia e outro com leito de 25 cm, na remoção de diversos parâmetros físico-químicos e microbiológicos, incluindo cistos e oocistos, de água de rio pré-tratada (sedimentação de 24h seguida de filtração em tecido). Os autores reportaram remoção de mais de 3 log de cistos e 1,25 log de oocistos para o FLD com 50 cm de leito e 2,82 log e 1,09 log de remoção de cistos e oocistos, respectivamente, para o FLD com leito reduzido. Os resultados obtidos no estudo indicam a importância da profundidade do leito na remoção de cistos de *Giardia* em FLDs contínuos.

Em estudo realizado nos Estados Unidos, Napotnik, Baker e Jellison (2020) observaram que a redução do leito para FLDs intermitentes (15cm e 10 cm de leito) não aparentou afetar a remoção de oocistos de *Cryptosporidium*, que variou entre 3 e 4 log. Os autores relataram não haver diferença significativa quando comparados períodos de pausa entre 1 e 72 horas. Ainda, a adição de pregos ao difusor dos FLDs resultou em aumento da eficiência de remoção de oocistos. Entretanto, é importante ressaltar que a redução do leito para FLDs intermitentes afeta o volume de água produzido caso a recomendação de que o FLD seja alimentado com um volume de água igual ou menor que o volume de vazios do leito seja respeitada.

Para avaliar o potencial de remoção de cianobactérias e cianotoxinas, o número de estudos publicados é ainda mais limitado. O único artigo publicado em revista científica revisada por pares originou-se do estudo desenvolvido pelo doutorando durante seu mestrado. Nesse trabalho foram avaliadas as remoções da cianobactéria *Microcystis aeruginosa* e da cianotoxina microcistina-LR por FLDs intermitentes e contínuos (TERIN; SABOGAL-PAZ, 2019). A remoção média de cianobactéria foi de 2,0 Log enquanto a remoção média da cianotoxinas variou entre 74,3 e 76,4% para FLDs intermitentes, dependendo do período de pausa. A maioria das amostras de água filtrada apresentou concentração de microcistina-LR abaixo de $1,0 \mu\text{g L}^{-1}$ já nos primeiros dias de operação, evidenciando o potencial dos FLDs para tratar águas com presença de tais contaminantes (TERIN; SABOGAL-PAZ, 2019).

3.6.6. Estudos em campo

A literatura conta com diversos artigos que documentaram experiências do uso de FLDS em comunidades isoladas de países como Camboja, Gana, Paquistão,

Nicarágua, Quênia, Republica Dominicana, Haiti, Honduras e Etiópia (AIKEN *et al.*, 2011; CURRY *et al.*, 2015; DUKE *et al.*, 2006; EARWAKER; WEBSTER, 2009; FABISZEWSKI DE ACEITUNO *et al.*, 2012; FEWSTER; MOL; WIESENT-BRANDSMA, 2004; FIORE; MINNINGS; FIORE, 2010; LIANG; SOBSEY; STAUBER, 2010; MURPHY; MCBEAN; FARAHBAKHS, 2010a; RAYNER *et al.*, 2016; SHEIKH *et al.*, 2016; SISSON *et al.*, 2013b; STAUBER *et al.*, 2006, 2012a, 2012b; TIWARI *et al.*, 2009; VANDERZWAAG *et al.*, 2009)

A eficiência de remoção de *E. coli* e turbidez apresentadas nos estudos supracitados variam entre 1,2 - 2,9 log e 29 - 98%, respectivamente, sendo capaz de produzir água com baixo risco microbiológico e reduzir a rejeição por razões estéticas da mesma (AIKEN *et al.*, 2011; DUKE *et al.*, 2006; EARWAKER; WEBSTER, 2009; FABISZEWSKI DE ACEITUNO *et al.*, 2012; FIORE; MINNINGS; FIORE, 2010; LIANG; SOBSEY; STAUBER, 2010; RAYNER *et al.*, 2016; SISSON *et al.*, 2013b; STAUBER *et al.*, 2006, 2012a, 2012b; TIWARI *et al.*, 2009; VANDERZWAAG *et al.*, 2009).

Evidentemente, fatores operacionais, geográficos e culturais influenciam nas eficiências dos FLDs, entretanto, estudos apontam a opção como sendo robusta e destacam o ganho na qualidade de vida de pessoas que passaram a fazer seu uso (LIANG; SOBSEY; STAUBER, 2010; SHEIKH *et al.*, 2016; VANDERZWAAG *et al.*, 2009). Nesse sentido, foram registradas reduções de 47% a 61 % da incidência de doenças diarreicas em decorrência do uso dos FLDs no Camboja, na República Dominicana, no Quênia, em Gana e no Paquistão (AIKEN *et al.*, 2011; SHEIKH *et al.*, 2016; STAUBER *et al.*, 2012a, 2012b; TIWARI *et al.*, 2009). O CAWST ainda estima que o uso do FLD está relacionado com uma redução entre 30 - 61% em casos de diarreia em indivíduos de todas as idades, inclusive de grupos mais vulneráveis (CAWST, 2012).

A sustentabilidade do uso dos FLDs varia consideravelmente. Enquanto alguns estudos relataram continuidade de uso entre 85 e 100%, para períodos de até 8 anos (AIKEN *et al.*, 2011; DUKE *et al.*, 2006; EARWAKER; WEBSTER, 2009; LIANG; SOBSEY; STAUBER, 2010), outros evidenciaram altas taxas de abandono, como 47% no Haiti (SISSON *et al.*, 2013a) e 93%, após 2 anos, na Nicarágua (VANDERZWAAG *et al.*, 2009). Segundo Vanderzwaag *et al.* (2009), o principal motivo para o abandono de 186 dos 200 FLD instalados em comunidades rurais do município de Posoltega foram rachaduras nas paredes de concreto dos filtros, que resultaram no vazamento de água e areia (VANDERZWAAG *et al.*, 2009). Sisson *et al.*, (2013a) realizaram um levantamento de

estudos realizados em 14 países e relataram que fatores que comprometiam o uso sustentável e eficaz dos FLDs incluíam: educação/treinamento inadequado ou insuficiente, má compreensão da relação entre qualidade da água e saneamento, fonte de água inadequada causando entupimento do filtro, recontaminação da água devido ao contato humano ou animal, rachaduras, baixa vazão e manutenção inadequada (SISSON *et al.*, 2013a). Todavia, os filtros abandonados geralmente podem ser trazidos de volta à operação (EARWAKER; WEBSTER, 2009; SISSON *et al.*, 2013a).

Por fim, Earwaker e Webster (2009) argumentaram que, além da implementação do projeto, a adoção ativa e sustentável à longo prazo dos FLDs depende de quatro elementos interligados: criação de demanda, manutenção, educação continuada e suporte contínuo de longo prazo. Para assegurar que esses elementos estejam em vigor, é necessário monitoramento e uma cadeia de abastecimento adequada. Segundo os autores, a falha de qualquer um dos quatro elementos, ou de processos de apoio, impediria que os programas alcançassem seu potencial máximo e beneficiassem a maior número de pessoas possível (EARWAKER; WEBSTER, 2009). Sisson *et al.* (2013a) (SISSON; WAMPLER; REDISKE; MOLLA, 2013) elencaram elementos semelhantes para minimização de problemas operacionais encontrados no Haiti, como o fornecimento de suporte técnico de longo prazo, monitoramento periódico da qualidade da água e assistência de manutenção para usuários dos FLDs. Os autores também evidenciam uma questão importante para a aplicação de qualquer tecnologia descentralizada: a inclusão da comunidade na tomada de decisão (OJOMO *et al.*, 2015), ao recomendar, por exemplo, que os materiais educacionais fossem disponibilizados em francês e em crioulo haitiano (SISSON *et al.*, 2013a).

3.7. Desinfecção

Resultados, tanto em laboratório quanto em campo, mostram que a filtração por FLD é capaz de reduzir o risco microbiológico da água para o consumo humano, mas não é capaz de eliminar esse risco (*e.g.*, ausência de *E. coli*) (CURRY *et al.*, 2015; ELLIOTT *et al.*, 2008; YOUNG-ROJANSCHI; MADRAMOOTOO, 2014). Além disso, ainda que a água filtrada se encontre de acordo com diretrizes e leis que versam sobre a qualidade de água para o consumo humano em relação ao risco microbiológico, não são raros casos de recontaminação da água armazenada (CURRY *et al.*, 2015; DUKE *et al.*, 2006; SISSON

et al., 2013a). Dessa forma, é importante que o tratamento domiciliar de água, não só para domicílios que façam uso de FLDs, considere uma etapa de desinfecção, em consonância com recomendações da OMS sobre utilização de sistemas de múltiplas etapas (WHO, 2017). Dentre as opções de agentes desinfetantes químicos e físicos, a cloração é amplamente difundida por seu baixo custo, disponibilidade e simplicidade (SOBSEY; HANDZEL; VENCZEL, 2003). Adicionalmente, a legislação brasileira prevê a cloração de água previamente ao consumo humano (BRASIL, 2021).

Segundo a OMS, a cloração é capaz de inativar entre 3 e 6 Log de bactérias e vírus; e entre 3 e 5 Log de protozoários, exceto *Cryptosporidium* (WHO, 2017). Adicionalmente, A utilização da cloração como tratamento doméstico, combinada ao armazenamento adequado, foi responsável por reduzir em 43% e 24% os casos de doenças diarreicas em comunidades na Bolívia e em Bangladesh, respectivamente (SOBSEY; HANDZEL; VENCZEL, 2003).

Apesar de ser utilizada para inativação de microrganismos, a cloração também pode auxiliar na remoção ou conversão química de compostos químicos devido ao elevado poder de oxidação do cloro (WHO, 2017). Outra vantagem da cloração é o residual de cloro que se mantém na água, prevenindo a recontaminação da mesma (SOBSEY; HANDZEL; VENCZEL, 2003; WHO, 2017). A OMS recomenda uma concentração residual mínima de $0,2 \text{ mg L}^{-1}$ de cloro livre na água desinfetada, enquanto a legislação brasileira recomenda de $0,5 \text{ mg L}^{-1}$ de cloro livre residual para tratamentos domiciliares de água (BRASIL, 2021; WHO, 2017). É importante ressaltar que a dosagem de cloro necessária para que sejam mantidos esses residuais depende da concentração do desinfetante e das características da água, *e.g.*, concentração de matéria orgânica e turbidez. Recomenda-se que, para uma cloração efetiva, a turbidez da água deve ser menor que 1 UNT, dessa relação advém os padrões para turbidez de água de consumo (WHO, 2017). Wilhelm *et al.* (2018), após avaliar águas de 158 fontes de 22 países, recomendaram que uma água tratada (turbidez $< 10 \text{ UNT}$) pode ser consumida em um intervalo de até 24h após ser clorada com uma dosagem de $1,88 \text{ mg L}^{-1}$, dado o residual de cloro livre considerado aceitável ($\geq 0,2 \text{ mg L}^{-1}$).

Algumas desvantagens que podem ser elencadas em relação ao uso de cloro como desinfetante são a atribuição de sabor e odor à água, que podem resultar em rejeição (LUOTO *et al.*, 2011), e a formação de subprodutos potencialmente danosos à

saúde humana, oriundos da interação entre o cloro e a matéria orgânica na água (WHO, 2017).

Outra desvantagem é a baixa eficiência na inativação de oocistos *Cryptosporidium*. Keegan *et al.* (2003), por exemplo, relataram inativação de $< 0,1$ Log para culturas de *Cryptosporidium parvum* expostas à hipoclorito de sódio 10 mg L^{-1} por 1 h; para concentrações entre 2 e 5 mg L^{-1} e 1 a 24 h de tempo de contato a inativação foi insignificante (KEEGAN *et al.*, 2003). Em outro estudo, Keegan *et al.* (2008) observaram redução máxima de 0,3 Log para concentrações de NaClO entre 5 e 20 mg L^{-1} e 1 h de contato. Os autores relataram inclusive crescimento de algumas das culturas de *Cryptosporidium parvum* após a desinfecção (KEEGAN *et al.*, 2008). Entretanto, estudos mais recentes apresentaram resultados mais promissores, mas, que ainda evidenciam resistência de oocistos à cloração. Adeyemo *et al.*, (2019) relataram reduções entre 24,5% e 84,0% no número de oocistos viáveis após exposição a concentrações de hipoclorito de sódio de 0,5 a 5 mg L^{-1} por tempos de contato entre 15 e 120 min. Andreoli e Sabogal-Paz (2020) reportaram redução do número de cistos e oocistos viáveis após a desinfecção de água filtrada por FLD utilizando $0,5 \text{ mg L}^{-1}$ de hipoclorito de sódio e 30 min de contato. Os autores relataram redução 5% e 48% no número de cistos de *Giardia muris* e oocistos de *Cryptosporidium parvum* viáveis, respectivamente, após a desinfecção (ANDREOLI; SABOGAL-PAZ, 2020).

4. MATERIAIS E MÉTODOS

Na Figura 4 é apresentada, de forma simplificada, a estrutura de desenvolvimento do trabalho de doutorado apresentado neste documento.

Figura 4. Estrutura do desenvolvimento do trabalho de doutorado.

Nota: FLD = Filtro Lento Domiciliar.

Fonte: Autor.

O sistema em múltiplas etapas proposto e avaliado no presente trabalho de doutorado foi composto por uma etapa de pré-tratamento, etapa de filtração lenta em escala domiciliar e etapa de desinfecção, como ilustrado na Figura 5.

De forma resumida/, o sistema funcionava da seguinte forma: a água do rio era bombeada para um reservatório elevado, onde era mantida por 24h, em seguida, passava por duas camadas de uma manta sintética não tecida (tipo feltro), era coletada em um reservatório. Desse reservatório era bombeada para baldes que eram vertidos nos filtros. A água filtrada era coletada em reservatórios onde a desinfecção era

posteriormente feita. Detalhes da construção, operação e das análises realizadas são apresentadas a seguir.

Figura 5. Ilustração do sistema de tratamento em múltiplas etapas operado.

Fonte: Autor.

4.1. Filtros lentos em escala domiciliar (FLDs)

4.1.1. Construção da estrutura

Para a etapa de filtração lenta em escala domiciliar, foram construídos dois modelos de filtros lentos domiciliares (FLD) intermitentes: um modelo com difusor (FLD-d) e em modelo com reservatório extra equipado com uma boia (FLD-b). Ambos são apresentados em detalhe na Figura 6. Duas unidades de cada modelo foram montadas. As réplicas do FLD-d foram chamadas de FLD-d1 e FLD-d2, e as réplicas do FLD-b, FLD-b3 e FLD-b4. Para a construção dos filtros, foram levadas em consideração as recomendações do manual intitulado *“Biosand filter manual - Design, Construction, Installation, Operation and Maintenance”* do CAWST (CAWST, 2009).

Figura 6. Esquema ilustrativo da estrutura dos dois modelos de filtros construídos. (A) Filtro Lento Domiciliar com boia (FLD-b); (B) Filtro Lento Domiciliar com difusor (FLD-d).

Fonte: Autor.

Os tubos e conexões que constituíram a estrutura dos FLDs foram doados pela empresa Amanco-Mexichem (São Paulo, Brasil), bem como outros acessórios (*e.g.*, borrachas de vedação e soluções de limpeza). Os materiais que não foram recebidos como doações foram adquiridos em lojas de material hidráulico e de construção civil na cidade de São Carlos - SP. Buscou-se ao máximo o uso de materiais e ferramentas de fácil acesso, bem como o uso de técnicas simples que dispensassem mão-de-obra qualificada. A construção dos FLDs foi realizada no Laboratório de Pilotos, que integra o Laboratório de Tratamento Avançado e Reuso de Água (LATAR), e na oficina mecânica do Departamento de Engenharia Hidráulica e Saneamento, ambos na Escola de Engenharia de São Carlos (ESSC/USP). Os tubos e conexões de PVC e demais materiais que integraram a estrutura dos filtros são listados na Tabela 1.

Tabela 1. Materiais da estrutura dos filtros.

	Filtro Lento Domiciliar com difusor (FLD-d)	Filtro Lento Domiciliar com boia (FLD-b)
Corpo	1 trecho de 82,5 cm de tubo PVC Defoyo, JEI, 1 MPa, DN 250 mm, para rede de água (NBR 7665)	1 trecho de 97,5 cm de tubo PVC Defoyo, JEI, 1 MPa, DN 250 mm, para rede de água (NBR 7665)
	1 cap PVC Defoyo DN 250 mm	1 cap PVC Defoyo DN 250 mm
Saída d'água	1 União PVC, soldável, 25 mm, para água fria predial	1 União PVC, soldável, 25 mm, para água fria predial
	83 cm de tubo PVC, soldável, DN 25 mm, água fria (NBR-5648)	83 cm de tubo PVC, soldável, DN 25 mm, água fria (NBR-5648)
	1 adaptador PVC soldável curto com flange e anel de vedação, 32 mm x 1", para caixa d'água	1 adaptador PVC soldável curto com flange e anel de vedação, 32 mm x 1", para caixa d'água
	2 Joelhos, PVC, soldável, 90º, 25 mm, para água fria predial	2 Joelhos, PVC, soldável, 90º, 25 mm, para água fria predial
	1 cap PVC, soldável, 25 mm, para água fria predial	1 cap PVC, soldável, 25 mm, para água fria predial
	1 espigão fixo latão 1/4" x 1/4"	1 espigão fixo latão 1/4" x 1/4"
	1 torneira esfera jardim latão 1/2"x3/4"	1 torneira esfera jardim latão 1/2"x3/4"
	1 tê PVC soldável 90º, com bucha de latão na bolsa central, 25 mm x 3/4", para água fria predial	1 tê PVC soldável 90º, com bucha de latão na bolsa central, 25 mm x 3/4", para água fria predial
	1 boia de filtro por gravidade	1 balde de plástico (13,6 L)
Tampa	2 baldes de plástico (20 L)	1 tampa de balde plástico

Fonte: Autor.

Os corpos dos FLDs foram construídos com seções de tubos de PVC Defoyo com diâmetro nominal de 250 mm, o que atribuiu aos filtros uma área seccional de 0,053 m². Para a base dos FLDs, foram utilizados caps de PVC Defoyo com o mesmo diâmetro nominal dos tubos. As tubulações de saída foram construídas com tubos e conexões de PVC soldável com diâmetro nominal de 25 mm, com uma torneira de esfera metálica instalada no ponto final. Nota-se que a torneira foi pensada para situações em que fosse necessário interromper o fluxo dos FLDs (*e.g.*, uma manutenção de emergência) e ficaram completamente abertas durante a operação. Sendo assim, elas não foram utilizadas para restringir o fluxo dos filtros durante a operação. Adicionalmente, foram instalados respiros nas tubulações de saída (Figura 6) para evitar efeitos de sifonamento e, conseqüentemente, o possível esvaziamento dos filtros.

A principal diferença entre os dois modelos (FLD-d e FLD-b) estava no meio pelo qual a água adentrava os filtros. No FLD-d a água era vertida em um difusor feito com

um balde de 13,6 L com furos na sua base (mais detalhes no Item 4.1.7). No FLD-b, a água era vertida em um reservatório extra, constituído por um balde de 20 L com um único furo no fundo, equipado uma boia de filtro por gravidade, com a finalidade de limitar o nível máximo de água no interior do FLD-b à 15 cm. Na Figura 7 é apresentada uma fotografia dos FLDs prontos e instalados.

Figura 7. Filtros instalados

Fonte: autor.

Foram feitas perfurações no corpo dos FLDs para a instalação de piezômetros (usados para medir a perda de carga do leito) e de pontos de coleta de amostras (usados para coletar amostras para análise de oxigênio dissolvido). Ao todo foram feitas 12 perfurações, 6 de cada lado da tubulação de saída. À essas perfurações, foram instalados espigões de 7 mm x 1/4" (roscado) em aço inoxidável, que previamente receberam telas internas para bloquear a passagem da areia. Os piezômetros e pontos de coleta de amostras do leito foram posicionados nas seguintes alturas, em relação ao topo da camada filtrante: i) piezômetro e ponto de coleta 1: 5 cm acima; ii) piezômetro e ponto de coleta 2: 2,5 cm abaixo; iii) piezômetro e ponto de coleta 3: 17,5 cm abaixo; iv) piezômetro e ponto de coleta 4: 32,5 cm abaixo; v) piezômetro e ponto de coleta 5: 37,5 cm abaixo; e vi) piezômetro e ponto de coleta 6: 62,5 cm abaixo (na camada suporte). Mangueiras de silicone foram encaixadas nos espigões dos piezômetros e dos pontos de

coleta. Para os piezômetros, as mangueiras iam dos espigões ao topo dos FLDs, onde foram fixadas utilizando os anéis de vedação dos caps Defofo que não foram utilizados no encaixe dos mesmos. As mangueiras dos pontos de coleta tinham aproximadamente 3 cm e foram fechadas na extremidade não encaixada nos espigões. Para a determinação da perda de carga, papéis milimetrados plastificados foram fixados atrás dos piezômetros e foram anotados neles alturas de referência em relação ao solo.

Além disso, foram instalados termômetros digitais com tela LCD e sensor externo (do tipo utilizado em câmaras frias), com os sensores posicionados sobre o topo da camada filtrante para medição da temperatura nesta região.

Uma vez prontos, os filtros foram lavados com água de um poço localizado na área 1 do Campus da USP de São Carlos (referida no restante do documento como *água do poço*) e sabão neutro. Nota-se que a tubulação de bombeamento da água do poço possui uma derivação que fornece água ao Laboratório de Pilotos antes que esta fosse clorada, para que seja utilizada em pesquisa. Em seguida, eles foram mantidos preenchidos com água por uma semana para a verificação de vazamentos. Após os eventuais vazamentos serem remediados, os filtros foram armazenados no Laboratório de Pilotos, em local seco e protegido, até o momento de seu preenchimento.

Detalhes da construção de ambos os modelos são apresentados no Apêndice A deste documento.

4.1.2. Preparação do meio filtrante e camadas suporte

Os materiais de preenchimento dos FLDs foram adquiridos de lojas de material de construção (areias) e lojas de jardinagem (pedregulhos) da cidade de São Carlos - SP, e antes de serem analisados ou utilizados foram submetidos a um procedimento de preparo. O preparo foi constituído basicamente de lavagem e secagem, para a remoção de impurezas e materiais indesejáveis, e peneiramento, para a homogeneização das partículas. Esses procedimentos foram realizados no Laboratório de Pilotos.

Para a lavagem, os materiais foram colocados em baldes, em seguida a água do poço foi adicionada e agitou-se o conteúdo manualmente por aproximadamente um (1) minuto. Deixou-se o material sedimentar por aproximadamente 30 segundos e então a água foi removida vertendo-se o balde com cuidado para que não fosse perdido material. Esse processo foi repetido até que a água resultante da lavagem estivesse

translúcida (turbidez abaixo de 15 UNT, aproximadamente). Informações sobre o volume de água necessário para a lavagem dos materiais foram coletadas. Uma vez finalizada a lavagem, os materiais foram dispostos esparsamente sobre lonas plásticas e expostos ao sol, em local seco e sem risco de contaminação, até que estivessem completamente secos. O tempo de secagem foi variável por estar sujeito às condições climáticas. Durante a noite e em ocasiões de chuva armazenavam-se os materiais em reservatórios limpos e secos, até que eles pudessem ser expostos novamente para a secagem.

Depois de finalizado o processo de lavagem e secagem, foi realizado o peneiramento de cada material utilizando peneiras comerciais de fácil acesso. A seleção dos materiais foi feita de acordo com a Tabela 2.

Tabela 2. Dimensões das aberturas das peneiras comerciais utilizadas no preparo do material filtrante e determinação do tamanho dos materiais de preenchimento.

Camada	Material	Peneira (nome comercial)	Ø ¹ (mm)	Material selecionado
Meio Filtrante	Areia fina	Fubá	1	Inferior à abertura da peneira
Camada de separação	Areia grossa	Fubá	1	Superior à abertura da peneira
		Arroz	2,1	Inferior à abertura da peneira
Camada Suporte	Pedregulho fino	Feijão	3,7	Superior à abertura da peneira
		Café	5,5	Inferior à abertura da peneira
	Pedregulho grosso	Tela de galinheiro plástica	12	Superior à abertura da peneira
		Tela de galinheiro metálica	15	Inferior à abertura da peneira

Nota: ¹ diâmetro da abertura das peneiras.

Fonte: Autor.

Uma vez completo o procedimento de preparo dos materiais eles foram considerados prontos para serem utilizados para os ensaios de caracterização e posterior preenchimento dos FLDs. Enquanto não estavam em uso, os materiais foram armazenados em reservatórios limpos, secos e protegidos.

4.1.3. Seleção do meio filtrante

Foram realizados ensaios granulométricos com a finalidade de selecionar o melhor meio filtrante dentre cinco areias adquiridas de dois estabelecimentos

comerciais em São Carlos – SP. As areias foram nomeadas de acordo com seus nomes comerciais: i) areia fina 1; ii) areia fina 2; iii) areia fina 3; iv) areia grossa 1; e v) areia grossa 2. Nota-se que a areia fina 3 era vendida com o nome de “areia média para construção civil” e consistia de uma mistura entre areia fina e areia grossa, entretanto, optou-se por nomeá-la como areia fina neste documento.

A determinação granulométrica foi feita com base na norma ABNT NBR 11799:2016: Material filtrante — Areia, antracito e pedregulho — Especificação (ABNT, 2016a). Antes da execução dos ensaios, amostras de aproximadamente 500 g de cada areia passaram pelo processo de preparo de meio filtrante, descrito no Item 4.1.2, e foram mantidas em uma estufa a 105 °C por 3 h. Em seguida, alíquotas de 150 g de cada areia foram coletadas. As areias foram homogeneizadas, antes coleta dos 500 g iniciais e da coleta das alíquotas de 150 g, para que as amostras analisadas fossem representativas. Para os ensaios, as areias foram inseridas no topo de um conjunto de peneiras com aberturas entre 1,68 mm e 0,075 mm (12 a 200 Mesh, respectivamente), empilhadas da maior abertura para a menor. O conjunto foi agitado a 5 Hz por 15 min, fazendo-se uso de um agitador de peneiras. Após o período de agitação, as massas retidas em cada uma das peneiras foram pesadas. Esse procedimento foi executado para cada areia separadamente. Os ensaios foram realizados no Laboratório Mecânicos dos Solos do Departamento de Geotecnia da Escola de Engenharia de São Carlos (EESC-USP).

Com os resultados obtidos foram construídas as curvas granulométricas e determinados: i) tamanho efetivo (D_{10}), que é a abertura da peneira pela qual passa 10% de massa da amostra, ou seja, apenas 10% das partículas tem diâmetro inferior ao da abertura; ii) coeficiente de uniformidade (CU), que é a razão entre D_{60} e D_{10} , que fornece informação sobre a distribuição do tamanho das partículas; iii) porcentagem de finos, definida como a porcentagem em massa da amostra que passa pela peneira #150 MESH que tem aberturas de 0,106 mm (CAWST, 2009); e iv) D_{90} , abertura da peneira pela qual passa 90% de massa da amostra. Esses parâmetros foram utilizados como critérios para a seleção do meio filtrante, seguindo as recomendações do CAWST (CAWST, 2009).

4.1.4. Caracterização do meio filtrante e materiais suporte

Uma vez selecionados o meio filtrante (areia fina) e a camada de separação (areia grossa), estes materiais, bem como os materiais das camadas suporte (pedregulhos fino

e grosso), foram caracterizados de acordo com o apresentado na Tabela 3. As caracterizações foram realizadas no Laboratório Mecânica dos Solos do Departamento de Geotecnia e no LATAR. Todos os materiais foram preparados previamente, como mostrado no Item 4.1.2.

Tabela 3. Parâmetros e normas utilizadas na caracterização do meio filtrante e materiais suporte.

Parâmetro	Norma
Determinação granulométrica	ABNT NBR 11799:2016: Material filtrante — Areia, antracito e pedregulho — Especificação (ABNT, 2016a). ABNT NBR 6457:2016: Amostras de solo — Preparação para ensaios de compactação e ensaios de caracterização (ABNT, 2016b).
Massa específica	ABNT 12004:1990: Determinação do índice de vazios máximo de solos não coesivos (ABNT, 1990).
Índice de vazios máximo	ABNT 12051:1991: Determinação do índice de vazios mínimo de solos não coesivos (ABNT, 1990).
Índice de vazios mínimo	ABNT NBR 11799:2016: Material filtrante — Areia, antracito e pedregulho — Especificação (ABNT, 2016a).
Solubilidade em ácido	

Fonte: Autor.

A partir dos dados obtidos com a realização dos ensaios apresentados na Tabela 3, foi possível a determinação de D_{10} , CU, porcentagem de finos, já definidos no Item 4.1.3, além da massa específica, o índice de vazios, a porosidade e a solubilidade em ácido dos materiais. Entretanto, devido a granulometria dos pedregulhos, que eram maiores que as determinadas nas metodologias utilizadas, não foi possível determinar suas massas específicas e índices de vazios. A porosidade de tais materiais foi determinada empiricamente no momento de preenchimento dos FLDs. Como será pontuado mais adiante, a porosidade dos materiais de preenchimento é fundamental para a determinação do volume de vazios dos FLDs e, consequentemente, o volume de alimentação dos mesmos.

As equações utilizadas para os cálculos da massa específica, índice de vazios e porosidade dos materiais são apresentadas a seguir:

A massa específica dos sólidos (δ) foi calculada fazendo uso da Equação 1.

$$\delta = \frac{M_s}{M_s + M_1 - M_2} \times \rho_w \quad (\text{Equação 1})$$

Onde,

M_s = massa de sólidos determinada no final do ensaio;

M_1 = massa de (água + balão volumétrico + sólidos) numa dada temperatura T;

M_2 = massa de (água + balão volumétrico) numa dada temperatura T ; e

ρ_w = massa específica da água numa dada temperatura T .

Os Índices de vazios foram calculados a partir da Equação 2.

$$e = \frac{\delta}{\rho_d} - 1 \quad (\text{Equação 2})$$

Onde,

e = índice de vazios do solo (máximo ou mínimo);

δ = massa específica dos grãos do solo de acordo com a NBR 6508/1984; e

ρ_d = massa específica aparente seca (máxima ou mínima).

Por fim, foi feito o cálculo da porosidade máxima e mínima das amostras fazendo uso da Equação 3.

$$\varepsilon = \frac{e}{1+e} \quad (\text{Equação 3})$$

Onde,

ε = porosidade (máxima ou mínima); e

e = índice de vazios do solo (máximo ou mínimo).

4.1.5. Preenchimento dos filtros

Após a finalização da construção das estruturas e do preparo dos materiais suporte, de separação e filtrante, os filtros foram cuidadosamente preenchidos de acordo com o que é apresentado na Figura 8. O material, a espessura das camadas e o modo de preenchimento foram idênticos para ambos os modelos.

Figura 8. Representação da espessura de cada camada de preenchimento dos filtros.

Nota: Unidades em metros.

Fonte: Autor.

Uma trena metálica foi utilizada para auxiliar no preenchimento dos pedregulhos e da areia grossa, que foram adicionados de acordo com as alturas espessuras apresentadas na Figura 8: 7,5 cm de pedregulho grosso e 5 cm de pedregulho fino e areia grossa. Para o preenchimento com a areia fina (50 cm de espessura), a trena não foi utilizada, mas, foram feitas marcações na lateral interna dos FLDs para saber-se a altura até qual os FLDs deveriam ser preenchidos. No caso da adição das areias grossa e fina, o processo foi realizado com os filtros parcialmente preenchidos com água, a fim de evitar a formação de bolsões de ar e permitir estratificação dos materiais. As alturas das camadas de areia foram determinadas após a completa sedimentação das mesmas. Tomou-se cuidado para que o material estivesse homogeneamente distribuído, de modo a obter a superfície mais plana possível.

Por fim, uma manta sintética não tecida de feltro (referida no restante do documento como *manta sintética* ou apenas *manta*) foi colocada no topo da camada filtrante. Para evitar que a manta flutuasse, a mesma foi fixada com um anel de PVC. A utilização da manta teve como o objetivo facilitar as atividades de operação e manutenção dos FLDs, de maneira similar ao observado para filtros lentos convencionais (DI BERNARDO; SABOGAL-PAZ, 2008). Além disso, a manta tem o potencial de atuar como suporte para o desenvolvimento da camada biológica (MACIEL; SABOGAL-PAZ, 2020; TERIN; SABOGAL-PAZ, 2019). Imagens do preenchimento e da manta, bem como mais detalhes do procedimento, são apresentadas no Apêndice A.

4.1.6. Volume de vazios dos filtros lentos domiciliares

Com os FLDs preenchidos, foi realizada a determinação do volume de vazios dos mesmos. O volume de vazios foi definido como o volume passível de ser ocupado por água no interior dos filtros e foi considerado como sendo a somatória de: i) volume dos poros da camada filtrante, calculado a partir da porosidade média da areia fina; ii) volume dos poros da camada de separação, calculado a partir da porosidade média da areia grossa; iii) volume de água comportado nas camadas de pedregulho fino e grosso (camada suporte), medido empiricamente no momento de montagem dos filtros; e iv) volume da camada estacionária de água acima do leito, calculado a partir da geometria do filtro. Desse somatório foi subtraído o volume da seção interna da tubulação de saída,

calculado a partir da geometria da tubulação. Na Figura 9 são ilustradas as seções do filtro consideradas para o cálculo do volume de vazios.

Figura 9. Seções dos filtros consideradas para o cálculo do volume de vazios.

Fonte: Autor.

Durante o preenchimento dos filtros, após inseridos os pedregulhos, os FLDs foram cuidadosamente enchedos com água até que a camada suporte ficasse submersa. Esse procedimento foi realizado para as quatro (4) unidades dos filtros (quadruplicata) e o volume médio foi utilizado na determinação do volume de vazios dos FLDs.

O volume de vazios foi adotado como volume de alimentação dos filtros, com a finalidade obter a maior quantidade possível de água filtrada por alimentação, sem comprometer a eficiência do tratamento. Apesar de potencialmente aumentar a produção diária, o emprego de volumes de alimentação superiores ao volume de vazios ocasionaria na saída de água sem que esta fosse submetida ao período de pausa, o que pode resultar em redução significativa da qualidade da água filtrada (NAIR; AHAMMED; DAVRA, 2014; TUNDIA; AHAMMED; GEORGE, 2016). Por outro lado, a alimentação com volumes menores que o volume de vazios, além de obviamente reduzir a produção diária de água tratada, resultaria na mistura de águas de diferentes alimentações no interior dos FLDs, impossibilitando a determinação da influência do período de pausa na qualidade da água.

4.1.7. Seleção do modelo de difusor para os FLD-d

Antes de terem início os ensaios de caracterização do escoamento dos FLDs, foi selecionado o modelo mais adequado de difusor em relação ao número e o diâmetro dos furos em sua base. Os difusores foram feitos com baldes de 13,6 L que, apesar de não comportarem todo o volume de alimentação (16 L), foram escolhidos pois suas dimensões permitiram o encaixe no corpo do filtro sem a necessidade de modificações ou uso de outras estruturas ou ferramentas. Estimou-se que adicionar inicialmente 13,6 L de água e os 2,4 L restantes após alguns minutos não interferiria na eficiência do processo e tão menos complicaria a operação dos FLDs-d.

Para a escolha do difusor, foram realizados ensaios preliminares a fim de determinar o modelo (distância e diâmetro dos furos) que fornecesse uma taxa máxima de filtração (TMF) e um tempo de filtração adequados (CAWST, 2009). A TMF ocorre logo após a adição de água no FLD, quando o nível de água em seu interior é máximo. O tempo de filtração é o tempo que a água no interior do filtro leva para sair completamente, uma vez forçada para fora por uma nova alimentação. Esses conceitos serão revisitados no Item 4.3.

O modelo inicial de difusor foi baseado nas recomendações do CAWST no que diz respeito ao espaçamento (2,5 cm) e diâmetro dos furos (3 mm) (CAWST, 2009) (Figura 10A). A partir dos resultados obtidos com esse modelo de difusor, foram projetadas outras alternativas. Na primeira etapa dos testes foram feitos difusores com furos de 3 mm de diâmetro (Figura 10) e, na segunda etapa, os furos possuíam 1,5 mm de diâmetro (Figura 11).

Figura 10. Modelos de difusores com orifícios de 3,0 mm de diâmetro.

Fonte: Autor.

Figura 11. Modelos de difusores com orifícios de 1,5 mm de diâmetro.

Fonte: Autor.

Os testes com cada modelo de difusor se deram da seguinte forma: O difusor foi posicionado no FLD-d, 16 L de água do poço foram vertidos no filtro e a vazão do filtro foi medida, a partir do momento da alimentação, a cada 5 minutos até que a vazão fosse menor que 1 mL min^{-1} . Devido ao número de modelos testados e a duração dos testes, os ensaios preliminares não foram feitos em triplicata. Ressaltasse que os ensaios foram realizados alternando-se entre o FLD-d1 e o FLD-d2, e os FLDs-b receberam o mesmo volume de água que os FLDs-d para que não houvessem diferenças na compactação do leito entre os modelos.

4.1.8. Variação da Taxa de filtração

Com o modelo de difusor selecionado, foram feitos ensaios em triplicata para cada unidade (sextuplicata por modelo), para determinação mais robusta da TMF, do tempo de filtração e, consequentemente, do período de pausa dos FLDs. Os ensaios foram realizados tanto com os FLDs-d quanto com os FLDs-b. Em cada ensaio, 16 L de água do poço foram vertidos nos filtros e, a partir do momento da alimentação, o volume de água filtrada foi medido de minuto a minuto, até que fosse menor que 1 mL (equivalente a uma taxa de filtração inferior a $0,03 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$). Para o cálculo do período de pausa, o tempo médio de filtração foi subtraído do intervalo de alimentação dos FLDs.

4.1.9. Ensaios traçadores

A caracterização do escoamento dos FLDs foi realizada, em triplicata para cada unidade (sextuplicata por modelo), por ensaios com traçador cloreto de sódio (NaCl). Os FLDs foram alimentados com uma solução com $100 \text{ mgNaCl L}^{-1}$ e a variação da condutividade da água filtrada foi medida na saída dos filtros com uma sonda de

condutividade com interface *Go! Link* (Vernier Software & Technology, EUA). A sonda foi calibrada utilizando água do poço previamente filtrada (0 mgNaCl L^{-1}) e com a solução de $100 \text{ mgNaCl L}^{-1}$, o que permitiu relacionar a variação da condutividade na água filtrada com a variação da concentração do traçador. Os dados obtidos pela sonda durante os ensaios eram instantaneamente transmitidos para um computador, onde foram recebidos por meio do *software Logger Lite* (Vernier Software & Technology, EUA) e armazenados. O processamento dos dados foi realizado posteriormente com a utilização dos *softwares Excel* (Microsoft, EUA) e *Origin* (OriginLab, EUA).

O volume de alimentação nos ensaios foi o mesmo utilizado na operação (16 L). Foram realizadas duas alimentações de solução traçadora e, em seguida, sucessivas alimentações com água do poço até que o NaCl não fosse mais detectado pela sonda na saída dos FLDs. As alimentações foram realizadas quando a filtração da água adicionada anteriormente cessava, ou seja, quando o nível de água no interior dos filtros atingia seu mínimo. Esses ensaios resultaram em curvas da variação da concentração de NaCl em função do tempo, convertidas em curvas concentração de NaCl em função do volume de vazios (ou volume de alimentação). As curvas foram analisadas conforme Elliott et al (2008) e Bradley (2011).

Também foram calculados o Índice de Dispersão de Morril (MDI) e o Índice de Dispersão de Morril modificado (mMDI) para os FLDs, como propostos por Elliott et al. (2008) e Lynn et al. (2013), respectivamente. De acordo com Tchobanoglous, Louis e Stensel (2003), o MDI pode ser calculado pela Equação 4.

$$MDI = \frac{t_9}{t_{10}} \quad (\text{Equação 4})$$

Onde,

t_{90} = tempo no qual 90% do traçador passou pelo reator; e

t_{10} = tempo no qual 10% do traçador passou pelo reator.

Segundo Lynn et al. (2013), o MDI pode fornecer informações equivocadas a respeito do escoamento dos FLDs por desconsiderar o volume da solução traçadora, o que não deve ser feito para determinação de características hidráulicas de sistemas em pequena escala (LYNN *et al.*, 2013). De acordo com o autor, o mMDI pode ser calculado pela equação 5.

$$mMDI = \frac{t_{90}}{t_{10}} \times \frac{Q_{t_{90}}}{Q_{t_{10}}} = \frac{V_{90}}{V_{10}} \quad (\text{Equação 5})$$

Onde,

t90 = tempo no qual 90% do traçador passou pelo reator;

t10 = tempo no qual 10% do traçador passou pelo reator;

Q_{t90} = vazão em t90;

Q_{t10} = vazão em t10;

V90 = volume filtrado em t90; e

V10 = volume filtrado em t10.

A caracterização do escoamento foi a última etapa realizada antes do início da operação dos filtros.

4.2. Água Bruta e pré-tratamento

A água submetida ao sistema de tratamento proposto na presente pesquisa (Água Bruta) originou-se do Rio Monjolinho (ou Rio do Monjolinho), situado na Bacia Hidrográfica Tietê/Jacaré (Figura 12). A água foi coletada com autorização do Serviço Autônomo de Água e Esgoto de São Carlos (SAAE). A filtração lenta domiciliar não opera de forma satisfatória com águas com turbidez acima de 50 UNT (CAWST, 2012), sendo ainda recomendada uma água de entrada com turbidez ≤10 UNT (SABOGAL-PAZ *et al.*, 2020). Dessa forma, sistema de pré-tratamento foi previsto para reduzir a turbidez da água de entrada aos FLDs.

O pré-tratamento se deu da seguinte forma: diariamente, a Água Bruta era bombeada para um reservatório de 500 L à aproximadamente 1,0 m do solo (Reservatório de sedimentação - Figura 13), onde era mantida em repouso por 24 h; após a sedimentação das partículas, o registro de saída do reservatório era aberto; ao sair do reservatório de sedimentação, a água caía sobre duas camadas de manta sintética fixadas na abertura de um reservatório de 200 L, posicionado logo abaixo do reservatório de sedimentação (Reservatório de coleta da Água Pré-tratada - Figura 13); após a filtração preliminar com a manta, a água eram mantida no reservatório de coleta até o momento da alimentação dos FLDs. Após esse procedimento, o reservatório de sedimentação era limpo com o uso de uma vassoura (utilizada apenas para esta função), a água e os sedimentos restantes eram removidos pelo registro de descarte (o

reservatório era inclinado para melhor remoção do material sedimentado) e o reservatório era cheio novamente para reinício do processo de pré-tratamento. Quando necessário, era feita a limpeza das mantas e dos reservatórios de coleta.

Figura 12. Representação da rede hidrográfica da bacia do Monjolinho, São Carlos – SP.

Fonte: Adaptado de SILVA et al. (2017).

Figura 13. Esquema ilustrativo do pré-tratamento.

Fonte: Autor.

Amostras da Água Bruta e da Água Pré-tratada foram coletadas diariamente, exceto em fins de semana e feriados, para análises de qualidade das águas. As amostras de Água Bruta eram coletadas após o enchimento do reservatório de sedimentação e as amostras de Água Pré-tratada eram coletadas do reservatório de coleta logo após o pré-tratamento e novamente às 18 h (para análises pontuais). Os parâmetros avaliados são apresentados na Tabela 4.

Tabela 4. Parâmetros de qualidade da Água Bruta e da Água Pré-tratada, frequência das análises e equipamento ou metodologias utilizadas.

Parâmetro	Frequência	Equipamento/Metodologia
Turbidez	Diária	Turbidímetro 2100N (<i>Hach</i> , EUA)
Cor aparente	Diária	Colorímetro DM-COR (<i>Digimed</i> , Brasil)
Temperatura	Diária	Termômetro clínico analógico
<i>E. coli</i>	Bissemanal	9222 - Técnica de membrana filtrante para o grupo coliforme (APHA; AWWA; WEF, 2012)
Coliformes totais	Bissemanal	
pH	Semanal	pHmetro DM20 (<i>Digimed</i> , Brasil)
Alcalinidade	Semanal	
Carbono orgânico total	Semanal	TOC-L (<i>Shimadzu</i> , Japão)
Cor verdadeira	Semanal	Colorímetro DM-COR (<i>Digimed</i> , Brasil)
Absorbância em 254 nm	Semanal	Espectrofotômetro DR5000 (<i>Hach</i> , EUS)
Condutividade	Semanal	Condutivímetro DM32 (<i>Digimed</i> , Brasil)
Oxigênio dissolvido	Semanal	Oxímetro DO-5519 (<i>Lutron Eletronics</i> , Taiwan)
Potencial zeta	Quinzenal	Zetâmetro Zetasizer Nano Series ZS90 (<i>Malvern Panalytical</i> , Reino Unido)
Tamanho de partículas	Quinzenal	

Fonte: Autor.

É importante ressaltar que o sistema foi previsto para processar aproximadamente 400L por dia, volume requerido para a alimentação dos oito (8) FLDs operados simultaneamente no Laboratório de Pilotos, quatro (4) operados pelo doutorando e outros quatro (4) operados pela doutoranda Bárbara Luíza Souza Freitas, do mesmo grupo de pesquisa. Dessa forma, o pré-tratamento como apresentado foi previsto para fins de pesquisa, e não se sugere que um sistema de tal magnitude seja instalado em uma residência. Ao contrário, estima-se que o procedimento possa ser realizado sem muitos problemas com apenas um conjunto de baldes.

4.3. Operação dos Filtros Lentos Domiciliares (FLDs)

A operação dos filtros teve duração de 442 dias consecutivos. O intuito foi de se averiguar o comportamento do sistema proposto em um longo prazo, sendo ele submetido a variações ambientais que se espera ocorrerem em condições reais de operação (*e.g.* períodos de estiagem e de chuvas, períodos de baixas e altas temperaturas). Adicionalmente, o extenso período de operação resultou em conjunto robusto de dados. A operação dos filtros foi baseada na rotina de uma residência comum e levou em consideração o maior rendimento possível dos filtros por dia de operação. O volume de vazios (determinado no item 5.3.4) foi de 16 L, e esse foi o volume de alimentação, como já mencionado. Dessa forma, determinou-se três alimentações diárias de 16 L, totalizando 48 L por dia, realizadas às 8h, 13h e 18h. Considerando o volume diário mínimo de água, estimado por Howard e Bartram (2003), de 7,5 L por pessoa, a operação dos filtros poderia suprir as necessidades mínimas de uma família de 6 pessoas. Uma breve discussão quanto ao volume de produção é apresentada neste documento (Item 5.7.1).

Para a alimentação dos FLDs, a Água Pré-tratada era bombeada do reservatório de 200 L para baldes, com o auxílio de uma bomba submersível de aquário. Os baldes foram marcados na altura correspondente ao volume de 16 L. Uma vez cheios até a marcação, os baldes eram vertidos nos filtros nos horários determinados de alimentação (8h, 13h e 18h). Para os FLD-d, o difusor era preenchido (13,6 L) e, após alguns minutos, o restante da água é adicionada. Esse processo foi realizado diariamente durante todo o período de operação. A coleta da água filtrada foi feita por reservatórios posicionados à frente dos filtros (Figura 7). Uma mangueira conectava a torneira de esfera da tubulação de saída dos FLDs às entradas feitas nas tampas dos reservatórios, que ficavam fechados, para evitar exposição e contaminação da água filtrada. Esses reservatórios tinham capacidade de 50 L e coletavam toda a água de um dia de operação. Após a coleta das amostras, eles eram esvaziados por um registro de descarga. Na Figura 14 é apresentado um esquema do posicionamento dos reservatórios de coleta da água filtrada.

Figura 14. Esquema da coleta de água filtrada.

Nota: Os piezômetros instalados no corpo do FLD foram omitidos.

Fonte: Autor.

Após o dia 330 de operação teve início a inoculação de protozoários. Diariamente, antes da primeira alimentação do dia, eram inoculados em média 1001 ± 847 cistos de *Giardia* spp. e 264 ± 129 oocistos de *Cryptosporidium* spp. diretamente na camada de água estacionária dos filtros. Para isso, tanto os difusores quanto os reservatórios com boia eram removidos e, após a inoculação eram reposicionados. Em seguida, era feita a alimentação. O número de organismos inoculados nos filtros foi coerente com concentrações encontradas em mananciais do estado de São Paulo (Sato *et. al*, 2013). As suspensões de protozoários, adquiridas da WaterborneTM, Inc. (EUA), foram quantificadas periodicamente para determinação do volume de suspensão inoculado e do número de cistos e oocistos adicionados aos FLDs.

4.3.1. Amostragem

Para melhor entendimento da rotina de amostragem da água filtrada, é importante deixar claro um aspecto crucial do funcionamento dos FLDs intermitentes: o período de pausa. Como mencionado, o período de pausa é o tempo no qual a água que foi adicionada no FLD fica em seu interior, em “repouso”. Com a realização de uma alimentação, a água que sai imediatamente do filtro é a água que foi adicionada na alimentação anterior. Este cenário considera que o volume de alimentação corresponde a capacidade do FLD, como foi o caso no presente trabalho.

Portanto, considerando a rotina de três (3) alimentações diárias (8h, 13h e 18h) e um tempo médio de filtração de aproximadamente 2 horas e meia (Item 5.5), a produção diária de um FLD (48 L) só era completamente filtrada após as 10:30h do dia seguinte. Isso porque a última alimentação do dia, feita as 18h, só saía do filtro quando a alimentação das 8h do dia seguinte era realizada, e demorava em média 2h30min para sair completamente. Para melhor entendimento do funcionamento do filtro em relação a alimentação e amostragem, é apresentada a Figura 15.

Dessa forma, as amostras compostas de um dia qualquer X eram coletadas dos reservatórios no dia X+1 antes das 13h. Após a coleta das amostras, os reservatórios eram esvaziados, enxaguados com água do poço e a alimentação das 13h do dia X+1 era realizada. Após o início da desinfecção com hipoclorito de sódio (NaClO) a rotina de coleta de amostras foi levemente alterada, uma vez que a água passou a ser desinfetada antes que o reservatório fosse esvaziado. Mais detalhes são apresentados no Item 4.4. As águas dos reservatórios de coleta eram homogeneizadas antes das coletas de amostras e os volumes das amostras variaram de acordo com as análises a serem realizadas. Foram coletadas amostras de 500 mL nos dias em que análises de coliformes totais e *E. coli* foram realizadas e nos dias de análises semanais (Tabela 5); para os ensaios de protozoários, foram coletadas amostras de 10 L; no restante dos dias, coletava-se amostras de 100 mL. As análises de qualidade das águas filtradas e suas frequências são apresentadas na Tabela 5.

Figura 15. Esquema simplificado da relação entre a alimentação e saída da água de um FLD intermitente genérico. (A) Alimentação das 8h do dia X e saída da água da alimentação das 18h do dia X-1; (B) Alimentação das 13h do dia X e saída da água da alimentação das 8h do dia X; (C) Alimentação das 18h do dia X e saída da água da alimentação das 13h do dia X; e (D) alimentação das 8h do dia X+1 e saída da água da alimentação das 18h do dia X.

Nota: As diferentes cores representam os volumes de água de cada alimentação.

Fonte: Autor.

Também foram coletadas amostras pontuais para determinação do efeito dos diferentes períodos de pausa sobre a eficiência dos FLDs. As amostras do período de pausa mais curto, para um dia qualquer X, eram coletadas após a alimentação das 13h do dia X, ou seja, era referente à alimentação feita as 8h do dia X. Enquanto as amostras do período de pausa mais longo eram coletadas após a alimentação das 8h do dia X+1,

referente a água da alimentação das 18h do dia X. As amostras pontuais (100 mL) eram coletadas diretamente da saída dos FLDs.

Finalizadas as coletas, as amostras foram analisadas no mesmo dia, exceto amostras coletadas aos sábados (referentes a alimentações da sexta-feira), que eram analisadas na segunda-feira. As análises realizadas são apresentadas a seguir.

4.3.2. Análises de qualidade das águas filtradas

A análise das amostras de água abrangeu parâmetros físico-químicos e microbiológicos e visou, além de caracterizar as águas filtradas, determinar a estabilidade e eficiência dos FLDs. Os parâmetros avaliados e suas frequências foram análogos aos apresentados na Tabela 4, para a Água-Bruta e Água-Pré-tratada, justamente para que se pudesse estabelecer uma eficiência geral do sistema. De qualquer forma, os parâmetros e frequências são novamente apresentados na Tabela 5. Os ensaios foram realizados de segunda-feira a sexta-feira, salvo feriados e períodos de recesso, nos quais o acesso ao LATAR era limitado. Entretanto, as alimentações foram realizadas todos os dias, sem exceções.

A análise de detecção por microscopia de imunofluorescência de protozoários foi realizada utilizando o kit da Merifluor (*Meridian Bioscience Diagnostics*, EUA). A integridade da parede celular dos cistos e oocistos foi analisada coloração com Iodeto de propídio, usado como um indicativo da viabilidade dos protozoários.

Ainda em relação ao risco microbiológico da água tratada, foram realizadas análises de risco para as concentrações residuais de *E. coli* e protozoários. Para o risco relacionado à *E. coli*, essa análise foi feita tomando como base o índice proposto em Lloyd e Suyati (1989) e em Lloyd e Bartram (1991), que é usado como referência em diretrizes da OMS (WHO, 2017). Os cinco níveis de risco são: aceitável ou dentro da conformidade (de 0 a <1 UFC 100 mL⁻¹), baixo risco (<10 UFC 100 mL⁻¹), risco moderado (de 10 a 100 UFC 100 mL⁻¹), alto risco (de 100 a 1000 UFC 100 mL⁻¹) e risco muito alto (>1000 UFC 100 mL⁻¹) (LLOYD; BARTRAM, 1991; LLOYD; SUYATI, 1989; WHO, 2017). O risco relacionado à presença de protozoários nas águas tratadas foi, por sua vez, analisado com base na metodologia de Avaliação Quantitativa de Risco Microbiano (*Quantitative Microbial Risk Assessment* - QMRA), também descrita nas diretrizes da OMS (WHO,

2017), e em dados de estudos nacionais e internacionais (HAAS et al., 1996; RAZZOLINI et al., 2016; ROSE; HAAS; REGLI, 1991; SATO et al., 2013).

Para as amostras pontuais de água filtrada, foram realizadas diariamente análises de turbidez, cor aparente e temperatura. As eficiências de remoção das amostras pontuais do período de pausa curto, de um dia qualquer X, foram calculadas em relação às amostras de Água Pré-tratada coletadas às 8h do mesmo dia X; as eficiências de remoção das amostras pontuais do período de pausa longo, de um dia qualquer X (coletadas às 8h do dia X+1, Item 4.3.1), foram calculadas em relação às amostras de Água Pré-tratada coletadas às 18h do dia X.

Tabela 5. Parâmetros avaliados para amostras compostas de água filtrada e suas frequências.

Parâmetro	Frequência	Equipamento/Metodologia
Turbidez	Diária	Turbidímetro 2100N (<i>Hach</i> , EUA)
Cor aparente	Diária	Colorímetro DM-COR (<i>Digimed</i> , Brasil)
Temperatura	Diária	Termômetro clínico analógico
<i>E. coli</i>	Bissemanal	9222 - Técnica de membrana filtrante para o grupo coliforme (APHA; AWWA; WEF, 2012)
Coliformes totais	Bissemanal	
pH	Semanal	pHmetro DM20 (<i>Digimed</i> , Brasil)
Alcalinidade	Semanal	
Carbono orgânico total	Semanal	TOC-L (<i>Shimadzu</i> , Japão)
Cor verdadeira	Semanal	Colorímetro DM-COR (<i>Digimed</i> , Brasil)
Absorbância em 254 nm	Semanal	Espectrofotômetro DR5000 (<i>Hach</i> , EUS)
Condutividade	Semanal	Condutivímetro DM32 (<i>Digimed</i> , Brasil)
Oxigênio dissolvido	Semanal	Oxímetro DO-5519 (<i>Lutron Eletronics</i> , Taiwan)
Potencial zeta	Quinzenal	Zetâmetro Zetasizer Nano Series ZS90 (<i>Malvern Panalytical</i> , Reino Unido)
Tamanho de partículas	Quinzenal	
Cistos de <i>Giardia</i> spp.	-	Concentração por filtração em membranas (FRANCO, 2011) e detecção por microscopia de imunofluorescência
Oocistos de <i>Cryptosporidium</i> spp.	-	

Nota: Análises de protozoários foram realizadas em seis (6) ocasiões após o dia 360.

Fonte: Autor.

4.3.3. Análises operacionais

Além das análises de qualidade das águas, foram feitas análises para determinação do comportamento dos FLDs durante o período de operação. Os parâmetros avaliados são apresentados na Tabela 6.

Tabela 6. Parâmetros operacionais e suas frequências

Parâmetro	Frequência
Temperatura	diária
Taxa de filtração	diária
Perda de Carga	diária
Perfil de oxigênio dissolvido	semanal

Fonte: Autor.

A temperatura dos FLDs foi registrada diariamente após cada alimentação. Essa medição foi feita pelo termômetro digital com sensor posicionado na camada de água estacionária sobre a camada filtrante. Além disso, um termômetro foi posicionado com sua sonda exposta ao ambiente, nas imediações dos FLDs, para registro da temperatura ambiente no Laboratório de Pilotos nos horários das alimentações.

A taxa de filtração e a perda de carga foram medidas todas as manhãs após a alimentação das 8h, exceto fins de semana, feriados e períodos de recesso. A taxa de filtração foi determinada 15 min após a primeira alimentação do dia, momento no qual a taxa de filtração dos filtros era máxima (Item 4.1.8). Relembra-se que, dada a natureza intermitente dos FLDs aqui avaliados, a taxa de filtração atinge seu valor máximo após a adição de água, quando o nível da água no interior dos FLDs atinge sua maior altura, e reduz à zero com a redução do nível d'água.

A perda de carga foi medida pelos piezômetros de acordo com as alturas marcadas nos papéis milimetrados fixados nos FLDs. A análise da perda de carga foi feita de acordo com o proposto por Faria Maciel e Sabogal-Paz (2018). Os autores dividiram a perda de carga (Δh) pela espessura da camada filtrante entre os piezômetros (ΔL) (MACIEL; SABOGAL-PAZ, 2020). Dessa forma, o parâmetro $\Delta h \Delta L^{-1}$ fornece informações referentes à perda por de carga por cm de leito.

Para o perfil de oxigênio dissolvido (OD), amostras de 30 mL foram cuidadosamente coletadas dos 6 pontos de coleta ao longo do leito dos FLDs perfurando as mangueiras de silicone nos pontos de coleta com uma seringa de 50 mL.

Primeiramente, eram coletados e descartados aproximadamente 10 mL de água, para eliminar o volume previamente nas mangueiras de silicone. Em seguida os 30 mL era delicadamente puxado com as seringas, evitando a agitação da água e formação de bolhas que poderiam interferir na concentração de OD da amostra. Uma vez coletadas, a concentração de OD das amostras foi determinada por um Oxímetro DO-5519 (*Lutron Eletronics*, Taiwan). Optou-se pelo uso de um oxímetro devido ao volume de amostras e a frequência das análises. Entretanto, as análises desses resultados foram principalmente relativas, comparando o OD de diferentes pontos em um modelo de FLD ou os mesmos pontos em modelos de FLD diferentes. Os resultados obtidos foram obviamente comparados com a literatura, porém, não se ignorou as possíveis alterações na concentração de OD devido às metodologias de coleta e análise e essas comparações foram feitas com cautela e ressalvas.

4.4. Desinfecção

Visando a inativação de microrganismos não removidos pelas etapas anteriores do tratamento, a partir do dia 307 de operação, foi adicionada ao sistema uma etapa de desinfecção utilizando hipoclorito de sódio (NaClO) após a filtração. Apesar da cloração não ser eficiente na inativação de protozoários, principalmente *Cryptosporidium* spp., nas condições comumente utilizadas na desinfecção de água para o consumo humano (ADEYEMO *et al.*, 2019; KEEGAN *et al.*, 2008; KEEGAN *et al.*, 2003; KORICH *et al.*, 1990), o NaClO foi escolhido pela seu baixo custo e facilidade de acesso, além da cloração ser obrigatório de acordo com a legislação brasileira (BRASIL, 2021). Além disso, existe a vantagem do residual de cloro, que reduz o risco de recontaminação da água armazenada (WILHELM *et al.*, 2018).

Fixou-se de antemão o uso de uma solução de NaClO 2,5% (em massa de Cl₂), por ser a mesma concentração da solução fornecida pelo Ministério da Saúde para desinfecção de água, e 30 min de tempo de contato, julgado como tempo adequado tanto para a ação do desinfetante quanto como tempo de espera para que a água possa ser consumida. Considerando o contexto de aplicação em uma residência, o uso de um tempo de contato muito longo poderia dificultar a aceitação e implementação da desinfecção.

4.4.1. Ensaios de bancada

Com a concentração da solução de NaClO e o tempo de contato definidos, foram realizados ensaios de jarreste para determinação da curva de demanda de cloro e a dosagem a ser utilizada. Para a definição da dosagem para a desinfecção da água filtrada, buscou-se a menor dosagem possível capaz de gerar um residual de 0,5 mg L⁻¹ de cloro livre (BRASIL, 2021). O intuito foi, mais uma vez, facilitar a aceitação da técnica, pois, uma menor dosagem significa menor atribuição de gosto e odor à água.

Os ensaios de bancada foram realizados para cada modelo de FLD, em triplicata, da seguinte forma: i) 10 L de água filtrada de cada FLD foi coletado e foram misturadas as águas dos mesmos modelos, dando origem a amostras compostas para FLD-d e FLD-b; ii) os 20 L de cada amostra composta foram homogeneizados e distribuídos entre os 6 jarros do equipamento de jarreste (1 L por jarro); iii) Os jarros foram agitados no equipamento à uma rotação de 100 rpm, correspondente ao gradiente de velocidade de 125 s⁻¹; iv) os volumes de NaClO dosados foram 16 µL, 40 µL, 64 µL, 80 µL, 96 µL e zero µL (controle), que corresponderam a concentrações finais de 0,2 mg L⁻¹, 0,5 mg L⁻¹, 0,8 mg L⁻¹, 1,0 mg L⁻¹, 1,2 mg L⁻¹ e zero mg L⁻¹, respectivamente; v) após a adição do desinfetante os jarros permaneceram em agitação por 30 min; vi) ao fim dos 30 min, foram coletadas amostras para análise de cloro residual total e livre, turbidez, cor aparente e pH. A adição de cloro aos jarros foi feita de forma escalonada, com um intervalo de 10 min entre cada jarro, para que se tivesse um tempo hábil para analisar as amostras de um jarro sem comprometer o tempo de contato do outro.

Com os resultados obtidos, foram traçadas curvas de demanda de cloro, com Eixo X apresentando o cloro dosado e o Eixo Y as frações de cloro residual. Cruzando os dados de cloro dosado e cloro residual livre, obteve-se a menor dosagem capaz de fornecer um residual de 0,5 mg L⁻¹ de cloro livre. A determinação das concentrações residuais de cloro livre e total foi feita pelo método DPD utilizando kits da *Hach* (EUA) com faixa de quantificação de 0,02 a 2,00 mgCl₂ L⁻¹. As leituras foram feitas em espectrofotômetro DR/5000 (*HACH*, EUA), de acordo com as instruções dos kits.

4.4.2. Desinfecção da água filtrada

Com a dosagem definida, teve início no 307º dia de operação a desinfecção das águas filtradas como descrita a seguir. Diariamente, após a coleta das amostras de água filtrada (por volta das 12h), o volume de NaClO era dosado ao restante da água nos reservatórios de coleta. A água era agitada por um (1) minuto utilizando uma colher de aço inox (30 s no sentido horário e 30 s no sentido anti-horário) e mantida em repouso por 30 min. Depois do tempo de contato, as amostras eram coletadas e o reservatório esvaziado. O cloro residual das amostras era inativado com metabissulfito de sódio para não interferir nas análises. Uma vez vazios, os reservatórios eram enxaguados com água do poço e reposicionados na saída dos FLDs. Todo esse procedimento era realizado antes das 13h, quando a segunda alimentação do dia era realizada.

Três (3) vezes por semana era quantificada a concentração residual de cloro livre e total. Nesses dias, o cloro não era inativado imediatamente após a coleta das amostras. Antes disso, o cloro residual era quantificado utilizando os mesmos kits dos ensaios de bancada, com a detecção foi feita por um espectrofotômetro portátil modelo *Pocket Colorimeter™ II* da *Hach*. Logo após a análise, o metabissulfito de sódio era adicionado às amostras para a inativação do cloro. A coleta das amostras nos dias de quantificação de cloro residual era feita de forma escalonada, para que o tempo de análise de uma amostra não interferisse no tempo de coleta das demais.

As amostras de água desinfetada foram analisadas de forma análoga à apresentada na Tabela 5 para as águas filtradas.

As soluções de NaClO e metabissulfito de sódio foram preparadas periodicamente em garrafas âmbar, embrulhadas em papel alumínio e armazenadas em uma geladeira. Ambas as soluções eram previamente retiradas da geladeira para que estivessem em temperatura ambiente no momento de seu uso. A solução de metabissulfito de sódio foi preparada na concentração de 7,5% (m/v), uma vez que a proporção Cl₂:metabissulfito, para total inativação do Cl₂, é de 1:3 (APHA; AWWA; WEF, 2012). A solução de NaClO tinha sua concentração aferida periodicamente para que fosse feito o ajuste das dosagens. O método foi o mesmo utilizado para as amostras desinfetadas, no entanto, foram feitas diluições prévias da solução de modo que a concentração de cloro estivesse entre 0,02 e 2,00 mg L⁻¹, faixa de quantificação do método.

4.5. Manutenção dos filtros

Foram determinados dois tipos de manutenção distintos, a manutenção simplificada e a manutenção completa. A manutenção simplificada foi realizada quando se notava que os FLDs não estavam filtrando todo o volume diário (48 L), enquanto a manutenção completa foi realizada quando a manutenção simplificada não era suficiente para restaurar a taxa de filtração de forma satisfatória. As manutenções foram realizadas quando as unidades apresentavam produção de água abaixo da esperada, dessa forma, apenas a unidade em questão passava pela manutenção, fosse ela simplificada ou completa.

O primeiro e mais simples método de manutenção, foi movimentar a manta no topo do meio filtrante, a fim de soltar as partículas nos poros da manta e restituir o fluxo dos filtros. A manutenção completa, por sua vez, foi realizada da seguinte forma: i) os registros dos filtros eram fechados; ii) a camada de água estacionária era cuidadosamente removida com o uso de um recipiente; iii) a manta era removida, raspada e lavada água do poço; iv) água limpa era adicionada aos filtros com o uso de um recipiente; v) o primeiro centímetro do topo da camada filtrante era suspenso, com cuidado, por agitação manual; vi) a água era removida com a ajuda de um recipiente após a sedimentação da areia suspensa; vii) o processo de adição de água limpa e suspensão da areia era repedido até que fosse possível visualizar o topo da camada filtrante através de aproximadamente 10 cm de água; viii) a manta limpa era recolocada no topo da camada filtrante. A primeira alimentação filtrada após a manutenção era descartada. A manutenção completa do topo da camada filtrante seguiu as recomendações do manual CAWST (CAWST, 2009) e considerações de Singer et al. (2017).

4.6. Caracterização da camada biológica

No momento da última manutenção, foram coletadas amostras do material acumulado na manta e no topo da areia. Para coleta de amostras das mantas, elas foram removidas dos FLDs e colocadas em bandejas plásticas, em seguida foram raspadas (usando uma espátula plástica) e lavadas com 2 L de água deionizada (usando uma pisseta). A mistura de sedimento e água resultante desse processo foi utilizada como amostra. Para a coleta de amostras da areia, os primeiros centímetros do meio filtrante

foram raspados e coletados com a ajuda de uma colher de aço inox, previamente higienizada. Essa areia foi colocada em uma garrafa plástica à qual foi adicionada água deionizada. Areia e água foram agitadas vigorosamente na garrafa fechada, para que o material aderido aos grãos da areia se desprendesse. A água foi transferida para outro recipiente, com cuidado para que a areia não saísse junto, e o processo foi repetido até se totalizar 2L de amostra.

Foi feita a quantificação dos teores de sólido totais (ST) e sólidos suspensos (SS) das amostras (APHA; AWWA; WEF, 2012). O volume para análise de ST foi de 100 mL e para a análise de SS foi de 10 mL (a elevada presença de materiais impediu a filtração de maiores volumes para determinação de SS). Para a retirada dos volumes analisados, as amostras de 2 L foram colocadas em béqueres, em seguida colocados sobre agitadores magnéticos; as amostras ficaram em agitação enquanto alíquotas foram retiradas, 10 mL por vez com o auxílio de uma pipeta. Os ensaios foram realizados em triplica para cada unidade de FLD.

Por fim, as amostras foram utilizadas para identificação visual de microrganismos via microscopia em campo claro. Para isso, alíquotas de 100 mL foram coletadas das amostras de 2 L, de forma análoga a apresentadas para as análises de ST e SV, e transferidas para tubos tipo *Falcon*. Essas alíquotas foram centrifugadas a 1500 x g por 15 min para obtenção de um pellet com microrganismos concentrados. Em seguida, uma gota do sobrenadante e uma gota do pellet de cada amostra foram colocadas em lâminas de microscópio diferentes, cobertas com lamínulas e analisadas em um microscópio BX51 (*Olympus*, Japão) (NASSER FAVA *et al.*, 2020). Foram capturadas fotografias, utilizando a câmera acoplada ao microscópio. Essas fotografias foram posteriormente identificadas pela bióloga Dr. Natália de Melo Nasser Fava, pós-doutoranda do grupo de pesquisa ao qual o doutorando faz parte.

4.7. Caracterização da manta

Ao fim da operação, as mantas foram analisadas por microscopia eletrônica por varredura (MEV), com o intuito de observar a estrutura das fibras da manta e avaliar possíveis alterações. Amostras da manta sem utilização também foram analisadas para comparação com as amostras utilizadas. As mantas foram removidas dos filtros e lavadas, após secas, amostras de aproximadamente 2 x 2 cm foram recortadas com uma

tesoura. Essas amostras foram colocadas em placas de petri plásticas que ficaram semiabertas, em local protegido, para secarem completamente a temperatura ambiente. Uma vez adequadamente secas, elas foram levadas até a Central de Análises Químicas Instrumentais do Instituto de Química de São Carlos (CAQI/IQSC/USP) onde as análises foram feitas pelo técnico responsável. O equipamento utilizado foi o ZEISS LEO 440 (Cambridge, Inglaterra) com detector OXFORD (modelo 7060), operando com feixe de elétrons de 20 kV, corrente de 2,82 A e I probe de 200 pA. As amostras foram recobertas com 6 nm de ouro em um metalizador *Coating System* BAL-TEC MED 020 (BAL-TEC, Liechtenstein) e mantidas em dessecador até o momento de análise. Condições de metalização: pressão na câmara = $2,00 \times 10^{-2}$ mbar; corrente = 60 mA; taxa de deposição $0,60 \text{ nm s}^{-1}$.

4.8. Análise estatística

Inicialmente, foram realizados testes de normalidade para determinar a distribuição do conjunto de dados e, posteriormente, o tipo de teste estatístico mais adequado (paramétrico ou não-paramétrico). O teste de normalidade usado foi o de Shapiro-Wilk, consideraram nível de significância de 5%.

Uma vez determinada se a distribuição dos dados era normal ou não-normal, conjuntos de dados de interesse foram comparados par a par (*e.g.*, concentração de *E. coli* na Água Pré-tratada e na água filtrada pelo FLD-b). Para determinar se dois (2) conjuntos de dados eram significativamente diferentes, o teste T foi usado para conjuntos de dados independentes e com distribuição normal; o teste de Mann-Whitney foi usado para conjuntos de dados independentes e com distribuição não-normal; o teste T pareado foi usado para conjuntos de dados dependentes com distribuição normal; e o teste de Wilcoxon foi usado para conjuntos de dados dependentes e com distribuição não-normal. Todos os testes consideraram nível de significância de 5%. Nota-se que para a comparação dos modelos foram utilizados testes pareados seguindo as recomendações de Von Sperling, Verbyla e Oliveira (VON SPERLING, VERBYLA e OLIVEIRA, 2020)

O teste de correlação de Spearman (não paramétrico) foi usado para determinar a correlação monótona entre dois conjuntos de dados de interesse, dentro de um nível

de significância de 5%. A correlação foi considerada significativa quando $p\text{-valor} < 0,05$ e o módulo do coeficiente de Spearman (r_s) foi maior que o módulo de r_s crítico.

Todas as análises estatísticas foram realizadas usando o software PAST (HAMMER; HARPER; RYAN, 2001).

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Nesta sessão, os resultados e discussões a respeito dos FLDs foi feita considerando os modelos e não as estruturas individuais. Ou seja, quando citado o FLD-d, está-se referindo ao comportamento médio dos dois FLDs com difusor (FLD-d 1 e FLD-d 2), o mesmo vale para o FLD-b. Caso as estruturas sejam abordadas individualmente, isso será mencionado.

5.1. Construção dos filtros

Estima-se que para a montagem de cada filtro foram gastos aproximadamente 120 minutos (2 horas), por duas pessoas. Além disso, considerou-se a construção da estrutura dos filtros suficientemente simples para ser reproduzida por pessoas sem conhecimento técnico prévio de construção, uma vez fornecidas instruções adequadas e detalhadas. No apêndice A são apresentadas, detalhadamente, as etapas da construção dos FLDs.

Uma vez construídos, os FLD-d e FLD-b vazios apresentaram massa de 13,7 e 13,0 kg, respectivamente. Esses valores são consideravelmente menores que o peso do corpo FLD de concreto do CAWST (95 kg) (CAWST, 2009). Considerando o volume e a massa específica dos materiais de preenchimento (Item 5.3), as massas dos FLDs montados e preenchidos são apresentados na

Tabela 7.

Tabela 7. Estimativa do peso dos Filtros Lentos Domiciliares com difusor (FLD-d) e com boia (FLD-b), considerando os materiais de preenchimento.

	Altura da seção (m)	Volume da seção (L) ^A	Porosidade média	Volume de material (L)	Massa específica	Massa (kg) FLD-d	Massa (kg) FLD-b
Meio filtrante	0,50	26,5	0,37	16,7	2,65	44,2	44,2
Camada de separação	0,05	2,7	0,45	1,5	2,65	3,9	3,9
Camada suporte	0,13	6,6	-	4,0 ^B	-	10,2 ^C	10,2 ^C
Estrutura	-	-	-	-	-	13,7	13,0
Total						72,0	71,3

Nota: ^A volume da seção dos FLDs calculado a partir da altura da seção e da área (0,053 m²); ^B volume da seção menos o volume médio de poros medido empiricamente no momento de preenchimento dos FLDs; ^C massa determinado empiricamente.

Fonte: Autor.

Mesmo preenchido, tanto o FLD-d quanto o FLD-b apresentaram massa menor que o corpo do FLD de concreto. A vantagem de ter-se um FLD mais leve está associada a maior facilidade de distribuição das unidades, que podem ser construídas em um local comunitário da comunidade, ou mesmo fora dela, e transportadas até as residências onde serão instaladas (FABISZEWSKI DE ACEITUNO *et al.*, 2012; STAUBER *et al.*, 2012). Nota-se que uma menor massa também pode resultar em maior movimentação do FLD dentro da residência, uma vez montado (STAUBER *et al.*, 2012). Essa movimentação pode resultar na compactação do leito e consequente redução da taxa de filtração (MAHAFFY *et al.*, 2015). Do ponto de vista da eficiência do filtro, desde que seja feita uma descarga da primeira água de alimentação após a movimentação, a movimentação não resulta em aumento no risco à saúde humana pelo consumo da água filtrada, ao menos considerando contaminação por bactérias (NAPOTNIK; JELLISON, 2014). Entretanto, isso ainda pode ser um problema, uma vez que a compactação do leito resulta em redução da taxa de filtração, um dos motivos mais citados para o abandono do uso dos filtros (SISSON *et al.*, 2013). Dessa forma, é importante que os filtros sejam instalados em locais adequados e que as pessoas sejam orientadas a não movê-los (MAHAFFY *et al.*, 2015).

Quanto ao preparo dos materiais de preenchimento, cabe fazer algumas observações. Primeiramente, o volume de água necessário para a lavagem dos materiais foi expressivo e configura um possível limitante para a transferência de tecnologia. Evidentemente, esse volume pode variar a depender da origem dos materiais. No presente trabalho, o volume de lavagem foi de aproximadamente 1,2 m³ por FLD, sendo que desse volume, quase 1 m³ destinou-se apenas a lavagem do meio filtrante. O volume requerido por quilo de cada material foi aproximadamente 20 L kg⁻¹ para a areia fina (meio filtrante), 39 L kg⁻¹ para a areia grossa (camada de separação) e 10 L kg⁻¹ para os pedregulhos (camadas suporte).

Em segundo lugar, em relação ao peneiramento, alguns dos materiais apresentaram elevadas porcentagens de perda. As perdas observadas foram de 13%, 89%, 75% e 0% para areia fina, areia grossa, pedregulho fino e pedregulho grosso, respectivamente. A areia grossa e pedregulho fino foram os que apresentaram maiores perdas, entretanto, esses também são os materiais com menores volumes no FLD. Considerando o investimento para a compra desses materiais, essa perda elevada não

se traduziu em grandes perdas no aspecto financeiro. Para adquirir todos os materiais de preenchimento estimou-se um investimento de R\$ 26,17, 5 a 6% do investimento total dos FLDs, dependendo do modelo (cotação realizada em setembro de 2020 - Tabela 28). Ainda, o material não utilizado nos filtros pode ser destinado para pequenos reparos na residência e afins, não caracterizando um desperdício de fato. Em todo caso, estima-se que a etapa de preparo do material de preenchimento (lavagem e peneiramento) pode ser aprimorada para que se reduza o consumo de água e as taxas de perda de material. Ressalta-se que a lavagem foi realizada antes do peneiramento, dessa forma, o volume de material lavado foi maior que o volume de fato utilizado. Buscando a economia de água nessa etapa, fazer a lavagem após o peneiramento pode ser uma opção interessante de ser explorada.

5.2. Seleção do meio filtrante

As curvas de distribuição granulométrica das areias candidatas a material filtrante são apresentadas na Figura 16. Nela, é possível observar que as areias finas 1 e 2 apresentaram distribuições granulométricas mais semelhantes entre si que as demais. Da mesma forma, no outro extremo, a curva da areia grossa 2 se destacou das demais. A areia fina 3 e areia grossa 1 apresentaram curvas semelhantes apesar de uma ser considerada fina e a grossa, inclusive com a areia grossa 1 apresentando maior porcentagem de grãos com diâmetros menores que 0,2 mm que a areia fina 3. Isso ocorreu, pois, a areia fina 3 e a areia grossa 1 foram adquiridas no mesmo estabelecimento, com a areia fina 3 sendo uma mistura entre a areia fina e a areia grossa do estabelecimento, comercializada pelo nome de “areia média”. Essas diferenças e semelhanças entre as areias também foram demonstradas pelos índices D_{10} , D_{60} , D_{90} , CU e a porcentagem de finos, calculados a partir dos dados das curvas granulométricas e apresentados na Tabela 8.

Figura 16. Curvas de distribuição granulométrica das areias analisadas como potenciais meios filtrantes dos filtros lentos domiciliares.

Fonte: Autor.

Tabela 8. Valores de D_{10} , D_{60} , D_{90} , CU e porcentagem de finos obtidos das curvas granulométricas para as areias analisadas como potenciais meios filtrantes dos filtros lentos domiciliares e recomendações do CAWST (2009).

Material	D_{10} (mm)	D_{60} (mm)	D_{90} (mm)	CU ¹	Finos ² (%)
Areia fina 1	0,11	0,22	0,30	1,97	0,8
Areia fina 2	0,12	0,23	0,28	1,89	3,8
Areia fina 3	0,17	0,39	0,56	2,27	0,2
Areia grossa 1	0,17	0,42	0,67	2,46	0,6
Areia grossa 2	0,22	0,51	0,86	2,31	0,1
Recomendação (CAWST, 2009)	0,15 – 0,20	-	-	1,5 – 2,5	< 4,0

Nota: ¹ Coeficiente de uniformidade = D_{60}/D_{10} ; ² Porcentagem que passa pela peneira #150 Mesh de abertura de 0,106 mm.

Fonte: Autor.

Apesar de adequadas quando considerados CU e a porcentagem de finos, as areias finas 1 e 2 e a areia grossa 2 apresentaram valores de D_{10} fora da faixa recomendada (CAWST 2009). Sendo assim, essas areias foram descartadas como possíveis meios filtrantes. Para escolher entre a areia fina 3 e a areia grossa 1 foram realizados ensaios mais detalhados dos grãos de maiores diâmetros. Nestes ensaios foram utilizadas uma maior variedade de peneiras com diâmetro de abertura entre 1,7 e 0,7 mm (12 a 25 Mesh, respectivamente). O critério avaliado foi o tamanho máximo dos

grãos, que para meios filtrantes de filtros lentos convencionais é de 1,0 mm (DI BERNARDO; SABOGAL-PAZ, 2008). Os resultados mostraram que a areia grossa 1 possuía maior porcentagem de grãos maiores que 1 mm (1,7%), em comparação com a areia fina 3 (0,4%). Dessa forma, a areia fina 3 foi selecionada como meio filtrante e a areia grossa 1 como camada de separação.

Apesar de optar-se por seguir o manual do CAWST, a granulometria de meios filtrantes presentes na literatura para FLDs pode variar entre 0,15 e 0,30 mm, para D_{10} , e 1,5 e 5,0, para CU (KUBARE; HAARHOFF, 2010). Apesar de extrapolar as recomendações do CAWST, esses valores se assemelham aos empregados em filtros lentos convencionais (KUBARE; HAARHOFF, 2010). Não obstante, grãos de diâmetro menor ($D_{10} = 0,15$ mm) são recomendados para tratar água destinada ao consumo humano (JENKINS; TIWARI; DARBY, 2011). Dessa forma, o preparo de areia disponível comercialmente usando uma peneira também comercial, ambos de fácil acesso, forneceu um meio filtrante de características adequadas (Areia fina 3: $D_{10} = 0,17$ mm e CU = 2,27).

5.3. Caracterização do meio filtrante e materiais suporte

Na Tabela 9 é apresentado um sumário da caracterização dos materiais de preenchimento dos FLD, de acordo com as análises apresentadas no Item 4.1.4. Mais detalhes sobre os resultados obtidos nos ensaios de caracterização são apresentados no Apêndice B.

Tabela 9. Caracterização dos materiais de preenchimento dos filtros lentos domiciliares.

		Areia fina	Areia grossa	Pedregulho fino	Pedregulho grosso
Granulometria	D ₁₀ (mm)	0,17	0,17	4,90	6,95
	CU	2,27	2,46	1,21	1,45
	% finos	0,2	0,6	0,0	0,0
Massa específica (g cm ⁻¹)		2,65 ± 0,01	2,65 ± 0,01	-	-
Solubilidade em ácido (%)		0,2	0,2	0,0	0,0
Índice de vazios	Mín.	0,70 ± 0,01	0,91 ± 0,02	-	-
	Máx.	0,50 ± 0,01	0,72 ± 0,01	-	-
Porosidade (%)	Mín.	33 ± 0	42 ± 1	-	-
	Máx.	41 ± 0	48 ± 0	-	-

Nota: O número de casas decimais dos valores apresentados não foi padronizado ao longo da tabela, pois, foram seguidas recomendações de apresentação de determinados valores; D_{10} : abertura pela qual 10% da massa do material passa; CU: coeficiente de uniformidade (D_{60}/D_{10}).

Fonte: Autor.

Nota-se que a granulometria dos pedregulhos fino e grosso ultrapassavam o limite máximo exigido pelo método apresentado na NBR 6457:2016 para determinação da massa específica, de 4,8 mm (ABNT, 2016a). O Laboratório do Departamento de Geotecnia da USP de São Carlos não contava com a aparelhagem necessária para realizar os ensaios para granulometrias maiores que 4,8 mm. Portanto, não foi possível determinar a massa específica e, conseqüentemente, o índice de vazios e a porosidade para os pedregulhos. Entretanto, a principal finalidade desses índices era a de calcular o volume de vazios dos materiais a fim de, subsequentemente, determinar o volume de alimentação dos filtros, o que, para os pedregulhos, foi feito de forma empírica durante o preenchimento dos mesmos.

5.3.1. Distribuição granulométrica

As curvas de distribuição granulométrica para todos os materiais de preenchimento dos FLD são apresentadas na Figura 17.

Figura 17. Curvas de distribuição granulométrica dos materiais de preenchimento dos filtros lentos domiciliares.

Fonte: Autor.

A CAWST recomenda para o FLD que o pedregulho fino possua diâmetro entre 0,7 mm e 6,0 mm e o pedregulho grosso entre 6,0 mm e 12,0 mm (CAWST, 2009). Porém, devido a função das camadas suporte ser evitar que a areia adentre a tubulação de

saída, não afetando diretamente na eficiência do sistema, optou-se pela facilitação do preparo em detrimento às recomendações da literatura. Pelos diâmetros das aberturas das peneiras comerciais utilizadas no preparo do material, esperava-se que os diâmetros dos pedregulhos fino e grosso variassem entre 3,7 e 5,5 mm e 12,0 e 15,0 mm, respectivamente, estando parcialmente fora das faixas recomendadas. Entretanto, considerando o D_{10} e D_{90} dos materiais, observou-se que, para o pedregulho fino, 90% dos grânulos foram maiores que 4,9 mm e 90% foram menores que 7,1 mm. Ou seja, 80% da massa de pedregulho fino estava entre 4,9 mm e 7,1 mm, ultrapassando o tamanho máximo recomendado por 1,1 mm. Para o pedregulho grosso, 80% dos grãos apresentaram tamanho entre 6,9 mm e 12,3 mm, ultrapassando o tamanho máximo recomendado por apenas 0,3 mm.

As diferenças entre os diâmetros esperados e os obtidos pode ter ocorrido devido a presença de grãos com estruturas irregulares e angulares que, durante o preparo do material, ficaram retidos, mas, nos ensaios granulométricos passaram por peneiras com aberturas menores, ou vice-versa. Também deve ser levado em consideração que as peneiras comerciais utilizadas no preparo do material não apresentam orifícios com tamanhos tão exatos quanto às peneiras da série ASTM, o que pode ter contribuído para a diferença observada entre os resultados esperados e os obtidos.

Kubare e Haarhoff (2010) apresentam algumas recomendações para a granulometria das camadas inferiores do FLD, de forma a garantir que elas forneçam suporte ao leito de areia e uma drenagem uniforme, com o mínimo de perda de carga, em conformidade com o trabalho de Huisman e Wood (1974). Entre as recomendações, está que a relação D_{90}/D_{10} deve ser inferior a 1,4 para cada camada suporte. Essa relação é atendida pelos pedregulhos finos, que apresentam D_{90}/D_{10} igual a 1,4 e é ultrapassada pelos pedregulhos grossos, que possuem D_{90}/D_{10} igual a 1,8. Os autores indicam também que a relação entre D_{10} da camada inferior e D_{10} da camada superior deve ser inferior a 4, condição atendida entre os pedregulhos ($D_{10\text{ped. grosso}}/D_{10\text{ped. fino}} = 1,4$). Por fim, os autores recomendam que a camada suporte inferior do FLD deve ter o D_{10} maior ou igual ao dobro do diâmetro da abertura da tubulação de saída (KUBARE; HAARHOFF, 2010). No presente trabalho, o D_{10} do pedregulho grosso foi 6,9 mm e a tubulação de saída possuía diâmetro de 25 mm. Entretanto, a entrada da tubulação de saída foi

posicionada há aproximadamente 2 mm do fundo do filtro, impossibilitando, assim, a entrada do material suporte (Figura 6).

Como já mencionado, o preparo feito com o meio filtrante (areia fina 3) possibilitou a obtenção de um material com características consonantes com as recomendações da CAWST e com a literatura (Item 5.2) e o mesmo foi observado para os materiais suporte. Os ensaios granulométricos constataram que, mesmo fazendo uso de peneiras comerciais de baixo custo, é possível atingir granulometrias similares às recomendadas, apresentando-se assim como uma técnica simples e viável para o preparo dos materiais de preenchimento do filtro.

5.3.2. Massa específica e solubilidade em ácido

Os valores típicos de massa específica para areia na filtração lenta convencional são acima de $2,65 \text{ g cm}^{-3}$ (ENGELHARDT, 2012), correspondente a massa específica do quartzo. Dessa maneira, os resultados obtidos são similares aqueles propostos na literatura. Ressalva-se que, por se tratar de um material com granulometria maior que o limite do método (4,8 mm), os pedregulhos não tiveram sua massa específica determinada. Ademais, os resultados obtidos podem ser considerados satisfatórios de acordo com a ABNT NBR 6457:2016, que estipula que os resultados das medições para um mesmo material não devem diferir em mais que $0,02 \text{ g cm}^{-3}$ (ABNT, 2016b). As diferenças observadas foram $0,01 \text{ g cm}^{-3}$, tanto para o meio filtrante quanto para a camada de separação.

Para a solubilidade em ácido, os materiais apresentaram resultados em consonância a NBR 11799:2016 (ABNT, 2016a). Uma vez que nenhum material apresentou solubilidade maior que 0,2% e a norma determina que a solubilidade em ácido não deve exceder 10% para materiais com diâmetro superior a 9,5 mm e 5% para diâmetros inferiores a 9,5 mm (ABNT, 2016a).

5.3.3. Índice de vazios e porosidade

Os índices de vazios máximo e mínimo foram determinados para que se pudesse calcular a porosidade do leito e, subsequentemente, o volume de vazios dos filtros. Como não foram determinadas as massas específicas dos pedregulhos, como mencionado, também não foram determinados os índices de vazios e a porosidade desses materiais.

A porosidade média do meio filtrante foi $37 \pm 4\%$, em consonância com valores comumente apresentados na literatura para FLD, que variam entre 34% e 45% (BRADLEY *et al.*, 2011; ELLIOTT *et al.*, 2008; JENKINS; TIWARI; DARBY, 2011; NAPOTNIK; JELLISON, 2014; YOUNG-ROJANSCHI; MADRAMOOTOO, 2014). Porém, com o início da operação do filtro, a porosidade do meio filtrante pode ser reduzida devido à compactação do leito resultado da pressão hidrostática causada pela água adicionada ao filtro. Napotnik e Jellison (2014) observaram 4% de redução na porosidade do leito de um FLD após três alimentações. Um dos efeitos dessa compactação observada pelos autores foi a redução da taxa de filtração entre 12 e 16% (NAPOTNIK; JELLISON, 2014).

A compactação da areia resulta em, pelo menos, duas questões que devem ser consideradas: i) o volume de alimentação foi calculado usando a porosidade média da areia (Item 5.3.4), independente do efeito de compactação, podendo-se esperar que o volume de água nas camadas de filtração e separação sejam aproximadamente 4% menor (NAPOTNIK; JELLISON, 2014); e ii) os filtros foram alimentados diversas vezes com água do poço da EESC/USP após a sua montagem, para remoção de eventuais sujidades. Portanto, os leitos dos filtros já haviam sofrido compactação antes dos ensaios de determinação da taxa de filtração inicial. Sendo assim, estima-se que a compactação não afetou esses ensaios.

5.3.4. Volume de vazios e de alimentação

O volume de vazios determinado para os FLD foi o volume passível de ser ocupado pela água no interior dos filtros. Este volume foi considerado como o volume de alimentação dos mesmos. Para seu cálculo foram considerados os volumes dos poros dos materiais de preenchimento, o volume no nível mínimo de água no topo do meio filtrante e excluiu-se volume na sessão interna da tubulação de saída (Figura 18). O volume de vazios foi de 16 L e os cálculos para sua definição são apresentados na Figura 18. Esse resultado serviu como base para a determinação dos aspectos operacionais dos FLD apresentados no Item 4.3.

Figura 18. Volume de vazios dos filtros (volume ocupado pela água).

Seção	Área (m ²)	Espessura (m)	Vol. (L)	Vol. vazios (L)
(A) Água estacionária	0,053	0,05	2,65	2,7 ^A
(B) Camada filtrante	0,053	0,5	26,5	9,8 ^B
(C) Camada de separação	0,053	0,05	2,65	1,2 ^C
(D) Camadas suporte	0,053	0,125	6,63	2,6 ^C
(E) Tubulação de saída	0,00071	0,4	0,28	0,3 ^{A, D}
Total				16

Nota: ^A determinado pela geometria da seção; ^B determinado pela porosidade média dos materiais; ^C determinado empiricamente; ^D o volume da tubulação de saída foi subtraído dos demais.

Fonte: Autor.

A importância da relação entre o volume de vazios e o volume de alimentação advém da influência do período de pausa sobre a eficiência do FLD intermitente (ELLIOTT *et al.*, 2008). Como apresentado na revisão bibliográfica, o período de pausa é o tempo em que a água fica em repouso no interior do FLD, que se dá entre o fim da filtração de um volume e a próxima adição de água (CAWST, 2009). Durante o período de pausa, a atividade microbiológica do filtro, que ocorre ao longo de todo o leito (WANG *et al.*, 2016), atua na remoção das impurezas da água (JENKINS; TIWARI; DARBY, 2011; TUNDIA; AHAMMED; GEORGE, 2016). Portanto, se o volume adicionado fosse maior que 16 L, uma parcela da água passaria pelo filtro sem ser submetida aos efeitos do período de pausa, o que poderia reduzir a eficiência do sistema (BAUMGARTNER; MURCOTT; EZZATI, 2007; ELLIOTT *et al.*, 2008; NAIR; AHAMMED; DAVRA, 2014; TUNDIA; AHAMMED; GEORGE, 2016).

Apesar das recomendações de que o volume de alimentação seja igual, ou menor, que o volume dos poros do meio filtrante (CAWST, 2009; ELLIOTT *et al.*, 2008), aplicar uma alimentação com volume reduzido visando maior qualidade da água filtrada resulta, inevitavelmente, na redução da produção diária. Dessa forma, no presente trabalho, optou-se por considerar todo o volume comportado no filtro por dois motivos: i) do ponto de vista da pesquisa, alimentar um volume menor que os 16 L tornaria impossível determinar a influência do período de pausa sobre a eficiência dos modelos

de FLD em questão, devido à mistura da água de diferentes alimentações no interior do filtro; e, mais importante, ii) do ponto de vista de aplicabilidade da tecnologia, caso fosse considerado apenas o volume de vazios do meio filtrante, o volume de alimentação seria de, no máximo, 11 L (considerando a camada de separação como meio filtrante - Item 5.2). Uma redução de 31% na produção. Essa queda considerável do volume de água produzido poderia comprometer seriamente a viabilidade e aceitação da tecnologia, pois, pouco benefício provém de fornecer água com qualidade suficiente, porém, em volume insuficiente.

Vale ressaltar, ainda, que o volume definido para a alimentação dos filtros foi coerente com valores de outros estudos. Por exemplo, estudos que utilizaram o FLD modelo V10 do CAWST realizaram, usualmente, alimentações de 12 L, volume equivalente ao volume de vazios do meio filtrante de tal modelo (CAWST, 2009; CHAN *et al.*, 2015; WANG *et al.*, 2014). Outros estudos realizaram alimentações com maiores volumes como 20 L e 40 L (ELLIOTT *et al.*, 2008; JENKINS; TIWARI; DARBY, 2011; LYNN *et al.*, 2013).

5.4. Seleção do modelo de difusor

A seleção do difusor mais apropriado foi feita de forma progressiva e iniciou-se com o teste de um modelo baseado nas recomendações do CAWST (CAWST, 2009). Tal modelo continha 49 furos de 3,0 mm espaçados 2,5 cm entre si (Figura 10). Entretanto, o uso de tal difusor resultou em uma taxa máxima de filtração (TMF) de $15,7 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ($665,5 \text{ L m}^{-2} \text{ h}^{-1}$), ultrapassando as recomendações de $9,6 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$, com o máximo aceitável de $10,8 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$ ($400,0 \text{ L m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ e $450,0 \text{ L m}^{-2} \text{ h}^{-1}$, respectivamente) (CAWST, 2009).

A diferença entre a TMF obtida e a recomendada foi atribuída à diferença no diâmetro da tubulação de saída entre os dois modelos de FLD. O filtro do CAWST conta com uma tubulação de saída de 10 mm de diâmetro, enquanto a do presente trabalho tem 25 mm de diâmetro (CAWST, 2009). Kennedy *et al.* (2012) demonstraram o efeito de diferentes diâmetros de tubulação de saída sobre a taxa de filtração dos FLDs. Os autores observaram que a redução do diâmetro de 0,5" (13 mm) para 0,25" (6 mm) resultou em uma redução de 43% na taxa de filtração do FLD limpo (KENNEDY *et al.*, 2012). Dessa forma, apesar de não se ter realizado um estudo específico para que essa

hipótese fosse confirmada, o fato de a TMF obtida ter sido 64% maior que a recomendada se deveu, provavelmente, a menor perda de carga na tubulação de saída dos FLDs do presente estudo, quando comparados ao modelo CAWST (CAWST, 2009).

Por esse motivo foi-se gradualmente reduzindo o número de furos e, posteriormente, o diâmetro destes até que se encontrasse uma disposição que permitisse uma TMF aceitável (Figura 11). As Figuras Figura 19 e Figura 20 apresentam as variações das taxas de filtração ao longo de uma corrida de filtração para os modelos de difusor com orifícios de 3,0 mm e 1,5 mm, respectivamente.

Figura 19. Variação da taxa de filtração para modelos de difusor com furos de 3 mm

Nota: A linha pontilhada na horizontal indica o valor de referência, recomendado em CAWST (2009), de $9,6 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$.

Fonte: Autor.

Todos os difusores com furos de 3,0 mm de diâmetro resultaram em taxas de filtração maiores que a recomendada. Apenas o difusor com 1 furo de 3,0 mm resultou em uma TMF de $10,7 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$ ($446,4 \text{ L m}^{-2} \text{ h}^{-1}$), valor abaixo do máximo aceitável (CAWST, 2009). Apesar do valor aceitável, a aplicação do difusor com apenas um orifício foi ponderada como passível de gerar complicações durante a operação (e.g. entupimento). Além disso, o uso de apenas um orifício não faria do sistema de distribuição de água um difusor, considerando que a água adentraria o FLD de forma

concentrada (por um orifício) e não de forma difusa (por vários orifícios). Portanto, optou-se por reduzir o diâmetro dos orifícios.

Figura 20. Variação da taxa de filtração para modelos de difusor com furos de 1,5 mm

Nota: A linha pontilhada na horizontal indica o valor de referência, recomendado em CAWST (2009), de $9,6 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$.

Fonte: Autor.

Dentre os modelos com furos de 1,5 mm de diâmetro, apenas o difusor com três furos resultou em uma TMF abaixo do recomendado pela CAWST de $8,0 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$ ($333,4 \text{ L m}^{-2} \text{ h}^{-1}$). Entretanto, considerando que a taxa de filtração tende a diminuir com o decorrer da operação devido ao acúmulo de partículas e desenvolvimento da camada microbiológica (ELLIOTT *et al.*, 2008), optou-se por adotar o difusor com 4 furos de 1,5 mm de diâmetro, que resultou numa TMF de $10,6 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$ ($440,7 \text{ L m}^{-2} \text{ h}^{-1}$). Apesar de estar acima do valor recomendado, a TMF do difusor escolhido estava abaixo do valor máximo aceitável. Outro fator que influenciou na escolha do difusor foi o ensaio preliminar de variação da taxa de filtração para o FLD-b. A TMF do FLD-b se apresentou também entre o valor recomendado e o valor máximo aceitável pelo CAWST, sendo $10,2 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$ ($423,8 \text{ L m}^{-2} \text{ h}^{-1}$). Dessa forma, lançando-se mão do uso do difusor com quatro furos de 1,5 mm de diâmetro, seria possível operar ambos os modelos de FLD com TMF semelhantes, $10,6 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$ e $10,2 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$, para o FLD-d e o FLD-b, respectivamente.

Após os ensaios preliminares para a seleção do difusor, ensaios mais completos, em triplicata, foram realizados para melhor caracterizar o comportamento da taxa de filtração com o decorrer da corrida de filtração, para ambos os modelos de FLD. Uma discussão mais detalhada a respeito da taxa de filtração é apresentada.

5.5. Caracterização do escoamento dos FLD

A seção de ensaios de caracterização do escoamento conta com as discussões referentes aos ensaios de taxa de filtração e ensaios com traçador realizados com os FLD.

5.5.1. Taxa de filtração inicial

Para uma caracterização mais compreensiva da taxa de filtração, ensaios em triplicata foram realizados com as réplicas de ambos os modelos. As curvas médias (e desvios padrão) da variação da taxa de filtração com o decorrer do tempo dos 6 ensaios realizados para cada modelo (3 para cada réplica) são apresentadas na Figura 21. É importante ressaltar que os ensaios foram realizados com os filtros limpos.

Figura 21. Variação da taxa de filtração ao longo da corrida de filtração (filtros limpos) para os Filtros Lentos Domiciliares com difusor (FLD-d) e o Filtros Lentos Domiciliares com boia (FLD-b)

Nota: A linha pontilhada na horizontal indica o valor de referência, recomendado em CAWST (2009), de $9,6 \text{ m}^3 \text{m}^{-2} \text{dia}^{-1}$.

Fonte: autor.

Os ensaios realizados permitiram determinar de forma mais exata as TMFs dos FLDs, que diferiram dos valores observados nos ensaios preliminares, FLD-d apresentou TMF média maior que a preliminar e FLD-b, menor. Para o FLD-d, a TMF média foi $12,0 \pm 0,8 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ($498,2 \pm 34,5 \text{ L m}^{-2} \text{ h}^{-1}$), 13% maior que a TMF de $10,6 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, obtida preliminarmente. A TMF para o FLD-d variou entre $11,1 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ e $13,0 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, essa diferença pode ser observada no desvio padrão no topo da curva de FLD-d na Figura 21. Uma das réplicas do FLD-d apresentou TMF média $11,6 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ e a outra $12,3 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, entretanto, não houve diferença significativa entre cada unidade (p-valor = 0,55). Os FLD-b apresentaram um comportamento mais estável quando comparados aos FLD-d, vide o menor desvio padrão na Figura 21. A TMF média para os FLD-b foi $9,0 \pm 0,3 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ($375,8 \pm 12,8 \text{ L m}^{-2} \text{ h}^{-1}$), 11% menor que a TMF observada no ensaio preliminar. A média para cada réplica foi $9,0 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ (p-valor = 0,83).

Comparando os modelos, os FLD-d apresentaram TMF média 33% maior que a TMF média dos FLD-b. Essa diferença foi atribuída à maior carga hidráulica nos FLD-d. Enquanto a boia controlava a entrada da água nos FLD-b, fechando a entrada para o filtro quando o nível de água atingia 15 cm acima do leito, os furos dos difusores não exerciam o mesmo papel nos FLD-d. As colunas de água acima dos orifícios foram responsáveis pela carga hidráulica que resultou na taxa máxima de filtração mais elevada. Além disso, o uso da boia tornou os FLD-b menos susceptíveis a variações na taxa de filtração em função do volume de água vertido no filtro.

O motivo inicial para a seleção do difusor com 4 furos de 1,5 mm de diâmetro foi a semelhança na TMF com o FLD-b, observada nos ensaios preliminares. A análise mais detalhada, apresentada nessa seção, mostrou, entretanto, que as TMFs do FLD-d e FLD-b diferem mais do que previamente estimado. Apesar dos resultados divergentes, optou-se por manter do difusor selecionado nos ensaios preliminares (4 furos de 1,5 mm de diâmetro). Ainda que os FLD-d tenham apresentado TMF acima das recomendações da CAWST (CAWST, 2012), taxas mais elevadas foram reportadas na literatura, sem grandes perdas no desempenho dos filtros. Por exemplo, Elliott *et al.* (2015) operaram filtros com taxas máximas variando entre 16,8 e $21,6 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$. Além disso, Kubare e Haerhoff (2010) argumentaram que, operando os filtros com períodos de pausa adequados, é possível fazer uso de TMFs mais elevadas, variando entre $24 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ a $96 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, sem comprometer a qualidade do tratamento.

Outro fator que influenciou a decisão de se manter o difusor escolhido foi o fato de o tempo de filtração médio ter sido semelhante para os dois modelos. É possível observar na Figura 21 que, apesar das diferenças nas TMFs, as curvas dos FLDs se sobrepõem logo após os 50 min de filtração e seguem sobrepostas até o fim da corrida de filtração. Os tempos médios necessários para que fossem filtrados um volume de alimentação (16 L) foi 2 h 22 min $\pm$ 4 min e 2 h 24 min $\pm$ 3 min para FLD-d e FLD-b, respectivamente ($p = 0,41$; Teste de T não pareado). A capacidade do FLD-b em manter a TMF constante por aproximadamente 30 min foi responsável pela proximidade nos tempos de filtração entre os dois modelos, apesar das diferenças na TMF. A importância do tempo de filtração está relacionada ao período de pausa, discutido a seguir.

5.5.2. Período de pausa

O período de pausa tem início quando a corrida de filtração acaba e termina quando uma nova adição de água é feita, intervalo de tempo durante o qual a água no interior do filtro não é perturbada (CAWST, 2009). Dessa forma, com os dois modelos de FLD apresentando tempos de corrida de filtração semelhantes, ambos apresentariam também períodos de pausa semelhantes, o que eliminaria uma variável no momento de comprar os modelos.

Ao descontar-se o tempo de filtração (aproximadamente 2h 20min) dos intervalos de alimentação (14h e 5h) foram obtidos dois períodos de pausa diferentes: o mais longo, de aproximadamente 11h 40 min, entre a última alimentação de um dia e a primeira alimentação do dia seguinte, e o mais curto, de aproximadamente 2 h e 40 min, entre alimentações realizadas no mesmo dia. Como já mencionado, o período de pausa é crucial para o funcionamento do FLD intermitente e quanto maior o sua duração, melhor a eficiência do FLD, principalmente na remoção de vírus e bactérias (BAUMGARTNER; MURCOTT; EZZATI, 2007; ELLIOTT *et al.*, 2008; NAIR; MANSOOR AHAMMED; DAVRA, 2014; TUNDIA; AHAMMED; GEORGE, 2016). Entretanto, o uso de longos períodos de pausa, apesar de aumentar a eficiência do tratamento, compromete o volume de produção diário. Dessa forma é preciso se encontrar um equilíbrio entre a qualidade e a quantidade de água produzida. Em todo caso, os períodos de pausa obtidos foram consonantes com valores apresentados na literatura (CHAN *et al.*, 2015;

JENKINS; TIWARI; DARBY, 2011; WANG *et al.*, 2014). Os efeitos do período de pausa sobre a eficiência dos FLDs são apresentados no Item 5.7.3.7.

É importante ressaltar que as durações dos períodos de pausa apresentadas nessa seção são consideradas as durações máximas, pois, foram determinadas com os filtros limpos. Com o decorrer da operação, a taxa de filtração tende a reduzir, consequentemente, o tempo para a filtração aumenta e o período de pausa é reduzido (KUBARE; HAARHOFF, 2010). Entretanto, apesar da importância do período de pausa para a eficiência do tratamento, essa redução está associada ao desenvolvimento microbiológico no leito no FLD. Sendo assim, independentemente da redução do período de pausa, com o decorrer da operação a eficiência do sistema aumenta (ELLIOTT *et al.*, 2008; NAIR; MANSOOR AHAMMED; DAVRA, 2014; TUNDIA; AHAMMED; GEORGE, 2016).

5.5.3. Ensaio com traçador

Ensaio com o traçador NaCl foram realizados com o intuito de determinar se os escoamentos dos FLDs se aproximam mais à um escoamento pistonado ou à uma mistura completa. A relevância dessa caracterização se dá pelo fato do escoamento pistonado favorecer o desempenho de processos biológicos, potencializando a eficiência dos FLDs (BALLYK; SMITH, 1999). Além disso, o tempo de retenção da água nos poros da areia é fortemente dependente das características do escoamento (KUBARE; HAARHOFF, 2010). Com um escoamento pistonado, toda a água tem o mesmo tempo de contato com a areia (KUBARE; HAARHOFF, 2010).

As curvas médias de concentração do traçador são apresentadas na Figura 22, para o FLD-d, e na Figura 23, para o FLD-b. Os eixos das abscissas foram apresentados na forma de “volume de vazios”, em que cada unidade corresponde à saída de 16 L de água do filtro (Item 5.3.4). Após duas alimentações iniciais com solução traçadora ($100 \text{ mg NaCl L}^{-1}$), foram realizadas 3 alimentações com água do poço (0 mg NaCl L^{-1}), até que todo o traçador fosse removido. Cada alimentação foi realizada após o fim da filtração da alimentação anterior.

Figura 22. Curva resultante dos ensaios traçadores para o Filtro Lento Domiciliar com difusor (FLD-d).

Fonte: Autor.

Figura 23. Curva resultante dos ensaios traçadores para o Filtro Lento Domiciliar com boia (FLD-b).

Fonte: Autor.

Ambos os modelos de filtro apresentaram curvas similares. Houve um aumento na concentração do traçador, começando um pouco antes do primeiro volume de alimentação ter sido filtrado ($x = 1$), e atingindo mais de 90% da concentração do traçador antes do segundo volume de alimentação ter sido filtrado ($x = 2$). A maior concentração de traçador foi observada logo antes da redução acentuada. Tanto o aumento quanto a redução da concentração de traçador ocorrendo no intervalo de um

volume de alimentação são característicos de escoamentos tendendo ao pistonado (ELLIOTT *et al.*, 2008). Resultados semelhantes foram reportados (ELLIOTT *et al.*, 2008; LYNN *et al.*, 2013; SOUZA FREITAS; SABOGAL-PAZ, 2020; TERIN; SABOGAL-PAZ, 2019; WANG *et al.*, 2016).

É importante ressaltar que, como apresentado no Item 5.3.4, os 16 L de alimentação consideram o nível de água constante acima do meio filtrante. Dessa forma, quando uma alimentação era feita, essa água que já estava no interior do filtro se misturava com a água recém adicionada. No caso da primeira alimentação, isso pode ter ocasionado na diluição da solução traçadora e na sua saída antes de um volume de alimentação ter sido completamente filtrado. Por outro lado, quando foi feita a primeira adição de água do poço, após as adições de solução traçadora, essa mistura pode ter retardado a queda da concentração de traçador na água filtrada. A diluição da solução traçadora também pode ter sido responsável por não se ter atingido concentração máxima de 100 mg L^{-1} de NaCl na água filtrada. Em média, para o FLD-d a concentração máxima observada foi $99,4 \text{ mg L}^{-1}$ e, para FLD-b, $97,6 \text{ mg L}^{-1}$.

Entretanto, outros fatores podem ter tido tanto efeito sobre as curvas quanto a diluição do traçador. Isso porque Elliot *et al.* (2008) e Kennedy e Timothy (2013) removeram a água no topo da camada filtrante antes do início de seus ensaios com traçador, evitando assim a diluição do mesmo, entretanto, curvas obtidas por esses autores tiveram comportamento semelhante as do presente estudo. A eventual existência de caminhos preferenciais e a difusividade do sal na água podem ter afetado o escoamento dos FLD. Ambas podem ter sido responsáveis pelas saídas adiantadas do traçador, antes de um volume de alimentação (MAHAFFY *et al.*, 2015). É razoável afirmar que a combinação de todos esses fatores teve efeito sobre as curvas obtidas, uma vez que, provavelmente, todos ocorreram simultaneamente dentro dos FLD.

Além disso, os trechos das curvas localizados logo após a saída de um volume de alimentação - momento no qual uma nova adição de água era feita e a taxa de filtração aumentava rapidamente - apresentaram maior instabilidade, para ambos os modelos. Essa instabilidade ficou mais evidente após o terceiro e o quarto volumes de vazios no FLD-b. Isso ocorreu provavelmente porque o aumento abrupto da taxa de filtração ocasionou o arraste das moléculas de traçador que haviam se difundido nos poros da areia e dos pedregulhos. Finalmente, é possível notar um comportamento mais errático

na curva média dos FLD-b, vide os maiores desvios padrão na Figura 23 e na Tabela 10, o que indica que a entrada de água pelo orifício equipado com a boia, por ser mais lenta, pode ter favorecido a mistura das águas adicionada e a que já estava no interior dos filtros e a difusividade do traçador.

Os valores do MDI e mMDI, métodos numéricos para determinar se o escoamento se assemelha mais a um escoamento pistonado ideal ou a uma mistura completa ideal, são apresentados na Tabela 10.

Tabela 10. Índice de Dispersão de Morril (MDI) e Índice de Dispersão de Morril modificado (mMDI) para cada modelo de filtro.

Filtro	MDI		mMDI	
	Média	DP	Média	DP
FLD-d	2,23	0,04	2,55	0,05
FLD-b	2,64	0,25	2,66	0,13

Nota: FLD-d = Filtro Lento Domiciliar com difusor; FLD-b = Filtro Lento Domiciliar com boia; DP = desvio padrão.

Fonte: Autor.

A Agência Estadunidense de Proteção Ambiental (USEPA) considera que um reator tem seu escoamento pistonado efetivo quando seu MDI é menor que 2 (USEPA, 1986). Por essa classificação, nenhum dos FLDs poderia ser considerado como escoamento pistonado, pois, todos os filtros apresentaram MDI acima de 2,0. Os valores obtidos também estão acima do que é reportado na literatura para filtros lentos em escala domiciliar, que variam entre 1,3 e 1,9 (BRADLEY *et al.*, 2011; ELLIOTT *et al.*, 2008; KENNEDY *et al.*, 2013; LYNN *et al.*, 2013; TERIN; SABOGAL-PAZ, 2019; YOUNG-ROJANSCHI; MADRAMOOTOO, 2015). A presença de caminhos preferenciais e a diluição e difusividade do traçador podem ter sido responsáveis pelo valor maior que a faixa relatada na literatura. Vale ressaltar, no entanto, que houve diferenças entre os ensaios realizados e algumas das publicações supracitadas. Por exemplo, Bradley *et al.* (2011) e Young-Rojanschi e Madramootoo (2015) estudaram filtros em escala de bancada, enquanto Elliott *et al.* (2008) e Kennedy *et al.* (2013) removeram a água estacionária, como já mencionado, e alimentaram os filtros de forma contínua utilizando bombas. Além disso, considerando a escala do MDI, que vai de 1 (escoamento pistonado ideal) a 22 (mistura completa ideal) (TCHOBANOGLIOUS; LOUIS; STENSEL, 2003), observa-se que os escoamentos em ambos os modelos de filtro se comportam tendendo ao escoamento pistonado ideal.

Como mencionado o mMDI foi proposto por Lynn et al. (2013) e considera o volume da solução traçadora, que é desconsiderada no cálculo do MDI (LYNN *et al.*, 2013; TCHOBANOGLIOUS; LOUIS; STENSEL, 2003). Por levar em consideração o volume de alimentação, a faixa de variação do mMDI não é universal, mas, depende das características dos filtros e deve ser calculada. Para os filtros do presente estudo, a escala do mMDI variou entre 2,33 (escoamento pistonado) a 22 (escoamento com mistura completa). Assim, tanto o FLD-b como o FLD-d apresentaram índices mMDI próximos ao escoamento pistonado ideal: 2,66 e 2,55, respectivamente. Assim como para o MDI, o FLD-b apresentou desvio padrão maior que o FLD-d. Os valores foram consistentes com os obtidos por Lynn et al. (2013). Sabogal-Paz et al. (2020) obtiveram valor de mMDI = 0,95, consideravelmente inferior aos observados neste estudo, no entanto, os autores avaliaram um FLD em escala da bancada, com volume de alimentação de 1 L, o que possivelmente explica a discrepância com os resultados do presente estudo.

Tanto pela análise dos gráficos quanto pela análise dos índices de dispersão, os escoamentos dos filtros apresentaram características mais próximas do escoamento pistonado. Dessa forma, o escoamento dos FLDs foi considerado adequado. Apesar de não se ter obtido um MDI que permitisse caracterizar o escoamento como pistonado efetivo, de acordo com a USEPA, optou-se por não fazer nenhuma intervenção nos FLD em busca de um menor MDI. Tendo em vista uma abordagem voltada para a facilidade de construção, aceitação e operação dos FLDs, uma intervenção no escoamento dos filtros foi considerada desfavorável por possivelmente aumentar a complexidade de construção ou operação dos mesmos.

5.6. Água de estudo e pré-tratamento

O pré-tratamento, sedimentação de 24 horas seguido de passagem pela manta sintética, foi empregado com o objetivo de reduzir a turbidez da Água Bruta antes de adicioná-la aos FLDs, dadas as suas limitações no tratamento de águas com turbidez maior que 50 UNT (CAWST, 2009). Apesar do limite do FLD ser de 50 UNT, foi visada uma turbidez remanescente de aproximadamente 10 UNT na Água Pré-tratada. Isso porque os padrões restritos de potabilidade do Brasil podem ser difíceis de serem alcançados pelos FLDs se a água de entrada possuir turbidez muito acima de 10 UNT (BRASIL, 2021;

SABOGAL-PAZ *et al.*, 2020). A caracterização da Água Bruta e Água Pré-tratada, taxas de remoção/variação do pré-tratamento e p-valores dos testes de Wilcoxon comparando água bruta e água clarificada são apresentadas na Tabela 11. É importante ressaltar que devido ao extenso tempo de operação e as oscilações dos parâmetros avaliados, pela origem natural das águas, foram obtidos valores médios com desvios padrão elevados.

Tabela 11. Caracterização das Águas Bruta e Pré-tratada, porcentagens de remoções/variações médias do pré-tratamento e p-valor para o teste de Wilcoxon comparando as águas.

Parâmetro	Água Bruta	Água Pré-tratada	Redução/variação	
	Média $\pm$ DP	Média $\pm$ DP	Média $\pm$ DP	p-valor ¹
Turbidez (UNT)	26,7 $\pm$ 25,5	13,0 $\pm$ 14,3	46,2 $\pm$ 23,4 %	<0,001
Cor Aparente (UH)	79,4 $\pm$ 54,7	61,2 $\pm$ 43,1	20,9 $\pm$ 19,4 %	<0,001
Coliformes totais (UFC 100 mL ⁻¹)	9437 $\pm$ 5616	5094 $\pm$ 4199	0,28 $\pm$ 0,32 Log	<0,001
<i>Escherichia coli</i> (UFC 100 mL ⁻¹)	912 $\pm$ 1263	322 $\pm$ 476	0,39 $\pm$ 0,34 Log	<0,001
COD ² (mg L ⁻¹)	2,4 $\pm$ 0,8	2,0 $\pm$ 0,8	12,2 $\pm$ 37,7 %	<0,001
Tamanho de partícula (nm)	476,1 $\pm$ 269,1	294,6 $\pm$ 83,5	29,4 $\pm$ 26,7 %	0,005
pH	6,9 $\pm$ 0,1	7,0 $\pm$ 0,1	-1,8 $\pm$ 2,1 %	<0,001
Condutividade (S m ⁻¹)	49,0 $\pm$ 7,6	48,3 $\pm$ 7,2	1,2 $\pm$ 4,9 %	0,037
Oxigênio dissolvido (mg L ⁻¹)	7,7 $\pm$ 0,5	7,8 $\pm$ 0,4	-2,6 $\pm$ 6,4 %	0,007
Cor verdadeira (UH)	32,3 $\pm$ 23,6	31,3 $\pm$ 21,6	0,5 $\pm$ 25,7 %	0,012
Absorbância (λ = 254 nm)	0,1 $\pm$ 0,1	0,1 $\pm$ 0,1	-0,4 $\pm$ 17,7 %	0,431
Alcalinidade parcial (mg CaCO ₃ L ⁻¹)	12,6 $\pm$ 1,9	13,4 $\pm$ 4,6	-8,7 $\pm$ 37,9 %	0,901
Alcalinidade total (mg CaCO ₃ L ⁻¹)	18,8 $\pm$ 2,3	19,8 $\pm$ 6,7	-8,6 $\pm$ 39,0 %	0,996
Potencial zeta (mV)	-13,9 $\pm$ 15,4	-20,4 $\pm$ 1,4	25,4 $\pm$ 91,6 %	0,659
Temperatura (°C)	20,0 $\pm$ 2,5	19,9 $\pm$ 2,5	0,0 $\pm$ 0,1	0,061

Nota:¹ p-valor para o teste de Wilcoxon ou teste t pareado; valores em negrito indicam diferença significativa (p-valor < 0,05); ² COD = Carbono orgânico dissolvido.

Fonte: Autor.

Considerando sua principal função, redução da turbidez, o pré-tratamento proposto se mostrou eficiente, reduzindo em quase 50% a turbidez da Água Bruta, e atingindo turbidez média apenas 3 UNT acima do valor desejado (10 UNT). De acordo com o teste de Wilcoxon, essa redução foi significativa (Tabela 11). Além disso, o pré-tratamento atingiu uma taxa de redução de turbidez de 93,1% e o tamanho das partículas também foi reduzido significativamente.

A remoção de turbidez obtida no pré-tratamento do presente trabalho foi superior a observada em estudo que avaliou o uso de 8 tecidos diferentes como alternativas de baixo custo para o tratamento domiciliar de água (SIWILA; BRINK, 2019). Com 2 duas camadas de tecido (mesmo número de camadas de manta sintética utilizado

no pré-tratamento), Siwila e Brink (2019) obtiveram remoções de turbidez entre 10 e 25%. Para obtenção de uma eficiência semelhante à do presente estudo (46%), os autores precisaram aplicar entre 5 a 8 camadas, dependendo do tecido (SIWILA; BRINK, 2019). Entretanto, é importante ressaltar que, no presente trabalho, não foram avaliadas as contribuições individuais da sedimentação e da passagem pela manta para a eficiência total do pré-tratamento. Um estudo realizado por Kotlarz *et al.* (2009) comparou a sedimentação à passagem de água por tecido (algodão) na remoção de turbidez. Os autores observaram que a passagem por tecido removeu entre 0,8 e 59,8 % de turbidez, enquanto a sedimentação por 24h removeu entre 78,4 e 87,5%, dependendo da turbidez de entrada (KOTLARZ *et al.*, 2009). Tomando este estudo como base, é de se esperar que a sedimentação tenha contribuído mais para a remoção de turbidez que a passagem pela manta.

As diferenças entre as Águas Bruta e Pré-tratada, no que diz respeito à turbidez, são observadas no gráfico de *box-plot* apresentado na Figura 24. Ressalta-se que, apesar de diversos pontos serem considerados como *outliers* na Figura 24, tais pontos não foram excluídos das análises, sendo considerados representativos da água estudada, por esta se originar de um manancial superficial e estar sujeita a oscilações.

Figura 24. *Box-plot* da turbidez da Água bruta e Água Pré-tratada

Nota: As caixas do box-plot possuem linhas inferiores de quartil (Q1 = 25%), linhas do meio de valores medianos (Q2 = 50%) e linhas superiores de quartil (Q3 = 75%). As linhas retas (-|) que se estendem de cada extremidade das caixas são para mostrar os limites inferior e superior dos dados em até 1,5 vezes a faixa interquartil (IQR = Q3 – Q1).

Fonte: Autor.

É notável na Figura 24 que a amplitude da turbidez da Água Pré-tratada foi menor que na Água Bruta, indicativo que o pré-tratamento foi capaz de equalizar a turbidez da água. Outro ponto que chama a atenção é que as medianas foram consideravelmente menores que as médias, tanto para Água Bruta quanto para a Água Pré-tratada. Isso aponta para o fato de que a maior parte das amostras apresentara turbidez abaixo das médias. Entretanto, picos elevados de turbidez, que atingiram 89,1 UNT, foram responsáveis pela média acima de 10 UNT para a Água Pré-tratada.

Antes do pré-tratamento 85,0 % das amostras apresentaram turbidez igual ou menor a 50 UNT e 23,7% apresentaram turbidez igual ou menor a 10 UNT. Após o pré-tratamento, 96,4% das amostras apresentaram turbidez menor ou igual a 50 UNT e 66,1% apresentaram turbidez menor ou igual a 10 UNT. Sendo assim, o número de amostras com turbidez menor ou igual a 10 UNT aumentou em 44,4 % com o pré-tratamento.

Se consideradas as estações chuvosas e de estiagem separadamente, é possível observar que a maior parte das amostras com turbidez acima de 10 UNT foram registradas no período chuvoso, dado o aumento da turbidez da Água Bruta durante esse período. As variações na turbidez no período chuvoso e de estiagem podem ser observadas na Figura 25. Ressalta-se que os períodos de estiagem e chuva foram determinados em função dos meses com maior ($4,6 \pm 2,8$ mm) e menor ($0,5 \pm 0,5$ mm) precipitação, respectivamente.

Durante o período de estiagem no início da operação, a turbidez da Água Bruta se manteve relativamente constante sempre abaixo dos 20 UNT. Com o início do período chuvoso, maiores oscilações foram observadas com a turbidez da Água Bruta atingindo seu máximo de 139 UNT no dia 156. Logo após o fim do período chuvoso, considerado como corrido dia 318, ainda foram observadas oscilações na turbidez da Água Bruta, que foram gradualmente reduzidas, com a presença de alguns picos esporádicos ao fim da operação. É possível observar que a turbidez da Água Pré-tratada acompanha as oscilações da Água Bruta. De fato, observou-se forte correlação positiva entre a turbidez das águas ($n = 278$; $|r_s \text{ crítico}| = 0,12$; $r_s = 0,73$; $p\text{-valor} < 0,001$). Indicando que, como esperado, quanto mais turva a Água Bruta, mais turva a Água Pré-tratada. Essa relação pode comprometer a qualidade da Água Pré-tratada quando o pré-tratamento é

submetido a águas com turbidez elevada, considerando a aplicação da tecnologia. Entretanto, o uso de mais camadas de manta ou a repetição do processo podem aumentar a eficiência da filtração em tecido (SIWILA; BRINK, 2019).

Figura 25. Turbidez da Água Bruta e Água Pré-tratada durante a operação.

Nota: o fundo branco representa o período de estiagem e o fundo cinza representa o período chuvoso; as linhas tracejadas na vertical apresentam valores de referência 10 UNT e 50 UNT.

Fonte: Autor.

Ademais, a correlação de Spearman também comprovou que o sistema de pré-tratamento foi capaz de equalizar a turbidez da Água Pré-tratada até certo ponto, como já apontado. Foi observada uma forte correlação positiva entre a turbidez da Água Bruta e a eficiência do pré-tratamento ($n = 268$; $|r_s \text{ crítico}| = 0,118$; $r_s = 0,47$; $p\text{-valor} < 0,001$). Observação semelhante foi feita por Kotlarz *et al.* (2009), que relataram aumento da eficiência de remoção com o aumento da turbidez da água a ser tratada, após passagem por tecido. De acordo com Siwila e Brink (2019), baixa turbidez é tecnicamente mais difícil de remover sem coagulação (SIWILA; BRINK, 2019). O que explicaria o aumento da eficiência do pré-tratamento com o aumento da turbidez da Água Bruta. Entretanto, essa relação não foi observada por Kotlarz *et al.* (2009) para o processo sedimentação,

o que colocaria, no presente estudo, a manta como principal responsável por equalizar a turbidez da Água Pré-tratada.

Outro parâmetro influenciado pela turbidez da Água Bruta foi a necessidade de limpeza da manta do pré-tratamento. No total foram realizadas 12 limpezas. Enquanto no período de seca foram realizadas 4 limpezas em 202 dias, no período de chuva o número foi o dobro, 8, em 240 dias. Ressalta-se que a limpeza foi realizada de acordo com a necessidade e consistia em lavar a manta com aproximadamente 20 L de água em um balde. Para evitar o comprometimento de 20L de água limpa para a limpeza da manta, recomenda-se ela seja realizada com a própria Água Bruta ou Pré-tratada, o que pode ser uma alternativa viável.

Além da remoção da turbidez, remoções de outros parâmetros também se mostraram significativas (Tabela 11). Dentre os mais relevantes estão a remoção de COD e cor aparente, relacionadas a remoção de matéria orgânica, e as reduzidas, mas, significativas remoções de coliformes totais e *E. coli*. A matéria orgânica e as bactérias removidas estavam, muito provavelmente, associadas às partículas que foram retidas, pois, tecidos possuem poros grandes demais para retenção de tais compostos (SOBSEY, 2002; WHO, 2017).

Apesar de ter-se observado remoção de COD significativa, a absorbância em 254 nm não foi alterada significativamente pelo pré-tratamento. Isso faz sentido uma vez que a absorbância em 254 nm está relacionada a substâncias húmicas dissolvidas na água. Não era de se esperar que o pré-tratamento fosse capaz de remover essa fração da matéria orgânica. Ao invés disso, foi removida a matéria orgânica relativamente mais grosseira. Como resultado, a absorbância específica de luz UV (*specific UV absorbance – SUVA*) da água Pré-tratada foi maior que da Água Bruta, $5,7 \pm 3,1$ e $4,5 \pm 1,8$, respectivamente. Entretanto, ambos os valores foram maiores que 4, o que coloca as duas águas na mesma categoria: de águas com matéria orgânica composta majoritariamente por substâncias húmicas, com elevada presença de estruturas hidrofóbicas e de anéis aromáticos e peso molecular elevado (EDZWALD, 2011). Segundo Edzwald (2011), águas com valores de SUVA > 4 apresentam elevada demanda de cloro, o que não foi observado após a filtração, como abordado no Item 5.8. Estima-se que isso ocorreu devido ao fato de, apesar da razão entre a absorbância em 254 nm e COD ter resultado em valores maiores que 4, esse valor é relativo e ambos os

parâmetros apresentaram reduzida presença nas águas, *i.e.*, foi observada baixa absorvância e baixa concentração de COD.

De acordo com a OMS, tecidos tem o potencial de remover entre 1 e 2 Log de bactérias, no presente estudo, a remoção máxima atingida foi de 1,2 log para ambos coliformes totais e *E. coli* (WHO, 2017). Siwila e Brink (2019), obtiveram remoções coliformes fecais de 0,004 log e 0,49 log após passar uma água contendo 1×10^3 UFC 100 mL⁻¹ por 8 camadas de tecido de algodão escovado e tecido geotextil, respectivamente. Para *E. coli*, na mesma concentração inicial, as remoções foram de 0,048 log e 0,49 log, respectivamente. Usando apenas duas camadas de manta, os resultados aqui apresentados foram ordens de magnitude maiores que os reportados por Siwila e Brink (2019) para o tecido de algodão escovado e próximos aos resultados dos autores para o tecido geotextil. A contribuição das 24h de sedimentação pode ter sido responsável por essa diferença, removendo bactérias associadas ao material sedimentado e por morte natural.

5.7. Operação dos Filtros Lentos Domiciliares

5.7.1. Considerações iniciais

O volume de água produzido por cada unidade do FLD (48 L d⁻¹) pode ser visto como insuficiente quando considerados padrões de consumo em residências ligadas a rede de distribuição de água. Por exemplo, o consumo médio *per capita* de água no Brasil em 2018 foi de aproximadamente 155 L hab⁻¹d⁻¹ (SNIS, 2019), quase 13 vezes maior que a produção *per capita* do FLD considerando o uso de uma unidade para uma família de 4 pessoa (12 L hab⁻¹d⁻¹). Entretanto, estudos relatam que, em localidades que sofrem com a escassez de água, o consumo *per capita* pode ficar abaixo dos 10 L pessoa⁻¹ d⁻¹. Em Bugobero, por exemplo, região rural de Uganda com acesso limitado à água segura, o consumo *per capita* de água era de 7,9 L pessoa⁻¹ d⁻¹ (SUGITA, 2006). Mesmo no Brasil, um estudo realizado em 1996 na vila de Nova União, nordeste do estado de Minas Gerais, registrou um consumo *per capita* médio de 9,0 L pessoa⁻¹ d⁻¹ entre os habitantes que não possuíam uma fonte de água em suas terras (GAZZINELLI *et al.*, 1998).

Ainda, como mencionado anteriormente, de acordo com a estimativa de Howard e Bartram (2003), um FLD produziria água suficiente para as necessidades básicas de 6

peessoas. Howard e Bartram (2003) estimam um volume de $5,5 \text{ L pessoa}^{-1} \text{ d}^{-1}$ para hidratação e $2 \text{ L pessoa}^{-1} \text{ d}^{-1}$ para cocção de alimentos. Apesar do estudo de Howard e Bartram ter sido publicado em 2003, esses valores ainda são utilizados como referência pela OMS (WHO, 2017). Quanto a higiene, os autores argumentam que não é possível definir um volume mínimo de água para tal atividade. Isso porque fatores como a disponibilidade de produtos de limpeza (*e.g.*, sabão) e hábitos pessoais influenciam práticas de higiene tanto quanto a disponibilidade de água (HOWARD; BARTRAM, 2003).

Portanto, dadas circunstâncias de limitação de acesso à água, uma produção de $12 \text{ L pessoa}^{-1} \text{ d}^{-1}$ não é demasiadamente pequena, sendo considerada suficiente para garantir o mínimo para hidratação, preparo de alimentos e, de forma limitada, higiene pessoal (*e.g.*, higienização das mãos). No entanto, em locais em que acesso à água não é um fator limitante, recomenda-se o uso de mais de uma unidade operando em paralelo para aumento da produção diária. Evidentemente, existem limitações físicas e econômicas quanto ao emprego de várias unidades de FLD, mas, dentro de certos limites, essa pode ser uma alternativa à relativa baixa produção diária de água. Outra alternativa seria o aumento da frequência de alimentação, uma opção que apresenta potencial de impactar negativamente a qualidade da água e deve ser ponderada com cuidado.

5.7.2. Parâmetros operacionais

5.7.2.1. Taxa máxima de filtração

A taxa de filtração é parâmetro chave para todo processo de filtração (KUBARE; HAARHOFF, 2010). Por se tratar de FLDs intermitentes, a taxa de filtração no presente trabalho foi avaliada em função da taxa máxima de filtração (TMF), medida quando o nível de água acima do meio filtrante era máximo (aproximadamente 15 min após a adição de água).

Durante a operação, as TMFs médias foram $5,3 \pm 2,2 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ e $2,7 \pm 1,7 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ para o FLD-d e FLD-b, respectivamente. Para ambos os modelos, a TMF média ficou consideravelmente abaixo dos $9,6 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ recomendados pelo CAWST (CAWST, 2009), inclusive, ficando abaixo de $6,0 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, taxa máxima para filtros lentos convencionais (DI BERNARDO; SABOGAL-PAZ, 2008). Evidentemente, as oscilações ao longo da operação fizeram com que valores mais elevados fossem atingidos. Durante os primeiros dias de operação, o FLD-d apresentou TMF média acima da recomendada pela

CAWST (2009), porém após o dia 57, a TMF se manteve consistentemente abaixo dos $9,6 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$. Em nenhum momento a TMF do FLD-b ultrapassou essa recomendação. Essas variações podem ser observadas na Figura 26.

Figura 26. Taxa máxima de filtração ao longo da operação para (A) Filtro Lento Domiciliar com difusor e (B) Filtro Lento Domiciliar com boia.

Nota: As linhas tracejadas na vertical indicam os dias de manutenção completa dos filtros; a linha pontilhada na horizontal indica o valor de referência, recomendado em CAWST (2009), de $9,6 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$; o fundo branco indica o período de estiagem e o fundo cinza indica o período de chuva.

Fonte: Autor.

Maiores TMFs foram registradas no início da operação, $11,9 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ e $8,9 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ para o FLD-d e FLD-b, respectivamente, e decaíram com o decorrer dos dias (Figura 26). Esse comportamento é característico dos FLDs devido ao seu amadurecimento, *i. e.*, acúmulo de partículas e desenvolvimento microbiológico, e está relacionado ao aumento na remoção de microrganismos (ELLIOTT *et al.*, 2008; MWABI; MAMBA; MOMBA, 2012; NAPOTNIK; BAKER; JELLISON, 2017; NAPOTNIK; JELLISON, 2014; STAUBER *et al.*, 2006). É possível notar um decaimento mais acentuado para FLD-b que para FLD-d. Enquanto FLD-b levou, em média, 20 dias para apresentar uma redução de 50% da TMF, FLD-d levou 76 dias. Tal comportamento era esperado, uma

vez que os filtros foram alimentados com a mesma água e a boia do FLD-b restringia seu escoamento (KENNEDY *et al.*, 2012). Adicionalmente, a queda mais acentuada do FLD-b não refletiu em maior necessidade de manutenção (Item 5.7.5). FLD-b também apresentou valores menos dispersos (Figura 26). Em decorrência do emprego da boia, o nível de água nos FLD-b era sempre o mesmo no momento da medição da vazão (15 cm), o que não ocorria com os FLD-d, que apresentavam nível variável, resultado em maior oscilação nas medições para esse modelo.

Apesar das manutenções, os FLDs não voltaram a atingir valores semelhantes aos iniciais em nenhum momento após os primeiros dias. O mesmo foi observado por Napotnik, Baker e Jellison (2017), operando três modelos distintos de FLD, incluindo o modelo CAWST v10 (CAWST, 2009) durante 9 meses. No presente estudo, como os filtros já haviam recebido água em um número de ocasiões antes do início da operação (*e.g.*, para limpeza após a montagem e nos ensaios preliminares), é de se esperar que essa queda irrecuperável da taxa de filtração não esteja relacionada à compactação do leito, mas sim ao acúmulo de material em maiores profundidades, obstruindo poros em posições que não eram diretamente afetadas pela manutenção.

A TMF do FLD-b foi significativamente menor que a do FLD-d (p -valor < 0.001). Uma menor carga hidráulica, como a do FLD-b, resulta na redução da taxa de filtração, o que permite melhor sedimentação de partículas, maior tempo de contato e reduz o cisalhamento do biofilme (CHAN *et al.*, 2015; JENKINS; TIWARI; DARBY, 2011). Todos esses fatores tem potencial de aumentar a eficiência dos FLDs. De fato, a literatura conta com estudos nos quais o emprego de mecanismos de restrição de escoamento resultara em incremento na eficiência de FLDs (SAWYER; PERRON; COLLINS, 2014; SMITH, 2013). Entretanto, a redução da taxa de filtração por si só não está necessariamente relacionada ao aumento da eficiência do FLD, como observado por Kennedy *et al.* (2012) para remoção de coliformes totais. Não obstante, FLD-b apresentou maior eficiência na remoção de alguns parâmetros, incluindo turbidez e *E. coli*, como será mencionado mais adiante neste documento. Finalmente, foram observadas correlações entre a TMF e eficiência dos FLDs para remoção de determinados parâmetros, apresentados no Item 5.7.4.

5.7.2.2. Perda de carga

A taxa de filtração dos FLDs está inversamente relacionada à perda de carga no leito dos filtros, ou seja, com o aumento da perda de carga ocorre a queda da taxa de filtração. A comparação entre as perdas de carga médias por cm ($\Delta h \Delta L^{-1}$) entre os primeiros 2,5 cm de leito e o restante do mesmo (trecho entre 2,5 cm e 60,5 cm de profundidade, que também inclui a camada de separação e a parte superior da camada suporte), para ambos os modelos de FLD, é apresentada na Figura 27.

Figura 27. Perda de carga média por cm de leito ($\Delta h \Delta L^{-1}$) no topo da camada filtrante (0 - 2,5 cm) e no restante do leito até 60,5 cm de profundidade (2,5 - 60,5 cm) no Filtro Lento Domiciliar com difusor (FLD-d) e Filtro Lento Domiciliar com boia (FLD-b).

Nota: As linhas tracejadas na vertical indicam os dias de manutenção completa dos filtros; o fundo branco indica o período de estiagem e o fundo cinza indica o período de chuva.

Fonte: Autor.

Observou-se maiores perdas de carga por cm de areia ($\Delta h \Delta L^{-1}$) no topo do leito, independente dos modelos de FLD. Tal comportamento era esperado devido à ação superficial de retenção de partículas nos filtro lentos e ao desenvolvimento mais intenso da *schmutzdecke* nessa região (GHEBREMICHAEL; ERGAS; ALCANTAR, 2016; MACIEL;

SABOGAL-PAZ, 2020; RANJAN; PREM, 2018). O mesmo foi relatado por Maciel e Sabogal-Paz (2020), operando filtros semelhantes. Entretanto, no início da operação e após as manutenções completas, essa relação se inverteu, com as perdas de carga por cm de areia nos primeiros 2,5 cm menores que no restante do leito. Isso porque, com o leito limpo, a perda de carga foi causada apenas pela resistência da areia, consequentemente, quanto maior o trecho do leito, maior a perda de carga.

Outro fator que pode ter influenciado na maior perda de carga no topo do leito foi a estratificação vertical que ocorre no momento da montagem dos FLDs (MACIEL, 2018; YOUNG-ROJANSCHI; MADRAMOOTOO, 2015). A areia foi adicionada aos filtros parcialmente preenchidos com água, para evitar bolsões de ar, o que pode ter ocasionado na sedimentação mais veloz de partículas maiores. Dessa forma, os grãos menores de areia se encontravam no topo do leito e contribuíram para a maior perda de carga nessa região. Ademais, o fato da perda de carga não aumentar progressivamente até as manutenções indicadas na Figura 27, como se poderia esperar, está relacionado às manutenções simplificadas (não mostradas na Figura 27), responsáveis pela oscilação dos dados e que evidenciam a contribuição da manta na retenção de material suspenso.

É importante ressaltar que a Figura 27 pode passar a impressão de que as perdas de cargas por cm de leito no FLD-d foram maiores que no FLD-b nos primeiros 2,5 cm. Entretanto, essa diferença está relacionada ao design dos filtros e não a uma maior retenção de material ou maior desenvolvimento microbiológico no FLD-d (MACIEL, 2018). Por não possuir controle de nível, o FLD-d atingia um nível de água máximo que podia chegar a mais que o dobro do nível máximo no FLD-b (32,5 cm no FLD-d *versus* 15 cm no FLD-b). Dessa forma, a comparação entre os modelos a partir da Figura 27 poderia levar a conclusões equivocadas. Para que essa comparação seja mais adequada, foram calculadas as contribuições de cada trecho do leito para a perda de carga total observada nos filtros. Esses dados são apresentados na Figura 28 e permitem também comparar as profundidades entre si para um mesmo modelo de FLD.

Comparando os pontos entre si, é possível observar que, apesar dos primeiros 2,5 cm apresentarem maiores perdas de carga por cm de leito (Figura 27), esse trecho não foi o que apresentou maior contribuição para a perda de carga total dos FLDs. Tal trecho contribuiu em média com $24,6 \pm 14,5\%$ da perda de carga total no FLD-d e $25,3 \pm$

19,1% no FLD-b. Enquanto o segundo trecho (2,5 cm a 17,3 cm de profundidade) contribuiu com $49,8 \pm 12,9\%$ e $52,8 \pm 20,2\%$ para a perda de carga total no FLD-d e FLD-b, respectivamente. Os principais motivos foram: a evidente maior espessura do trecho de leito entre 2,5 e 17,5 cm (6 vezes maior que o primeiro trecho) e o fato da *schmutzdecke* se desenvolver até profundidades maiores que 2,5 cm (LAMON, 2020; WANG *et al.*, 2014). Dessa forma, além de uma maior coluna de areia, esperava-se que o acúmulo de material nos poros da areia desse trecho também fosse intenso, pelo menos na parte superior. Todos os trechos mostraram contribuições para a perda de carga total do leito significativamente diferentes entre si ($p < 0,05$), em ambos os modelos de FLD.

Figura 28. Contribuição de cada trecho para a perda de carga total dos Filtros Lentos Domiciliares com difusor (FLD-d) e boia (FLD-b).

Nota: Nota: As caixas do *box-plot* possuem linhas inferiores de quartil (Q1 = 25%), linhas do meio de valores medianos (Q2 = 50%) e linhas superiores de quartil (Q3 = 75%). As linhas retas (-) que se estendem de cada extremidade das caixas são para mostrar valores mínimos e máximos registrados. Também são apresentados na figura os valores médios.

Fonte: autor.

Comparando os modelos, a contribuição dos primeiros 2,5 cm de leito não foi significativamente diferente entre os filtros (p -valor = 0,87), enquanto o trecho seguinte (2,5 cm a 17,5 cm) contribuiu significativamente mais para a perda de carga total do FLD-b do que fez para o FLD-d (p -valor = 0,05). Já a perda de carga entre 17,5 cm a 32,5 cm apresentou maior contribuição no FLD-d que no FLD-b (p -valor < 0,001). Uma vez

que os filtros foram alimentados de forma idêntica, assume-se que a quantidade de material adicionado a cada modelo tenha sido equivalente. Sendo assim, o maior acúmulo de material entre 17,5 e 32,5 cm de profundidade no FLD-d é consequência de sua maior carga hidráulica e taxa de filtração. Ou seja, os dados do segundo e terceiro trechos de leito indicam que a maior vazão no FLD-d empurrou as impurezas da água para profundidade maior que 17,5 cm. Considerando os demais pontos, as perdas de cargas entre as profundidades 23,5 cm e 47,5 cm não foram diferentes entre os filtros (p -valor = 0,59), enquanto a última camada avaliada, 47,5cm a 62,5 cm, apresentou maior contribuição para a perda de carga total no FLD-d que no FLD-b (p -valor < 0,01), os motivos desse comportamento não foram evidentes.

5.7.2.3. Perfil de Oxigênio dissolvido

Os perfis médios de oxigênio dissolvido para os modelos de FLD são apresentados na Figura 29 na forma de box-plots de cada ponto de tomada de amostras, identificados como suas distâncias (em cm) em relação ao topo da camada filtrante. A principal característica dos perfis é a menor concentração de OD próxima ao topo da camada filtrante. Isso se dá devido a maior atividade microbológica nessa região (WANG *et al.*, 2014) e maior ocorrência de reações químicas capazes de consumir OD (LAMON, 2020).

Quando a água é adicionada aos filtros, os primeiros volumes passam rapidamente por essa região mais ativa, devido a elevada taxa de filtração inicial. Com a redução da taxa de filtração, em decorrência da redução da carga hidráulica, a água passa cada vez mais vagarosamente por essa região, aumentando o tempo de contato e, consequentemente, o consumo de OD. Com o fim da filtração, tem início o período de pausa, durante o qual uma porção da água fica em contato com a região de maior consumo de OD durante longos períodos de tempo (*e.g.*, 11h 40 min). Enquanto isso, a atividade microbológica e o consumo de OD em maiores profundidades é menor (WANG *et al.*, 2014; YOUNG-ROJANSCHI; MADRAMOOTOO, 2015). Sendo assim, temos como resultado um perfil com a menor concentração média de OD na região superior do meio filtrante e maiores concentrações em maiores profundidades.

Figura 29. Perfil médio de oxigênio dissolvido de (A) Filtro Lento Domiciliar com difusor e (B) Filtro Lento Domiciliar com boia. Zero cm no eixo das ordenadas representa a superfície da camada filtrante.

Nota: As caixas do box-plot possuem linhas inferiores de quartil (Q1 = 25%), linhas do meio de valores medianos (Q2 = 50%) e linhas superiores de quartil (Q3 = 75%). As linhas retas (-|) que se estendem de cada extremidade das caixas são para mostrar valores mínimos e máximos registrados (apresentados na figura). Também são apresentados na figura os valores médios.

Fonte: autor.

Ambos os perfis se assemelham aos relatados na literatura para FLD intermitente (MACIEL, 2018; YOUNG-ROJANSCHI; MADRAMOOTOO, 2014, 2015). Apesar dos dados de diferentes pontos de amostragem se sobreporem na Figura 29, é importante ressaltar que estes foram coletados em 52 ocasiões durante 442 dias de operação. Durante este extenso período, um número de fatores pode ter influenciado na concentração de OD no leito dos FLDs como, por exemplo, a manutenção, a temperatura e a qualidade da água de entrada. Como resultado, registraram-se oscilações, por vezes sem motivo evidente, que explicam a amplitude dos dados. Na Figura 29 também é possível constatar que a água na camada estacionária apresentou concentração menor que da Água Pré-tratada, que foi de $7,8 \pm 0,4 \text{ mg L}^{-1}$, equivalente à concentração de saturação (LAMON, 2020). Provável efeito da atividade intensa no topo do meio filtrante. O mesmo foi observado por Young-Rojanschi e Madramootoo (2015), que constataram menores concentrações de OD na água estacionária quanto maiores

fossem os períodos de pausa. Na Figura 30, a variação temporal da concentração de Oxigênio dissolvido de amostras coletadas ao longo do leito do Filtro Lento Domiciliar com difusor (FLD-D) e do Filtro Lento Domiciliar com boia (FLD-b). São apresentadas as concentrações de oxigênio dissolvido médias para todo o tempo de operação.

Figura 30. Variação temporal da concentração de Oxigênio dissolvido de amostras coletadas ao longo do leito do Filtro Lento Domiciliar com difusor (FLD-D) e do Filtro Lento Domiciliar com boia (FLD-b).

Nota: As linhas tracejadas na vertical indicam os dias de manutenção completa dos filtros; o fundo branco indica o período de estiagem e o fundo cinza indica o período de chuva; os valores apresentados na legenda são referentes a posição dos pontos de coleta em relação ao topo do meio filtrante.

Fonte: Autor.

É possível notar na Figura 30 que a concentração de OD no topo do meio filtrante (-2,5 cm) apresentou comportamento descendente com o passar da operação, enquanto os demais pontos no leito se comportaram de forma diferente. De modo geral, a concentração de OD nos pontos abaixo de 2,5 cm de profundidade foi maior no período de estiagem e menor no período chuvoso. O maior aporte de material particulado aos filtros durante o período chuvoso, resultado da maior turbidez na Água Bruta e, consequentemente, na água Pré-tratada (Item 5.6), é apontado como principal responsável por esse comportamento. Isto porque a maior presença de material acumulado pode resultar em um maior consumo de OD, seja pela maior presença de

substrato para atividade microbiológica, seja pela maior ocorrências de reações químicas passíveis de consumir OD (LAMON, 2020). Adicionalmente, o topo do leito também apresentou maior oscilação dos dados (Figura 30) devido ao fato de ser o local onde ocorre maior retenção de material (Item 5.7.2.2), que foi aumentada pelo uso da manta (MACIEL; SABOGAL-PAZ, 2020). Além de ser o local mais afetado pela manutenção, seja simplificada ou completa (MACIEL; SABOGAL-PAZ, 2020; SINGER; SKINNER; CANTWELL, 2017).

Apesar das sobreposições apresentadas na Figura 29 e das oscilações apresentadas na Figura 30, os testes estatísticos de t pareado, ou de Wilcoxon, evidenciaram que os pontos de amostragem diferiram entre si na concentração de OD. Os valores de p para tais testes são apresentados na Tabela 12. De acordo com estes dados, é possível constatar as diferenças significativas entre os pontos amostrais superiores. Entretanto, em profundidades maiores que 17,5 cm, não houve diferença na concentração de OD no FLD-b; para o FLD-d isso foi observado para profundidades maiores que 32,5 cm. Essa diferença entre os modelos pode evidenciar a presença de microrganismos em maiores profundidade no FLD-d, resultado da maior taxa de filtração que forçou as impurezas para maiores profundidades, assunto melhor discutido no Item 5.7.5. Apesar de a literatura contar com publicações que reportam a ocorrência do consumo de OD ao longo de todo o leito do FLD intermitente, esses estudos não recorreram a testes estatísticos para melhor embasar essa afirmação (YOUNG-ROJANSCHI; MADRAMOOTOO, 2014, 2015). Ainda, embora Wang et al. (2014) tenha observado a presença de microrganismos ao longo de todo o leito, propõem-se que, ao menos para os modelos aqui estudados, a provável atividade microbiológica em maiores profundidades não fora suficiente para ocasionar em uma depleção significativa de OD.

Tabela 12. P-valores para os testes pareados t ou Wilcoxon comparando os pontos de amostragem de um mesmo modelo de filtro. Canto inferior esquerdo: Filtro Lento Domiciliar com difusor (FLD-d). Canto superior direito: Filtro Lento Domiciliar com boia (FLD-b).

Pontos	5	-2,5	-17,5	-32,5	-43,5	-60,5
5		<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
-2,5	<0,001		0,002	<0,001	<0,001	<0,001
-17,5	<0,001	0,036		0,243	0,121	0,476
-32,5	<0,001	<0,001	0,024		0,703	0,649
-43,5	<0,001	<0,001	<0,001	0,2951		0,884
-60,5	<0,001	<0,001	<0,001	0,2332	0,884	

Nota: valores em negrito representam diferença significativa (p-valor < 0,05).

Fonte: Autor.

O FLD-d apresentou menor concentração de OD em todos os pontos amostrais ($p < 0,05$), quando comparado ao FLD-b, exceto no ponto -60,5 cm ($p > 0,05$), indicando possível maior atividade microbiológica. Entretanto, isso não se refletiu em maior eficiência do FLD-d, como será exposto mais adiante neste documento. Considerando as taxas máximas de filtração apresentadas no Item 0, pode se inferir que o tempo de filtração do FLD-d foi menor que do FLD-b ao longo da operação, resultando em maiores períodos de pausa e, consequente, maior depleção de OD (YOUNG-ROJANSCHI; MADRAMOOTOO, 2014, 2015). Além disso, a temperatura, assim como a pressão atmosférica, apresenta relação intrínseca com a concentração de OD em água, sendo que quanto menor a temperatura, maior a capacidade de absorção de oxigênio pelo meio líquido (LAMON, 2020). O que pode ter contribuído para menor concentração de OD observada no FLD-d, pois, foi observada temperatura média significativamente maior nas amostras de FLD-d, quando comparadas às amostras de FLD-b (p -valor $< 0,001$).

Finalmente, Young-Rojanschi e Madramootoo (2014, 2015) observaram que quanto maior o período de pausa, maior a depleção de OD no topo da camada filtrante, atingindo condição anóxica em 24 horas de período de pausa. Condições anóxicas não foram atingidas em nenhum momento no presente trabalho, sendo as menores concentrações registradas de $2,4 \text{ mg L}^{-1}$ e $2,3 \text{ mg L}^{-1}$, para o FLD-d e FLD-b, respectivamente. Entretanto, considerando o período de pausa dos FLDs com leite limpo (11 h e 40 min), estima-se que o consumo médio de OD na região de maior atividade microbiológica, em relação à concentração média de OD da Água Pré-tratada, tenha sido de $0,25 \text{ mg L}^{-1}$ e $0,22 \text{ mg L}^{-1}$ por hora, para FLD-d e FLD-b, respectivamente. À essa taxa de depleção, consumo total de OD seria atingido em aproximadamente 31 h e 28 min no FLD-d e 35 h no FLD-b. Esse dado reforça a atenção ao intervalo máximo entre alimentações, uma vez que a ausência de oxigênio pode ocasionar na inibição da camada biológica, majoritariamente aeróbia (CAWST, 2009), comprometendo todo o sistema. Além disso, ambientes com pouco oxigênio são apropriados para redução de nitrato a nitrito (desnitrificação), que é especialmente tóxico para recém-nascidos e foi observada como possível de ocorrer em FLDs (KENNEDY *et al.*, 2012; MURPHY; MCBEAN; FARAHBAKSH, 2010a; WHO, 2017).

5.7.2.4. Temperatura dos FLDs

Durante todo o período de operação foram realizadas medições da temperatura dos filtros nos momentos de alimentação, por meio do termômetro digital cuja sonda foi posicionada na superfície do meio filtrante, bem como da temperatura ambiente. Os dados coletados são apresentados na Figura 31.

Figura 31. Temperatura médias dos Filtro Lento Domiciliar com difusor (FLD-d) e do Filtro Lento Domiciliar com boia (FLD-b).

Nota: O fundo branco indica o período de estiagem e o fundo cinza indica o período de chuva.

Fonte: Autor.

A temperatura no interior dos filtros seguiu, como esperado, o comportamento da temperatura ambiente do Laboratório de Pilotos. Nota-se que houve um aumento durante o período de chuva. A temperatura nos FLDs durante esse período foi, em média, 3 ± 4 °C maior que no período de seca, e essa diferença foi significativa para todos os horários e para ambos os modelos de FLD (p -valores $< 0,001$). Isso pode ter influenciado nas melhores eficiências dos FLD observadas durante período de chuva (discussão abordada mais adiante neste documento). Também é possível observar que às 13h a temperatura dos filtros não foi tão alta quanto a temperatura ambiente, sendo

que nos demais horários as temperaturas externas e interna aos filtros se sobrepuseram com mais frequência na Figura 31. Isso mostra uma possível capacidade de isolamento térmico por parte da estrutura dos filtros. Apesar de maiores temperaturas estimularem a atividade microbiológica nos FLDs (RANJAN; PREM, 2018), esse isolamento pode ser vantajoso por permitir a produção de uma água fresca e mais agradável ao consumo.

Maiores temperaturas internas foram registradas às 18h: $23 \pm 3^{\circ}\text{C}$, para ambos os FLDs. Às 8h a temperatura média registrada foi de $21 \pm 3^{\circ}\text{C}$ e, às 13 h, $22 \pm 3^{\circ}\text{C}$, para ambos os FLDs. Apesar dessa semelhança entre filtros, notou-se haver diferenças significativas entre eles (teste de t pareado), com o FLD-d apresentando temperaturas superiores ($p\text{-valores} < 0,001$). O motivo dessa diferença pode estar na posição dos FLDs dentro do Laboratório de Pilotos ou ainda nos próprios termômetros digitais. Entretanto, ela não pareceu afetar profundamente a eficiência dos FLDs, uma vez que do FLD-d esperar-se-ia uma maior eficiência, quando comparado ao FLD-b, por possuir temperaturas levemente superiores. Na verdade, de acordo com Arnold, Archer e Barkdoll (2016), independentemente da temperatura, com o decorrer da operação a eficiência de FLDs em paralelo se equivalem. Os autores observaram que, apesar de um FLD em menor temperatura (4°C) ser menos eficiente no início da operação, com o tempo, uma comunidade microbiológica adaptada se desenvolveu e o FLD atingiu eficiências de remoção de bactérias equivalentes às de um FLD em temperaturas maiores (27°C) (ARNOLD; ARCHER; BARKDOLL, 2016). A diferença na temperatura observada entre os FLDs no presente trabalho foi quase 20 vezes menor que a registrada por Arnold, Archer e Barkdoll (2016), logo, a ausência de influência sobre a eficiência é justificada. Da mesma forma, quedas na temperatura não foram suficientes para comprometer a eficiência dos filtros, problema que pode ser encontrado em países de clima temperado (ARNOLD; ARCHER; BARKDOLL, 2016). Correlações entre a temperatura dos FLDs e seus respectivos desempenhos são apresentadas e discutidas em conjunto com os dados de remoção, mais adiante neste documento.

5.7.3. Qualidade da água filtrada

5.7.3.1. Visão geral

Os resultados gerais das amostras compostas coletadas durante os 442 dias de operação são apresentados na Tabela 13 na forma de características das Águas Filtradas e taxas de remoção, por modelo de filtro (média $\pm$ desvio padrão).

Tabela 13. Características das águas filtradas e taxas de remoção/variação dos parâmetros avaliados para o Filtro Lento Domiciliar com difusor (FLD-d) e Filtro Lento Domiciliar com boia (FLD-b).

Parâmetro	Média $\pm$ DP		Remoção/ variação média $\pm$ DP	
	FLD-d	FLD-b	FLD-d	FLD-b
Turbidez (UNT)	3,9 $\pm$ 5,0	3,7 $\pm$ 4,9	68,1 $\pm$ 18,1 %	69,4 $\pm$ 20,7
<i>Escherichia coli</i> (UFC 100 mL ⁻¹)	22 $\pm$ 82	19 $\pm$ 84	1,5 $\pm$ 0,7 Log	1,7 $\pm$ 0,8 Log
Coliformes totais (UFC 100 mL ⁻¹)	133 $\pm$ 308	131 $\pm$ 321	1,8 $\pm$ 0,6 Log	1,8 $\pm$ 0,6 Log
<i>Giardia</i> spp. (cistos 48 L ⁻¹)	8 $\pm$ 12	0 $\pm$ 1	2,4 $\pm$ 0,6 Log	2,9 $\pm$ 0,2 Log
<i>Cryptosporidium</i> spp. (oocistos 48 L ⁻¹)	23 $\pm$ 17	20 $\pm$ 18	1,2 $\pm$ 0,4 Log	1,4 $\pm$ 0,6 Log
Cor aparente (UH)	18,7 $\pm$ 19,8	17,6 $\pm$ 19,7	71,7 $\pm$ 18,6 %	73,2 $\pm$ 19,7 %
Cor verdadeira (UH)	12,8 $\pm$ 12,4	12,3 $\pm$ 13,4	62,1 $\pm$ 21,7 %	64,7 $\pm$ 22,8 %
pH	7,1 $\pm$ 0,1	7,1 $\pm$ 0,1	-0,5 $\pm$ 1,3 %	- 1,1 $\pm$ 1,2 %
Absorbância em $\lambda = 254$ nm	0,1 $\pm$ 0,0	0,1 $\pm$ 0,0	48,6 $\pm$ 18,4 %	51,9 $\pm$ 17,7 %
Carbono orgânico dissolvido (mg L ⁻¹)	1,8 $\pm$ 0,6	1,6 $\pm$ 0,8	6,4 $\pm$ 46,4 %	15,7 $\pm$ 36,1 %
Alcalinidade parcial (mg CaCO ₃ L ⁻¹)	13,1 $\pm$ 4,9	13,3 $\pm$ 4,7	1,2 $\pm$ 14,7 %	0,4 $\pm$ 10,7 %
Alcalinidade total (mg CaCO ₃ L ⁻¹)	19,3 $\pm$ 6,9	19,7 $\pm$ 6,8	2,4 $\pm$ 12,6 %	0,5 $\pm$ 10,3 %
Condutividade (S m ⁻¹)	0,5 $\pm$ 0,1	0,5 $\pm$ 0,1	0,0 $\pm$ 0,1 %	0,0 $\pm$ 0,1 %
Oxigênio dissolvido (mg L ⁻¹)	7,7 $\pm$ 0,4	7,8 $\pm$ 0,4	1,9 $\pm$ 10,5 %	0,1 $\pm$ 4,3
Potencial zeta (mV)	-19,2 $\pm$ 1,4	-18,5 $\pm$ 2,0	5,7 $\pm$ 8,6 %	9,2 $\pm$ 9,4 %
Tamanho de partícula (nm)	234,0 $\pm$ 43,7	255,1 $\pm$ 92,2	17,3 $\pm$ 18,8 %	9,0 $\pm$ 40,3 %

Fonte: Autor.

Como observado no pré-tratamento, a oscilação nos valores de entrada ocasionou em valores médios com elevados desvios padrão, tanto considerando a qualidade da água quanto as taxas de remoção. Na Tabela 14 são apresentados os p-valores dos testes estatísticos comparando os modelos de filtro entre si, em função das características das Águas Filtradas e das taxas de remoção, bem como comparando a Água Pré-tratada e as Águas Filtradas.

Pelos dados apresentados nas Tabela 13 e Tabela 14 é possível observar que ambos os modelos de FLD foram capazes de remover significativamente turbidez, bactérias, protozoários e matéria orgânica. Além disso, apresentaram diferença significativa entre si tanto para qualidade das águas filtradas quanto para as taxas de

remoção. O FLD-b se mostrou mais eficiente na remoção de turbidez, cor aparente e *E. coli*, por exemplo. Os resultados da operação dos FLDs são discutidos mais detalhadamente.

Tabela 14. P-valores para testes de Wilcoxon ou t pareado comparando a Água Pré-tratada às águas filtradas pelos Filtros Lentos Domiciliares com difusor (FLD-d) e com boia (FLD-b), comparando as águas filtradas pelos FLDs entre si e comparando as taxas de remoção entre os FLDs.

Parâmetro	Pares			
	Características da água			Remoção
	AP / FLD-d	AP / FLD-b	FLD-d / FLD-b	FLD-d / FLD-b
Turbidez	<0,001	<0,001	0,007	0,004
<i>Escherichia coli</i>	<0,001	<0,001	0,006	<0,001
Coliformes totais	<0,001	<0,001	0,830	0,862
<i>Giardia</i> spp.	N/A	N/A	0,125	0,124
<i>Cryptosporidium</i> spp.	N/A	N/A	0,576	0,450
Cor aparente	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
Cor verdadeira	<0,001	<0,001	0,055	0,078
pH	0,001	<0,001	<0,001	<0,001
Absorbância em $\lambda = 254$ nm	<0,001	<0,001	0,015	0,015
Carbono orgânico dissolvido	0,005	<0,001	0,007	0,172
Alcalinidade parcial	0,167	0,140	0,896	0,352
Alcalinidade total	0,007	0,193	0,399	0,141
Condutividade	0,582	0,036	0,128	0,163
Oxigênio dissolvido	0,045	0,694	0,004	0,069
Potencial zeta	0,007	0,001	0,163	0,311
Tamanho de partícula	0,004	0,096	0,158	0,268

Nota: AP = Água Pré-tratada; N/A = Não aplicável; valores em negrito indicam diferença significativa (p-valor < 0,05).

Fonte: Autor.

Ressalta-se que a maioria dos conjuntos de dados obtidos das análises dos FLDs apresentavam distribuição não-normal, o que é comum para dados ambientais (VON SPERLING, VERBYLA e OLIVEIRA, 2020). Dessa forma, os testes estatísticos utilizados nas comparações dos modelos foram testes não-paramétricos (e.g., teste de Wilcoxon). Tais testes usualmente utilizam valores medianos de conjuntos de dados (VON SPERLING, VERBYLA e OLIVEIRA, 2020) e não valores médios, que podem ser fortemente influenciados por valores atípicos. Adicionalmente, os testes pareados utilizados na comparação dos FLDs são mais sensíveis que testes não pareados (VON SPERLING, VERBYLA e OLIVEIRA, 2020) e podem detectar pequenas diferenças. Isso porque, no caso das comparações dos FLDs, tais testes comparam os valores obtidos no mesmo dia de

análise. Ou seja, por mais que, considerando todo o conjunto de dados, valores médios, ou até mesmo medianos não evidenciem claramente uma diferença, quando comparados dia a dia é possível que fique evidente a melhor eficiência de um modelo em detrimento de outro. Por esse motivo, apesar dos valores médios semelhantes e elevados desvios padrão apresentados na Tabela 13, o residual e a remoção/variação de parâmetros como turbidez, *E. coli* e cor aparente apresentaram diferenças significativas entre os modelos de FLD (Tabela 14). Uma descrição mais detalhada do residual e da remoção/variação de turbidez, *E. coli* e cor aparente, assim como dos demais parâmetros elencados na Tabela 13, são apresentados no apêndice G.

5.7.3.2. Turbidez

A turbidez da Água Pré-tratada foi significativamente reduzida por ambos os FLDs (p -valor $< 0,001$) (Tabela 14). Apesar da turbidez média das águas filtradas não ter alcançado o valor de 1 UNT, estipulada no padrão de potabilidade brasileiro para águas tratadas por filtração (BRASIL, 2021), ela foi menor que 5 UNT, valor aceitável considerando as limitações do tratamento domiciliar de água e padrões organolépticos previstos na legislação brasileira (BRASIL, 2021; WHO, 2017). Adicionalmente, as águas filtradas apresentaram turbidez média menor que 4 UNT, valor abaixo do qual a turbidez não é detectada olho nu quando a água é colocada em um copo, o que reduz as chances de rejeição (WHO, 2017). Ainda, os FLDs foram capazes de produzir água com turbidez tão baixa quanto 0,4 UNT. As variações da turbidez das águas filtradas durante toda a operação, são apresentadas na Figura 32.

Figura 32. Variação da turbidez ao longo do período de operação para a Água Pré-tratada e águas filtradas do (A) Filtro Lento Domiciliar com difusor (FLD-d) e (B) Filtro Lento Domiciliar com boia (FLD-b)

Nota: As linhas pontilhadas na vertical indicam os dias de manutenção completa dos filtros; as linhas tracejadas na horizontal indicam valores de referência de 5 UNT e 1 UNT; o fundo branco indica o período de estiagem e o fundo cinza indica o período de chuva.

Fonte: Autor.

É possível observar na Figura 32 que a maior parte das amostras, para ambos os modelos de FLD, apresentaram turbidez abaixo de 5 UNT com picos que acompanharam os picos de turbidez da Água Pré-tratada, mais comuns no período chuvoso (Item 5.6). A correlação entre a qualidade da água de entrada e a qualidade das águas de saída é discutida mais adiante, assim como outros fatores que se correlacionaram com a eficiência dos FLDs (Item 5.7.4). Fica evidente também na Figura 32 que a turbidez das águas filtradas tende a reduzir entre as manutenções, independente da turbidez da Água Pré-tratada. Isso ocorreu, como esperado, devido ao amadurecimento dos FLDs. O amadurecimento dos FLD é caracterizado pelo desenvolvimento da camada

microbiológica e acúmulo de material particulado mais extensivamente no topo da camada filtrante (ELLIOTT *et al.*, 2008), e, em menor extensão, ao longo de todo o meio filtrante (WANG *et al.*, 2014). Em decorrência desse amadurecimento, há o aumento da atividade microbiológica, redução dos poros do meio filtrante e redução da taxa de filtração, fatores essenciais para a eficiência dos FLDs (ELLIOTT *et al.*, 2008; KENNEDY *et al.*, 2013; TUNDIA; AHAMMED; GEORGE, 2016). O mesmo comportamento foi observado na análise de outros parâmetros no presente estudo, como, coliformes totais e *E. coli*.

O amadurecimento do FLD, entretanto, atinge um ponto em que a obstrução dos poros do meio filtrante é tamanha que a redução da taxa de filtração inviabiliza a produção de água em quantidade suficiente, apesar da melhor qualidade da mesma (SINGER; SKINNER; CANTWELL, 2017). Nesse momento foram realizadas as manutenções completas, que resultaram em queda na qualidade das águas filtradas. Dessa forma, é de interesse que as carreiras de filtração, que são os períodos entre as manutenções, durem o máximo possível (MACIEL; SABOGAL-PAZ, 2020). A manutenção é abordada mais detalhadamente no Item 5.7.5 deste documento.

Na Figura 33 é apresentada, na forma de um histograma, a frequência de amostras com turbidez em intervalos de 2,5 UNT. Nela fica evidente que a maior parte das amostras apresentaram turbidez abaixo de 5 UNT, para ser mais exato, foram 81,9% das amostras do FLD-d e 81,5% das amostras do FLD-b. Além disso, valores abaixo de 1 UNT foram observados para 14,8% das amostras dos FLD-d e 20,0% das amostras dos FLD-b.

Considerando as eficiências de remoção, na Figura 33 também são apresentados gráficos *box-plot* baseados nos dados de remoção de turbidez dos FLDs. As remoções médias ao longo da operação foram $68,1 \pm 18,1\%$ e $69,4 \pm 20,7\%$ para FLD-d e FLD-b, respectivamente (Tabela 13). De acordo com a literatura, as eficiências de remoção de turbidez para FLDs intermitentes tratando águas superficiais, naturais ou simuladas, podem variar entre 78,4% e 96,0% (ELLIOTT *et al.*, 2008; JENKINS; TIWARI; DARBY, 2011; MACIEL; SABOGAL-PAZ, 2020; YOUNG-ROJANSCHI; MADRAMOOTOO, 2014). Jenkins *et al.* (2011) obtiveram taxas de remoção entre 83,5% e 90,8%, dependendo do período de pausa, tratando uma água de rio com turbidez semelhante à da Água Pré-tratada do presente estudo. Da mesma forma, Young-Rojanschi e Madramootoo (2014)

observaram $87,0 \pm 7,0\%$ de remoção de turbidez para FLD intermitente tratando água superficial de lago.

No presente estudo foi observada reduzida eficiência de remoção em eventos de pico na turbidez da Água Pré-tratada o que é apontado como principal fator para a remoção média de turbidez dos FLDs terem sido menores que valores relatados na literatura. Além disso, fatores como temperatura, período de pausa, manutenção e volume de alimentação, entre outros, podem ter influenciado nas eficiências médias de remoção (ELLIOTT, M. A. *et al.*, 2008; JENKINS; TIWARI; DARBY, 2011; KENNEDY *et al.*, 2013; NAIR; AHAMMED; DAVRA, 2014; NAPOTNIK; BAKER; JELLISON, 2017). Apesar disso, foram atingidas remoções de 93,9% e 97,2% pelos FLD-d e FLD-b, respectivamente.

Figura 33. (A) Histograma da frequência de turbidez das amostras das águas filtradas pelos Filtros Lentos Domiciliares com difusor (FLD-d) e pelos Filtros Lentos Domiciliares com boia (FLD-b). (B) *Box-plot* apresentando dados da remoção de turbidez pelo FLD-d e FLD-b.

Nota: As caixas do box-plot possuem linhas inferiores de quartil (Q1 = 25%), linhas do meio de valores medianos (Q2 = 50%) e linhas superiores de quartil (Q3 = 75%). As linhas retas (-) que se estendem de cada extremidade das caixas são para mostrar os limites inferior e superior dos dados em até 1,5 vezes a faixa interquartil (IQR = Q3 – Q1).

Fonte: Autor.

Além das remoções máximas, a Figura 33 também mostra que as medianas das remoções foram 73,2 % e 75,9% para FLD-d e FLD-b, respectivamente. É importante ressaltar que, apesar de não ser apresentado na Figura 33, foram registradas “remoções negativas”, em eventos em que as águas filtradas apresentaram turbidez maior que a

da Água Pré-tratada. Tais eventos foram observados em 1 ocasião para FLD-d (dia 268, com aumento de 9%) e em 3 ocasiões para FLD-b (dias 72, 136 e 198, com aumentos de 7%, 114% e 2%, respectivamente), sempre no dia, ou no dia seguinte, em que a manutenção foi realizada. Eventuais ocorrências em que a água filtrada possuía turbidez maior que a água de entrada também foram observadas por Maciel (2018) utilizando filtros semelhantes. Provavelmente o motivo seja que uma porção da água utilizada na manutenção tenha se mantido no interior do filtro e se misturado com a água adicionada.

Apesar de valores de remoção médias semelhantes, o teste de Wilcoxon mostrou que o FLD-b foi significativamente mais eficiente que o FLD-d (p -valor = 0,004), produzindo água com menor turbidez (p -valor = 0,007) (Tabela 14). A menor carga hidráulica e, conseqüentemente, menor taxa de filtração é apontada como principal responsável pela melhor eficiência do FLD-b, uma vez que esse fator foi o principal diferencial entre os modelos. De fato, FLD-b apresentou taxas máximas de filtração significativamente menores que FLD-d (Item 5.7.2.1). Estudos comparando filtros com diferentes taxas de filtração operados paralelamente mostraram resultados que corroboram com os aqui apresentados: restringir a taxa de filtração pode contribuir para obtenção de água com menor turbidez (CHAN *et al.*, 2015; JENKINS; TIWARI; DARBY, 2011; KENNEDY *et al.*, 2012).

5.7.3.3. Coliformes totais e *E. coli*

A remoção média de coliformes totais foi semelhante para ambos os FLDs, $1,8 \pm 0,6$ log (p -valor = 0,86), valor consonante com a literatura para FLDs (CHAN *et al.*, 2015; LYNN *et al.*, 2013; MACIEL, 2018; TUNDIA; AHAMMED; GEORGE, 2016). Entretanto, considerando estudos nos quais os FLDs foram submetidos a águas superficiais, os FLDs do presente estudo apresentaram desempenho superior (BAUMGARTNER; MURCOTT; EZZATI, 2007; YILDIZ, 2016). Na Figura 34 são apresentadas as remoções médias dos FLDs ao longo da operação.

Figura 34. Remoção média de coliformes totais ao longo do período de operação para (A) Filtro Lento Domiciliar com difusor (FLD-d) e (B) Filtro Lento Domiciliar com boia (FLD-b).

Nota: As linhas tracejadas na vertical indicam os dias de manutenção completa dos filtros; a linha pontilhada na horizontal indica o valor de referência de 1,0 log; o fundo branco indica o período de estiagem e o fundo cinza indica o período de chuva.

Fonte: Autor.

Nota-se na Figura 34 o já bem documentado aumento de eficiência dos FLD durante os primeiros dias de operação, como mencionado para turbidez, que durou até quase o dia 150. Essa tendência também foi observada por Elliott et al. (2008) para remoção de *E. coli* e, segundo os autores, sugere o impacto da maturação causado pelo aumento do tempo de contato devido a uma redução na taxa de filtração, não apenas um aumento na atividade microbológica. Em taxas de filtração mais altas, a água passa mais rápido através da *schmutzdecke* e da areia, resultando em menos exposição à predação e adsorção bacteriana (TUNDIA; AHAMMED; GEORGE, 2016). Portanto, a redução da taxa de filtração ao longo do tempo aumentou a exposição da água aos mecanismos de tratamento.

É possível observar também que a remoção apresentou menor variação no período de chuva, não ultrapassando os 3,0 logs para ambos os FLDs. Com o fim desse período, houve um novo incremento da eficiência, que atingiu os valores máximos registrados de 3,3 log para ambos os FLDs. A remoção atingida pelos FLDs ultrapassou o valor máximo estimado pela OMS para filtros lentos domiciliares intermitentes, que é de 3,0 log (WHO, 2017). Os FLDs não apresentaram variações em suas eficiências

quando os períodos de chuva e estiagem foram comparados (FLD-d: p-valor = 0,80; FLD-b: p-valor = 0,40). Adicionalmente, após o dia 58 as remoções se mantiveram consistentemente acima de 1,0 log, com a ocorrência de alguns eventos esporádicos de queda da eficiência, relacionados principalmente a manutenção simplificada ou completa. Ressalta-se que nenhuma amostra de água filtrada apresentou ausência de coliformes totais, o que condiz com a literatura (BAUMGARTNER; MURCOTT; EZZATI, 2007; CHAN *et al.*, 2015; LYNN *et al.*, 2013; MACIEL, 2018; TUNDIA; AHAMMED; GEORGE, 2016). As concentrações médias em água filtrada 133 ± 308 UFC 100 mL⁻¹ e 131 ± 321 UFC 100 mL⁻¹ para FLD-d e FLD-b, respectivamente (p-valor = 0,83).

De acordo com a legislação brasileira, a água filtrada não se enquadraria nos padrões de potabilidade, uma vez que a GM/MS Nº 888 de 2021 determina a ausência de coliformes totais em 100 mL (BRASIL, 2021). Entretanto, essa medida é destinada a avaliação da eficiência do tratamento e da integridade do sistema de distribuição, e não da potabilidade da água em si (BRASIL, 2021). Complementarmente, a OMS aponta que a presença natural de organismos do grupo dos coliformes totais em corpos d'água de países de clima tropical faz desse grupo pouco indicado para determinação da qualidade de água para consumo (WHO, 2017). Para essa determinação, foram realizados os ensaios de quantificação de *E. coli*.

Os FLDs apresentaram taxas médias de remoção de *E. coli* de $1,5 \pm 0,7$ log e $1,7 \pm 0,8$ log para FLD-d e FLD-b, respectivamente. Valores também dentro do que se era esperado para FLDs intermitentes de forma geral e superiores aos relatados para FLDs em escala plena tratando águas superficiais (ELLIOTT *et al.*, 2008; JENKINS; TIWARI; DARBY, 2011; MACIEL; SABOGAL-PAZ, 2020; SOUZA FREITAS; SABOGAL-PAZ, 2020; STAUBER *et al.*, 2006; YOUNG-ROJANSCHI; MADRAMOOTOO, 2014).

Diferente do que foi observado por Maciel e Sabogal-Paz (2020), que operaram filtros semelhantes aos do presente trabalho, houve diferença significativa entre o modelo com controle de nível d'água (FLD-b) e o modelo sem (FLD-d), sendo o FLD-b mais eficiente que o FLD-d (p-valor < 0,001). O motivo para maior eficiência do FLD-b na remoção de *E. coli* é o mesmo apontado para remoção de turbidez (Item 5.7.3.2), menor carga hidráulica e consequente menor taxa de filtração, uma vez que essa é a principal diferença entre os modelos. Curiosamente, essa diferença não afetou a remoção de coliformes totais. Enfim, como será abordado mais adiante neste documento, a

remoção de *E. coli* correlacionou negativamente com a taxa de filtração, em ambos os FLDs (Item 5.7.4). As remoções médias de *E. coli* ao longo da operação são apresentadas na Figura 35.

Figura 35. Remoção média de *E. coli* ao longo do período de operação para (A) Filtro Lento Domiciliar com difusor (FLD-d) e (B) Filtro Lento Domiciliar com boia (FLD-b).

Nota: As linhas tracejadas na vertical indicam os dias de manutenção completa dos filtros; a linha pontilhada na horizontal indica o valor de referência de 1,0 log; o fundo branco indica o período de estiagem e o fundo cinza indica o período de chuva.

Fonte: Autor.

Analogamente ao pontuado para coliformes totais e turbidez, é possível observar na Figura 35 as tendências ascendentes das taxas de remoção dos FLDs ao longo do tempo de operação, relacionadas ao amadurecimento dos filtros. Após o dia 93 as taxas de remoção se mantiveram acima de 1,0 log, exceto para eventos pontuais, principalmente após a manutenção. Comparando as Figuras 34 e 35, é possível notar que a remoção de coliformes totais se manteve com mais frequência acima do 1,0 log que as de *E. coli*. Maior remoção de coliformes totais que de *E. coli* foi relatada por Maciel (2018), que operou filtros semelhantes aos do presente trabalho, porém, o contrário também foi relatado na literatura (LYNN *et al.*, 2013).

Além FLD-b ter apresentado maior eficiência quando considerada todo o período de operação, também foi observado para este modelo desempenho relativamente melhor durante o início da operação (Figura 35). FLD-b atingiu remoção média de 1,0 log no dia 16 de operação, enquanto o FLD-d atingiu 1,0 log de remoção apenas no dia

30. Uma menor taxa de filtração está relacionada à redução das forças de cisalhamento, bem como ao aumento do contato e sedimentação das partículas (JENKINS; TIWARI; DARBY, 2011), o que resultou na melhor eficiência do FLD-b no período em que a *schmutzdecke* se encontrava pouco desenvolvida. Além disso, nas taxas de filtração mais altas do FLD-d, as bactérias podem ter sido arrastadas pelos poros da areia relativamente limpa, resultando em sua presença na água filtrada. Adicionalmente, FLD-b apresentou comportamento mais estável em relação às mudanças sazonais. Enquanto a eficiência de remoção de *E. coli* FLD-d mudou significativamente entre as estações (p-valor = 0,04), o FLD-b não aparentou ter sido afetado da mesma forma (p-valor = 0,10). Tal comportamento do FLD-b reflete em uma maior estabilidade desse sistema, que pode aumentar a confiabilidade do filtro e facilitar a aceitação da tecnologia pelas comunidades.

Considerando a qualidade da água produzida, as concentrações médias de *E. coli* nas águas filtradas foram 22 ± 82 UFC 100 mL⁻¹ e 19 ± 84 UFC 100 mL⁻¹, para FLD-d e FLD-b, respectivamente (p-valor = 0,006). Essas concentrações classificam as águas dos FLDs como de risco moderado à saúde humana (LLOYD; BARTRAM, 1991; LLOYD; SUYATI, 1989; WHO, 2017). Na Tabela 15 é apresentada a tabulação cruzada da porcentagem de amostras de Água Pré-tratada que se enquadraram em cada nível de risco e suas respectivas novas classificações após a filtração.

Tabela 15. Tabulação cruzada da porcentagem de amostras de Água Pré-tratada que apresentavam risco baixo, moderado, alto e muito alto e riscos das mesmas amostras após a filtração, de acordo com a classificação da OMS.

		Água Pré-tratada				
		Risco	baixo	moderado	alto	muito alto
	Risco	UFC 100 mL ⁻¹	<10	11-100	101-1000	>1000
FLD-d	baixo	<10	1,0%	15,8%	49,5%	0,0%
	moderado	11-100	0,0%	7,9%	21,8%	2,0%
	alto	101-1000	0,0%	0,0%	1,0%	1,0%
	muito alto	>1000	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%
FLD-b	baixo	<10	1,0%	15,7%	51,0%	1,0%
	moderado	11-100	0,0%	7,8%	20,6%	1,0%
	alto	101-1000	0,0%	0,0%	1,0%	1,0%
	muito alto	>1000	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%

Nota: as células em cinza escuro apresentam o número de amostras que não tiveram sua categoria de risco alterada após a filtração, as células em cinza claro são o número de amostras que apresentaram maior risco após a filtração e as células em preto são o número de amostras que tiveram seu risco reduzido após a filtração.

Fonte: Autor.

É possível notar que a grande maioria das amostras de Água Pré-tratada adentraram os filtros com concentrações de *E. coli* entre 11 e 1000 UFC 100 mL⁻¹. Exceto por 10 amostras que se mantiveram nas mesmas faixas de risco (células em cinza escuro na Tabela 15), o restante apresentou redução de risco após a filtração, por ambos os FLDs (células pretas na Tabela 15). Nenhuma amostra apresentou aumento de risco após a filtração (células em cinza claro na Tabela 15).

A Tabela 15 foi baseada no sumário de redução de risco proposto por Liang, Sobsey e Stauber (2010), para a classificação de água antes e após o tratamento por FLDs em comunidades no Camboja. Ao contrário do observado no presente trabalho, os autores relataram casos de aumento do risco associado a concentração de *E. coli* após o processo de filtração lenta domiciliar. Esse aumento foi atribuído a fatores como: volume de água dosado, elevada concentração de *E. coli* no biofilme dos FLDs, crescimento das bactérias durante o armazenamento ou contaminação (LIANG; SOBSEY; STAUBER, 2010).

Apenas duas amostras de cada FLD apresentaram alto risco (de 11 a 1000 UFC 100 mL⁻¹), eventos estes relacionados a picos na concentração de *E. coli* da Água Pré-tratada (Tabela 15). Adicionalmente, 66,3% e 68,6% das amostras de FLD-d e FLD-b, respectivamente, apresentaram baixo risco (<10 UFC 100 mL⁻¹) e 31,7% e 29,4%, respectivamente, apresentaram risco moderado (de 11 a 100 UFC 100 mL⁻¹). Esses resultados ressaltam a necessidade de um processo de desinfecção após a filtração lenta domiciliar para garantia de uma água segura para o consumo humano. Outros autores relataram também maioria das amostras de águas filtrada por FLD com risco baixo ou moderado, no que diz respeito à concentração de *E. coli* (LIANG; SOBSEY; STAUBER, 2010; NAPOTNIK; BAKER; JELLISON, 2017). Por fim, a ausência de *E. coli* na água filtrada foi observada em 29,1% das amostras do FLD-b e em 13,4% das amostras do FLD-d. Mostrando mais uma vez o melhor desempenho do FLD-b.

5.7.3.4. Protozoários

5.7.3.4.1. Ensaios de qualidade analítica

As recuperações médias e os coeficientes de variação para os ensaios de controle de qualidade analítica são apresentados na Tabela 16. Para estes ensaios foram

inoculados aproximadamente 100 organismos (suspensão comercial *Easy Seed™*) em 1 L de água filtrada pelos FLDs.

Tabela 16. Recuperações médias dos ensaios de controle de qualidade para amostras de água filtrada em FLD inoculada com *Giardia* spp. e *Cryptosporidium* spp..

	<i>Giardia</i> spp.		<i>Cryptosporidium</i> spp.	
	Recuperação	CV	Recuperação	CV
Teste de recuperação	11,3 %	22,2 %	42,5 %	15,2 %
Padrão US EPA ¹	8 – 100 %	≤ 97 %	32 – 100 %	≤ 46 %

Nota: CV = coeficiente de variação; ¹US EPA, 2012. Method 1623.1: *Cryptosporidium* and *Giardia* in Water by Filtration/IMS/FA (USEPA, 2012).

Fonte: Autor.

Os sedimentados formados após a concentração das amostras foram de 500 µL, dos quais alíquotas de 100 µL foram analisadas. Por esse motivo, um fator de multiplicação de 5 foi aplicado para estimar a quantidade dos protozoários nas amostras concentradas. Apesar de esperar-se um erro devido a não ter se analisado todo o volume do pallet, de acordo com exposto na Tabela 16, a metodologia usa para concentração e quantificação de protozoários se mostrou adequada. Foram atingidos valores de recuperação e coeficientes de variação consonantes com os estipulados na metodologia 1623.1 da USEPA (USEPA, 2012), tanto para *Giardia* spp. quanto para *Cryptosporidium* spp.. Ressalta-se que não foi necessária a aplicação da etapa de purificação das amostras por separação imunomagnética, devido à baixa concentração de material particulado na água filtrada pelos FLDs. Maciel (2018) realizou ensaios de qualidade de forma análoga ao presente trabalho. O autor obteve maior valor de recuperação para *Giardia* spp. (63%), entretanto, a recuperação de *Cryptosporidium* spp. do presente trabalho foi maior que a obtida por Maciel (2018). Por fim, dados os resultados satisfatórios, a metodologia apresentada foi utilizada na concentração e quantificação de cistos e oocistos na água filtrada.

5.7.3.4.2. Eficiência da filtração lenta domiciliar

Para evitar perdas de cistos e oocisto durante a manipulação das Águas Bruta e Pré-tratada, os protozoários foram inoculados diretamente na água estacionária dos filtros. Inoculação essa realizada diariamente durante 112 dias. As doses diárias de cistos e oocistos foram, em média, de 1001 ± 847 organismos e 264 ± 129 organismos,

respectivamente. Consideram a produção diária de 48 L, a dose inoculada equivale a concentrações de 21 ± 18 cistos L^{-1} e 6 ± 3 oocistos L^{-1} . O número de organismos inoculados pode ser considerado elevado, mesmo quando comparado à concentrações de mananciais superficiais de regiões metropolitanas no estado de São Paulo (SATO *et al.*, 2013). A partir das doses médias, foram determinadas as taxas de remoção de cada protozoário, que são apresentadas na Figura 36.

É possível observar na Figura 36 uma leve tendência de aumento da taxa de remoção de *Cryptosporidium* spp. nos primeiros 4 testes, especialmente para FLD-b. No entanto, nos testes após a manutenção, as eficiências de remoção diminuíram. Este declínio também foi observado na remoção de *Giardia* spp. para o FLD-d. Porém, este modelo apresentou oscilações na remoção de cistos ao longo de todo o período de operação, indicativo de que a maior taxa de filtração pode ter forçado cistos acumulados através do meio filtrante.

Figura 36. Remoção de *Giardia* spp. e *Cryptosporidium* spp. por filtração pelo (A) Filtro Lento Domiciliar com difusor (FLD-d) e (B) Filtro Lento Domiciliar com boia (FLD-b).

Nota: * remoções mínimas estimadas, dada as ausências de cistos nas amostras de água filtrada.
Fonte: Autor.

As remoções médias de *Giardia* spp. foram $2,3 \pm 0,8$ log e $2,9 \pm 0,3$ log para o FLD-d e FLD-b, respectivamente (p-valor = 0,12). Apesar de não ter sido observada diferença significativa entre os FLDs, algumas diferenças entre os modelos podem ser destacadas. Apenas um cisto de *Giardia* spp. foi detectado em amostras de água filtrada pelo FLD-b (após manutenção), por outro lado, múltiplas amostras de água filtrada pelo FLD-d continham cistos de *Giardia* spp. (Tabela 17). Em decorrência disso, as remoções de *Giardia* spp. pelo FLD-b se mantiveram acima de 1,9 log a todo o momento, sendo 2 log a remoção mínima esperada para filtros lentos domiciliares intermitentes de acordo com a OMS (WHO, 2017), enquanto as remoções do FLD-d apresentaram valores menores que 2 log, justamente nas análises após a manutenção. A eficiência do FLD-b não foi tão afetada quando a do FLD-d pela manutenção.

As remoções médias de *Cryptosporidium* spp. foram de $0,9 \pm 0,4$ log e $1,1 \pm 0,7$ log para FLD-d e FLD-b, respectivamente, sem diferença significativa entre os modelos (p-valor = 0,45). As taxas de remoção de *Cryptosporidium* spp. menores que as de *Giardia* spp. são atribuídas às menores dimensões dos oocistos (4 - 7 μ m) quando comparados aos cistos (8 - 12 μ m), o que facilita sua passagem pelos poros da areia (ADEYEMO; KAMIKA; MOMBA, 2015; PALMATEER *et al.*, 1999), além do seu potencial de compressibilidade (LI *et al.*, 1995). Combinados, esses fatores podem responder pela maior presença de *Cryptosporidium* spp. na água filtrada, quando comparado à *Giardia* spp., mesmo o primeiro tendo sido inoculado em menores quantidades que o segundo.

Há uma quantidade limitada de informações sobre a capacidade de FLDs intermitentes removerem protozoários da água. O estudo mais citado foi desenvolvido por Palmateer *et al.* (1999). Os autores obtiveram taxas médias de remoção de 3,9 log e $>5,0$ log para *Cryptosporidium* e *Giardia*, respectivamente, tratando água superficial usando FLD comercial adquirido da *Davnor Water Treatment Technologies Ltda.* As taxas de remoção relatadas pelos autores foram consideravelmente maiores que as obtidas no presente trabalho. No entanto, é importante ressaltar que a taxa de remoção calculada em log depende do número de organismos inoculados no filtro. Por exemplo, o número médio de cistos de *Giardia* spp. inoculados no presente trabalho foi de 1001 ± 847 cistos (10^3 cistos), portanto, as taxas de remoção não poderiam ser maiores que 3,0 log, considerando que o limite de detecção é de 1 cisto ou oocisto. Palmateer *et al.* (1999) inocularam 10^5 e 10^6 cistos e oocistos, respectivamente. Portanto, espera-se que

maiores taxas de remoção poderiam ter sido alcançadas no presente trabalho caso um maior número de organismos fosse inoculado. No entanto, as doses de protozoários utilizadas por Palmateer *et al.* (1999) representam um nível de contaminação “massivo” e “infrequente”, de acordo com os próprios autores.

Em outro estudo, Adeyemo, Kamika e Momba (2015) obtiveram taxas de remoção entre 1,1 e 1,3 log, para *Cryptosporidium*, e entre 1,2 e 1,4 log, para *Giardia*. Resultados mais próximos aos do presente trabalho. Os autores operaram uma versão compacta do FLD com camada de filtração de 15 cm e vazões variando entre 0,02 e 0,13 m³ dia⁻¹ (seção transversal do filtro não fornecida pelos autores) tratando água superficial. No entanto, parâmetros operacionais de grande importância, como tempo de amadurecimento da *schmutzdecke*, volume de alimentação adequado e período de pausa não foram considerados pelos autores (ADEYEMO; KAMIKA; MOMBA, 2015).

Em trabalho desenvolvido no mesmo grupo de pesquisa do doutorando, Maciel (2018) não observou nenhum cisto em amostras de água de estudo, proveniente do rio Monjolinho, filtrada por 4 modelos distintos de FLD (contínuos e intermitentes) que totalizaram 600 L. O autor detectou 2 oocistos na mesma água, obtendo uma remoção entre 2,95 log e 3,60 log. Enquanto o número médio de cistos inoculado por Maciel (2018) foi próximo ao do presente trabalho, na ordem de 10³, o número de oocistos foi uma ordem de grandeza maior. Entretanto o autor inoculou os protozoários de forma pontual, antes das análises da água filtrada, enquanto, no presente trabalho, a inoculação foi diária e teve duração de 112 dias. Outros fatores que podem ter influenciado na diferença entre os resultados dos dois trabalhos foram, por exemplo: menor granulometria do meio filtrante dos FLD operados por Maciel (2018) e utilização de maiores períodos de pausa pelo autor.

Em estudo recentemente publicado, Andreoli e Sabogal-Paz (2020) operaram filtro idêntico ao FLD-b do presente trabalho, alimentado com água de poço inoculada com protozoários e com o emprego de água superficial como agente acelerador do amadurecimento. Os autores obtiveram remoções de *Giardia muris* mínima de 1,55 log e máxima >3,44 log; para *Cryptosporidium parvum*, a remoção mínima relatada pelos autores foi de 0,46 log e a máxima >2,97 log (ANDREOLI; SABOGAL-PAZ, 2020). Estes valores diferiram pouco dos obtidos no presente trabalho que variaram entre 1,08 log e

>3,00 log (FLD-d), e 1,92 log e >3,00 log (FLD-b) para *Giardia* spp.; e entre 0,34 log e 1,42 log (FLD-d) e 0,30 log e 2,42 log (FLD-b) para *Cryptosporidium* spp..

A faixa na qual a remoção de protozoários por FLDs pode variar, considerando os resultados apresentados e os presentes na literatura, indica que, embora a filtração lenta domiciliar tenha grande potencial para remover cistos e oocistos, mais pesquisas são necessárias.

5.7.3.4.3. Qualidade da água filtrada e análise de risco

A qualidade da água produzida pelos FLDs em relação à concentração de protozoários é apresentada na Tabela 17. Nota-se que foram contabilizados os cistos e oocistos corados e não corados nos dados da Tabela 17. Essa escolha foi feita em favor da segurança, pois apesar do Iodeto de Propídio indicar dano à membrana dos protozoários, a coloração de um cisto ou oocisto por IP não se traduz necessariamente na inviabilidade do organismo.

Tabela 17. Concentração de cistos e oocistos por litro de água filtrada para cada unidade de FLD.

	<i>Giardia</i> spp. (cistos L ⁻¹)				<i>Cryptosporidium</i> spp. (oocistos L ⁻¹)			
	FLD-d (1)	FLD-d (2)	FLD-b (1)	FLD-b (2)	FLD-d (1)	FLD-d (2)	FLD-b (1)	FLD-b (2)
1	ND	ND	ND	ND	0,6	0,2	0,6	0,6
2	0,2	ND	ND	ND	0,2	1,0	0,50	0,5
3	ND	ND	ND	ND	1,2	1,0	ND	0,2
4	ND	0,2	ND	ND	0,2	0,2	ND	0,7
5	0,7	1,0	0,2	ND	2,5	2,5	2,7	2,2
6	1,0	1,7	ND	ND	0,5	2,0	1,5	0,5
Média	0,42		0,02		1,03		0,85	
DP	0,58		0,07		0,87		0,87	

Nota: FLD-d = Filtro Lento Domiciliar com difusor; FLD-b = Filtro Lento Domiciliar com boia; ND = não detectado; DP = desvio padrão.

Fonte: Autor.

Pelos motivos já elencados, a concentração de *Giardia* spp. na água filtrada foi consideravelmente menor que a de *Cryptosporidium* spp.. A fração de amostras com ausência de cistos foi de 50 % para FLD-d e 92% para FLD-b. Enquanto 100% e 83% das amostras do FLD-d e FLD-b, respectivamente, continham oocistos. Ressalta-se que os valores apresentados foram estimados para o volume total de filtração, uma vez que não foi possível analisar os 48 L produzidos pelos filtros em todos os ensaios. No

primeiro ensaio foram concentrados os 48 L de água filtrada (24 L para água filtrada + 24 L para água desinfetada), entretanto, a quantidade de membranas usadas e o tempo exigido para a realização dessa atividade foram demasiadamente altos. Portanto, optou-se por analisar amostras de 10 L nos demais ensaios, com a finalidade de reduzir custos e tempo de análise. Dessa forma, existe um erro inerente da aplicação de fatores de multiplicação e os dados produzidos devem ser analisados com cautela, principalmente os que apontam ausência de protozoários. Isto posto, foram realizadas análises do risco relacionado ao consumo de água com as concentrações médias de *Giardia* spp. e *Cryptosporidium* spp. apresentadas (Tabela 18 e Tabela 19).

Na Tabela 18 estão presentes os dados referentes ao risco para crianças de até 5 anos, grupo mais vulnerável; e na Tabela 19 para adultos com mais de 21 anos, representando a população adulta em geral (RAZZOLINI *et al.*, 2016). É importante lembrar que os riscos a seguir apresentados podem ter sido superestimados, pois, todos os organismos (corados ou não corados) foram considerados viáveis e infecciosos, por segurança.

Tabela 18. Análise do risco associado ao consumo por crianças de até 5 anos das águas filtradas.

	Unidades	<i>Giardia</i> spp.		<i>Cryptosporidium</i> spp.	
		FLD-d	FLD-b	FLD-d	FLD-b
Concentração ^a	Organismos L ⁻¹	0,42	0,02	1,03	0,85
Consumo ^b	L dia ⁻¹	0,44	0,44	0,44	0,44
Exposição	Organismos L ⁻¹	0,1848	0,0088	0,4532	0,374
Dose-resposta (r)	Probabilidade de infecção	0,01982 ^c	0,01982 ^c	0,00467 ^d	0,00467 ^d
Risco de infecção	Por dia	1,61E-03	7,67E-05	9,31E-04	7,68E-04
	Por ano	5,88E-01	2,80E-02	3,40E-01	2,80E-01
Probabilidade de desenvolvimento de doença diarreica		- ^e	- ^e	0,7 ^f	0,7 ^f
Risco de doença	Por ano	- ^e	- ^e	2,38E-01	1,96E-01

Nota: FLD-d = Filtro Lento Domiciliar com difusor; FLD-b = Filtro Lento Domiciliar com boia; ^a Concentração de cistos e oocistos na água filtrada (Tabela 17); ^b Taxa de ingestão de água ajustada para população brasileira (SATO *et al.*, 2013); ^c (ROSE; HAAS; REGLI, 1991); ^d (HAAS *et al.*, 1996); ^e Não estimado devido à ausência de dados; ^f (WHO, 2017).

Fonte: Autor.

De acordo como os dados apresentado na Tabela 18, o risco anual de uma criança de até 5 anos desenvolver uma infecção por *Giardia* spp. seria de 59% consumindo água

do FLD-d e de 3% consumindo água do FLD-b. Para o desenvolvimento de uma infecção por *Cryptosporidium* spp. o risco anual seria de 34% e 28% consumindo água do FLD-d e do FLD-b, respectivamente. Ausência de dados na literatura impediu a estimativa do risco de desenvolvimento de um quadro de giardíase pelo consumo das águas filtradas pelos FLDs. Entretanto para *Cryptosporidium* spp., essa probabilidade é estimada em 70%, portanto, os riscos anuais do desenvolvimento de um quadro de criptosporidíase seriam de 24% e 20% consumindo água do FLD-d e FLD-b, respectivamente. Ressalta-se que estes riscos refletem uma situação considerada extrema, uma vez que os FLDs foram inoculados com um elevado número de protozoários.

Tabela 19. Análise do risco associado ao consumo por adultos maiores que 21 anos das águas filtradas

	Unidades	<i>Giardia</i> spp.		<i>Cryptosporidium</i> spp.	
		FLD-d	FLD-b	FLD-d	FLD-b
Concentração ^a	Organismos L ⁻¹	0,42	0,02	1,03	0,85
Consumo ^b	L dia ⁻¹	1,5	1,5	1,5	1,5
Exposição	Organismos L ⁻¹	0,63	0,03	1,545	1,275
Dose-resposta (r)	Probabilidade de infecção	0,01982 ^c	0,01982 ^c	0,00467 ^d	0,00467 ^d
Risco de infecção	Por dia	1,86E-02	8,92E-04	1,08E-02	8,89E-03
	Por ano	6,77E+00	3,25E-01	3,93E+00	3,25E+00
Probabilidade de desenvolvimento de doença diarreica		- ^e	- ^e	0,7 ^f	0,7 ^f
Risco de doença	Por ano	- ^e	- ^e	2,75E+00	2,27E+00

Nota: FLD-d = Filtro Lento Domiciliar com difusor; FLD-b = Filtro Lento Domiciliar com boia; ^a Concentração de cistos e oocistos na água filtrada (Tabela 17); ^b Taxa de ingestão de água ajustada para população brasileira (SATO *et al.*, 2013); ^c (ROSE; HAAS; REGLI, 1991); ^d (HAAS *et al.*, 1996); ^e Não estimado devido à ausência de dados; ^f (WHO, 2017).

Fonte: Autor.

Para adultos maiores de 21 anos, dado o maior consumo diário de água, o risco anual de infecção por *Giardia* spp. ou *Cryptosporidium* spp. seria de 100%, para o consumo de água de ambos os filtros, exceto para a água do FLD-b, o qual o risco de infecção por *Giardia* spp. seria de 33%. Da mesma forma, o risco de desenvolvimento de criptosporidíase seria de 100%.

É importante ressaltar que, apesar do risco calculado de 100%, adultos não são afetados tão severamente por infecções por *Giardia* spp. e *Cryptosporidium* spp. quanto crianças com menos de 5 anos, que são mais sensíveis (TROEGER *et al.*, 2017). Além

disso, como mencionado anteriormente, a infecção pelos protozoários aqui estimada não necessariamente se traduz no desenvolvimento de um quadro de giardíase ou criptosporidíase. Por outro lado, o modelo de risco não considera indivíduos com sistema imunológico comprometido, que apresentam maior probabilidade de adoecer que a população geral.

Nota-se que a taxa de ingestão diária de água foi retirada de Sato *et al.* (2013), que estimaram o consumo para a população brasileira, mais especificadamente do sudoeste do país, com base no exposto na pesquisa de Kahn e Stralka (2009). Essa taxa de ingestão considera a ingestão direta de água como bebida e da água adicionada a alimentos e bebidas durante seus preparos, seja na residência do indivíduo ou em estabelecimentos comerciais (KAHN; STRALKA, 2009). Por se basear em cálculos de estudos internacionais, essa estimativa de ingestão diária está sujeita a variações que podem alterar consideravelmente o risco associado ao consumo da água, uma vez que se trata de um parâmetro chave (SATO *et al.*, 2013).

Não existe padrão de referência para o risco tolerável de infecção na legislação brasileira, mas, a USEPA determinou esse risco como sendo de 10^{-4} (0,01%) por ano, ou seja, 1 indivíduo infectado a cada 10000 (USEPA, 1998). É evidente a discrepância entre essa determinação da USEPA e os valores aqui apresentados, entretanto, o presente trabalho considera uma tecnologia alternativa de relativo baixo custo que, consequentemente, apresenta limitações em relação a tecnologias convencionais de tratamento de água. Adicionalmente, por vezes, nem mesmo sistemas públicos de tratamento e distribuição de água são capazes de produzir água com risco de infecção consonante com o previsto da USEPA (RAZZOLINI *et al.*, 2016; SATO *et al.*, 2013). Sato *et al.* (2013) avaliaram o risco de infecção por *Giardia* e *Cryptosporidium* em água potável fornecida por sistemas de tratamento de águas superficiais no Estado de São Paulo. Os autores observaram risco acima dos 0,01% na água de consumo em todo o estado. Os valores encontrados pelos autores foram de 2,0% para adultos e 0,6% para crianças até 5 anos (SATO *et al.*, 2013).

Razzolini *et al.* (2016) calcularam um risco médio de 1,2% e 4,0% de infecção por *Giardia* e de 2,2% e 7,1% de infecção por *Cryptosporidium*, para crianças e adultos, respectivamente. A água analisada foi coletada de uma estação de tratamento de ciclo completo (RAZZOLINI *et al.*, 2016). Os autores consideraram em seus cálculos, além da

ingestão direta de água, a ingestão durante o banho. Os valores também ultrapassaram o risco tolerado pela USEPA (0,01%) (USEPA, 1998).

Somado ao risco associado a ingestão de cistos e oocistos separadamente, que chegou a ser 100% para adultos na água do FLD-d, outra preocupação aqui levantada é de que a ingestão combinada de *Giardia* e *Cryptosporidium* possa amplificar o risco de infecção (RAZZOLINI *et al.*, 2016). Portanto, é ressaltada a necessidade uma etapa de desinfecção após a filtração lenta domiciliar para águas com protozoários. Desinfecção essa que seja eficiente contra tais organismos, de relativo baixo custo e fácil operação, características indispensáveis para tecnologias de ponto de uso. Mais sobre esse assunto é abordado no Item 5.8.

5.7.3.5. Cor e matéria orgânica

As águas filtradas apresentaram cor aparente média acima dos 15 UH, valor máximo permitido para água potável pela legislação brasileira (BRASIL, 2021). Entretanto, as remoções médias foram de $71,7 \pm 18,6 \%$ e $73,2 \pm 19,7 \%$ para o FLD-d e FLD-b, respectivamente (Tabela 13), valores acima dos esperados para filtros lentos (25%) (BARRETT *et al.*, 1991). Houve diferença significativa entre os modelos ($p < 0,001$), com o FLD-b sendo mais eficiente e produzindo água de melhor qualidade. A remoção da cor por filtração lenta em areia depende principalmente da sedimentação, que por sua vez depende da taxa de filtração (GUCHI, 2015), o que explica a melhor eficiência do FLD-b. Apesar dos valores médios acima do aceitável, 55% das amostras de água filtrada, de ambos os filtros, se enquadraram na legislação. Na Figura 37 é mostrado como a maioria das amostras apresentaram cor aparente menor ou igual a 15 UH, além do *box-plot* para a remoção de cor aparente, com os valores mínimos e máximo atingidos, além da remoção média e mediana. É possível notar, analisando a Figura 37, a melhor eficiência do FLD-b, que apresentou maior número de amostras nas faixas mais baixas de cor aparente.

Figura 37. (A) Histograma da frequência de cor aparente das amostras das águas filtradas pelos Filtros Lentos Domiciliares com difusor (FLD-d) e pelos Filtros Lentos Domiciliares com boia (FLD-b). (B) Box-plot apresentando dados da remoção de cor aparente pelo FLD-d e FLD-b.

Nota: As caixas do box-plot possuem linhas inferiores de quartil (Q1 = 25%), linhas do meio de valores medianos (Q2 = 50%) e linhas superiores de quartil (Q3 = 75%). As linhas retas (-) que se estendem de cada extremidade das caixas são para mostrar os limites inferior e superior dos dados em até 1,5 vezes a faixa interquartil (IQR = Q3 – Q1).

Fonte: Autor.

Maciel (2018) obteve remoções semelhantes para FLDs intermitentes alimentados com água do mesmo manancial do presente trabalho. Os autores registraram remoções de cor aparente variando entre 65 e 82%, a depender do modelo de FLD e do período de pausa. Em trabalho anterior do doutorando, remoções médias de 95 a 97% foram obtidas utilizando filtros semelhantes ao FLD-b. Entretanto, a água tratada na ocasião era água de poço inoculada apenas com cianobactérias, responsáveis pela cor. Organismos, como as cianobactérias, são mais passíveis de serem removidos por filtração que substâncias dissolvidas, como ácidos húmicos, o que explica as taxas de remoção consideravelmente acima das do presente trabalho e outros estudos. De fato, resultados publicados na literatura, que são poucos, contêm remoções modestas. Souza Freitas *et al.* (2019) obtiveram remoção média de menos de 50% operando um FLD semelhante ao FLD-d e tratando água de poço inoculada com ácido húmico e caulinita. Wakelin *et al.*, (2011), por sua vez, observou remoção média de cor de apenas 20% por meio de biofiltração em areia (WAKELIN *et al.*, 2011).

A OMS não propõem um limite de cor para água de consumo por motivos de saúde, porém o máximo de 15 *true color units* (TCU), ou unidades de cor verdadeira, é

indicado com o intuito de reduzir a rejeição da água, pois, abaixo desse valor a cor da água é imperceptível a olho nu quando em um copo (WHO, 2017). A cor verdadeira das águas filtradas foram $12,8 \pm 12,4$ UH e $12,3 \pm 13,4$ UH, para FLD-d e FLD-b, respectivamente, estando de acordo com as diretrizes da OMS. Para este parâmetro não houve diferença significativa entre os filtros (Tabela 14).

Apesar de se saber há muito que cor não é satisfatoriamente removida por filtração lenta (BARRETT *et al.*, 1991), ela não deve ser negligenciada. Esse parâmetro já foi listada entre os principais motivos de usuários deixarem de usar FLDs (LIANG; SOBSEY; STAUBER, 2010), além de estar relacionada a presença de matéria orgânica (VERMA; DAVEREY; SHARMA, 2017).

A remoção de matéria orgânica foi determinada pela quantificação do teor COD e pela absorbância UV no comprimento de onda de 254 nm. A concentração média de COD na água passou de $2,0 \pm 0,8$ mg L⁻¹ na Água Pré-tratada para $1,8 \pm 0,6$ mg L⁻¹ e $1,6 \pm 0,8$ mg L⁻¹ nas águas filtradas pelo FLD-d e FLD-b, respectivamente. Foram observadas remoções de $6,4 \pm 46,4$ % e $15,7 \pm 36,1$ % para o FLD-d e FLD-b ($p = 0,17$), respectivamente, que resultaram em águas filtradas com teor de COD significativamente menores que da Água Pré-tratada (Tabela 14). Os baixos valores de remoção foram atribuídos a limitação do FLDs em remover compostos dissolvidos e a reduzida presença de COD na Água Pré-tratada. De qualquer forma, os valores aqui apresentados não ficaram demasiadamente abaixo dos relatos em estudos semelhantes, especialmente para o FLD-b, que variam entre 5 e 27% (KENNEDY *et al.*, 2012; LYNN *et al.*, 2013; MACIEL, 2018).

Além de atribuir cor e odor a água, quando a matéria orgânica, em especial substâncias húmicas, reage com cloro durante a desinfecção ocorre a formação de trihalometanos (THM) que são potencialmente cancerígenos e prejudiciais à saúde (WHO, 2017). Substâncias húmicas possuem anéis de carbono e ligações duplas C=C que absorvem radiação no comprimento de onda 254nm, fazendo desse parâmetro uma ótima alternativa para determinação desses compostos (EDZWALD, 2011). As reduções de absorbância em 254 nm foram de $48,6 \pm 18,4$ % e $51,9 \pm 17,7$ % para FLD-d e FLD-b, respectivamente. As remoções de absorbância em 254 nm foram maiores que previamente reportadas para FLDs (LYNN *et al.*, 2013), provavelmente devido as menores taxas de filtração aplicadas nos FLDs do presente estudo.

Ainda, os valores médios de absorbância específica de UV (*SUVA*) para as águas filtradas pelo FLD-d e FLD-b foram $3,2 \pm 2,3$ e $3,3 \pm 2,2$ respectivamente. De acordo com Edzwald (2011), valores entre 2 e 4 são característicos de águas com a matéria orgânica composta por uma mistura de substâncias húmicas e não-húmicas, com moléculas aromáticas e alifáticas e pesos moleculares que variam de baixo a elevado. Ainda, o autor recomenda que águas tratadas tenham $SUVA < 2$, indicativo de remoção de substâncias húmicas (EDZWALD, 2011). Dessa forma, a filtração reduziu o risco de produção de THMs durante a etapa de desinfecção com cloro mas, não foi capaz de eliminá-lo. Apesar disso, OMS recomenda que não se comprometa a desinfecção da água para evitar formação de THMs (WHO, 2017).

Gráficos da variação de cor aparente e verdadeira, absorbância em 254 nm, COD e *SUVA* são apresentados no Apêndice C deste documento.

5.7.3.6. Outros parâmetros de qualidade da água

Os demais parâmetros avaliados foram pH, alcalinidade parcial e total, condutividade, potencial zeta e tamanho de partícula (Tabela 13), e serão discutidos a seguir.

O pH das águas filtradas por ambos os filtros foi $7,1 \pm 0,1$, se mantendo dentro da faixa requerida pela legislação brasileira, entre 6,0 e 9,5 (BRASIL, 2021). A OMS não definiu diretrizes de pH para água de consumo por não considerar o parâmetro como de preocupação à saúde humana nas faixas em que geralmente se encontra a água (WHO, 2017). Apesar da ínfima variação no pH quando comparadas a Água Pré-tratada e as filtradas ($-0,5 \pm 1,3$ % para o FLD-d e $-1,1 \pm 1,2$ % para o FLD-b), dada a sensibilidade do teste estatístico pareado, essa diferença foi significativa (p -valor $< 0,001$).

Semelhante ao presente trabalho, Kennedy *et al.* (2012) observaram redução do pH após a filtração, e atribuíram esse fenômeno à oxidação de carbono. Estima-se que o mesmo tenha ocorrido para os FLDs do presente trabalho. A maior parte dos estudos, entretanto, observaram aumento no pH da água após a filtração, que foi atribuída à lixiviação de compostos da estrutura dos FLDs de concreto ou do material filtrante (CALIXTO *et al.*, 2020; LAMON, 2020; MURPHY; MCBEAN; FARAHBAKHS, 2010b; SOUZA FREITAS; SABOGAL-PAZ, 2020; YOUNG-ROJANSCHI; MADRAMOOTOO, 2015).

Destoando dos estudos acima apresentados, Maciel (2018) não observou variação no pH entre a água antes e após a filtração.

Tanto a alcalinidade parcial quanto a total foram baixas nas águas filtradas, assim como na Água Pré-tratada. Não houve diferença na alcalinidade parcial após a filtração, que se manteve, em média, na faixa dos 13 mg CaCO₃ L⁻¹. Para a alcalinidade total, apenas a água do FLD-d apresentou diferença quando comparada a Água Pré-tratada. O aumento foi significativo, mas de apenas 2,4 ± 12,6 %. Os valores médios em ambos os filtros se mantiveram abaixo dos 20 mg CaCO₃ L⁻¹.

A condutividade não variou significativamente para a água filtrada do FLD-d, mas, teve uma leve redução, de menos de 0,01%, na água filtrada do FLD-b, significativa de acordo com o teste pareado ($p = 0,036$). Young-Rojanschi e Madramootoo (2015) notaram aumento na condutividade da água após a filtração. Assim como para o aumento do pH, os autores atribuíram esse aumento à possível lixiviação do meio filtrante (YOUNG-ROJANSCHI; MADRAMOOTOO, 2015). No presente trabalho, assim como para o pH, a influência de lixiviados do meio filtrante sobre a qualidade da água foi imperceptível. Analogamente, um número de trabalhos não observou nenhuma variação na condutividade da água após a filtração (CALIXTO *et al.*, 2020; LAMON, 2020; MACIEL, 2018; SABOGAL-PAZ *et al.*, 2020; SOUZA FREITAS; SABOGAL-PAZ, 2020).

Houve diferença significativa menor que 10% no potencial zeta das águas filtradas, quando comparadas a Água Pré-tratada. Não foi observada diferença entre os modelos. O tamanho das partículas na água filtrada pelo FLD-d foi significativamente menor que na Água Pré-tratada, enquanto para o FLD-b, essa diferença não foi observada. Tão pouco foi observada diferença entre os modelos.

Gráficos da variação dos parâmetros supracitados são apresentados no Apêndice C deste documento.

5.7.3.7. Análises pontuais (efeitos do período de pausa)

Devido à rotina de operação prevista, pensada para uma residência comum, foram utilizados dois intervalos distintos de alimentação, 5 horas entre as alimentações diárias e 14 horas entre as alimentações de um dia para o outro. Consequentemente, houve períodos de pausa diferentes, referidos aqui como períodos de pausa curto e longo, respectivamente (Item 5.5.2). Seus efeitos sobre a turbidez e a cor aparente das

águas filtradas foram avaliados coletando amostras pontuais representativas de cada intervalo de alimentação. Os resultados são apresentados a seguir.

O período de pausa longo resultou em melhoras na eficiência de remoção dos FLDs e na qualidade da água filtrada, tanto de cor aparente quanto de turbidez (p -valores $\leq 0,01$). Ambos os resultados eram esperados, considerando estudos prévios a respeito dos efeitos do período de pausa sobre o desempenho dos FLDs intermitentes e a importância do mesmo (BAUMGARTNER; MURCOTT; EZZATI, 2007; CAWST, 2009; ELLIOTT *et al.*, 2008; JENKINS; TIWARI; DARBY, 2011).

A cor aparente média das águas filtradas durante o período de pausa curto foi $21,1 \pm 22,2$ UH e $19,1 \pm 20,3$ UH para amostras do FLD-d e FLD-b, respectivamente. Enquanto isso, durante o período de pausa longo, a cor aparente média foi $14,9 \pm 15,0$ UH, para ambos os modelos. Logo, o período de pausa longo resultou em redução de 6,2 UH e 4,1 UH na cor aparente das amostras do FLD-d e FLD-b, respectivamente (ou 30% e 22%, respectivamente). Relativo ao ganho na eficiência, o FLD-d apresentou acréscimo de 8,0%, passando de uma remoção média de $67,2 \pm 8,6\%$ para $75,2 \pm 17,7\%$; ao passo que a eficiência de remoção do FLD-b passou de $70,1 \pm 20,2\%$ no período de pausa curto, para $75,0 \pm 7,0\%$ no período de pausa longo, um incremento de 4,9%. Aponta-se que foram observados eventos em que a água filtrada apresentou maior presença de cor aparente do que a água Pré-tratada. Isso ocorreu em três ocasiões para o FLD-b e em uma ocasião para o FLD-d, todas relacionadas a dias em que foram efetuadas a manutenção dos filtros.

Contrário do apresentado aqui, Souza Freitas e Sabogal-Paz (2020) não observaram diferenças significativas na remoção de cor aparente com o aumento do período de pausa. As autoras compararam a remoção de cor aparente por um FLD intermitente semelhante ao FLD-b operado com intervalos de alimentação de 4h e 12h. As remoções foram de aproximadamente 51,5%, para 4 h, e 52,9%, para 12h. As autoras atribuíram a pouca eficiência do FLD ao fato da cor ser oriunda principalmente de substâncias dissolvidas (ácido húmico), que não são removidas por filtração lenta (BARRETT *et al.*, 1991; SOUZA FREITAS; SABOGAL-PAZ, 2020). Similarmente, Terin e Sabogal-Paz (2019) não observaram diferença significativa entre intervalos de alimentação de 4h e 12h na remoção de cor aparente de água de poço inoculada com cianobactérias. As remoções foram $91,6 \pm 12,2\%$, para o menor período de pausa, e 95,5

$\pm 8,1\%$, para o maior. O motivo das elevadas taxas de remoção observadas por Terin e Sabogal-Paz (2019) foi devido a cor aparente ter se originado da adição de cianobactérias, que ficaram retidas no leito do filtro. As diferenças entre os estudos supracitados e os resultados obtidos aqui foram atribuídos a distinções entre os FLDs avaliados, tanto relativo ao design quanto a operação, e a natureza dos compostos responsáveis pela atribuição de cor a água, uma vez que no presente estudo estimasse a presença de uma mistura de compostos mais complexa, por se tratar de uma água natural.

A turbidez da água filtrada pelo FLD-d foi, em média, $4,2 \pm 5,7$ UNT no período de pausa curto e $3,1 \pm 3,5$ UNT no período de pausa longo, uma diferença de 1,1 UNT (26%). Enquanto a turbidez da água do FLD-b foi $3,9 \pm 5,2$ UNT no período de pausa curto e $3,0 \pm 3,5$ UNT no período de pausa longo, 0,9 UNT (23%) menor. Na Figura 38 é apresentado um histograma da distribuição da turbidez nas amostras pontuais para ambos os modelos.

Figura 38. Histograma da frequência de turbidez das amostras pontuais das águas filtradas pelos Filtros Lentos Domiciliares com difusor (FLD-d) e pelos Filtros Lentos Domiciliares com boia (FLD-b).

Nota: Para favorecer a visualização, foram retirados do histograma duas ocorrências de turbidez maiores que 32,5 UNT. Uma amostra com turbidez de 51,8 UNT do FLD-b com 5h de período de pausa e uma amostra com turbidez de 61,3 UNT do FLD-d com 5h de período de pausa.

Fonte: Autor.

Fica evidente o maior número de amostras com turbidez até 5 UNT, de forma semelhante ao que foi observado para as amostras compostas (Figura 33). Comparando os períodos de pausa entre si, maior número de amostras com turbidez até 2,5 UNT

foram observadas nos períodos de pausa longos; e mais amostras com turbidez entre 2,5 e 5,0 UNT foram observadas nos períodos de pausa curtos. Para as demais faixas de turbidez, essa relação entre períodos de pausa não ficou tão evidente. Ademais, não foram observadas amostras com mais de 30 UNT para o período de pausa longo.

Considerando a remoção de turbidez, o incremento da eficiência dos filtros devido ao aumento do período de pausa foi, em média, de 5,5 e 5,6% para FLD-d e FLD-b, respectivamente. Como mencionado, esse aumento de eficiência foi significativo (FLD-d: p-valor = 0,009; FLD-b: p-valor = 0,001). Não houve diferença entre os modelos (p-valor = 0,28). Na Figura 39 são apresentadas as distribuições dos dados de remoção para ambos os FLDs e ambos os períodos de pausa, na forma de *box-plots*.

Figura 39. *Box-plot* comparando a eficiência de remoção de turbidez do Filtro Lento Domiciliar com boia (FLD-b) e do Filtro Lento Domiciliar com difusor (FLD-d) para os períodos de pausa curto e longo. São apresentados os valores medianos (topo) e médios (baixo) de remoção ao lado dos respectivos *box-plots*.

Nota: As caixas do *box-plot* possuem linhas inferiores de quartil (Q1 = 25%), linhas do meio de valores medianos (Q2 = 50%) e linhas superiores de quartil (Q3 = 75%). As linhas retas (-|) que se estendem de cada extremidade das caixas são para mostrar os limites inferior e superior dos dados em até 1,5 vezes a faixa interquartil (IQR = Q3 – Q1).

Fonte: Autor.

Na Figura 39 é mostrado graficamente o aumento na eficiência de remoção média, apontado anteriormente (linha tracejada). Além disso, também houve aumento no valor mediano de remoção para ambos os filtros e é possível notar que os valores medianos de remoção foram maiores que os valores médios em todas as situações, como observado na análise das amostras compostas. Diferente do que foi observado para as amostras compostas, e similar ao observado para as amostras pontuais de cor aparente, houve episódios em que as águas filtradas apresentaram maior turbidez que a Água Pré-tratada. Esse fenômeno ocorreu independente da duração do período de pausa. Para o FLD-b, o aumento da turbidez após a filtração esteve relacionado a eventos de manutenção completa, já para o FLD-d, o motivo não foi evidente.

É de conhecimento que o período de pausa é um parâmetro chave para o bom funcionamento dos FLDs intermitentes e que, quanto maior ele é, maior a qualidade da água filtrada, desde que não se ultrapasse 48h (Item 5.5.2)(BAUMGARTNER; MURCOTT; EZZATI, 2007; CAWST, 2009; ELLIOTT *et al.*, 2008; JENKINS; TIWARI; DARBY, 2011). Especificamente para a remoção de turbidez, Jenkins, Tiwari e Darby (2011) reportaram incremento de 3,8% na eficiência de remoção de turbidez e redução de 0,4 UNT na turbidez da água filtrada quando utilizados períodos de pausa de aproximadamente 15h, em comparação com períodos de pausa de aproximadamente 5h. Como mencionado, os ganhos apresentados no presente trabalho foram ainda maiores. Os autores classificaram o período de pausa, chamado por eles de tempo de contato, como o principal parâmetro operacional dos FLDs dentre os que avaliaram, que incluía o volume de alimentação e a turbidez de entrada, dentre outros (JENKINS; TIWARI; DARBY, 2011). Tundia, Ahammed e George (2016), por outro lado, não observaram influência na remoção de turbidez quando variaram o período de pausa de 12h, 24h e 36h, porém observaram melhora na remoção de coliformes totais e *E. coli*. Os autores recomendam 23 h como um período de pausa ótimo (TUNDIA; AHAMMED; GEORGE, 2016). Entretanto, esse valor é demasiadamente elevado levando em consideração o volume de produção de um FLD, que não costuma ultrapassar de 20 L por alimentação. Os achados acima citados podem indicar que, após certo período de duração, o ganho na redução de turbidez com aumento do período de pausa é negligenciável.

Considerando a diferença de 9 horas entre os intervalos de alimentação, o ganho médio de eficiência foi de 0,6% por hora, e a redução média da turbidez das águas

filtradas foi de 0,1 UNT por hora. Ressalta-se que a análise da influência do período de pausa aqui apresentadas visam expandir a compreensão sobre os efeitos desse parâmetro sobre a eficiência geral do sistema. Não faz parte do escopo do presente trabalho sugerir um período de pausa ótimo para operação dos FLDs. Em todo caso, os ganhos com o aumento do período de pausa, apesar de terem sido significativos, não apresentaram uma relação custo-benefício favorável. A melhora na eficiência dos sistemas, que variou entre 20 e 30 %, seria pequena perto da perda na produção diária de água, em um cenário que se opte pela aplicação apenas do período de pausa longo. Por outro lado, estima-se que a combinação proposta de períodos de pausa foi adequada. Sendo capaz de produzir, em média, água com turbidez aceitável (WHO, 2017) tanto em amostras composta quanto em amostras pontuais. Recomenda-se a avaliação do efeito do período de pausa sobre a remoção de microrganismos (e.g., bactérias, vírus e protozoários) para os novos modelos de FLDs intermitentes aqui apresentados.

5.7.4. Análises bivariadas (Correlação)

Testes de correlação de Spearman foram realizados com a finalidade de identificar relações monótonas entre parâmetros de interesse e a qualidade da água filtrada e a eficiência dos FLDs em relação aos parâmetros turbidez (Tabela 20) , Coliformes Totais e *E. coli* (Tabela 21), e cistos de *Giardia* spp. e oocistos de *Cryptosporidium* spp. (Tabela 22).

Tabela 20. P-valor e coeficiente de correlação de Spearman (r_s) para testes de correlação entre parâmetros de interesse e o residual e remoção de turbidez para as amostras compostas de água filtrada pelos Filtros Lentos Domiciliares com difusor (FLD-d) e com boia (FLD-b).

		Turbidez			
		Residual ¹		Remoção	
		FLD-d	FLD-b	FLD-d	FLD-b
Taxa de filtração	p-valor	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
	r_s	0,285	0,380	-0,625	-0,615
Tempo de operação	p-valor	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
	r_s	-0,390	-0,399	0,644	0,610
Idade da <i>schmutzdecke</i> ²	p-valor	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
	r_s	-0,473	-0,551	0,307	0,447
Temperatura	p-valor	<0,001	<0,001	0,047	0,242
	r_s	0,232	0,259	0,125	0,073
$\Delta h \text{ L}^{-1} (L = 2,5 \text{ cm})^3$	p-valor	<0,001	0,091	<0,001	<0,001
	r_s	-0,252	0,107	0,284	0,219
$\Delta h \text{ L}^{-1} (L = 2,5 \text{ a } 17,5 \text{ cm})^3$	p-valor	<0,001	<0,001	0,011	0,012
	r_s	-0,514	0,265	0,162	0,159
Turbidez afluyente	p-valor	<0,001	<0,001	<0,001	0,051
	r_s	0,628	0,586	0,128	0,119

Nota: ¹Residual = concentração na água filtrada; ² Idade da *schmutzdecke* = dias após a manutenção completa do FLD; ³ $\Delta h \text{ L}^{-1}$ = perda de carga no piezômetro dividida pela espessura do leito filtrante até o piezômetro (L); Negrito = correlação significativa = p-valor < 0,05 e $|r_s| > |r_{s \text{ crítico}}|$. Os valores de n e $|r_s \text{ crítico}|$ dos conjuntos de dados são apresentados na Tabela D1 no Apêndice D.

Fonte: Autor.

Para a turbidez da água filtrada, ou turbidez residual (Tabela 20), as amostras compostas do FLD-d apresentaram correlação com todos os parâmetros de interesse. Para a água do FLD-b, só não foi observada correlação com $\Delta h \text{ L}^{-1}$ nos primeiros 2,5 cm de leito. O parâmetro que correlacionou mais fortemente com a turbidez da água filtrada de ambos os modelos de FLD foi a turbidez afluyente (correlação positiva), seguido pela idade da *schmutzdecke* (correlação negativa). Diferente deste resultado, Maciel e Sabogal-Paz (2020) e Napotnik, Baker e Jellison (2017) não observaram correlação entre a turbidez da água afluyente e a turbidez da água filtrada. Maciel e Sabogal-Paz (2020), operando FLDs semelhantes ao do presente trabalho alimentados com água do mesmo manancial, relataram correlação entre a turbidez das águas filtradas e o tempo de operação, a idade da *schmutzdecke*, a taxa de filtração e a perda de carga no topo do leito. Napotnik, Baker e Jellison (2017), por outro lado, observaram correlação entre a turbidez da água filtrada e apenas a taxa de filtração. Ressalta-se que

os autores de ambos os artigos utilizaram a correlação de Pearson, enquanto no presente trabalho optou-se pela correlação de Spearman por se tratarem de conjuntos de dados não-normais.

Curiosamente, $\Delta h \text{ L}^{-1}$ entre 2,5 e 17,5 cm apresentou correlação positiva com a turbidez da água filtrada pelo FLD-b, ao contrário do que foi observado para o FLD-d. Ou seja, o aumento de $\Delta h \text{ L}^{-1}$ na camada em questão coincidiu com o aumento da turbidez da água filtrada pelo FLD-b e com a redução da turbidez da água filtrada pelo FLD-d. Além disso, a temperatura correlacionou positivamente com a turbidez da água de ambos os filtros, provavelmente porque maiores temperaturas foram registradas no período de chuva (primavera/verão), no qual a turbidez da água afluenta também foi maior.

Semelhante ao que foi observado para a turbidez residual, todos os parâmetros de interesse apresentaram correlação com a eficiência de remoção de turbidez pelo FLD-d. Para o FLD-b, não foram constatadas correlações entre a eficiência do filtro e a turbidez afluenta e a temperatura. Essa diferença entre os modelos pode indicar maior estabilidade do FLD-b por não ter apresentado tanta variação na sua eficiência com a oscilação da qualidade da água de entrada, quando comparado ao FLD-d. Tal característica pode aumentar a confiabilidade e aceitação do modelo em questão. A turbidez afluenta foi o único parâmetro dentre os avaliados por Napotnik, Baker e Jellison (2017) a apresentar correlação com a remoção de turbidez.

O parâmetro com correlação mais forte com a eficiência de remoção de turbidez do FLD-d foi o tempo de operação (correlação positiva), enquanto para o FLD-b, foi a taxa de filtração (correlação negativa). Nenhum desses parâmetro correlacionaram com a remoção de turbidez pelos achados de Napotnik, Baker e Jellison (2017). Além disso, outros autores constaram ausência de relação entre a taxa de remoção de turbidez e parâmetros operacionais, como volume de alimentação, período de pausa e turbidez afluenta (NAIR; AHAMMED; DAVRA, 2014; TUNDIA; AHAMMED; GEORGE, 2016).

Acredita-se que diferenças operacionais tenham sido responsáveis pelas discrepâncias entre o presente trabalho e relatos da literatura a respeito do que possivelmente afeta a remoção de turbidez pelos FLDs. A principal diferença aqui listada é a água de entrada nos filtros. Em todos os artigos citados as águas adicionadas aos filtros foram “produzidas”, seja pela adição de argila ou sedimento à água de torneira

ou água de nascente. Dessa forma, os autores controlaram a turbidez de entrada nos filtros e a limitaram a uma faixa pré-determinada. Seguindo por um outro caminho, o presente trabalho tentou se aproximar ao máximo de uma situação real de operação dos FLDs, sem definir uma faixa para a turbidez da água de entrada. Outras diferenças são distinções entre os modelos de FLD e no regime de operação. Além disso, o conjunto de dados obtidos no presente trabalho foi consideravelmente maior que o de qualquer um dos estudos citados, resultando em uma caracterização mais robusta dos FLDs em questão. Adicionalmente, quanto maior o número de amostras (n), menor o $|r_s \text{ crítico}|$ e maiores as chances de duas variáveis apresentarem correlação significativa (VON SPERLING; VERBYLA; OLIVEIRA, 2020).

Na Tabela 21 são apresentados em negrito os parâmetros de interesse que apresentaram correlação significativa com o residual (concentração na água filtrada) e a remoção de coliformes totais e *E. coli* pelos FLDs.

Tabela 21. P-valor e coeficiente de correlação de Spearman (r_s) para testes de correlação entre parâmetros de interesse e o residual e remoção de *E. coli* e coliformes totais para as amostras compostas de água filtrada pelos Filtros Lentos Domiciliares com difusor (FLD-d) e boia (FLD-b).

		Coliformes Totais				<i>E. coli</i>			
		Residual ¹		Remoção		Residual ¹		Remoção	
		FLD-d	FLD-b	FLD-d	FLD-b	FLD-d	FLD-b	FLD-d	FLD-b
Taxa de filtração	p-valor	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
	r_s	0,460	0,554	-0,538	-0,558	0,531	0,667	-0,633	-0,725
Tempo de operação	p-valor	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
	r_s	-0,595	-0,562	0,607	0,521	-0,358	-0,407	0,602	0,574
Idade da <i>schmutzdecke</i> ²	p-valor	0,041	<0,001	0,017	<0,001	0,023	<0,001	0,259	<0,001
	r_s	-0,203	-0,499	0,237	0,508	-0,227	-0,492	0,113	0,409
Temperatura	p-valor	0,006	0,279	0,010	0,258	<0,001	0,009	0,001	0,098
	r_s	-0,274	0,277	0,259	0,115	-0,357	-0,262	0,319	0,168
$\Delta h \text{ L}^{-1} (L = 2,5 \text{ cm})^3$	p-valor	0,003	0,151	0,005	0,013	0,004	0,008	0,002	0,006
	r_s	-0,302	-0,149	0,289	0,253	-0,294	-0,273	0,312	0,280
$\Delta h \text{ L}^{-1} (L = 2,5 \text{ a } 17,5 \text{ cm})^3$	p-valor	0,357	0,092	0,500	0,030	0,957	<0,001	0,768	0,003
	r_s	-0,096	-0,175	0,071	0,223	-0,006	-0,353	0,031	0,302
Turbidez afluyente	p-valor	0,456	0,074	0,407	0,855	0,822	0,538	0,189	0,560
	r_s	0,075	0,178	0,084	0,018	-0,023	0,062	0,132	0,059

Concentração afluente ⁴	p- valor	0,999	0,529	<0,001	<0,001	0,796	0,313	<0,001	<0,001
	r _s	0,0001	-0,063	0,581	0,649	-0,026	-0,101	0,324	0,360

Nota: ¹ Residual = concentração na água filtrada; ² Idade da *schmutzdecke* = dias após a manutenção completa do FLD; ³ $\Delta h \text{ L}^{-1}$ = perda de carga no piezômetro dividida pela espessura do leito filtrante até o piezômetro (L); ⁴ Concentração afluente de *E. coli* ou coliformes totais, respectivamente; Negrito = correlação significativa = p-valor < 0,05 e $|r_s| > |r_s \text{ crítico}|$. Os valores de n e $|r_s \text{ crítico}|$ dos conjuntos de dados são apresentados na Tabela D2 no Apêndice D.

Fonte: Autor.

O parâmetro que apresentou correlação mais forte com a concentração de coliformes totais na água filtrada, por ambos os FLDs, foi o tempo de operação, seguido pela taxa de filtração. A temperatura e a $\Delta h \text{ L}^{-1}$ no topo do leito não correlacionaram com a concentração de coliformes totais na água do FLD-b, o contrário foi observado para o FLD-d. Ademais, $\Delta h \text{ L}^{-1}$ entre 2,5 e 17,5 cm, turbidez afluente e concentração afluente de coliformes totais não apresentaram correlação com a qualidade da água de nenhum dos filtros. Para a remoção, entretanto, a concentração afluente de coliformes totais foi o parâmetro com correlação mais forte com a eficiência do FLD-b, e o segundo mais forte para o FLD-d, ficando atrás apenas do tempo de operação. Para o FLD-b, a taxa de filtração apresentou correlação mais forte com a remoção de coliformes totais do que o tempo de operação. Outras diferenças observadas foram que a temperatura correlacionou com a eficiência do FLD-d, e não do FLD-b, e para $\Delta h \text{ L}^{-1}$ entre 2,5 e 17,5 cm, o inverso foi observado.

A concentração *E. coli* na água filtrada apresentou correlação com os parâmetros de interesse de forma semelhante a observada para coliformes totais, com a diferença que os parâmetros temperatura e $\Delta h \text{ L}^{-1}$ correlacionaram com a água filtrada pelo FLD-b. O parâmetro que apresentou correlação mais forte com a concentração de *E. coli* na água filtrada foi a taxa de filtração, ficando o tempo de operação em segundo lugar, para ambos os FLDs. Napotnik, Baker e Jellison (2017) não observaram correlação entre a concentração de *E. coli* na água filtrada e nenhum dos parâmetros por eles avaliados, que incluíram concentração afluente de *E. coli*, tempo de operação e taxa de filtração.

Para a remoção de *E. coli* o parâmetro que se relacionou de forma mais forte foi justamente a taxa de filtração, para ambos os FLDs, seguido pelo tempo de operação. Maciel e Sabogal-Paz (2020) relataram que a taxa máxima de filtração também foi o parâmetro com correlação mais forte com a eficiência de remoção de *E. coli*, para um FLD semelhante ao FLD-b. Segundo os autores, outros parâmetros que apresentaram

correlação com a remoção de *E. coli* pelo FLD com boia foram idade da *schmutzdecke*, perda de carga no topo do leito e turbidez afluente. Ainda de acordo com o observado por Maciel e Sabogal-Paz (2020), para um FLD com difusor, o único parâmetro com correlação com a remoção de *E. coli* foi a concentração afluente dos microrganismos (MACIEL; SABOGAL-PAZ, 2020), o mesmo foi observado por Napotnik, Baker e Jellison (2017). Essa diferença nos parâmetros que correlacionaram com a remoção de *E. coli* pode ser explicada pelos mesmos fatores elencados na discussão sobre a os resultados de correlação para turbidez.

De forma geral, foi observado que a perda de carga correlacionou mais com os resultados do FLD-b, sejam de qualidade da água ou de eficiência de remoção, principalmente considerando $\Delta h \text{ L}^{-1}$ entre 2,5 e 17,5 cm. A perda de carga por cm de leito na região do filtro em questão não correlacionou com nenhuma variável de remoção de bactérias no FLD-d. Isso pode ter ocorrido devido a maior taxa de filtração no FLD-d ter resultado em menor acúmulo de material nessa região (Item 5.7.2.2). A correlação positiva entre as concentrações afluentes de bactérias e as remoções das mesmas, ao passo que não houve correlação com a presença de bactérias na água filtrada, sinaliza uma capacidade dos FLDs de equalizar a qualidade da água filtrada.

A Tabela 22 apresenta os resultados dos testes de correlação entres parâmetros operacionais o a presença e remoção de protozoários.

Tabela 22. P-valor e coeficiente de correlação de Spearman (r_s) para testes de correlação entre parâmetros de interesse e o residual e remoção de Protozoários para as amostras compostas de água filtrada pelos Filtros Lentos Domiciliares com difusor (FLD-d) e boia (FLD-b).

		Cistos de <i>Giardia</i> spp.				Oocistos de <i>Cryptosporidium</i> spp.			
		Residual ¹		Remoção		Residual ¹		Remoção	
		FLD-d	FLD-b	FLD-d	FLD-b	FLD-d	FLD-b	FLD-d	FLD-b
Taxa de filtração	p-valor	0,044	1,00	0,044	1,00	0,072	0,072	0,017	0,155
	r_s	0,866	0,866	-0,866	-0,133	0,812	0,812	0,943	-0,667
Tempo de operação	p-valor	0,044	0,667	0,044	0,667	0,208	0,419	0,419	0,419
	r_s	0,853	0,853	-0,853	-0,393	0,6	0,429	-0,429	-0,429
Idade da <i>schmutzdecke</i> ²	p-valor	0,267	0,333	0,267	0,333	0,103	0,017	0,208	0,017
	r_s	-0,560	-0,560	0,560	0,655	-0,771	-0,943	0,6	0,943
Temperatura	p-valor	0,622	0,833	0,622	0,500	0,242	0,839	0,156	0,839
	r_s	-0,265	-0,236	0,265	0,239	-0,6	0,116	0,657	-0,116
$\Delta h \text{ L}^{-1}$ (L = 2,5 cm) ³	p-valor	0,122	0,333	0,122	0,333	0,0333	0,119	0,119	0,136
	r_s	-0,736	0,655	0,736	-0,656	-0,886	0,714	0,714	-0,714
$\Delta h \text{ L}^{-1}$ (L = 2,5 a 17,5 cm) ³	p-valor	0,444	0,333	0,444	0,333	1	0,356	0,861	0,356
	r_s	0,412	-0,655	-0,412	0,655	-0,029	-0,486	0,086	0,486

Tempo de Inoculação ⁴	p-valor	0,044	0,667	0,044	0,667	0,208	0,419	0,419	0,419
	r_s	0,853	0,853	-0,853	-0,393	0,6	0,428	-0,429	-0,429
Turbidez afluyente	p-valor	-0,656	-0,333	0,656	-0,333	0,356	0,419	-0,242	-0,419
	r_s	0,235	0,235	0,235	0,655	0,486	0,429	0,6	0,429

Nota: ¹ Residual = concentração na água filtrada; ² Idade da *schmutzdecke* = dias após a manutenção completa do FLD; ³ $\Delta h \text{ L}^{-1}$ = perda de carga no piezômetro dividida pela espessura do leito filtrante até o piezômetro (L); ⁴ Tempo de inoculação = dias desde o início da inoculação de protozoários aos filtros; Negrito = correlação significativa = p-valor < 0,05 e $|r_s| > |r_s \text{ crítico}|$; n = 6 e $|r_s \text{ crítico}| = 0,829$.

Fonte: Autor.

Para *Giardia* spp., tanto a concentração de cistos na água filtrada quanto a eficiência de remoção do FLD-d correlacionaram com a taxa de filtração (mais forte) e tempo de operação. Entretanto as correlações com o tempo de operação se deram de forma inversa ao esperado. Com o aumento do tempo de operação, maior foi a presença de cistos na água filtrada e menor a sua remoção. Este comportamento pode estar relacionado à também observada correlação entre o tempo de inoculação e a concentração de cistos na água (positiva) e eficiência de remoção (negativa). O tempo de inoculação se refere ao número de dias passados desde que a inoculação de protozoários teve início, e a correlação observada pode ser indicativo do acúmulo (e eventual transpasse) de cistos no leito do filtro.

Para o FLD-b, não foi observada correlação entre nenhum parâmetro de interesse e a concentração de *Giardia* spp. na água filtrada ou a sua remoção, provavelmente devido à pouca variação nesses resultados. Como já mencionado, em apenas uma amostra do FLD-b foi detectado um cisto, excluindo-se esse dia, os resultados foram constantes. Estima-se que a análise de um maior número de amostras, o que foi impossível de se obter no presente trabalho, poderia resultar em uma estimativa mais robusta do papel dos parâmetros operacionais na remoção de *Giardia* sp..

Considerando oocistos de *Cryptosporidium* spp., a $\Delta h \text{ L}^{-1}$ no topo do leito foi o único parâmetro a correlacionar com a concentração de oocistos na água do FLD-d, ou seja, quanto maior foi a quantidade de material retido na superfície do leito (maior perde de carga), menor foi a presença de *Cryptosporidium* spp. na água filtrada do FLD-d. A redução dos poros com o acúmulo de material no leito pode ter contribuído para a menor presença de oocistos na água filtrada pelo FLD-d. Para o FLD-b, o único parâmetro que apresentou correlação, tanto com a concentração de oocistos na água quanto com

a eficiência de remoção, foi a idade da *schmutzdecke*. De fato, na Figura 36 (Item 5.7.3.4) nota-se uma redução de maior proporção na eficiência do FLD-b após a manutenção, quando comparado ao FLD-d. Por fim, o único parâmetro que correlacionou com a eficiência de remoção de *Cryptosporidium* spp. pelo FLD-d foi o tempo de operação (correlação positiva). Diferente do observado para *Giardia* spp., para remoção de oocistos, não foram observadas correlações com o tempo de inoculação.

Considerando que uma das principais diferenças entre os modelos de FLD foi a taxa de filtração, análises bivariadas também foram realizadas com o intuito de determinar os fatores que mais influenciaram a taxa de filtração máxima (TMF) dos FLDs durante a operação. Os resultados são apresentados na Tabela 23.

Tabela 23. P-valor e coeficiente de correlação de Spearman (r_s) para testes de correlação entre parâmetros de interesse e a taxa máxima de filtração dos Filtros Lentos Domiciliares com difusor (FLD-d) e com boia (FLD-b).

		Taxa máxima de filtração	
		FLD-d	FLD-b
Tempo de operação	p-valor	<0,001	<0,001
	r_s	-0,406	-0,327
Idade da <i>schmutzdecke</i> ¹	p-valor	<0,001	<0,001
	r_s	-0,245	-0,403
$\Delta h \text{ L}^{-1} (L = 2,5 \text{ cm})^2$	p-valor	<0,001	0,003
	r_s	-0,540	-0,188
$\Delta h \text{ L}^{-1} (L = 2,5 \text{ a } 17,5 \text{ cm})^2$	p-valor	0,414	<0,001
	r_s	-0,052	-0,379
Turbidez afluyente	p-valor	<0,001	0,05
	r_s	-0,268	-0,128

Nota: ¹Idade da *schmutzdecke* = dias após a manutenção completa do FLD; ² $\Delta h \text{ L}^{-1}$ = perda de carga no piezômetro dividida pela espessura do leito filtrante até o piezômetro (L); Negrito = correlação significativa = p-valor < 0,05 e $|r_s| > |r_s \text{ crítico}|$. Os valores de n e $|r_s \text{ crítico}|$ dos conjuntos de dados são apresentados na Tabela D3 no Apêndice D.

Fonte: Autor.

Todos os parâmetros de interesse apresentaram correlação negativa com a TMF, o que era de esperar por estarem todos, direta ou indiretamente, relacionados ao progressivo acúmulo de material no leito dos FLDs. Apenas $\Delta h \text{ L}^{-1}$ entre 2,5 e 17,5 cm não apresentou correlação com a TMF do FLD-d, o que pode ter ocorrido devido ao menor acúmulo de material nessa faixa do leito do FLD-d, quando comparado ao FLD-b. Como já mencionado, estimasse que a maior carga hidráulica e taxa de filtração no FLD-d tenha empurrado as impurezas para maiores profundidades. O parâmetro que

apresentou correlação mais forte com a TMF do FLD-d foi a $\Delta h \text{ L}^{-1}$ no topo do leito. O mesmo não foi observado para o FLD-b, provavelmente devido à $\Delta h \text{ L}^{-1}$ no topo do leito do filtro com boia ter variado menos que no filtro com difusor, uma vez que a boia limitava a carga hidráulica no FLD-b. Os motivos pelos quais a perda de carga no topo do leito do FLD-d ter sido o parâmetro com maior correlação com a TMF enquanto a perda de carga entre 2,5 e 17,5 cm não ter se quer apresentado correlação significativa não ficaram claros.

Para o FLD-b o parâmetro que apresentou correlação mais forte com a TMF foi a idade da *schmutzdecke*, sugerindo um efeito mais extensivo da manutenção completa no restauro da TMF esse modelo. Napotnik, Baker e Jellison (2017) também avaliaram a correlação entre parâmetros de interesse e a taxa de filtração. De forma semelhante aos achados aqui apresentado, os autores constataram correlação negativa entre a taxa de filtração e o tempo de operação, entretanto, nenhuma correlação com a idade da *schmutzdecke* foi observada por eles, diferente do relatado no presente trabalho (NAPOTNIK; BAKER; JELLISON, 2017).

Os gráficos de dispersão relacionando todas as variáveis aqui apresentadas estão disponíveis no Apêndice E.

5.7.5. Manutenção

Primeiramente, estimou-se a realização apenas da manutenção completa como descrita em na seção de materiais e métodos (Item 4), entretanto, logo no 13º dia de operação, uma das unidades do FLD-d apresentou uma queda aguda na taxa de filtração. Por ter se passado pouco tempo desde o início da operação, optou-se pela realização de uma limpeza menos invasiva do FLD. O objetivo foi impactar menos o desenvolvimento da *schmutzdecke*, que se encontrava ainda em seus estágios iniciais. Dessa forma, foi adotada a manutenção simplificada que consistiu basicamente na movimentação da manta.

De forma geral, não foram observadas grandes diferenças entre os modelos considerando a necessidade de manutenção. Foram realizadas, em média, 36 manutenções simples no FLD-d e 40 no FLD-b, o equivalente a aproximadamente 3 manutenções por mês. A manutenção completa foi necessária, em média, 6 vezes para cada modelo, aproximadamente 1 manutenção completa a cada 2 meses. Nota-se que,

ao fim da operação, foi necessária a realização da manutenção a profundidades maiores que as inicialmente realizadas. Essa necessidade surgiu ao se constatar que a produção diária dos filtros não foi restaurada aos 48 L pela manutenção completa, principalmente para o FLD-d. A necessidade de uma eventual manutenção “mais agressiva” foi prevista por Singer, Skinner e Cantwel, (2017) ao verificarem os efeitos de 3 metodologias distintas de manutenção sobre os FLDs.

Maior demanda por manutenção foi observada durante o período de chuva, como era de se esperar dada a maior adição de material particulado aos filtros. Na Figura 40 é apresentado número de manutenções simplificadas e completas para cada filtro de acordo com a sazonalidade. Notou-se que as unidades do FLD-b se comportaram de forma mais semelhante entre si do que as unidades do FLD-d, com as manutenções dos primeiros coincidindo mais vezes que dos segundos. Por esse motivo, os gráficos do presente trabalho, que contém a indicação dos dias nos quais a manutenção completa foi realizada, contam com mais indicações para o FLD-d que para o FLD-b.

Figura 40. Quantidades médias de manutenções simplificadas e completas realizadas nos Filtros Lentos Domiciliares com difusor (FLD-d) e com boia (FLD-b)

Fonte: Autor.

A manutenção simplificada resultou em recuperação média de $2,0 \pm 2,3 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ na TMF do FLD-d e $1,3 \pm 1,6 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ na TMF do FLD-b (p-valor = 0,08). Em relação a TMF inicial dos FLDs, essa recuperação foi equivalente a $19,1 \pm 21,6\%$ para o FLD-d e $14,4 \pm 17,6 \%$ para o FLD-b. A manutenção completa, por sua vez, resultou em recuperação de $4,2 \pm 2,3 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ e $2,7 \pm 2,1 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ na TMF do FLD-d e FLD-b, respectivamente (p-valor = 0,38). A recuperação da TMF pela manutenção completa, em relação a TMF inicial, foi de $33,2 \pm 25,1 \%$ para o FLD-d e $29,9 \pm 23,4 \%$ para o FLD-b. *Box-plots* representado graficamente as TMFs dos FLDs antes e após as manutenções simplificada e completa são apresentados na Figura 41. É possível observar nessa figura uma maior diferença entre o antes e depois para a manutenção completa, quando comparada a manutenção simplificada. Entretanto, a execução da manutenção completa não resultou necessariamente na restauração da TMF para maiores valores, quando comparada a manutenção simplificada. Isso porque foi observado que, independentemente da manutenção, a TMF tendeu a decair conforme o decorrer da operação (Item 0). Sendo assim, manutenções simplificadas realizadas no início da operação resultaram em TMFs maiores que manutenções completas realizadas em estágios mais avançados da operação.

Figura 41. Box-plots das taxas máximas de filtração (TMF) dos Filtros Lentos Domiciliares com difusor (FLD-d) e com boia (FLD-b) antes e após as manutenções simplificada e completa.

Nota: As caixas dos *box-plots* possuem linhas inferiores de quartil (Q1 = 25%), linhas do meio de valores medianos (Q2 = 50%) e linhas superiores de quartil (Q3 = 75%). As linhas retas (-) que se estendem de cada extremidade das caixas são para mostrar os valores mínimos e máximos.

Fonte: Autor.

As recuperações reportadas pelo emprego de métodos de manutenção semelhantes a manutenção completa variam entre 71 e 97% (BUZUNIS, 1995; DUKE; MAZUMDER, 2009; SINGER; SKINNER; CANTWELL, 2017). Dessa forma, a recuperação obtida no presente trabalho não atingiu a metade do menor valor reportado. Porém, isso não significa necessariamente que a manutenção completa foi menos eficiente do que ela poderia ter sido, pois, diversos fatores podem responder por essa diferença, por exemplo, condições operacionais e diferentes métodos de cálculo da recuperação.

Assim como relatado na literatura, a manutenção completa resultou na queda na eficiência dos FLDs e na qualidade da água filtrada para os principais parâmetros avaliados. A variação na remoção de turbidez e *E. coli* antes e após as manutenções completas foram estimadas. Entretanto, nota-se que, por ter se trabalhado com uma água natural, tanto a turbidez quanto a concentração de *E. coli* variaram na entrada dos

filtros, o que influenciou nas suas respectivas remoções, bem como com a variação de outros fatores. Feita essa ressalva, os valores encontrados são apresentados a seguir.

A remoção de turbidez pelo FLD-d foi reduzida, em média, em $21,5 \pm 13,9$ % quando comparadas as remoções anteriores e as imediatamente após as manutenções completas. Para o FLD-b essa redução foi de $31,6 \pm 18,8$ %. Não houve diferença significativa entre as reduções de eficiências quando comparados os modelos (p -valor = 0,14). Singer, Skinner e Cantwell (2017) não observaram reduções na eficiência de remoção de turbidez após a manutenção (SINGER; SKINNER; CANTWELL, 2017). É importante ressaltar que a comparação entre os estudos deve ser feita com cautela, como mencionado para a recuperação da TMF anteriormente. Isso porque um número de fatores pode ocasionar diferenças nos resultados, no caso da turbidez (e da *E. coli*, apresentada adiante) esses fatores incluem diferenças no processo de manutenção em si, diferenças nos métodos de cálculo e diferenças nas águas adicionadas aos filtros, entre outros.

Comparando a última remoção de *E. coli* registrada antes de uma manutenção completa e a primeira remoção registrada após, em média, foi observada uma queda de $1,1 \pm 0,4$ log e $1,2 \pm 0,8$ log na eficiência do FLD-d e FLD-b, respectivamente. Não foi observada diferença significativa entre os modelos ($p = 0,88$). Entretanto, de forma geral, a eficiência dos FLDs foi restaurada em poucos dias. O tempo que os filtros levaram para retomar uma remoção mínima de 1 log de *E. coli* (WHO, 2017) após a manutenção completa foi de 6 ± 3 dias e 7 ± 4 dias, para o FLD-d e FLD-b, respectivamente. Ressalta-se que esse período pode ter sido menor, pois não foi possível realizar análises diárias de *E. coli*, sendo elas efetuadas bissemanalmente. Singer, Skinner e Cantwell (2017) observaram menor impacto da manutenção e recuperação mais rápida que as do presente trabalho. Os autores relataram, para o método de manutenção mais parecido com o utilizado no presente trabalho, queda máxima de 0,7 log para remoção de coliformes termotolerantes e entre 1 e > 3 dias para que a eficiência do FLD fosse pelo menos 95% da eficiência antes da manutenção (SINGER; SKINNER; CANTWELL, 2017).

A manutenção simplificada, por sua vez, não ocasionou em mudanças drásticas nas eficiências dos FLD, apesar de não ter sido possível quantificar seus efeitos. Somando-se ao fato de terem sido capazes de restaurar a TMF dos filtros, até certo

ponto, as manutenções simplificadas cumpriram seu propósito. Outras vantagens da sua utilização, além da maior simplicidade, surgem da redução da frequência de manutenções completas, que resultam na redução de uso de água (necessária para sua execução) e a consequente redução na geração de resíduos potencialmente perigosos (HWANG *et al.*, 2014). Faz-se necessário destacar que o uso da manta no topo do leito dos FLDs foi imprescindível para que a manutenção simplificada fosse viável, ressaltando as vantagens de sua utilização.

Sobre o uso de água para a manutenção completa, tomou-se o cuidado de manter o volume de água em 16 L, a fim do procedimento não comprometer demasiadamente a produção diária dos filtros. Ressalta-se que a manutenção não precisa necessariamente ser realizada com a água filtrada, podendo ser usada a água pré-tratada ou até mesmo a água bruta, dependendo da qualidade da mesma. Entretanto, para uma família que necessita caminhar até um manancial para coletar água, ter que coletar um volume muito grande a mais para a manutenção do FLD pode dificultar a aceitação da tecnologia ou sua correta operação, mesmo que fosse necessário, em média, que isso fosse feito apenas uma (1) vez a cada dois (2) meses. Dessa forma, recomenda-se que o menor volume de água possível seja utilizado na manutenção, julgando 16 L como suficiente.

Por fim, recomenda-se que a pessoa utilize luvas ao fazer a manutenção dos FLDs, pois é na camada biológica que se acumulam patógenos e organismos oportunistas (HWANG *et al.*, 2014). O contato direto com esses microrganismos apresenta o risco de eventuais problemas de saúde (HWANG *et al.*, 2014). Ainda, é importante que o resíduo gerado da manutenção completa dos filtros seja desinfetado antes do seu descarte, o que pode ser feito com o NaClO.

5.7.6. Caracterização da camada biológica (*schmutzdecke*)

A camada biológica foi caracterizada de acordo com seu conteúdo de sólidos suspensos, bem como pela identificação de microrganismos que a compunham por meio de microscopia em campo claro. As análises supracitadas foram realizadas com amostras da manta e do topo do leito. Além disso, a manta foi submetida a análise de microscopia eletrônica por varredura (MEV) antes e após o período de operação. Os resultados dessas análises são apresentados a seguir.

5.7.6.1. Sólidos totais (ST) e suspensos (SS)

Na Tabela 24 são apresentados os dados da análise de sólidos totais e suspensos.

Tabela 24. Concentrações médias de sólidos totais e sólidos suspensos das amostras da manta e do topo da areia dos Filtros Lentos Domiciliares com difusor (FLD-d) e com boia (FLD-b).

Amostra	Filtro	Sólidos totais (g/L)			Sólidos suspensos (g/L)		
		Total	Fixo	Volátil	Total	Fixo	Volátil
Areia	FLD-d	4,8 ± 0,1	4,2 ± 0,4	0,6 ± 0,3	9,3 ± 9,2	9,2 ± 9,2	0,1 ± 0,0
	FLD-b	7,1 ± 3,2	6,2 ± 3,1	0,8 ± 0,0	11,5 ± 8,7	11,0 ± 8,7	0,5 ± 0,1
Manta	FLD-d	7,8 ± 1,8	6,9 ± 1,7	0,9 ± 0,1	16,0 ± 2,8	15,2 ± 2,5	0,8 ± 0,3
	FLD-b	4,8 ± 0,5	4,0 ± 0,4	0,4 ± 0,1	13,2 ± 5,6	12,8 ± 5,9	0,4 ± 0,3

Fonte: Autor.

A concentração de sólidos totais no FLD-d e FLD-b foram equivalentes ($12,6 \pm 1,9$ g L⁻¹ e $11,9 \pm 3,6$ g L⁻¹, respectivamente; p-valor = 0,43), assim como foi observado para sólidos suspensos ($23,1 \pm 8,0$ g L⁻¹ e $24,8 \pm 2,9$ g L⁻¹, respectivamente; p-valor = 0,65). Entretanto, a distribuição do material particulado dentro dos filtros foi diferente para cada modelo (Figura 42).

Figura 42. Distribuição da concentração de sólidos totais e suspensos entre as amostras de areia e da manta dos Filtros Lentos Domiciliares com difuso (FLD-d) e com boia (FLD-b).

Nota: Acima de cada coluna são apresentados valores em porcentagem indicando a distribuição dos sólidos entre manta e areia para cada filtro.

Fonte: Autor.

O FLD-d apresentou maior concentração de sólidos totais na manta do que na areia (p -valor = 0,004), enquanto para o FLD-b, não foi observada diferença significativa entre as amostras da manta e na areia (p -valor = 0,12). Para sólidos suspensos, não foi observada diferença entre a concentração na manta e na areia para nenhum dos FLDs (p -valor = 0,7, para ambos os modelos). Os motivos pelos quais houve maior retenção de sólidos totais na manta do FLD-d não ficaram evidentes. Porém, Andreoli (2020), observou resultado semelhante, com maior retenção de sólidos na manta de um FLD intermitente (idêntico ao FLD-b) que na areia e o contrário para um FLD contínuo. O autor propôs que o escoamento ininterrupto do FLD contínuo foi capaz de forçar as partículas através da manta (ANDREOLI, 2020). Apesar de não ter sido contínuo, o escoamento do FLD-b teve duração mais longa que no FLD-d, podendo a explicação proposta por Andreoli (2020) se aplicar os resultados do presente trabalho. A hipótese levantada aqui é que a maior taxa de filtração do FLD-d empurrou o material particulado para maiores profundidades, reduzindo a concentração de sólidos no topo do leito. Essa hipótese ganha força quando comparadas as concentrações de sólidos nas amostras da areia entre os filtros, que apresentaram diferenças significativas (p -valor = 0,004), enquanto para as amostras da manta não (p -valor = 0,12). Entretanto, em teoria, essa hipótese deveria se aplicar também aos sólidos suspensos, o que não ocorreu, pois, não foram observadas diferenças entre concentrações na manta e na areia para nenhum dos modelos. Neste caso, o elevado desvio padrão pode ter sido o responsável pelos resultados.

Considerando a distribuição entre sólidos voláteis e fixos, são apresentados na Figura 43 gráficos expondo essa relação e o fato de ter-se constatado maior concentração de sólidos fixos que sólidos voláteis, para ambos os modelos de FLD, tanto para sólidos totais quanto suspensos. Nota-se que a maior concentração de sólidos suspensos em comparação aos sólidos totais resultou de diferenças nos métodos analíticos, por esse motivo, essas diferenças não são discutidas no documento.

Figura 43. Distribuição das frações fixas e voláteis da concentração de sólidos totais e suspensos nas amostras de areia e da manta dos Filtros Lentos Domiciliares com difuso (FLD-d) e com boia (FLD-b).

Fonte: Autor.

Sólidos fixos, tanto totais quanto suspensos, foram a grande maioria nos FLDs, tanto na areia quanto na manta. Somando amostras da areia e da manta, apenas 11,8% e 13,7% dos sólidos totais de FLD-d e FLD-b, respectivamente, eram voláteis. Para sólidos suspensos, a fração volátil foi ainda menor, 3,3% e 3,9% para FLD-d e FLD-b, respectivamente. Comparando os dados, nota-se que a maior parcela dos sólidos voláteis totais se encontrava na forma dissolvida e não suspensa. A reduzida presença de sólido voláteis (matéria orgânica) corrobora com os achados de Lamon (2020), que relatou pequena atividade microbiológica em amostras de biofilme de FLDs por meio de análises de biorrespiração e de oxigênio dissolvido com uso de microsensores. Adicionalmente, foi observada a presença de grãos de areia nas amostras tanto do leito quanto da manta, que certamente contribuíram para a maior parcela de sólidos fixos.

Entretanto, estimasse que o principal motivo para a grande maioria do material retido nos FLDs ser inorgânico (sólidos fixos) seja o constante aporte de partículas devido a alimentação com água de rio (turbidez = $13,0 \pm 14,3$ UNT), e não a ausência de desenvolvimento microbiológico. Ademais, Andreoli (2020), operando FLDs idênticos, relatou maior concentração de sólidos voláteis que fixos, alimentando os FLDs com água com baixa turbidez (água de poço), o que corrobora a explicação supracitada. Em todo caso, a retenção de material inorgânico também é parte importante do processo de amadurecimento dos FLDs (ELLIOTT *et al.*, 2008), e consequentemente, do seu desempenho.

Por fim, a análise de sólidos permitiu comprovar o que já era esperado, a contribuição da manta para a retenção de materiais. Como visto na manutenção (Item 5.7.5), a simples movimentação da manta era capaz de restaurar a TMF dos FLDs, isso porque, de acordo com os resultados do teor sólidos, aproximadamente 50% de todo o material retido na superfície dos filtros se encontrava na manta. Dessa forma, a aplicação da manta de feltro não tecida foi capaz de facilitar a operação e manutenção dos FLDs, como suposto.

5.7.6.2. Microscopia em campo claro

Na Tabela 25 são apresentados os microrganismos identificados em amostras da manta e da areia de ambos os FLDs. Imagens dos microrganismos são apresentadas no Apêndice F.

Tabela 25. Organismos identificados com microscopia em campo claro em amostras de areia da manta dos Filtros Lentos Domiciliares com difusor (FLD-d) e com boia (FLD-b).

Classe biológica	Organismos	FLD-d		FLD-b	
		Areia	Manta	Areia	Manta
Algas	<i>Asterocystis</i> spp.			x	
	<i>Aulacoseira</i> spp.	x	x	x	x
	<i>Chilomonas</i> spp.			x	x
	<i>Closterium</i> spp.			x	x
	<i>Coelastrum</i> spp.		x		
	<i>Cosmarium</i> spp.	x	x	x	
	<i>Cyclotella</i> spp.		x	x	x
	<i>Eudoria</i> spp.				x
	<i>Euglena</i> spp.		x		
	<i>Fragilaria</i> spp.				x
	<i>Gomphonema</i> spp.	x		x	
	<i>Melosira</i> spp.	x	x	x	x
	<i>Navícula</i> spp.	x	x	x	x
	<i>Nitzschia</i> spp.	x		x	x
	<i>Pleurosigma</i> spp.	x			
	<i>Scenedesmus</i> spp.	x	x		x
	<i>Staurastrum</i> spp.	x		x	
	<i>Synedra</i> spp.	x	x	x	x
	<i>Tabellaria</i> spp.	x		x	
	<i>Tetrastrum</i> spp.			x	
	<i>Anisonema</i> spp.				x
	Diatomácea	x	x	x	x
	Algas filamentosas		x		
	<i>Phacus</i> spp.	x	x	x	
	<i>Trachelomonas</i> spp.		x	x	x
Protozoários	<i>Corythion</i> spp.		x		
	<i>Coleps</i> spp.	x	x	x	x
	<i>Paramecium</i> spp.				x
	<i>Euplotes</i> spp.			x	x
Outros	<i>Chlorella</i> spp.	x	x	x	x
	Cianobactéria	x		x	x
	<i>Heliozoa</i> spp.			x	x
	Microcrustáceos				x
	Rotíferos	x	x		x
	Bactérias suspensas	x	x	x	x
	Ovos de vermes	x			
	Larvas de vermes	x	x	x	x
	Zooplâncton	x			

Fonte: Autor.

Considerando as limitações da identificação de microrganismos por microscopia em campo claro, estimasse que a presença de microrganismos tenha sido essencialmente a mesma entre os modelos de FLD. Dessa forma, não foram feitas tentativas de comparar os modelos. Ademais, os tipos de organismos e suas abundâncias relativas dependem da água de entrada e do ambiente dos filtros (RANJAN; PREM, 2018). O primeiro fator foi idêntico para todos os FLDs, uma vez que todos foram alimentados com a mesma água. O mesmo era de se esperar para o ambiente no interior dos filtros, fora a maior taxa de filtração no FLD-d.

Bactérias e algas foram os organismos com aparente predominância nas amostras. Apesar de não ter sido possível identificar comunidades de bactérias, elas foram observadas em todas as amostras em grande quantidade. Bactérias foram relatadas como um dos organismos mais abundantes e mais diversos na *schmutzdecke* de filtros lentos convencionais (WAKELIN *et al.*, 2010) e desempenham papel importante na implantação, estruturação e manutenção da *schmutzdecke* (GUCHI, 2015). As algas tem importante papel na estruturação da *schmutzdecke*, devido à produção de carboidratos que conferem maior aderência e elasticidade ao biofilme (UNDERWOOD; PATERSON, 2003), além disso, algas podem produzir e excretar substâncias tóxicas (HUISMAN; WOOD, 1974), dificultando a sobrevivência de bactérias patogênicas. Entretanto, por ter uma cobertura que bloqueava a entrada de luz, é de se esperar pouca atividade de algas na *schmutzdecke* dos FLDs, diferente do observado para filtros lentos convencionais (HUISMAN; WOOD, 1974). Na Figura 44 são apresentadas algumas das imagens capturadas nas análises de microscopia em campo claro.

Dentro do escopo do presente trabalho, os microrganismos identificados que talvez tenham maior relevância seriam rotíferas, microcrustáceos e protozoários ciliados que foram relacionados a ingestão de cistos e oocistos de protozoários (BICHAJ *et al.*, 2014; MÉNDEZ-HERMIDA; GÓMEZ-COUSO; ARES-MAZÁS, 2007; STOTT *et al.*, 2001). Apesar da predação de cistos e oocistos favorecer a remoção desses patógenos da água, protozoários parasitos internalizados por outros organismos (*e.g.*, oocistos internalizados por rotíferas) podem passar por meios filtrantes e estar presente na água filtrada, apresentando um risco a saúde baixo, mas, que não deve ser negligenciado (BICHAJ *et al.*, 2014). A presença de protozoários também está relacionada com uma

schmutzdecke ativa e saudável e alguns protozoários, em especial ciliados, foram relatados como capazes de incrementar a eficiência de remoção de *E. coli* em filtros de areia (UNGER; COLINS, 2006).

Figura 44. Imagens capturadas por microscopia em campo claro de amostras da areia e manta dos Filtros. (A) Copépoda (sem escala) - FLD-b; (B) *Cosmarium* spp. - FLD-b; (C) Protozoário ciliado - FLD-b; (D) Rotífera - FLD-d; (E) *Phacus* spp. - FLD-d; (F) Larva de nematódeo - FLD-d.

Nota: FLD-d = Filtro Lento Domiciliar com difusor; FLD-b = Filtro Lento Domiciliar com boia.

Fonte: Autor.

Por fim, em artigo recentemente publicado, no qual foram realizadas análises de microscopia em campo claro de amostras da Água Bruta, Água Pré-tratada e das águas filtradas do presente trabalho, foi observado que, apesar da diversidade de microrganismos identificados nas Águas Bruta e Pré-tratada, nenhum microrganismo foi encontrado nas amostras de água filtrada pelo FLD-d e FLD-b (NASSER FAVA *et al.*, 2020). Esses resultados contribuem para a tese de que os FLDs aqui apresentados, bem como o sistema proposto como um todo, são capazes de reduzir a exposição dos usuários a doenças de veiculação hídrica.

5.7.7. Microscopia eletrônica por varredura (MEV) da manta

Análises de microscopia eletrônica por varredura (MEV) foram realizadas com a manta sintética não tecida utilizada no topo do leito dos FLDs com a finalidade de observar possíveis alterações em sua estrutura após a operação dos filtros. As microgravuras captadas da manta limpa são apresentadas na Figura 45.

Figura 45. Microscopia eletrônica por varredura da manta não tecida antes da operação dos FLDs. (A) magnificação de 200x; (B) magnificação de 500x; (C) magnificação de 3000x.

Fonte: Autor.

Fica evidente pelas imagens apresentadas na Figura 45. a natureza não tecida da manta, que apresenta um emaranhado de fibras sem uma ordenação, resultando em poros de diferentes dimensões. As ranhuras transversais dos fios são, provavelmente, resultado do processo de análise em si, mais especificamente do aquecimento da amostra no equipamento de MEV, e não característica da manta. Microgravuras das mantas após seu uso (fim da operação) são apresentadas na Figura 46.

Nota-se nas imagens da Figura 46 o recobrimento da manta utilizada em ambos os FLDs. Esse recobrimento foi visualmente equivalente entre as unidades dos FLDs, independentemente do modelo. As imagens A e B mostram uma visão mais ampla das mantas, que vai se aproximando nas imagens C e D até que, nas imagens E e F, são mostradas com mais detalhe as fibras da manta recobertas pelo material da *schmutzdecke*.

Figura 46. Microscopia eletrônica por varredura (MEV) das mantas ao fim da operação dos FLDs. (A) Amostra do FLD-d com magnificação de 200x; (B) Amostra do FLD-b com magnificação de 200x; (C) Amostra do FLD-d com magnificação de 500x; (D) Amostra do FLD-b com magnificação de 500x; (E) Amostra do FLD-d com magnificação de 3000x; (F) Amostra do FLD-b com magnificação de 3000x.

Nota: FLD-d = Filtro Lento Domiciliar com difusor; FLD-b = Filtro Lento Domiciliar com boia.

Fonte: Autor.

Uma maior contorção das fibras também foi observada após o uso das mantas, quando comparadas a manta limpa (Figura 46C). Estimasse que isso tenha sido resultado do processo de limpeza, que compreendia a raspagem das mantas com uma espátula,

atividade passível de causar alterações nas fibras. Apesar desse dano a estrutura da manta, não foi necessário que ela fosse trocada, em nenhum FLD, durante todo o período de operação. Da mesma forma, não foi observada alteração na sua capacidade de reter material particulado. Entretanto, não é possível estimar quanto tempo de operação a manta é capaz de suportar sem que perca sua função. De qualquer forma, trata-se de um material de baixo custo e estimasse que sua substituição, em uma frequência menor que uma vez ao ano, não comprometa financeiramente sua utilização.

Estruturas interessantes foram captadas pela análise de MEV e são apresentadas na Figura 47.

Figura 47. Destaque para algumas estruturas observadas na manta dos FLDs por microscopia eletrônica por varredura.

Fonte: Autor.

Na Figura 47A é mostrado de um grão de areia aprisionado entre as fibras da manta. De fato, foi observada pequena quantidade de areia no topo da manta, provavelmente devido à manutenção simplificada. Com a movimentação da manta durante as manutenções simplificadas ocorria a suspensão de grãos mais leves de areia que ocasionalmente sedimentavam sobre a manta. Na Figura 47B é mostrada uma

estrutura não identificada, indicada com uma seta, que possui formato cilíndrico e o que parece ser uma porção anterior com lábios, que sugere que seja um nematelminto. Por fim, nas Figura 47C e D são mostradas estruturas semelhantes às pertencentes a alga de água doce *Mallomonas tonsurata*, indicadas com setas. Maciel (2018) observou estruturas semelhantes por MEV em amostras da manta utilizada no topo do leito de FLDs alimentados com água do mesmo rio utilizado no presente estudo. Mais uma evidência do conhecido fato da *schmutzdecke* ser formada por microrganismos da água adicionada aos filtros.

5.8. Desinfecção com hipoclorito de sódio (NaClO)

Como etapa final do tratamento proposto, foi realizada a desinfecção da água filtrada com hipoclorito de sódio (NaClO). Inicialmente, foram realizados ensaios de bancada para determinar a menor dosagem de cloro necessária para obter um residual consonante com a legislação brasileira para soluções alternativas de tratamento de água, de 0,5 mg L⁻¹ de cloro livre (BRASIL, 2021), que também é o mínimo recomendado pela OMS (WHO, 2017). Ensaios de jarreste foram realizados para essa finalidade e as curvas de demanda de cloro para cada modelo de FLD são apresentadas na Figura 48.

Apesar de ter-se observado consumo de cloro devido à presença de matéria orgânica nas águas filtradas, esse consumo foi tão pequeno que não foi possível detectar nos gráficos o *breakpoint* (PRESSLEY; BISHOP; ROAN, 1972). De acordo com os resultados apresentados na Figura 48, a concentração de dosagem mínima necessária para obtenção de 0,5 mg L⁻¹ de cloro livre residual foi de aproximadamente 0,8 mg L⁻¹ para a água do FLD-b e 0,9 mg L⁻¹ para a água do FLD-d. Portanto, por segurança e praticidade, decidiu-se utilizar a concentração de dosagem de 1,0 mg L⁻¹ para a desinfecção da água filtrada. A opção por dosar a menor concentração possível de cloro foi pensada para atribuir o menos possível de sabor e odor à água, fatores que podem ser uma barreira para a aceitação da cloração da água de consumo humano (LUOTO *et al.*, 2011).

Figura 48. Curvas de demanda de cloro para os ensaios de jarteste com água do (A) Filtro Lento Domiciliar com difusor e (B) Filtro Lento Domiciliar com boia.

Nota: as linhas tracejadas em cinza indicam a concentração de cloro dosada para a obtenção de cloro residual livre na concentração de 0,5 mg L⁻¹.

Fonte: Autor.

Entretanto, após as primeiras análises da água desinfetada dos FLDs, constatou-se que a dosagem selecionada nos ensaios de bancada não era suficiente para inativar a *E. coli* nas águas filtradas de forma satisfatória. Por esse motivo, decidiu-se dobrar a dosagem para 2,0 mg L⁻¹, igualando a dose à recomendada pela OMS para desinfecção domiciliar de águas limpas (WHO, 2017). Adicionalmente, Wilhelm *et al.* (2018) relataram que uma dosagem de 1,88 mg L⁻¹ é suficiente para prover um residual de cloro livre $\geq 0,2$ mg L⁻¹ até 24h após a desinfecção de águas com < 10 UNT. Por ser maior que a dosagem recomendada por Wilhelm *et al.* (2018), estimou-se que a dosagem usada no presente trabalho também fosse suficiente para que a água pudesse ser considerada segura para o consumo por até 24h. Entretanto, reforça-se que o manuseio e armazenamento adequados da água desinfetada são imprescindíveis para que se evite recontaminação em um cenário de tratamento de água domiciliar.

A solução de cloro utilizada na desinfecção apresentou concentração média de $2,5 \pm 0,4$ g/L e não apresentou grande variação com o tempo. O volume adicionado aos 48 L de água filtrada foi de 3,8 mL (aproximadamente 3/4 de uma colher de chá), para que se mantivesse a dosagem de 2,0 mg L⁻¹. O volume dosado era corrigido quando eram

coletadas amostras de água filtrada para quantificação de protozoários, dado o volume dessas amostras (10L).

A concentração residual de cloro, tanto livre quanto total, se manteve dentro dos limites estipulados na legislação brasileira e recomendações internacionais ($0,5$ a $5,0$ mg L^{-1}) durante todo o tempo (BRASIL, 2021; WHO, 2017). Na Figura 49 são apresentadas as concentrações médias de cloro total e livre nas amostras de água desinfetada. Nota-se que o aumento da dosagem de cloro ocorreu a partir do dia 320, e o consequente aumento da concentração residual a partir desse dia fica evidente na Figura 49.

Figura 49. Concentração residual de cloro nas amostras de água desinfetada de (A) Filtro Lento Domiciliar com difusor e (B) Filtro Lento Domiciliar com boia

Nota: As linhas tracejadas da vertical indicam dias de manutenção completa; o fundo azul indica a faixa de concentração de cloro em água de consumo de acordo com a legislação brasileira e recomendações internacionais ($0,5$ a $5,0$ mg L^{-1}).

Fonte: Autor.

Além de ser possível notar que a concentração residual de cloro se manteve sempre na faixa desejada (área azul dos gráficos na Figura 49), é possível observar que as concentrações de cloro livre e de cloro total se sobrepuseram em praticamente todos os pontos. Isso indica que quase todo o cloro adicionado se encontrava em sua forma livre, o que era esperado dados os resultados dos ensaios de bancada. O residual médio de cloro livre nas águas desinfetadas foi $1,4 \pm 0,4$ mg L^{-1} , para águas de ambos os FLDs.

As quedas na concentração de cloro residual na Figura 49 sem aparente motivo estavam relacionadas com eventos de manutenção simplificada, que implicaram na redução da qualidade da água filtrada e, consequente, maior consumo de cloro.

Na Figura 50 são apresentados gráficos comparativos das concentrações de *E. coli* nas águas dos FLDs antes e após a desinfecção.

Figura 50. Concentração de *E. coli* nas águas filtradas e desinfetadas de (A) Filtro Lento Domiciliar com difusor (FLD-d) e (B) Filtro Lento Domiciliar com boia (FLD-b).

Nota: Valores médios com casas decimais foram arredondados para mais, em favor da segurança; Linhas tracejadas na vertical indicam dias de manutenção completa de pelos menos uma das unidades de cada modelo de FLD.

Fonte: Autor.

A inativação de coliformes totais e *E. coli* após a desinfecção foi consideravelmente baixa. Para coliformes os valores médios de inativação foram $0,9 \pm 0,5$ log, para água o FLD-d, e $0,9 \pm 0,4$ log, para água do FLD-b. Para *E. coli* os valores foram ainda menores, $0,7 \pm 0,6$ log e $0,6 \pm 0,6$ log, para as águas filtradas pelo FLD-d e FLD-b, respectivamente. De acordo com a OMS, a inativação de bactérias por cloração varia entre 3 e 6 log (WHO, 2017). O principal motivo para os baixos valores aqui apresentados foi a já baixa concentração das bactérias na água filtrada. De qualquer forma, foi constatada diferença significativa entre as amostras filtradas e desinfetadas, tanto para concentração de coliformes totais, quanto de *E. coli*, para águas de ambos os FLDs (p -valor $< 0,001$). As concentrações médias de *E. coli* e coliformes totais foram < 1

UFC 100 mL⁻¹ e 7 ± 13 UFC 100 mL⁻¹, respectivamente, para águas do FLD-d, e < 1 UFC 100 mL⁻¹ e 7 ± 10 UFC 100 mL⁻¹, respectivamente, para águas do FLD-b.

Para *E. coli*, foi observada ausência total em 71,9% e 80,6 % das amostras de água do FLD-d e FLD-b, respectivamente. Das amostras que ainda apresentavam *E. coli* após a desinfecção, a maior parte continha apenas 1 UFC 100 mL⁻¹, e o maior valor registrado foi de 7 UFC 100 mL⁻¹. Sendo assim, todas as amostras puderam ser categorizadas como de baixo risco (≤ 10 UFC 100 mL⁻¹) (WHO, 2017). Mesmo com a dosagem de 2 mg L⁻¹ de cloro, poucos foram os episódios de ausência de coliformes totais nas amostras de água desinfetada. Entretanto, a presença de coliformes totais não está necessariamente relacionada com baixa qualidade da água, como já mencionado (WHO, 2017).

A eficiência da cloração na inativação de *Giardia* spp. e *Cryptosporidium* spp. foi determinada pela diferença entre a razão de (oo)cistos corados e não corados na água filtrada e na água desinfetada. Como mencionado, a coloração dos cistos e oocistos foi utilizada como medida indireta de suas viabilidades por indicar dano celular. Isto posto, a inativação de *Giardia* spp foi de 0 log, para água de ambos os FLDs, devido à completa ausência de cistos nas amostras de água desinfetada. Para *Cryptosporidium* spp., a taxa de inativação foi baixa: $0,1 \pm 0,3$ log para águas do FLD-d e $0,1 \pm 0,2$ log para águas do FLD-b. Baixas inativações foram antecipadas, uma vez que oocistos são conhecidos sua resistência à desinfecção por cloro nas dosagens comumente utilizadas no tratamento de água (ADEYEMO *et al.*, 2019; KEEGAN *et al.*, 2008; KEEGAN *et al.*, 2003; KORICH *et al.*, 1990).

Os resultados obtidos no presente trabalho se assemelharam aos reportados por Keegan *et al.* (2003) e Keegan *et al.* (2008) que relataram inativação $< 0,3$ log. Outros estudos, entretanto, observaram maiores inativações após a cloração (ADEYEMO *et al.*, 2019; ANDREOLI; SABOGAL-PAZ, 2020). Apesar da presença de cistos e oocistos ter sido ≤ 1 organismo em 48 L (Tabela 26), reforça-se a importância de que seja buscada uma alternativa à cloração, ou combina à cloração, capaz de inativar protozoários, em especial *Cryptosporidium* spp., no contexto de tratamento descentralizados. Métodos como o uso de radiação ultravioleta e ozônio se mostraram eficientes na inativação desses parasitos (ADEYEMO *et al.*, 2019; HIJNEN; BEERENDONK; MEDEMA, 2006; KORICH *et al.*, 1990), entretanto, trazer essas tecnologias, consideravelmente mais

complexas que a cloração, à um patamar de ponto de uso, cumprindo requisitos de relativo baixo custo e simplicidade operacional, é um desafio.

Por fim, outros parâmetros de qualidade da água foram significativamente alterados após o processo de desinfecção, para águas de ambos os FLDs. Esses parâmetros foram cor aparente (p-valor < 0,01 para água de ambos os FLDs) e verdadeira (p-valor = 0,01 para água do FLD-d e p-valor = 0,03 para água do FLD-d), pH (p-valor < 0,01 para água de ambos os FLDs), alcalinidade (p-valor < 0,01 para água de ambos os FLDs) e condutividade (p-valor < 0,01 para água de ambos os FLDs). A turbidez foi significativamente reduzida após a desinfecção da água proveniente do FLD-b (p-valor = 0,01). Os valores de todos os parâmetros de qualidade das águas desinfetadas são apresentados a seguir, no item que aborda o sistema de tratamento proposto como um todo.

5.9. Panorama geral do sistema

Esse último item dos resultados e discussão visa dar um panorama do sistema de tratamento de água em múltiplas etapas como um todo. Para tal, são apresentados na Tabela 26 os parâmetros de qualidade da Água bruta (entrada do sistema) e das Águas desinfetadas (saída do sistema), bem como as eficiências de remoção medias do sistema.

O sistema como um todo, independente do modelo FLD empregado, reduziu significativamente a concentração de parâmetros chave como turbidez (61% a 99%), cor aparente (55% a 100%), coliformes totais e *E. coli* (2,0 a 4,2 log), cistos e oocistos de protozoário (0,3 a 3,0 log) (Tabela 26). Parâmetros como pH, alcalinidade e temperatura não sofreram variações significativas após o tratamento. Na Tabela 27 são apresentados os p-valores das comparações entre a Água Bruta e as águas desinfetadas; e das águas desinfetadas entre si. Apesar do FLD-b ter produzido uma água de melhor qualidade considerando diversos parâmetros (Tabela 14), o único parâmetro que diferiu entre as águas desinfetadas foi COD, que apresentou menor concentração no sistema com FLD-b.

Tabela 26. Eficiência do sistema de tratamento de água em múltiplas etapas com Filtro Lento Domiciliar com difusor (FLD-d) e com o Filtro Lento Domiciliar com boia (FLD-b).

Parâmetro	Água bruta	Água desinfetada		Remoção/variação	
	Média ± DP	FLD-d Média ± DP	FLD-b Média ± DP	FLD-d Média ± DP	FLD-b Média ± DP
Turbidez (UNT)	26,7 ± 25,5	2,3 ± 3,4	2,6 ± 4,1	91,2 ± 7,3%	90,7 ± 8,8%
Cor Aparente (uH)	79,4 ± 54,7	9,7 ± 13,6	11,2 ± 16,3	88,3 ± 10,5%	87,1 ± 12,6%
Coliformes Totais (UFC 100 mL ⁻¹)	9437 ± 5616	7 ± 13	7 ± 10	3,5 ± 0,5 Log	3,4 ± 0,5 Log
<i>Escherichia coli</i> (UFC 100 mL ⁻¹)	912 ± 1263	<1 ± 1	<1 ± 0	3,0 ± 0,3 Log	3,0 ± 0,3 Log
<i>Giardia</i> spp. (cistos 48 L ⁻¹)	1001 ± 847 ¹	<1 ± 0	<1 ± 0	2,4 ± 0,6 Log	2,9 ± 0,2 Log
<i>Cryptosporidium</i> spp. (oocistos 48 L ⁻¹)	264 ± 129 ¹	1 ± 2	<1 ± 1	1,2 ± 0,4 Log	1,4 ± 0,6 Log
Carbono Orgânico Dissolvido (mg L ⁻¹)	2,4 ± 0,8	2,0 ± 0,5	1,7 ± 0,5	24,4 ± 24,4%	36,1 ± 26,2%
Tamanho de Partícula (nm)	476,1 ± 269,1	241,1 ± 26,7	260,1 ± 58,1	47,2 ± 20,5%	42,9 ± 27,7%
pH	6,9 ± 0,1	6,7 ± 0,7	6,8 ± 0,7	2,1 ± 9,8%	1,4 ± 9,9%
Condutividade (S m ⁻¹)	47,9 ± 7,5	71,2 ± 11,2	70,3 ± 9,7	-50,80 ± 11,0%	-49,20 ± 9,5%
Oxigênio Dissolvido (mg L ⁻¹)	7,7 ± 0,5	7,7 ± 0,4	7,7 ± 0,4	7,0 ± 26,0%	7,4 ± 25,8%
Cor Verdadeira (uH)	32,3 ± 23,6	7,5 ± 11,9	8,6 ± 14,5	75,1 ± 28,4%	73,2 ± 29,3%
Absorbância (λ = 254 nm)	0,11 ± 0,06	0,04 ± 0,05	0,04 ± 0,04	60,3 ± 18,1%	61,5 ± 18,7%
Alcalinidade Parcial (mg CaCO ₃ L ⁻¹)	12,6 ± 1,9	12,7 ± 4,5	12,5 ± 4,1	-9,7 ± 46,4	-8,1 ± 41,9%
Alcalinidade Total (mg CaCO ₃ L ⁻¹)	18,8 ± 2,3	17,6 ± 7,8	17,6 ± 7,2	-1,3 ± 52,1%	-1,0 ± 48,1%
Potencial Zeta (mV)	-13,9 ± 15,4	-20,4 ± 2,8	-22,2 ± 4,0	34,8 ± 119,6%	25,5 ± 120,4%
Temperatura (°C)	20,0 ± 2,5	20,1 ± 2,1	20,1 ± 2,1	-1,0 ± 9,9%	-1,0 ± 9,9%
Cloro livre (mg L ⁻¹)	N/A	1,4 ± 0,4	1,4 ± 0,4	N/A	N/A
Cloro total (mg L ⁻¹)	N/A	1,5 ± 0,4	1,5 ± 0,4	N/A	N/A

Nota: ¹ Os protozoários foram inoculados diretamente na camada estacionária de água dos FLDs.

Fonte: Autor.

Tabela 27. P-valores para testes de Wilcoxon ou t pareado comparando a Água Bruta às águas desinfetadas dos Filtros Lentos Domiciliares com difusor (FLD-d) e com boia (FLD-b), comparando as águas Filtradas pelos FLDs entre si e comparando as taxas de remoção entre os FLDs.

Parâmetro	Pares		
	AB / FLD-d	AB / FLD-b	FLD-d / FLD-b
Turbidez	<0,001	<0,001	0,58
Escherichia coli	<0,001	<0,001	0,40
Coliformes totais	<0,001	<0,001	0,25
Cor aparente	<0,001	<0,001	0,78
Cor verdadeira	<0,001	<0,001	0,74
pH	0,15	0,05	0,12
Absorbância em $\lambda = 254$ nm	<0,001	<0,001	0,98
Carbono orgânico dissolvido	<0,001	<0,001	0,00
Alcalinidade parcial	0,67	0,67	0,41
Alcalinidade total	0,25	0,28	0,45
Condutividade	<0,001	<0,001	0,77
Oxigênio dissolvido	0,72	0,51	0,57
Potencial zeta	0,50	0,13	0,50
Tamanho de partícula	0,13	0,06	0,50
Temperatura água	0,27	0,28	-
Cloro livre	N/A	N/A	0,71
Cloro total	N/A	N/A	0,79

Nota: N/A = Não aplicável; valores em negrito representam diferença significativa (p-valor < 0,05).

Fonte: Autor.

A turbidez média da água tratada ficou abaixo de 3 UNT que, assim como água filtrada, ultrapassou o limite do padrão de potabilidade nacional (BRASIL, 2021), porém, foi menor que valor recomendados pela OMS para tratamentos descentralizados (WHO, 2017). Era esperado que a desinfecção não reduzisse a turbidez das águas filtradas para valores menores que o limiar de 1 UNT. Por outro lado, ela foi eficiente na oxidação dos compostos responsáveis por dar cor a água, baixando para menos de 15 uH a cor aparente da água filtrada, valor máximo previsto na legislação brasileira (BRASIL, 2021). O fato de não ter se observada variação significativa na concentração de COD após a desinfecção é indício de que a cor na água recebia grande contribuição de compostos inorgânicos como, por exemplo, ferro e manganês.

O risco microbiológico relacionado a presença de *E. coli* (contaminação fecal) passou de alto na Água Bruta (> 100 UFC 100 mL^{-1}) para aceitável (< 1 UFC 100 mL^{-1}) nas águas tratadas (BRASIL, 2021; WHO, 2017). Ainda, o residual de cloro livre foi estimado

como suficiente para manter a água segura durante até 24 h em condições de armazenamento adequadas (WILHELM *et al.*, 2018). Os riscos de infecção por protozoários foram apresentados no Item 5.7.3.4.3, onde, em favor da segurança, os cálculos consideraram todos os cistos e oocistos encontrados, somando os nas águas filtradas aos nas desinfetadas, estivessem eles corados ou não. Dessa forma, apesar do sistema ter sido capaz de produzir água de acordo com parâmetros internacionais para tratamento doméstico em quase todos os aspectos analisados, aprimoramento ainda se faz necessário para atingir remoções satisfatórias de cistos e oocistos de protozoários. É necessário também a avaliação da capacidade do sistema de remover de vírus, que tem papel de destaque entre os agentes etiológicos de doenças de veiculação hídrica (TROEGER *et al.*, 2017).

5.9.1. Estimativa do investimento

Buscou-se neste item fazer uma estimativa e breve discussão a respeito do investimento necessário para a implementação do sistema proposto.

O investimento em materiais que constituem as estruturas dos FLDs é apresentado na Tabela 28. Esses valores foram estimados com base nos dados fornecidos pelo Sistema Nacional de Pesquisa de Custos e Índices da Construção Civil – SINAPI, mantido pela Caixa Econômica Federal e pelo IBGE, do ano de 2020. Os materiais que não constavam na tabela do SINAPI foram cotados em lojas *online* (*e.g.*, Cap PVC Defofo DN 250 mm).

Além dos custos dos materiais do FLD em si, ainda existe a necessidade de um investimento em ferramentas e outros acessórios para a construção das unidades. A lista desses materiais é apresentada no Apêndice A. Segundo levantamento de Andreoli (2020), o custo dos materiais e insumos mínimos utilizados na construção dos FLDs pode chegar a R\$ 603,53. Entretanto, isso inclui a compra de ferramentas como furadeira e serra elétricas, que poderiam ser reutilizadas. Adicionalmente, a construção de várias unidades de uma só vez pode reduzir o custo unitário dos FLDs.

Dessa forma, o custo total da construção, considerando apenas uma unidade, foi estimado como pouco menos de R\$ 1100,00 (R\$ 1088,24 e R\$ 1064,25, para FLD-d e FLD-b, respectivamente) que, pela cotação do dólar de 15 de dezembro de 2020 (US\$ 1,00 = R\$ 5,09), seria equivalente a aproximadamente US\$ 210,00. De acordo com

levantamento de Stubbé *et al.* (2016), o preço do FLD do CAWST pode variar entre US\$ 7-100. Além disso, devido à maior complexidade na construção do FLD de concreto, o investimento necessário em ferramentas e acessórios, caso opte-se pela sua construção e não compra da unidade já pronta, pode chegar a US\$ 1000 (SMITH, 2013).

Tabela 28. Estimativa de custos dos Filtros Lentos Domiciliares com difusor (FLD-d) e com boia (FLD-b). Cotação realizada em setembro de 2020.

Descrição do item	Unid.	Preço unitário	FLD-b		FLD-d	
			Quant ^A	R\$	Quant ^A	R\$
Tubo PVC Defofo, JEI, 1 MPa, DN 250 mm, para rede de água (NBR 7665)	m	266,53	0,83	219,89	0,98	259,87
Cap PVC Defofo DN 250 mm	unid.	110,00 ^B	1	110,00	1	110,00
União PVC, soldável, 25 mm, para água fria predial	unid.	7,41	0,4	2,96	0,4	2,96
Tubo PVC, soldável, DN 25 mm, água fria (NBR-5648)	m	3,09	0,83	2,56	0,83	2,56
Adaptador PVC soldável curto com flange e anel de vedação, 32 mm x 1", para caixa d'água	unid.	12,04	1	12,04	1	12,04
Joelho, PVC, soldável, 90°, 25 mm, para água fria predial	unid.	0,61	2	1,22	2	1,22
Cap PVC, soldável, 25 mm, para água fria predial	unid.	1,03	1	1,03	1	1,03
Espigão fixo latão 1/4" x 1/4"	unid.	5,05	1	5,05	1	5,05
Torneira esfera jardim latão 1/2"x3/4"	unid.	28,98	1	28,98	1	28,98
Tê PVC soldável 90°, com bucha de latão na bolsa central, 25 mm x 3/4", para água fria predial	unid.	9,15	1	9,15	1	9,15
Boia de filtro por gravidade	unid.	5,65	1	5,65	0	0,00
Balde plástico industrial de 20 L com tampa	unid.	30	2	60,00	0	0,00
Balde plástico de uso geral de 13,6 L sem tampa	unid.	7	0	0,00	1	7,00
Areia fina ^C	kg	0,18	49,9	4,72	49,9	4,72
Areia grossa ^C	kg	0,17	7,4	0,54	7,4	0,54
Pedregulho fino ^C	kg	1,2	7,2	4,08	7,2	4,08
Pedregulho grosso ^C	kg	1,2	6,1	4,08	6,1	4,08
Total (R\$)				484,71		460,72
Total (US\$)^D				95,23		90,52

Nota: ^A Quant = quantidade requerida; ^B cotação realizada em outubro de 2020; ^C a massa dos materiais utilizados considera as perdas durante o processo de preparação; ^D cotação do dólar em 15 de dezembro de 2020.

Fonte: Autor.

Nota-se que para a operação do sistema completo proposto nesta pesquisa também há a possível necessidade de aquisição de: i) baldes e manta para o pré-tratamento; e ii) reservatório de coleta de água filtrada e solução de hipoclorito de sódio para a desinfecção.

Estima-se que dois baldes sejam suficientes para o pré-tratamento (um para a sedimentação e um para a água pré-tratada após a passagem pela manta). O investimento para a compra de baldes plásticos industriais de 20 L com tampa seria de R\$ 60 (Tabela 28). O investimento na manta sintética de feltro foi cotado em R\$ 28,90 por m² e estimasse que 0,3 m² seja suficiente para as duas camadas do pré-tratamento e uma camada no topo do leito do filtro, totalizando R\$ 8,70. Entretanto, a frequência de sua substituição depende da qualidade da água a ser tratada. No presente estudo, não foi necessário substituir as mantas durante os 442 dias de operação.

Considerando a etapa de desinfecção, o reservatório de coleta da água filtrada teve o investimento cotado como sendo em torno de R\$ 74,00. Duas unidades são recomendadas para dar mais flexibilidade as usuárias e usuários: uma para receber a água filtrada posicionado na saída do filtro e outra pra reservar a água desinfetada coletada anteriormente. O hipoclorito de sódio, por sua vez, é fornecido gratuitamente pelo Ministério da Saúde brasileiro, na concentração de 2,5% (v/v) para desinfecção de água de consumo humano.

Finalmente, estima-se que o custo para a construção e instalação do sistema proposto nesta pesquisa seja de R\$ 1304,93 (US\$ 256,37), com o FLD-d, e R\$1280,94 (US\$ 251,66), com o FLD-b. Ressalta-se que os valores podem variar de acordo com a localidade.

O investimento envolvido na instalação do sistema de tratamento proposto pode ser visto como elevado para uma tecnologia considerada de *baixo custo*, principalmente levando em conta a reduzida renda da população alvo desse tipo de intervenção. Mesmo comparado com outras alternativas descentralizadas esse valor pode ser elevado (ANDREOLI, 2020; STUBBÉ *et al.*, 2016). Entretanto, o sistema aqui proposto agrega múltiplas etapas de tratamento físico-químico e microbiológico, diferente de alternativas como a desinfecção solar e filtros de cerâmica. Além disso, o FLD requer basicamente apenas um investimento inicial, sem necessidade de compra recorrente de insumos, o que reduz o custo por m³ de água produzida, quando comprado a outras

alternativas (STUBBÉ *et al.*, 2016). Por fim, ressalta-se que parcerias com organizações, governamentais ou não, podem fornecer os FLDs sem custo ou ainda com custos subsidiados a população mais carente de recursos (SISSON *et al.*, 2013a).

5.9.2. Considerações sobre a operação do sistema em múltiplas etapas

Inicialmente, estimasse que o espaço requerido em uma residência para a instalação e operação do sistema não ultrapasse 1,0 m². A estrutura do FLD em si ocupa aproximadamente 0,1 m², para além dele, é necessário espaço para o reservatório de coleta da água filtrada e para a realização do pré-tratamento utilizando baldes. Caso não haja espaço no interior da residência, não há problema em instalar o filtro na parte externa da residência, desde que se seja uma área coberta e protegida de animais e outras eventuais fontes de contaminação.

Dada a altura dos FLDs, especialmente do FLD-b, recomenda-se o uso de um banquinho, ou afim, para facilitar a alimentação manual dos filtros. Colaboradoras deste trabalho com alturas entre 1,57 m e 1,65 m relataram dificuldade em levantar um balde com 16 L de água até a altura necessária para verte-lo no FLD-b. Recomendação semelhante é feita no manual CAWST (CAWST, 2009).

É extremamente importante que a limpeza do difusor, ou reservatório com boia, seja realizada periodicamente para que o fluxo de água pra dentro dos filtros não seja obstruído. A frequência desta limpeza vai depender da água de alimentação e pode ser feita com um pano e água. A usuária, ou usuário, devem estar atentos à presença de folhas e pequenos materiais suspensos capazes de obstruir os furos do difusor e, mais importante, a boia do FLD-b.

Os baldes e a manta utilizados no pré-tratamento também devem ser limpos periodicamente, a depender da qualidade da água a ser tratada, sendo a limpeza da manta mais recorrente. Recomenda-se que a lavagem da manta seja feita quando o tempo necessário para a filtração por ela se tornar uma inconveniência para a usuária ou usuário. A lavagem da manta pode ser feita no balde utilizado no pré-tratamento, dessa forma, ambos são limpos simultaneamente. Para isso, a manta deve ser colocada no balde e este preenchido com água até que a manta esteja submersa em seguida a manta deve ser lavada, a água descartada e o procedimento repetido. O uso da água

filtrada para esta lavagem é encorajado, mas a depender da situação, pode-se utilizar a água pré-tratada ou até mesmo a água bruta.

Quanto a desinfecção, o NaClO deve ser manuseado com cuidado para evitar contato direto com a pele ou com as roupas. Recomenda-se que um utensílio, *e.g.*, uma colher grande, seja reservada apenas para a finalidade de homogeneizar a água após a adição do desinfetante.

Por fim, a adoção de um tratamento como o proposto pode gerar uma mudança na rotina da residência e requer comprometimento. Isto posto, é imprescindível que ela seja acompanhada por treinamento e visitas periódicas de técnicos capazes de identificar eventuais problemas e orientar as usuárias e usuários.

6. CONCLUSÕES

O sistema de tratamento de água com múltiplas etapas foi considerado simples de ser construído e operado, sendo o FLD a etapa mais complexa. O investimento inicial médio foi de aproximadamente R\$ 1300,00 (cotação de setembro/outubro de 2020), que pode ser considerado elevado, visto que o público alvo da tecnologia é, usualmente, composto por pessoas de baixa renda; entretanto, esse montante pode ser reduzido por meio de parcerias com entidades públicas ou privadas.

De forma geral, o sistema foi capaz de melhorar significativamente a qualidade da água superficial. Entre os parâmetros de maior importância, foram obtidas remoções médias entre 91,4 % e 90,5 % de turbidez, entre 87,1 % e 88,3 % de cor aparente e entre 3,5 log e 3,8 log de *E. coli*, utilizando o FLD-d e FLD-b, respectivamente. A água produzida estava em conformidade com recomendações internacionais para sistemas de tratamento descentralizados, apesar de não atingir turbidez média abaixo de 1 UNT, requisito da legislação brasileira para água potável.

Avaliando as etapas individualmente, o pré-tratamento reduziu significativamente a turbidez da água de rio ($46,2 \pm 23,4$ %). Com 66,1% de amostras com turbidez abaixo de 10 UNT, o pré-tratamento foi capaz de equalizar a turbidez da água de entrada dos filtros, cumprindo assim seu objetivo. Adicionalmente, o pré-tratamento melhorou a qualidade da água considerando outros parâmetros, como cor aparente, coliformes totais e *E. coli*, entre outros.

Em relação ao processo de filtração, FLD-d e FLD-b não apresentaram desempenhos estatisticamente diferentes para a maioria dos parâmetros analisados; no entanto, FLD-b foi significativamente mais eficiente removendo turbidez, cor aparente e *E. coli*, e foi ligeiramente superior ao FLD-d em outros aspectos (*e.g.*, exigiu menos manutenção e foi menos afetado pela sazonalidade). As taxas médias de remoção de *E. coli* e coliformes totais foram maiores do que as relatadas anteriormente para FLDs em escala plena tratando águas superficiais naturais. Além disso, ambos os modelos de filtro foram capazes de remover cistos e oocistos da água, chegando a 3 log de remoção de *Giardia* spp. e atingindo 1,4 e 2,4 log de remoção de *Cryptosporidium* spp., com FLD-d e FLD-b, respectivamente. Porém, os protozoários foram identificados na água filtrada, reforçando a necessidade de uma etapa de desinfecção após a filtração. Os parâmetros operacionais que mais afetaram a eficiência dos FLDs, de forma geral, foram a taxa de

filtração, evidenciando o motivo da melhor eficiência do FLD-b, e parâmetros relacionados, direta ou indiretamente, ao desenvolvimento da camada biológica, *e.g.*, o tempo de operação, reforçando sua importância no tratamento.

A desinfecção com hipoclorito de sódio teve baixas taxas de inativação de bactérias e foi ineficiente contra protozoários. A reduzida presença de bactérias após a filtração foi responsável pela baixa inativação de coliformes totais e *E. coli*, que não ultrapassou 1 log. De qualquer forma, todas as amostras de água desinfetada puderam ser caracterizadas como de baixo risco considerando *E. coli* (<10 UFC 100 mL⁻¹). Quanto a protozoários, a resistência desses organismos à ação do NaClO é conhecida e a remoção desses organismos era esperada que fosse feita pelos filtros. Os resultados obtidos mostram que há necessidade de que se avaliem processos de desinfecção de baixo custo capazes de inativar protozoários pois, mesmo presentes em baixas concentrações, esses organismos podem representar riscos à saúde.

O sistema proposto apresentou resultados promissores no tratamento de águas superficiais e pode ser uma alternativa viável para redução de doenças diarreicas e melhora da qualidade de vida de comunidades sem acesso a água potável. Ressalta-se que o devido treinamento e acompanhamento deve ser dado as usuárias e usuários, que também devem ser protagonistas no processo de tomada de decisão, em ordem de se obter resultados positivos e duradouros.

Com base nas conclusões desta pesquisa, é possível concluir que as hipóteses levantadas foram comprovadas, com algumas ressalvas. **Hipótese 1:** O sistema proposto foi eficiente no tratamento de águas superficiais a longo prazo, com o pré-tratamento reduzindo a turbidez de entrada dos FLDs e a desinfecção inativando bactérias remanescentes na água filtrada e produzindo água com < 1 UFC 100 mL⁻¹ de *E. coli*. Entretanto, não foi obtida remoção completa de protozoários. **Hipótese 2:** O uso da boia resultou em significativa redução da taxa de filtração do FLD-b, quando comparado ao FLD-d. Essa redução foi relacionada a maiores eficiências de remoção de turbidez, *E. coli* e cor aparente.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS ABNT. **NBR 11799:2016. Material filtrante - Areia, antracito e pedregulho - Especificação.** ABNT, p. 11, 2016a.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS ABNT. **NBR 12004 MB – 3324: Solo - Determinação do índice de vazios máximo de solos não coesivos.** ABNT, 6p, 1990.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS ABNT. **NBR 12051 MB – 3388: Solo - Determinação do índice de vazios mínimo de solos não coesivos.** ABNT, 14p, 1991.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS ABNT. **NBR 6457:2016. Amostras de solo — Preparação para ensaios de compactação e ensaios de caracterização - Versão corrigida:2016.** ABNT, 2016b
- ADAM, R. D. Biology of Giardia lamblia. **Clinical microbiology reviews**, v. 14, n. 3, p. 447–475, jul. 2001.
- ADEYEMO, F. E.; KAMIKA, I.; MOMBA, M. N. B. Comparing the effectiveness of five low-cost home water treatment devices for Cryptosporidium, Giardia and somatic coliphages removal from water sources. **Desalination and Water Treatment**, v. 56, n. 9, p. 2351–2367, nov. 2015.
- ADEYEMO, F. E. et al. Efficiency of chlorine and UV in the inactivation of Cryptosporidium and Giardia in wastewater. **PLOS ONE**, v. 14, n. 5, p. e0216040, 13 maio 2019. Disponível em: <<http://dx.plos.org/10.1371/journal.pone.0216040>>.
- AHAMMED, M. M.; DAVRA, K. Performance evaluation of biosand filter modified with iron oxide-coated sand for household treatment of drinking water. **Desalination**, v. 276, n. 1–3, p. 287–293, 2011. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.desal.2011.03.065>>.
- AIKEN, B. A. et al. An assessment of continued use and health impact of the concrete biosand filter in Bonao, Dominican Republic. **American Journal of Tropical Medicine and Hygiene**, v. 85, n. 2, p. 309–317, 2011.
- ALBUQUERQUE, C. **Manual prático para a realização dos direitos humanos à água e ao saneamento pela Relatora Especial da ONU, Catarina de Albuquerque.** Portugal: OHCHR, 2014.
- ANDREOLI, F. C.; SABOGAL-PAZ, L. P. Household slow sand filter to treat groundwater with microbiological risks in rural communities. **Water Research**, v. 186, p. 116352, nov. 2020. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0043135420308885>>.

- ANDREOLI, F. C. **Filtros lentos de areia em escala domiciliar como alternativa de tratamento de águas subterrâneas com risco microbiológico em comunidades isoladas**. Tese (Doutorado) Universidade de São Paulo (EESC/USP), 2020.
- ANKARKLEV, J. et al. Behind the smile: Cell biology and disease mechanisms of *Giardia* species. **Nature Reviews Microbiology**. Nature Publishing Group., jun. 2010
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION; AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION; WATER ENVIRONMENT FEDERATION APHA AWWA WEF. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. United States of America, 2012.
- ARNOLD, N.; ARCHER, A.; BARKDOLL, B. Bacterial adaptation and performance of household biosand water filters in differing temperatures. **Water Science and Technology: Water Supply**, v. 16, n. 3, p. 794–801, 2016.
- BAIN, R. et al. Global assessment of exposure to faecal contamination through drinking water based on a systematic review. **Tropical Medicine and International Health**, v. 19, n. 8, p. 917–927, 2014.
- BALLYK, M.; SMITH, H. A model of microbial growth in a plug flow reactor with wall attachment. **Mathematical Biosciences**, v. 158, n. 2, p. 95–126, maio 1999.
Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0025556499000061>>.
- BARRETT, J. M. et al. **Manual of Design for Slow Sand Filtration**. AWWA Research Foundation and AWWA, p. 288, 1991.
- BAUMGARTNER, J.; MURCOTT, S.; EZZATI, M. Reconsidering “appropriate technology”: The effects of operating conditions on the bacterial removal performance of two household drinking-water filter systems. **Environmental Research Letters**, v. 2, n. 2, 2007.
- BICHAÏ, 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, n. 0, p. 296–308, 2014.
- BOJCEVSKA, H.; JERGIL, E. **Removal of cyanobacterial toxins (LPS endotoxin and microcystin) in drinking-water using the BioSand household water filter**. Minor Field Study 91. n. May, p. 44, 2003.
- BRADLEY, I. et al. Iron oxide amended biosand filters for virus removal. **Water Research**, v. 45, n. 15, p. 4501–4510, 2011. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2011.05.045>>.
- BRASIL. Ministério da Saúde. Gabinete do Ministro. **Portaria GM/MS Nº 888**, de 04 de maio de 2021, p. 30. 2021.

- BRASIL. Ministério da Saúde. Fundação Nacional de Saúde. **Programa Nacional de Saneamento Rural**. 1a edição ed. Brasília, 2019.
- BRASIL. Ministério das Cidades. **Plano Nacional de Saneamento Básico - PLANSAB**, 2013. Disponível em:
<http://www.cecol.fsp.usp.br/dcms/uploads/arquivos/1446465969_Brasil-PlanoNacionalDeSaneamentoBasico-2013.pdf>.
- BUZUNIS, B. J. **Intermittently operated slow sand filtration: A new waer treatment process**. Dissertação (Mestrado). Universidade de Calgary, Canadá. 1995.
- CALIXTO, K. G. et al. Ripening of household slow sand filter by adding fish food. *Journal of Water, Sanitation and Hygiene for Development*, p. 76–85, 14 fev. 2020. Disponível em:
<<https://iwaponline.com/washdev/article/doi/10.2166/washdev.2020.143/72308/Ripening-of-household-slow-sand-filter-by-adding>>.
- CENTRE FOR AFFORDABLE WATER AND SANITATION TECHNOLOGY CAWST. **Biosand Filter - More Information**. Disponível em:
<<https://www.cawst.org/services/expertise/biosand-filter/more-information>>. Acesso em: 16 nov. 2020a.
- CENTRE FOR AFFORDABLE WATER AND SANITATION TECHNOLOGY CAWST. **Biosand Filter Construction Manual**. Agosto, 2012.
- CENTRE FOR AFFORDABLE WATER AND SANITATION TECHNOLOGY CAWST. **Biosand filter manual design, construction, installation, operation and maintenance**. 2009.
- CENTRE FOR AFFORDABLE WATER AND SANITATION TECHNOLOGY CAWST. **Introduction to Household Water Treatment and Safe Storage**. p. 242. Dezembro, 2011. Disponível em: <www.cawst.org>.
- CENTRE FOR AFFORDABLE WATER AND SANITATION TECHNOLOGY CAWST. **The History of CAWST**. Disponível em: <<https://www.cawst.org/about/history>>. Acesso em: 16 nov. 2020b.
- CERTAD, G. et al. Pathogenic Mechanisms of Cryptosporidium and Giardia. *Trends in Parasitology*, v. 33, n. 7, p. 561–576, 2017. Disponível em:
<<http://dx.doi.org/10.1016/j.pt.2017.02.006>>.
- CHAN, C. C. V. et al. Investigation of the Effect of Grain Size, Flow Rate and Diffuser Design on the CAWST Biosand Filter Performance. *International Journal for Service Learning in Engineering, Humanitarian Engineering and Social Entrepreneurship*, v. 10, n. 1, p. 1–23, 2015.

- CHAPPELL, C. L. et al. Cryptosporidium hominis: Experimental challenge of healthy adults. **American Journal of Tropical Medicine and Hygiene**, v. 75, n. 5, p. 851–857, nov. 2006.
- CHECKLEY, W. et al. A review of the global burden, novel diagnostics, therapeutics, and vaccine targets for cryptosporidium. **The Lancet Infectious Diseases**, v. 15, n. 1, p. 85–94, 2015.
- CLASEN, T. Household Water Treatment and Safe Storage to Prevent Diarrheal Disease in Developing Countries. **Current environmental health reports**, v. 2, n. 1, p. 69–74, 2015.
- CLASEN, T. F. et al. Interventions to improve water quality for preventing diarrhoea. **Cochrane Database of Systematic Reviews**, v. 2015, n. 10, 2015.
- COLLINS, C. **Biosand filtration of high turbidity water: Modified filter design and safe filtrate storage**. 2009. Massachusetts Institute of Technology, 2009.
- CURRY, K. D. et al. Biosand water filters for floating villages in Cambodia: Safe water does not prevent recontamination. **Journal of Water Sanitation and Hygiene for Development**, v. 5, n. 2, p. 213–219, 2015.
- DE ARAÚJO, R. S. et al. Detection and molecular characterization of Cryptosporidium species and Giardia assemblages in two watersheds in the metropolitan region of São Paulo, Brazil. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 25, n. 15, p. 15191–15203, 20 maio 2018. Disponível em: <<http://link.springer.com/10.1007/s11356-018-1620-3>>.
- DEVI, R. et al. Removal of fluoride, arsenic and coliform bacteria by modified homemade filter media from drinking water. **Bioresource Technology**, v. 99, n. 7, p. 2269–2274, maio 2008. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0960852407004178>>.
- DI BERNARDO, L.; SABOGAL PAZ, L. P. **Seleção de tecnologias de tratamento de água**. São Carlos–SP: Ed. LDiBe, v. 1, p. 817-1016, 2008.
- DIVELBISS, D. W. et al. Environmental health and household demographics impacting biosand filter maintenance and diarrhea in Guatemala: An application of structural equation modeling. **Environmental Science and Technology**, v. 47, n. 3, p. 1638–1645, jan. 2013.
- DUKE, W. F. et al. The use and performance of BioSand filters in the Artibonite Valley of Haiti: a field study of 107 households. **Rural and remote health**, v. 6, n. 3, p. 570, 2006.

- DUKE, W. F.; MAZUMDER, A. The Influence of Differing Sand Media On the Performance of the Biosand Intermittent Slow Sand Filter. **Proceedings of the Water Environment Federation**, v. 2009, n. 1, p. 602–615, 1 jan. 2009. Disponível em: <<http://openurl.ingenta.com/content/xref?genre=article&issn=1938-6478&volume=2009&issue=1&spage=602>>.
- EARWAKER, P.; WEBSTER, J. **Evaluation of the longterm sustainability of biosand filters in rural Ethiopia**. Water, Sanitation and Hygiene: Sustainable Development and Multisectoral Approaches - Proceedings of the 34th WEDC International Conference, 2009.
- EDZWALD, J. K. (Org.). **Water Quality & Treatment A handbook on Drinking Water**. 6th Editio ed. Denver, Colorado: McGraw-Hill, 2011. Disponível em: <https://www.m-culture.go.th/mculture_th/download/king9/Glossary_about_HM_King_Bhumibol_Adulyadej's_Funeral.pdf>.
- EFSTRATIOU, A.; ONGERTH, J. E.; KARANIS, P. Waterborne transmission of protozoan parasites: Review of worldwide outbreaks - An update 2011–2016. **Water Research**, v. 114, p. 14–22, 2017. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2017.01.036>>.
- EINARSSON, E.; MA'AYEH, S.; SVÄRD, S. G. An up-date on Giardia and giardiasis. **Current Opinion in Microbiology**, v. 34, p. 47–52, 2016.
- 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. 10–11, p. 2662–2670, 2008.
- ELLIOTT, M. A.; DIGIANO, F. A.; SOBSEY, M. D. Virus attenuation by microbial mechanisms during the idle time of a household slow sand filter. **Water Research**, v. 45, n. 14, p. 4092–4102, 2011. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2011.05.008>>.
- 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, n. 9, p. 10276–10299, 2015.
- ENGELHARDT, T. **Granular Media Filtration for Water Treatment Applications**. Hach Company. 2012.
- FABISZEWSKI DE ACEITUNO, A. M. et al. A Randomized Controlled Trial of the Plastic-Housing BioSand Filter and Its Impact on Diarrheal Disease in Copan, Honduras. **The American Journal of Tropical Medicine and Hygiene**, v. 86, n. 6, p. 913–921, 1 jun.

2012. Disponível em:

<<http://www.ajtmh.org/content/journals/10.4269/ajtmh.2012.11-0066>>.

FEWSTER, E.; MOL, A.; WIESENT-BRANDSMA, C. **The long-term sustainability of household bio-sand filtration.** People-Centred Approaches to Water and Environmental Sanitation: Proceedings of the 30th WEDC Conference. p. 558–561, 2004.

FIORE, M. M.; MINNINGS, K.; FIORE, L. D. Assessment of biosand filter performance in rural communities in southern coastal Nicaragua: an evaluation of 199 households. **Rural and remote health**, v. 10, n. 3, p. 1483, 2010.

FRANCO, R. M. B.; ROCHA-EBERHARDT, R.; CANTUSIO NETO, R. Occurrence of *Cryptosporidium* oocysts and *Giardia* cysts in raw water from the Atibaia river, Campinas, Brazil. **Rev. Inst. Med. trop.**, v. 43, n. 2, p. 109–111, 2001.

FREITAS, Bárbara Luíza Souza 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, n. March, p. 112412, jun. 2021. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0301479721004746>>.

GAMBA, R. D. C. et al. Detection of *Cryptosporidium* sp. oocysts in groundwater for human consumption in Itaquaquetuba City, S. Paulo-Brazil. **Brazilian Journal of Microbiology**, v. 31, n. 2, p. 151–153, 2000. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1517-83822000000200017&lng=en&nrm=iso&tlng=en>. Acesso em: 13 nov. 2020.

GARDNER, T. B.; HILL, D. R. Treatment of Giardiasis. **Clinical Microbiology Reviews**, v. 14, n. 1, p. 114–128, jan. 2001.

GATEI, W. et al. Cryptosporidiosis: Prevalence, genotype analysis, and symptoms associated with infections in children in Kenya. **American Journal of Tropical Medicine and Hygiene**, v. 75, n. 1, p. 78–82, 1 jul. 2006. Disponível em: <<http://www.ajtmh.org/content/journals/10.4269/ajtmh.2006.75.78>>. Acesso em: 13 nov. 2020.

GAZZINELLI, A. et al. Domestic water use in a rural village in Minas Gerais, Brazil, with an emphasis on spatial patterns, sharing of water, and factors in water use. **Cadernos de Saúde Pública**, v. 14, n. 2, p. 265–277, abr. 1998. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0102-311X1998000200003&lng=en&tlng=en>.

GHEBREMICHAEL, K.; ERGAS, S.; ALCANTAR, N. **Enhancement of the Performance of a Biosand Filter Using Pumice Media and Natural Coagulant Dosing.** World Environmental And Water Resources Congress 2016: Environmental, Sustainability,

Groundwater, Hydraulic Fracturing, and Water Distribution Systems Analysis – Proceedings [...], p. 256–264, 2016.

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

HAAS, C. N. et al. Assessing the risk posed by oocysts in drinking water. **American Water Works Association**, v. 88, n. 9, p. 131, 1996.

HALLIEZ, M. C. M. Extra-intestinal and long term consequences of Giardia duodenalis infections. **World Journal of Gastroenterology**, v. 19, n. 47, p. 8974, 21 dez. 2013. Disponível em: </pmc/articles/PMC3870550/?report=abstract>. Acesso em: 14 nov. 2020.

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

HIJJAWI, N. S. et al. Complete development of Cryptosporidium parvum in host cell-free culture. **International Journal for Parasitology**, v. 34, n. 7, p. 769–777, 2004.

HIJNEN, W. A. M.; BEERENDONK, E. F.; MEDEMA, G. J. Inactivation credit of UV radiation for viruses, bacteria and protozoan (oo)cysts in water: A review. **Water Research**, v. 40, n. 1, p. 3–22, jan. 2006. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S004313540500610X>>.

HOWARD, G.; BARTRAM, J. **Domestic Water Quantity, Service Level and Health**. Geneva, Switzerland: World Health Organization, 2003. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S000992609880189X>>.

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

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

HWANG, H. G. et al. Risk assessment of the schmutzdecke of biosand filters: Identification of an opportunistic pathogen in schmutzdecke developed by an unsafe water source. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 11, n. 2, p. 2033–2048, 2014.

JADHAV, D. et al. Biosand Water Filter: A Boon. **International Research Journal of Engineering and Technology**, v. 02, n. 03, p. 1674–1676, 2015. Disponível em: <<http://www.irjet.net/archives/V2/i3/Irjet->

v2i3262.pdf%5Cn<http://www.ijmter.com/papers/volume-2/issue-5/household-biosand-water-filter.pdf>>.

- JENKINS, M. W.; TIWARI, S. K.; DARBY, J. Bacterial, viral and turbidity removal by intermittent slow sand filtration for household use in developing countries: Experimental investigation and modeling. **Water Research**, v. 45, n. 18, p. 6227–6239, 2011.
- KAHN, H.y D.; STRALKA, K. Estimated daily average per capita water ingestion by child and adult age categories based on USDA's 1994-1996 and 1998 continuing survey of food intakes by individuals. **Journal of Exposure Science and Environmental Epidemiology**, v. 19, n. 4, p. 396–404, 2009.
- KEEGAN, A. et al. Effect of water treatment processes on Cryptosporidium infectivity. **Water Research**, v. 42, n. 6–7, p. 1805–1811, 2008.
- KEEGAN, A.R. et al. Cell culture-Taqman PCR assay for evaluation of Cryptosporidium parvum disinfection. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 69, n. 5, p. 2505–2511, 2003.
- KENNEDY, T. J. et al. Hydraulic loading rate effect on removal rates in a BioSand filter: A pilot study of three conditions. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 223, n. 7, p. 4527–4537, 26 set. 2012. Disponível em: <<http://link.springer.com/10.1007/s11270-012-1215-4>>.
- KENNEDY, T. J. et al. Determining the operational limits of the biosand filter. *Water Science and Technology*: **Water Supply**, v. 13, n. 1, p. 56–65, 2013.
- KOH, W. et al. Multiplication of the waterborne pathogen Cryptosporidium parvum in an aquatic biofilm system. **Parasites and Vectors**, v. 6, n. 1, p. 1–11, 2013.
- KORICH, D. G. et al. Effects of ozone, chlorine dioxide, chlorine, and monochloramine on Cryptosporidium parvum oocyst viability. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 56, n. 5, p. 1423–1428, 1990.
- KOTLARZ, N. et al. Turbidity and chlorine demand reduction using locally available physical water clarification mechanisms before household chlorination in developing countries. **Journal of Water and Health**, v. 7, n. 3, p. 497–506, 1 set. 2009. Disponível em: <<https://iwaponline.com/jwh/article/7/3/497/1727/Turbidity-and-chlorine-demand-reduction-using>>.
- KUBARE, M.; HAARHOFF, J. Rational design of domestic biosand filters. **Journal of Water Supply: Research and Technology - AQUA**, v. 59, n. 1, p. 1–15, 2010.

- LAMON, A. W. Caracterização de biofilmes em filtros lentos domiciliares operados em fluxo contínuo e intermitente com uso de micossensores. Tese (Doutorado). Universidade de São Paulo (EESC/USP), 2020.
- LI, S. Y. et al. **Potential Cryptosporidium surrogates and evaluation of compressible oocysts** (No. CONF-9504110–). Cincinnati, OH, USA, 1995.
- LIANG, K.; SOBSEY, M.; STAUBER, C. E. Improving household drinking water quality: use of Biosand filter in Cambodia. **Water and Sanitation Program–World Bank**, 2010. Disponível em: <http://www.unicef.org/eapro/WSP_UNICEF_FN_CWP_Final.pdf>.
- LLOYD, B. J.; BARTRAM, J. K. Surveillance Solutions to Microbiological Problems in Water Quality Control in Developing Countries. **Water Science and Technology**, v. 24, n. 2, p. 61–75, 1 jul. 1991. Disponível em: <<https://iwaponline.com/wst/article/24/2/61/2583/Surveillance-Solutions-to-Microbiological-Problems>>.
- LLOYD, B.; SUYATI, S. A pilot rural water surveillance project in Indonesia. **Waterlines**, v. 7, n. 3, p. 10–13, 1989.
- LUOTO, J. et al. What Point-of-Use Water Treatment Products Do Consumers Use? Evidence from a Randomized Controlled Trial among the Urban Poor in Bangladesh. **PLoS ONE**, v. 6, n. 10, p. e26132, 20 out. 2011. Disponível em: <<https://dx.plos.org/10.1371/journal.pone.0026132>>.
- LYNN, T. J. et al. Dynamic performance of biosand filters. **Journal - American Water Works Association**, v. 105, n. 10, p. 71–72, 2013.
- MACIEL, P. M. F. **Filtração lenta domiciliar como alternativa de tratamento de água em comunidades isoladas: eficiências com e sem controle de nível da água e aceleração do amadurecimento**. Tese (Doutorado). Universidade de São Paulo (EESC/USP), 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, n. 8, p. 944–958, 2 abr. 2020. Disponível em: <<https://doi.org/10.1080/09593330.2018.1515988>>.
- MAHAFFY, N. C. et al. Effects of physical disturbances on media and performance of household-scale slow sand (BioSand) filters. **Journal of Water Supply: Research and Technology - AQUA**, v. 64, n. 3, p. 250–259, 2015.
- MAHLANGU, T. O.; MAMBA, B. B.; MOMBA, M. N. B. A comparative assessment of chemical contaminant removal by three household water treatment filters. **Water**

- SA**, v. 38, n. 1, p. 39–48, 31 jan. 2012. Disponível em:
<<http://www.ajol.info/index.php/wsa/article/view/73309>>.
- MANZ, D. H. **BioSand Water Filter Technology Household Concrete Design**. p. 1–38, 2007.
- MANZ, D. H. **New Horizons for Slow Sand Filtration** Dr. David H. Manz, P. Eng. 2004, p. 682–692. Calgary, Alberta. 2004.
- MEDEIROS, R.C. et al. Drinking water treatment by multistage filtration on a household scale: Efficiency and challenges. **Water Research**, v. 178, p. 115816, jul. 2020. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0043135420303535>>
- MÉNDEZ-HERMIDA, F.; GÓMEZ-COUSO, H.; ARES-MAZÁS, E. Possible involvement of *Artemia* as live diet in the transmission of cryptosporidiosis in cultured fish. **Parasitology Research**, v. 101, n. 3, p. 823–827, 29 ago. 2007. Disponível em: <<http://link.springer.com/10.1007/s00436-007-0543-6>>.
- MONIS, P. T.; CACCIO, S. M.; THOMPSON, R. C. A. Variation in *Giardia*: towards a taxonomic revision of the genus. **Trends in Parasitology**, v. 25, n. 2, p. 93–100, 2009.
- MURPHY, H. M.; MCBEAN, E. A.; FARAHBAKHS, K. A critical evaluation of two point-of-use water treatment technologies: Can they provide water that meets WHO drinking water guidelines? **Journal of Water and Health**, v. 8, n. 4, p. 611–630, 2010a.
- MURPHY, H. M.; MCBEAN, E. A.; FARAHBAKHS, K. Nitrification, denitrification and ammonification in point-of-use biosand filters in rural Cambodia. **Journal of Water and Health**, v. 8, n. 4, p. 803–817, 2010b.
- MUTEMI, S.; HOKO, Z.; MAKURIRA, H. Investigating feasibility of use of bio-sand filters for household water treatment in Epworth, Zimbabwe. **Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C**, v. 117, n. June 2019, p. 102864, jun. 2020. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.pce.2020.102864>>.
- MWABI, J. K. et al. Household water treatment systems: A solution to the production of safe drinking water by the low-income communities of Southern Africa. **Physics and Chemistry of the Earth**, v. 36, n. 14–15, p. 1120–1128, 2011. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.pce.2011.07.078>>.
- MWABI, J. K.; MAMBA, B. B.; MOMBA, M. N. B. Removal of *Escherichia coli* and faecal coliforms from surface water and groundwater by household water treatment devices/systems: A sustainable solution for improving water quality in rural

- communities of the southern african development community region. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 9, n. 1, p. 139–170, 2012.
- NAIR, A. T.; AHAMMED, M. M.; DAVRA, K. Influence of operating parameters on the performance of a household slow sand filter. **Water Supply**, v. 14, n. 4, p. 643–649, 1 ago. 2014. Disponível em:
<<https://iwaponline.com/ws/article/14/4/643/27401/Influence-of-operating-parameters-on-the>>.
- NAPOTNIK, J. A.; BAKER, D.; JELLISON, K. L. Effect of Sand Bed Depth and Medium Age on Escherichia coli and Turbidity Removal in Biosand Filters. **Environmental Science and Technology**, v. 51, n. 6, p. 3402–3409, 2017.
- NAPOTNIK, J. A.; BAKER, D.; JELLISON, K. L. Influence of sand depth and pause period on microbial removal in traditional and modified biosand filters. **Water Research**, p. 116577, out. 2020. Disponível em:
<<https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.116577>>.
- NAPOTNIK, J.; JELLISON, K. Transport effects on hydraulic loading rate and microbial removal performance in biosand filters. **Journal of Water and Health**. v. 12, n. 4, p. 686–691, 2014.
- 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**, v. 0, n. 0, p. 1–10, 11 nov. 2020. Disponível em:
<<https://doi.org/10.1080/09593330.2020.1841834>>.
- NGAI, T. K. K. et al. Design for sustainable development - Household drinking water filter for arsenic and pathogen treatment in Nepal. **Journal of Environmental Science and Health - Part A Toxic/Hazardous Substances and Environmental Engineering**, v. 42, n. 12, p. 1879–1888, 2007.
- NIME, F. A. et al. Acute enterocolitis in a human being infected with the protozoan Cryptosporidium. **Gastroenterology**, v. 70, n. 4, p. 592–8, abr. 1976.
- OJOMO, E. et al. Sustainability and scale-up of household water treatment and safe storage practices: Enablers and barriers to effective implementation. **International Journal of Hygiene and Environmental Health**, v. 218, n. 8, p. 704–713, 2015. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.ijheh.2015.03.002>>.
- PALMATEER, G. et al. Toxicant and parasite challenge of Manz intermittent slow sand filter. **Environmental Toxicology**, v. 14, n. 2, p. 217–225, maio 1999. Disponível em:
<<http://doi.wiley.com/10.1002/%28SICI%291522-7278%28199905%2914%3A2%3C217%3A%3AAID-TOX2%3E3.0.CO%3B2-L>>.

- PINEDA, C. O. et al. Toxoplasma gondii oocysts, Giardia cysts and Cryptosporidium oocysts in outdoor swimming pools in Brazil. **Zoonoses and Public Health**, n. July, p. 1–11, 2020.
- PINKERTON, R. et al. Early childhood diarrhea predicts cognitive delays in later childhood independently of malnutrition. **American Journal of Tropical Medicine and Hygiene**, v. 95, n. 5, p. 1004–1010, 2016.
- POMPEI, C. M. E. et al. Influence of PPCPs on the performance of intermittently operated slow sand filters for household water purification. **Science of the Total Environment**, v. 581–582, p. 174–185, 2017. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.12.091>>.
- PRESSLEY, T. A.; BISHOP, D. F.; ROAN, S. G. Ammonia-nitrogen removal by breakpoint chlorination. **Environmental Science & Technology**, v. 6, n. 7, p. 622–628, jul. 1972. Disponível em: <<https://pubs.acs.org/doi/abs/10.1021/es60066a006>>.
- PRÜSS-USTÜN, A. et al. Burden of disease from inadequate water, sanitation and hygiene in low- and middle-income settings: a retrospective analysis of data from 145 countries. **Tropical Medicine & International Health**, v. 19, n. 8, p. 894–905, ago. 2014. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1111/tmi.12329>>.
- RANJAN, P.; PREM, M. Schmutzdecke - A Filtration Layer of Slow Sand Filter. **International Journal of Current Microbiology and Applied Sciences**, v. 7, n. 07, p. 637–645, 20 jul. 2018. Disponível em: <<https://www.ijcmas.com/abstractview.php?ID=8684&vol=7-7-2018&SNo=77>>.
- RAYNER, J. et al. Evaluation of household drinking water filter distribution programs in Haiti. **Journal of Water Sanitation and Hygiene for Development**, v. 6, n. 1, p. 42–54, 1 mar. 2016. Disponível em: <<https://iwaponline.com/washdev/article/6/1/42/30419/Evaluation-of-household-drinking-water-filter>>.
- RAZZOLINI, M. T. P. et al. Giardia and Cryptosporidium infection risk by simultaneous exposure to drinking water. **Microbial Risk Analysis**, v. 4, p. 1–6, 2016.
- REHN, M. et al. Post-infection symptoms following two large waterborne outbreaks of Cryptosporidium hominis in Northern Sweden, 2010–2011. **BMC Public Health**, v. 15, n. 1, p. 529, 4 dez. 2015. Disponível em: <<http://bmcpublichealth.biomedcentral.com/articles/10.1186/s12889-015-1871-6>>. Acesso em: 14 nov. 2020.
- ROSADO-GARCÍA, F. M. et al. Water-borne protozoa parasites: The Latin American perspective. **International Journal of Hygiene and Environmental Health**, v. 220, n.

- 5, p. 783–798, 2017. Disponível em:
<<http://dx.doi.org/10.1016/j.ijheh.2017.03.008>>.
- ROSE, J. B.; HAAS, C. N.; REGLI, S. Risk assessment and control of waterborne giardiasis. **American Journal of Public Health**, v. 81, n. 6, p. 709–713, 1991.
- RYAN, U. et al. Giardia: an under-reported foodborne parasite. **International Journal for Parasitology**, v. 49, n. 1, p. 1–11, 2019. Disponível em:
<<https://doi.org/10.1016/j.ijpara.2018.07.003>>.
- RYAN, U. et al. It's official – Cryptosporidium is a gregarine: What are the implications for the water industry? **Water Research**, v. 105, p. 305–313, 2016. Disponível em:
<<http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2016.09.013>>.
- RYAN, U.; FAYER, R.; XIAO, L. Cryptosporidium species in humans and animals: Current understanding and research needs. **Parasitology**, v. 141, n. 13, p. 1667–1685, 2014.
- 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, p. 135078, fev. 2020. Disponível em:
<<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135078>>.
- SATO, M. I. Z. et al. Assessing the infection risk of Giardia and Cryptosporidium in public drinking water delivered by surface water systems in Sao Paulo State, Brazil. **Science of the Total Environment**, v. 442, p. 389–396, 2013. Disponível em:
<<http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.09.077>>.
- SAWYER, K.; PERRON, C.; COLLINS, M. R. Optimizing intermittent slow sand filters (biosand) construction for more consistent microbial removals. **Progress in Slow Sand and Alternative Biofiltration Processes Further Developments and Applications**. IWA Publishing, 2014.
- SHEIKH, M. A. et al. Prevalence of waterborne diseases in exposed and unexposed clusters using biosand filters in a rural community, Sindh, Pakistan. **Exposure and Health**, v. 8, n. 2, p. 193–198, 2016.
- SILVA, F. L. et al. Landscape naturalness verified by environmental indicators: Monjolinho River manantial, São Carlos-SP. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 10, n. 3, 2017. Disponível em: <<http://www.gnresearch.org/doi/10.5935/1984-2295.20170063>>.
- SINGER, S.; SKINNER, B.; CANTWELL, R. E. Impact of surface maintenance on BioSand filter performance and flow. **Journal of Water and Health**, v. 15, n. 2, p. 262–272, 2017.

- SISSON, A. J. et al. An assessment of long-term biosand filter use and sustainability in the Artibonite Valley near Deschapelles, Haiti. **Journal of Water Sanitation and Hygiene for Development**, v. 3, n. 1, p. 51–60, 2013a.
- SISSON, A. J. et al. Long-term field performance of biosand filters in the Artibonite Valley, Haiti. **American Journal of Tropical Medicine and Hygiene**, v. 88, n. 5, p. 862–867, 2013b.
- SIWILA, S.; BRINK, I. C. Low cost drinking water treatment using nonwoven engineered and woven cloth fabrics. **Journal of Water and Health**, v. 17, n. 1, p. 98–112, fev. 2019. Disponível em: <<https://iwaponline.com/jwh/article/17/1/98/65183/Low-cost-drinking-water-treatment-using-nonwoven>>.
- SIZIRICI, B. et al. Modified biosand filters enriched with iron oxide coated gravel to remove chemical, organic and bacteriological contaminants. **Journal of Water Process Engineering**, v. 27, n. November 2018, p. 110–119, 2019. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2018.11.015>>.
- ŠLAPETA, J. Naming of *Cryptosporidium pestis* is in accordance with the ICZN Code and the name is available for this taxon previously recognized as *C. parvum* ‘bovine genotype’. **Veterinary Parasitology**, v. 177, n. 1–2, p. 1–5, abr. 2011.
- SMITH, A. W. **Sandstorm: A biosand filter designed for small-scale enterprises**. 36th WEDC International Conference: Delivering Water, Sanitation and Hygiene Services in an Uncertain Environment, p. 0–6, 2013.
- SMITH, K. et al. Comparison of sand-based water filters for point-of-use arsenic removal in China. **Chemosphere**, v. 168, p. 155–162, 2017. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.10.021>>.
- SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO SNIS. **24o Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos**. Brasília, 2019.
- SOBSEY, M. D.; HANDZEL, T.; VENCZEL, L. Chlorination and safe storage of household drinking water in developing countries to reduce waterborne disease. **Water Science and Technology**, v. 47, n. 3, p. 221–228, 2003.
- SOBSEY, M. D. **Managing Water in the Home: Accelerated Health Gains from Improved Water Supply**. Geneva, Switzerland: World Health Organization, 2002.
- SOBSEY, M. D. et al. Point of Use Household Drinking Water Filtration: A Practical, Effective Solution for Providing Sustained Access to Safe Drinking Water in the Developing World. **Environmental Science & Technology**. v. 42, n. 12, p. 4261–4267, jun. 2008. Disponível em: <<https://pubs.acs.org/doi/10.1021/es802252c>>.

- SOUZA FREITAS, B. L.; SABOGAL-PAZ, L. P. Pretreatment using *Opuntia cochenillifera* followed by household slow sand filters: technological alternatives for supplying isolated communities. **Environmental Technology**, v. 41, n. 21, p. 2783–2794, 18 set. 2020. Disponível em: <<https://doi.org/10.1080/09593330.2019.1582700>>.
- STAUBER, C. E. et al. Characterisation of the biosand filter for *E. coli* reductions from household drinking water under controlled laboratory and field use conditions. **Water Science and Technology**, v. 54, n. 3, p. 1–7, ago. 2006. Disponível em: <<https://iwaponline.com/wst/article/54/3/1/13103/Characterisation-of-the-biosand-filter-for-E-coli>>.
- STAUBER, C. E. et al. Cluster randomized controlled trial of the plastic BioSand water filter in Cambodia. **Environmental Science and Technology**, v. 46, n. 2, p. 722–728, 2012a.
- STAUBER, C. E. et al. Evaluation of the impact of the plastic biosand filter on health and drinking water quality in rural tamale, Ghana. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 9, n. 11, p. 3806–3823, 2012b.
- STOTT, R. et al. Protozoan predation as a mechanism for the removal of cryptosporidium oocysts from wastewaters in constructed wetlands. **Water Science and Technology**, v. 44, n. 11–12, p. 191–198, 2001. Disponível em: <<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/11804094>>.
- 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.
- SUGITA, E. W. Increasing quantity of water: perspectives from rural households in Uganda. **Water Policy**, v. 8, n. 6, p. 529–537, 1 dez. 2006. Disponível em: <<https://iwaponline.com/wp/article/8/6/529/20298/Increasing-quantity-of-water-perspectives-from>>.
- TCHOBANOGLIOUS, G. B.; LOUIS, FRANKLIN; STENSEL, H. D. **Wastewater Engineering Treatment and Reuse**. New York, NY: McGraw-Hill, 2003.
- 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, mar. 2019. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.11.055>>.
- THEMBA O. M. A simplified cost-effective biosand filter (BSFZ) for removal of chemical contaminants from water. **Journal of Chemical Engineering and Materials Science**, v. 2, n. 10, p. 156–167, nov. 2011. Disponível em: <[http://www.academicjournals.org/JCEMS/abstracts/abstracts2011/November/Mahlangu et al.htm](http://www.academicjournals.org/JCEMS/abstracts/abstracts2011/November/Mahlangu%20et%20al.htm)>.

- THOMPSON, R. C. A.; KOH, W. H.; CLODE, P. L. Cryptosporidium — What is it? **Food and Waterborne Parasitology**, v. 4, p. 54–61, 2016. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.fawpar.2016.08.004>>.
- THOMPSON, R. C. A.; ASH, A. Molecular epidemiology of Giardia and Cryptosporidium infections. **Infection, Genetics and Evolution**, v. 40, p. 315–323, 2016. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.meegid.2015.09.028>>.
- THOMPSON, R. C. A. The zoonotic significance and molecular epidemiology of Giardia and giardiasis. **Veterinary Parasitology**, v. 126, n. 1–2, p. 15–35, dez. 2004. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S03044401704004005>>.
- TIWARI, S. S. K. et al. Intermittent slow sand filtration for preventing diarrhoea among children in Kenyan households using unimproved water sources: Randomized controlled trial. **Tropical Medicine and International Health**, v. 14, n. 11, p. 1374–1382, 2009.
- TRIPLE QEST. **Hydraid BioSand Water Filter - Installation Manual**, 2011
- 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.
- TUNDIA, K. R.; AHAMMED, M. M.; GEORGE, D. The effect of operating parameters on the performance of a biosand filter: A statistical experiment design approach. **Water Science and Technology: Water Supply**, v. 16, n. 3, p. 775–782, 2016.
- 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. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0065229605400051>>.
- UNGER, M.; COLINS, M. R. Assessing the role of the schmutzdecke in pathogen removal in riverbank and slow sand filtration. In: GIMBEL, ROLF; GRAHAM, NIGEL J.D.; COLINS, M.R. (Org.). **Recent Progress in Slow Sand and Alternative Biofiltration Processes**. London, UK: IWA Publishing, 2006.
- UNITED NATIONS UN. **RES/64/294. The Human Rights to Water and Sanitation**. 2010
- UNITED NATIONS UN. **THE 17 GOALS | Sustainable Development**. Disponível em: <<https://sdgs.un.org/goals>>. Acesso em: 11 nov. 2020.
- UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY USEPA. **Method 1623.1: Cryptosporidium and Giardia in Water by Filtration/IMS/FA**. 2012. Disponível em: <<http://water.epa.gov/scitech/drinkingwater/labcert/upload/epa816r12001.pdf>>

- UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY USEPA. **National Primary Drinking Water Regulations: Interim Enhanced Surface Water Treatment; final rule. 40 CFR parts 9, 141 and 142. Federal Register.** 1998.
- 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.
- VERMA, S.; DAVEREY, A.; SHARMA, A. Slow sand filtration for water and wastewater treatment – a review. **Environmental Technology Reviews**, v. 6, n. 1, p. 47–58, 24 jan. 2017. Disponível em: <<https://www.tandfonline.com/doi/full/10.1080/21622515.2016.1278278>>.
- VON SPERLING, M.; VERBYLA, M. E.; OLIVEIRA, S. M. A. C. **Assessment of Treatment Plant Performance and Water Quality Data: A Guide for Students, Researchers and Practitioners.** IWA Publishing, 2020. Disponível em: <<http://iwaponline.com/ebooks/book/777/Assessment-of-Treatment-Plant-Performance-and>>.
- WAKELIN, S. et al. Microbial community structure of a slow sand filter schmutzdecke: A phylogenetic snapshot based on rRNA sequence analysis. **Water Science and Technology: Water Supply**, v. 11, n. 4, p. 426–436, 2011.
- WAKELIN, S. A. et al. Rich microbial communities inhabit water treatment biofilters and are differentially affected by filter type and sampling depth. **Water Science and Technology: Water Supply**, v. 10, n. 2, p. 145–156, 2010.
- WANG, H. et al. MS2 bacteriophage reduction and microbial communities in biosand filters. **Environmental Science and Technology**, v. 48, n. 12, p. 6702–6709, 2014.
- WANG, H. et al. Reduction of MS2 bacteriophage and rotavirus in biosand filters. Environmental Science: **Water Research and Technology**, v. 2, n. 3, p. 483–491, 2016. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1039/C5EW00297D>>.
- WILHELM, N. et al. Sodium hypochlorite dosage for household and emergency water treatment: updated recommendations. **Journal of Water and Health**, v. 16, n. 1, p. 112–125, 1 fev. 2018. Disponível em: <<https://iwaponline.com/jwh/article/16/1/112/37986/Sodium-hypochlorite-dosage-for-household-and>>.
- WORLD HEALTH ORGANIZATION WHO. **Guidelines for drinking-water quality, 4th edition, incorporating the 1st addendum.** Geneva, Switzerland, 2017. Disponível em: <http://www.who.int/water_sanitation_health/publications/drinking-water-quality-guidelines-4-including-1st>.

addendum/en/%0Ahttps://www.who.int/water_sanitation_health/publications/dri
nking-water-quality-guidelines-4-including-1st-addendum/en/>.

WORLD HEALTH ORGANIZATION WHO; UNITED NATIONS CHILDREN'S FUND UNICEF.

About the JMP | JMP. Disponível em: <<https://washdata.org/how-we-work/about-jmp>>. Acesso em: 11 nov. 2020.

WORLD HEALTH ORGANIZATION WHO; UNITED NATIONS CHILDREN'S FUND UNICEF.

Progress on household drinking water, sanitation and hygiene 2000-2017. Special focus on inequalities. Geneva, Switzerland, 2019.

XIAO, L. Molecular epidemiology of cryptosporidiosis: An update. **Experimental**

Parasitology, v. 124, n. 1, p. 80–89, 2010. Disponível em:
<<http://dx.doi.org/10.1016/j.exppara.2009.03.018>>.

YILDIZ, B. S. Performance assessment of modified biosand filter with an extra
disinfection layer. **Journal of Water Supply: Research and Technology - AQUA**, v.
65, n. 3, p. 266–276, 2016.

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

YOUNG-ROJANSCHI, C.; MADRAMOOTOO, C. Intermittent versus continuous operation
of biosand filters. **Water Research**, v. 49, n. 1, p. 1–10, fev. 2014. Disponível em:
<<http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2013.11.011>>.

Apêndice A – Construção dos Filtros

O Apêndice A contém fotografias da montagem dos Filtros Lentos Domiciliares com difusor (FLD-d) e com boia (FLD-b) com uma breve explicação das etapas. Tentou-se realizar todo o processo de montagem e preenchimento dos FLDs da forma mais simples possível, com o intuito de que o procedimento possa ser reproduzido em condições de limitações financeiras e técnicas sem maiores problemas.

Na Tabela A1 é reproduzida a lista dos materiais que constituíram a estrutura dos FLDs e na Tabela A2 são listados os materiais e ferramentas utilizadas na construção.

Tabela A1. Materiais da estrutura dos filtros.

	Filtro Lento Domiciliar com difusor (FLD-d)	Filtro Lento Domiciliar com boia (FLD-b)
Corpo	1 trecho de 82,5 cm de tubo PVC Defoyo, JEI, 1 MPa, DN 250 mm, para rede de água (NBR 7665)	1 trecho de 97,5 cm de tubo PVC Defoyo, JEI, 1 MPa, DN 250 mm, para rede de água (NBR 7665)
	1 cap PVC Defoyo DN 250 mm	1 cap PVC Defoyo DN 250 mm
	1 União PVC, soldável, 25 mm, para água fria predial	1 União PVC, soldável, 25 mm, para água fria predial
Saída d'água	83 cm de tubo PVC, soldável, DN 25 mm, água fria (NBR-5648)	83 cm de tubo PVC, soldável, DN 25 mm, água fria (NBR-5648)
	1 adaptador PVC soldável curto com flange e anel de vedação, 32 mm x 1", para caixa d'água	1 adaptador PVC soldável curto com flange e anel de vedação, 32 mm x 1", para caixa d'água
	2 Joelhos, PVC, soldável, 90º, 25 mm, para água fria predial	2 Joelhos, PVC, soldável, 90º, 25 mm, para água fria predial
	1 cap PVC, soldável, 25 mm, para água fria predial	1 cap PVC, soldável, 25 mm, para água fria predial
	1 espigão fixo latão 1/4" x 1/4"	1 espigão fixo latão 1/4" x 1/4"
	1 torneira esfera jardim latão 1/2"x3/4"	1 torneira esfera jardim latão 1/2"x3/4"
	1 tê PVC soldável 90º, com bucha de latão na bolsa central, 25 mm x 3/4", para água fria predial	1 tê PVC soldável 90º, com bucha de latão na bolsa central, 25 mm x 3/4", para água fria predial
Tampa	1 boia de filtro por gravidade	1 balde de plástico (13,6 L)
	2 baldes de plástico (20 L)	1 tampa de balde plástico

Fonte: Autor.

Tabela A2. Lista de materiais e ferramentas utilizados na construção da estrutura dos filtros.

Materiais
Cola adesiva plástica para tubos e conexões de PVC
Solução limpadora para tubos e conexões de PVC
Trena metálica
Fita crepe
Fita veda rosca
Lima
Serra manual ou serra elétrica circular
Furadeira elétrica
Broca chata (13/16") e brocas de aço rápido (5mm e 10 mm)
Serra copo (35 mm)
Veda calha
Silicone de vedação
Aplicador de veda calha/silicone
Lixadeira manual
Lixa circular
Lixa
Estopa
Caneta
Morsa
Solução de hipoclorito para limpeza (2,5 % v/v)

Fonte: Autor.

Etapas 1 – marcação e corte da tubulação Defofo

Os tubos de PVC Defofo de 250 mm de diâmetro nominal (doados pela Amanco-Mexichem) são comercializados com comprimento de 6 m. Portanto, foi necessário cortá-los para obter-se a altura dos FLDs designadas no projeto (100 cm para o FLD-d e 85 cm para o FLD-b). Ao se encaixar com o cap, o PVC ficava à aproximadamente 2,5 cm do fundo. Dessa forma, o cap foi encaixado na extremidade chanfrada do tubo para que fosse possível medir a altura correta dos FLDs. Após medida a altura, uma cartolina foi usada para que fosse possível marcar todo o contorno do tubo na altura do corte. A Figura A1 mostra a medição e marcação do tubo de PVC já encaixado ao cap.

Figura A1. Medição e marcação para o corte do tubo de PVC Defofo.

Fonte: Autor.

Após a marcação os tubos foram cortados. Para o FLD-d o comprimento do tubo foi de 97,5 cm e para o FLD-b, 82,5 cm. Com o intuito de agilizar essa etapa da construção, foi utilizada uma serra circular com disco *widea* para madeira, entretanto, o corte pode ser realizado com uma serra manual. Na Figura A2 é apresentada uma fotografia do corte da tubulação.

Figura A2. Corte da tubulação Defoyo.

Fonte: Autor.

Depois de cortados os tubos, uma das extremidades foi chanfrada com uma lima para possibilitar o correto encaixe com o cap.

Figura A3. Tubo chanfrado.

Fonte: Autor.

Etapa 2 – instalação da tubulação de saída e espigões

Em seguida, o tubo foi encaixado no cap e foram feitas as medidas para a perfuração onde seria encaixada a tubulação de saída (Figura A4-a). A altura medida foi de 27 cm da base, para que o encaixe do adaptador de caixa d'água não comprometesse a passagem de veda calha entre o cap e a tubulação do corpo do filtro. A perfuração foi feita com uma furadeira e uma serra copo (Figura A4-b). O adaptador de caixa de água foi colocado com a porção rosqueada para fora do filtro para facilitar o encaixe da parte externa da tubulação de saída e sua substituição em eventos de danificação. Uma

borracha de vedação adicional foi colocada na parte de fora do encaixe do adaptador, uma vez que ele foi projetado para superfícies retas e não curvas, como a do filtro, o que poderia ocasionar vazamentos (Figura A4-c).

Figura A4. Marcação e perfuração para instalação da tubulação de saída.

Fonte: Autor.

Após a instalação do adaptador, também foram feitas as perfurações para instalação dos piezômetros e os pontos de coleta de amostras (Figura A5). Foi utilizado uma furadeira para as perfurações e um gabarito feito com uma sessão de PVC para guiar as perfurações, de forma que ficassem corretamente alinhadas. Um dos piezômetros e um dos pontos de coleta foi instalado no cap, o que exigiu a perfuração tanto do cap quanto da tubulação. Aos espigões instalados foram soldadas telas de aço inox para evitar a passagem de areia. Essa etapa foi relativamente mais complexa, entretanto os piezômetros e pontos de tomada foram instalados para fim de pesquisa e não são parte integrante dos FLDs.

Figura A5. Marcação e perfuração para a instalação dos piezômetros e pontos de tomada de amostras.

Fonte: Autor.

A seguir, as partes internas e externas da tubulação de saída foram cortadas, montadas e instaladas no corpo dos filtros (Figuras A6 e A7). A tubulação de saída foi construída com tubos e acessórios de PVC soldável marrom com diâmetro nominal de 25 mm, exceto o tê PVC soldável 90° com bucha de latão utilizado para instalar a torneira. Os tubos e conexões foram lixados para aumento da superfície de contato e limpos com solução limpadora antes de serem coladas com adesivo adequado para PVC. Obteve-se uma tubulação a uma altura de 72 cm do fundo do filtro, que corresponde à altura do nível d'água mínimo no interior do FLD.

Figura A6. Tubulação de saída sendo cortada e colada

Fonte: Autor.

Figura A7. Encaixe da tubulação de saída.

Fonte: Autor.

Para a parte externa da tubulação de saída (Figura A8), foram utilizadas duas secções de PVC com 3,8 cm, uma com 18 cm e outra com 23,4 cm. Uma seção de 3,8 cm de PVC foi conectada ao adaptador de caixa d'água no corpo do filtro pelo lado externo. A essa seção de PVC foi conectado um joelho de 90°. Em seguida, na outra extremidade

do joelho, posicionada para cima, foi conectada a seção de 18 cm de PVC. A essa estrutura já conectada no filtro, foi unida a seção de 23,4 cm de PVC usando uma união soldável DN25. A união soldável foi utilizada para possibilitar a troca da torneira ou da tubulação caso sejam danificadas, além de permitir que a torneira seja móvel e possa ser ajustada (na posição frontal ou lateral) conforme a necessidade. No topo dessa tubulação colocou-se um tê roscável com bucha de latão. Na extremidade do tê perpendicular à tubulação de saída encaixou-se uma torneira de esfera metálica. A outra extremidade foi tampada com um cap de PVC marrom DN25 com um furo ao qual foi instalado um espigão de $\frac{1}{4}$ ". A abertura no cap foi prevista para manter a pressão atmosférica no interior da tubulação de saída e evitar sifonamento. Uma alternativa ao espigão é realizar somente um furo no cap e colocar uma tela que permita a entrada de ar sem contaminação. O cap equipado com o espigão foi conectado ao tê usando a outra seção de 3,8 cm de PVC.

Figura A8. Parte externa da tubulação de saída instalada.

Fonte: Autor.

Para a parte interna da tubulação de saída, foram utilizadas duas seções de PVC marrom DN25, uma com 11,5 cm e outra com 22,5 cm, unidas por um joelho de 90°. A seção de 11,5 cm foi conectada ao adaptador de caixa d'água no corpo do filtro e a seção de 22,5 cm foi posicionada perpendicularmente ao fundo do filtro de modo a deixar uma distância de aproximadamente 2 cm da base do filtro, altura suficiente para permitir o fluxo de água e impedir a saída do material suporte (Figura A9). Essa disposição possibilitou que a parte interna da tubulação de saída ficasse posicionada no centro da base do filtro, o que, em teoria, permitiria uma coleta homogênea de água e reduziria efeitos hidrodinâmicos indesejáveis como caminhos preferenciais e zonas mortas.

Figura A9. Parte interna da tubulação de saída instalada.

Fonte: Autor.

Etapas 3 – Fixação do cap

O cap da tubulação Defofo de 250 mm possui um anel de vedação, entretanto para o devido encaixe do tudo no cap com o anel era necessária a utilização de uma prensa hidráulica. Como esse tipo de equipamento aumentaria consideravelmente a complexidade da montagem dos FLDs, optou-se por não utilizar os anéis de vedação. Sendo assim, a vedação foi feita com silicone não tóxico na parte interna (região de contato com a água) e veda calha na parte externa (região sem contato com a água).

Figura A10. Limpeza do tubo e cap para a aplicação do silicone e veda calha.

Fonte: Autor.

Figura A11. Aplicação do veda calha na parte externa.

Fonte: Autor.

Figura A12. Encaixe do cap.

Fonte: Autor.

Figura A13. Detalhe do acabamento do veda calha.

Fonte: Autor.

Etapas 4 – Parte superior dos FLDs

As etapas apresentadas até o momento foram comuns para ambos os modelos de FLD, com a única diferença sendo a altura de cada um. Entretanto a parte superior dos filtros eram diferentes. Para o FLD-b foi montado o reservatório extra com um balde

de 20 L com uma perfuração ao fundo a qual foi instalada uma boia de filtro de gravidade. A boia foi fixada com cola instantânea e vedada com silicone não tóxico.

Figura A14. Perfuração e instalação da boia no reservatório extra do FLD-b.

Fonte: Autor.

Outro balde precisou ser utilizado para que o reservatório com boia não ficasse solto sobre o filtro, uma vez que o diâmetro de sua base (267 mm) era maior que o diâmetro interno do filtro, o que impossibilitou seu encaixe. Esse outro balde teve seu fundo cortado 12,5 cm acima da base, de modo a ajustá-lo ao corpo do filtro.

Figura A15. Corte e encaixe da seção de balde utilizada como “camisa” para o reservatório extra do FLD-b.

Fonte: Autor.

Para o FLD-d, o difusor foi feito perfurando o fundo de um balde de 13,5 L. O número adequado de furos e seus diâmetros foram determinados experimentalmente.

Figura A16. Difusor do FLD-d.

Fonte: Autor.

Estrutura dos filtros finalizadas

A seguir são apresentadas fotos dos filtros finalizados. Detalhe na Figura A17-a para o FLD-d já com os piezômetros e pontos de coleta de amostra instalados e com mangueiras de silicone para a visualização da perda de carga e coleta de amostras, respectivamente. Também é possível notar o termômetro digital utilizado para medição da temperatura no topo do leito.

Após a montagem, os filtros foram lavados e preenchidos com água para a verificação de vazamentos. Quando constatados, os vazamentos foram devidamente retificados.

Figura A17. Filtros finalizados. (a) Filtro Lento Domestico com difusor (FLD-d) e (b) Filtro Lento Domestico com boia (FLD-b).

Fonte: Autor.

Etapa 5 - Preparo dos materiais de preenchimento

Os materiais adquiridos em lojas de material de construção e jardinagem de São Carlos – SP foram lavados, dispostos em lonas para a secagem, peneirados e armazenados, como descrito em Materiais e Métodos.

Figura A18. Lavagem dos materiais. Diferença entre a cor da água na primeira (a) e última (b) lavagem da areia.

Fonte: Autor.

Figura A19. Disposição dos materiais em lonas para secagem

Fonte: Autor.

Figura A20. Peneiramento e armazenamento dos materiais

Fonte: Autor.

Etapas 6 - Preenchimento dos Filtros

Com as estruturas montadas e os materiais de preenchimento devidamente preparados, os filtros foram preenchidos. Utilizou-se uma trena para aferir a altura de cada camada de material. A trena foi marcada nas alturas específicas das três primeiras camadas. Enquanto uma pessoa segurava a trena e uma lanterna a outra vertia cuidadosamente os materiais de preenchimento para assegurar uma distribuição homogênea. Para o preenchimento da camada filtrante, foram feitas marcações na parte interior do filtro para identificação da altura até a qual o mesmo seria preenchido, em seguida, a trena foi removida.

Figura A21. Detalhe do uso da trena no preenchimento dos filtros.

Fonte: Autor.

A adição das areias foi feita com os filtros parcialmente preenchidos com água para evitar a formação de bolsões de ar. Após preenchidos, a manta de feltro foi posicionada no topo do leito. A manta foi fixada à um anel de PVC para que não ficasse solta no interior o filtro.

Figura A22. Posicionamento da manta de feltro no topo do leito dos filtros.

Fonte: Autor.

Uma vez a manta posicionada no topo do leito os filtros estavam prontos. Antes do início dos ensaios preliminares os FLDs foram alimentados com água do poço da EESC/USP para eliminação de eventuais impurezas na areia e pra que ocorresse a compactação do leito, evitando que ela influenciasse nos resultados dos ensaios posteriores.

A Figura A23 Mostra as quatro unidades dos dois modelos já devidamente preenchidas e instaladas, com os reservatórios de coleta de água filtrada posicionados às suas frentes. Uma mangueira foi instalada na saída dos registros para guiar a água para dentro desses reservatórios.

Figura A23. Filtros instalados.

Fonte: Autor.

Nota-se que um material completo com instruções de construção e operação dos FLDs do presente trabalho e outros dois modelos contínuos será preparado pelo grupo de pesquisa do doutorando com o intuito de facilitar a disseminação dessa tecnologia.

Apêndice B – Informação complementar dos ensaios de caracterização do meio filtrante e camadas suporte

1. Massa específica

Tabela B1. Valores do fator K e da massa específica da água para diferentes temperaturas.

Temperatura (°C)	Fator K	ρ_w^1 (g cm ⁻³)
15.0	1.0009	0.99913
15.5	1.0008	0.99905
16.0	1.0007	0.99897
16.5	1.0007	0.99889
17.0	1.0006	0.99880
17.5	1.0005	0.99871
18.0	1.0004	0.99862
18.5	1.0003	0.99853
19.0	1.0002	0.99843
19.5	1.0001	0.99833
20.0	1.0000	0.99823
20.5	0.9999	0.99763
21.0	0.9998	0.99702
21.5	0.9997	0.99741
22.0	0.9996	0.99780
22.5	0.9995	0.99769
23.0	0.9993	0.99757
23.5	0.9992	0.99745
24.0	0.9991	0.99732
24.5	0.9990	0.99720
25.0	0.9988	0.99707

Nota: ¹ massa específica da água

Tabela B2. Resultados dos ensaios de massa específica para areia fina.

Ensaio	1	2	3	4	5
T (°C)	15	17,5	21	22,5	25
ρ_w (g cm ⁻³)	0,999	0,999	0,998	0,998	0,997
M1 (g)	732,80	732,65	732,35	732,09	731,75
M2 (g)	668,45	668,25	667,90	667,73	667,43
Ms (g)	103,22	103,22	103,22	103,22	103,22
Massa específica à T °C (g cm ⁻³)	2,653	2,656	2,657	2,650	2,646
K	1,0009	1,0005	0,9998	0,9995	0,9988
Massa específica à 20°C (g cm ⁻³)	2,655	2,657	2,656	2,648	2,643
M. esp. à 20°C (g cm ⁻³) - Média	2,652				

Nota: ρ_w = massa específica da água; M1 = massa do picnômetro + sólidos + água; M2 = massa do picnômetro + água; Ms = massa final de sólidos; K = fator de correção referente à massa específica da água (igual a $\rho_w/0,9982$).

Fonte: Autor.

Tabela B3. Resultados dos ensaios de massa específica para areia grossa.

Ensaio	1	2	3	4	5
T (°C)	15	17,5	20	22,5	25
ρ_w (g cm ⁻³)	0,9991	0,9987	0,9982	0,9977	0,9970
M1 (g)	729,32	728,77	728,89	728,29	727,99
M2 (g)	666,73	666,53	666,29	666,01	665,71
Ms (g)	100,15	100,15	100,15	100,15	100,15
Massa específica à T °C (g cm ⁻³)	2,664	2,638	2,663	2,638	2,637
K	1,0009	1,0005	1,0000	0,9995	0,9988
Massa específica à 20°C (g cm ⁻³)	2,666	2,640	2,663	2,637	2,634
M. esp. à 20°C (g cm ⁻³) - Média	2,648				

Nota: ρ_w = massa específica da água; M1 = massa do picnômetro + sólidos + água; M2 = massa do picnômetro + água; Ms = massa final de sólidos; K = fator de correção referente à massa específica da água (igual a $\rho_w/0,9982$).

Fonte: Autor.

2. Solubilidade em ácido

Tabela B4. Massa inicial e final e solubilidade (%).

Amostra	Massa inicial (g)	Massa final (g)	Solubilidade (%)
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	-0,02

Fonte: Autor.

3. Índice de vazios

Tabela B5. Dimensões do cilindro utilizado no ensaio.

Massa (kg)	Diâmetro (cm)	Altura (cm)	Volume (cm ³)
5,66	9,973	12,743	995,479

Fonte: Autor.

Tabela B6. Índice de vazios máximo e mínimo da areia fina.

Índice de vazios máximo			
$M_{[c]} + M_s$ (kg)	M_s (g)	ρ_d (g cm ⁻³)	$e_{\text{máx}}$
7,22	1560	1,567	0,706
7,22	1560	1,567	0,706
7,23	1570	1,577	0,695
Média	1563,333	1,570	0,70
Desvio padrão	5,774	0,006	0,63%
Índice de vazios mínimo			
$M_{[c]} + M_s$ (kg)	M_s (kg)	ρ_d (g cm ⁻³)	e_{min}
7,42	1760	1,768	0,512
7,43	1770	1,778	0,503
7,44	1780	1,788	0,495
Média	1770	1,778	0,50
Desvio padrão	10,000	0,010	0,85%

Nota: $M_{[c]}$ = Massa do cilindro; M_s = massa da amostra seca que preencheu o cilindro (já descontado a tara do cilindro); ρ_d = massa específica aparente seca da amostra; $e_{\text{máx.}}$ = índice de vazios máximo da amostra; e_{min} = índice de vazios mínimo da amostra.

Fonte: Autor.

Tabela B7. Índice de vazios máximo e mínimo da areia grossa.

Índice de vazios máximo			
$M_{[c]} + M_s$ (kg)	M_s (g)	ρ_d (g cm ⁻³)	$e_{\text{máx}}$
7,03	1370	1,376	0,921
7,03	1370	1,376	0,921
7,05	1390	1,396	0,893
Média	1376,667	1,383	0,91
Desvio padrão	11,547	0,012	1,60%
Índice de vazios mínimo			
$M_{[c]} + M_s$ (kg)	M_s (kg)	ρ_d (g cm ⁻³)	e_{min}
7,18	1520	1,527	0,732
7,2	1540	1,547	0,709
Média	1530,000	1,537	0,72
Desvio padrão	14,142	0,014	1,59%

Nota: $M_{[c]}$ = Massa do cilindro; M_s = massa da amostra seca que preencheu o cilindro (já descontado a tara do cilindro); ρ_d = massa específica aparente seca da amostra; $e_{\text{máx.}}$ = índice de vazios máximo da amostra; e_{min} = índice de vazios mínimo da amostra.

Fonte: Autor.

4. Porosidade

Tabela B8. Porosidade das areias fina e grossa.

Amostra	$e_{\text{máx}}$	e_{min}	$\epsilon_{\text{máx}}$	$\epsilon_{\text{máx}}$		$\epsilon_{\text{mín}}$		
				média	D.P.	$\epsilon_{\text{mín}}$	média	D.P.
Areia fina	0,71	0,51	0,41			0,34		
	0,71	0,50	0,41	0,41	0,00	0,33	0,33	0,00
	0,70	0,50	0,41			0,33		
Areia grossa	0,92	0,78	0,48			0,44		
	0,92	0,73	0,48	0,48	0,00	0,42	0,43	0,01
	0,89	0,71	0,47			0,41		

Nota: $e_{\text{máx}}$ = índice de vazios máximo da amostra; $e_{\text{mín}}$ = índice de vazios mínimo da amostra;
 $\epsilon_{\text{máx}}$ = Porosidade máxima; $\epsilon_{\text{mín}}$ = Porosidade mínima.

Fonte: Autor.

Apêndice C – Gráficos da variação dos valores médios com o tempo de operação para parâmetros de qualidade da água filtrada

Figura C1. Valor médio da cor aparente em função dos dias de operação para (A) Filtro Lento Domiciliar com difusor (FLD-d) e (B) Filtro Lento Domiciliar com boia (FLD-b).

Nota: As linhas tracejadas na vertical indicam os dias de manutenção completa dos filtros; o fundo branco indica o período de estiagem e o fundo cinza indica o período de chuva.

Figura C2. Valor médio da cor verdadeira em função dos dias de operação para (A) Filtro Lento Domiciliar com difusor (FLD-d) e (B) Filtro Lento Domiciliar com boia (FLD-b).

Nota: As linhas tracejadas na vertical indicam os dias de manutenção completa dos filtros; o fundo branco indica o período de estiagem e o fundo cinza indica o período de chuva.

Figura C3. Valor médio de carbono orgânico dissolvido em função dos dias de operação para (A) Filtro Lento Domiciliar com difusor (FLD-d) e (B) Filtro Lento Domiciliar com boia (FLD-b).

Nota: As linhas tracejadas na vertical indicam os dias de manutenção completa dos filtros; o fundo branco indica o período de estiagem e o fundo cinza indica o período de chuva.

Figura C4. Valor médio de absorvância no comprimento de onda 254 nm em função dos dias de operação para (A) Filtro Lento Domiciliar com difusor (FLD-d) e (B) Filtro Lento Domiciliar com boia (FLD-b).

Nota: As linhas tracejadas na vertical indicam os dias de manutenção completa dos filtros; o fundo branco indica o período de estiagem e o fundo cinza indica o período de chuva.

Figura C5. Valor médio de absorbância específica de UV (SUVA) em função dos dias de operação para (A) Filtro Lento Domiciliar com difusor (FLD-d) e (B) Filtro Lento Domiciliar com boia (FLD-b).

Nota: As linhas tracejadas na vertical indicam os dias de manutenção completa dos filtros; o fundo branco indica o período de estiagem e o fundo cinza indica o período de chuva.

Figura C6. Valor médio de pH em função dos dias de operação para (A) Filtro Lento Domiciliar com difusor (FLD-d) e (B) Filtro Lento Domiciliar com boia (FLD-b).

Nota: As linhas tracejadas na vertical indicam os dias de manutenção completa dos filtros; o fundo branco indica o período de estiagem e o fundo cinza indica o período de chuva.

Figura C7. Valor médio de alcalinidade parcial em função dos dias de operação para (A) Filtro Lento Domiciliar com difusor (FLD-d) e (B) Filtro Lento Domiciliar com boia (FLD-b).

Nota: As linhas tracejadas na vertical indicam os dias de manutenção completa dos filtros; o fundo branco indica o período de estiagem e o fundo cinza indica o período de chuva.

Figura C8. Valor médio de alcalinidade total em função dos dias de operação para (A) Filtro Lento Domiciliar com difusor (FLD-d) e (B) Filtro Lento Domiciliar com boia (FLD-b).

Nota: As linhas tracejadas na vertical indicam os dias de manutenção completa dos filtros; o fundo branco indica o período de estiagem e o fundo cinza indica o período de chuva.

Figura C9. Valor médio de condutividade em função dos dias de operação para (A) Filtro Lento Domiciliar com difusor (FLD-d) e (B) Filtro Lento Domiciliar com boia (FLD-b).

Nota: As linhas tracejadas na vertical indicam os dias de manutenção completa dos filtros; o fundo branco indica o período de estiagem e o fundo cinza indica o período de chuva.

Apêndice D – Dados das análises bivariadas

No Apêndice D são apresentados valores relevantes para a determinação das correlações apresentadas no documento.

Tabela D1. Valores de n e módulos dos valores de r_s críticos para as correlações entre a turbidez e parâmetros operacionais para os Filtros Lentos Domiciliares com difusor (FLD-d) e com boia (FLD-b).

		Turbidez			
		Residual ¹		Remoção	
		FLD-d	FLD-b	FLD-d	FLD-b
Taxa de filtração	n	269	271	268	270
	rs crítico	0,120	0,119	0,120	0,120
Tempo de operação	n	269	270	268	270
	rs crítico	0,120	0,120	0,120	0,120
Idade da <i>schmutzdecke</i> ²	n	269	270	268	270
	rs crítico	0,120	0,120	0,120	0,120
Temperatura	n	255	255	253	255
	rs crítico	0,123	0,123	0,123	0,123
$\Delta h \text{ L}^{-1} (L = 2,5 \text{ cm})^3$	n	262	262	262	262
	rs crítico	0,121	0,121	0,121	0,121
$\Delta h \text{ L}^{-1} (L = 2,5 \text{ a } 17,5 \text{ cm})^3$	n	262	262	262	262
	rs crítico	0,121	0,121	0,121	0,121
Turbidez influente	n	269	270	268	270
	rs crítico	0,120	0,120	0,120	0,120

Nota: ¹Residual = concentração na água filtrada; ² Idade da *schmutzdecke* = dias após a manutenção completa do FLD; ³ $\Delta h \text{ L}^{-1}$ = perda de carga no piezômetro dividida pela espessura do leito filtrante até o piezômetro (L).

Fonte: Autor.

Tabela D2. Valores de n e módulos dos valores de r_s críticos para as correlações entre a *E. coli* e coliformes totais e parâmetros operacionais para os Filtros Lentos Domiciliares com difusor (FLD-d) e com boia (FLD-b).

		<i>E. coli</i>				Coliformes totais			
		Residual ¹		Remoção		Residual ¹		Remoção	
		FLD-d	FLD-b	FLD-d	FLD-b	FLD-d	FLD-b	FLD-d	FLD-b
Taxa de filtração	n	101	102	101	102	101	102	101	102
	rs crítico	0,196	0,195	0,196	0,195	0,196	0,195	0,196	0,195
Tempo de operação	n	101	102	101	102	101	102	101	102
	rs crítico	0,196	0,195	0,196	0,195	0,196	0,195	0,196	0,195
Idade da <i>schmutzdecke</i> ²	n	101	102	101	102	101	102	101	102
	rs crítico	0,196	0,195	0,196	0,195	0,196	0,195	0,196	0,195
Temperatura	n	101	102	101	102	101	102	101	102
	rs crítico	0,196	0,195	0,196	0,195	0,196	0,195	0,196	0,195
$\Delta h \text{ L}^{-1} (L = 2,5 \text{ cm})^3$	n	101	102	101	102	101	102	101	102
	rs crítico	0,196	0,195	0,196	0,195	0,196	0,195	0,196	0,195
$\Delta h \text{ L}^{-1} (L = 2,5 \text{ a } 17,5 \text{ cm})^3$	n	101	102	101	102	101	102	101	102
	rs crítico	0,196	0,195	0,196	0,195	0,196	0,195	0,196	0,195
Turbidez afluyente	n	101	102	101	102	101	102	101	102
	rs crítico	0,196	0,195	0,196	0,195	0,196	0,195	0,196	0,195
Concentração afluyente ⁴	n	101	102	101	102	101	102	101	102
	rs crítico	0,196	0,195	0,196	0,195	0,196	0,195	0,196	0,195

Nota: ¹ Residual = concentração na água filtrada; ² Idade da *schmutzdecke* = dias após a manutenção completa do FLD; ³ $\Delta h \text{ L}^{-1}$ = perda de carga no piezômetro dividida pela espessura do leito filtrante até o piezômetro (L); ⁴ Concentração afluyente de *E. coli* ou coliformes totais, respectivamente.

Fonte: Autor.

Tabela D3. Valores de n e módulos dos valores de r_s críticos para as correlações entre parâmetros de interesse e a taxa máxima de filtração dos Filtros Lentos Domiciliares com difusor (FLD-d) e com boia (FLD-b).

		Taxa máxima de filtração	
		FLD-d	FLD-b
Tempo de operação	n	252	251
	rs crítico	0,124	0,124
Idade da <i>schmutzdecke</i> ¹	n	252	251
	rs crítico	0,124	0,124
$\Delta h \text{ L}^{-1} (L = 2,5 \text{ cm})^2$	n	252	251
	rs crítico	0,124	0,124
$\Delta h \text{ L}^{-1} (L = 2,5 \text{ a } 17,5 \text{ cm})^2$	n	252	251
	rs crítico	0,124	0,124
Turbidez afluyente	n	252	251
	rs crítico	0,124	0,124

Nota: ¹Idade da *schmutzdecke* = dias após a manutenção completa do FLD; ² $\Delta h \text{ L}^{-1}$ = perda de carga no piezômetro dividida pela espessura do leito filtrante até o piezômetro (L).

Fonte: Autor.

Apêndice E – Gráficos de dispersão dos ensaios de correlação

No Apêndice E são apresentados gráficos de dispersão entre as variáveis que apresentaram correlação significativa de acordo com o exposto no Item 5.7.4 deste documento.

Figura E1. Gráficos de dispersão para as variáveis que correlacionaram significativamente com a **turbidez média da água filtrada pelo Filtro Lento Domiciliar com difusor (FLD-d)**. (A) Taxa máxima de filtração; (B) Tempo de operação; (C) Idade da *schmutzdecke* (tempo após a manutenção completa); (D) Temperatura na camada de água estacionária do filtro; (E) Perda de carga no topo do leito (até profundidade de 2,5 cm); (F) Perda de carga entre as profundidades de 2,5 cm e 17,5 cm; e (G) Turbidez da água adicionada ao filtro.

Fonte: Autor.

Figura E2. Gráficos de dispersão para as variáveis que correlacionaram significativamente com a **turbidez média da água filtrada pelo Filtro Lento Domiciliar com boia (FLD-b)**. (A) Taxa máxima de filtração; (B) Tempo de operação; (C) Idade da *schmutzdecke* (tempo após a manutenção completa); (D) Temperatura na camada de água estacionária do filtro; (E) Perda de carga entre as profundidades de 2,5 cm e 17,5 cm; e (F) Turbidez da água adicionada ao filtro.

Fonte: Autor.

Figura E3. Gráficos de dispersão para as variáveis que correlacionaram significativamente com a **taxa de remoção média de turbidez pelo Filtro Lento Domiciliar com difusor (FLD-d)**. (A) Taxa máxima de filtração; (B) Tempo de operação; (C) Idade da *schmutzdecke* (tempo após a manutenção completa); (D) Temperatura na camada de água estacionária do filtro; (E) Perda de carga no topo do leito (até profundidade de 2,5 cm); (F) Perda de carga entre as profundidades de 2,5 cm e 17,5 cm; e (G) Turbidez da água adicionada ao filtro.

Fonte: Autor.

Figura E4. Gráficos de dispersão para as variáveis que correlacionaram significativamente com a **taxa de remoção média de turbidez pelo Filtro Lento Domiciliar com boia (FLD-b)**. (A) Taxa máxima de filtração; (B) Tempo de operação; (C) Idade da *schmutzdecke* (tempo após a manutenção completa); (D) Perda de carga no topo do leito (até profundidade de 2,5 cm); (E) Perda de carga entre as profundidades de 2,5 cm e 17,5 cm.

Fonte: Autor.

Figura E5. Gráficos de dispersão para as variáveis que correlacionaram significativamente com a **concentração de coliformes totais (CT) na água do Filtro Lento Domiciliar com difusor (FLD-d)**. (A) Taxa máxima de filtração; (B) Tempo de operação; (C) Idade da *schmutzdecke* (tempo após a manutenção completa); (D) Temperatura na camada de água estacionária do filtro; (E) Perda de carga no topo do leito (até profundidade de 2,5 cm).

Fonte: Autor.

Figura E6. Gráficos de dispersão para as variáveis que correlacionaram significativamente com a **concentração de coliformes totais (CT) na água do Filtro Lento Domiciliar com boia (FLD-b)**. (A) Taxa máxima de filtração; (B) Tempo de operação; e (C) Idade da *schmutzdecke* (tempo após a manutenção completa).

Fonte: Autor.

Figura E7. Gráficos de dispersão para as variáveis que correlacionaram significativamente com a **remoção de coliformes totais (CT) pelo Filtro Lento Domiciliar com difusor (FLD-d)**. (A) Taxa máxima de filtração; (B) Tempo de operação; (C) Idade da *schmutzdecke* (tempo após a manutenção completa); (D) Temperatura na camada de água estacionária do filtro; (E) Perda de carga no topo do leito (até profundidade de 2,5 cm); e (F) Concentração afluyente de coliformes totais.

Fonte: Autor.

Figura E8. Gráficos de dispersão para as variáveis que correlacionaram significativamente com a **remoção de coliformes totais (CT) pelo Filtro Lento Domiciliar com boia (FLD-b)**. (A) Taxa máxima de filtração; (B) Tempo de operação; (C) Idade da *schmutzdecke* (tempo após a manutenção completa); (D) Perda de carga no topo do leito (até profundidade de 2,5 cm); (E) Perda de carga entre as profundidades de 2,5 cm e 17,5 cm; e (F) Concentração afluyente de coliformes totais.

Fonte: Autor.

Figura E9. Gráficos de dispersão para as variáveis que correlacionaram significativamente com a **concentração de *Escherichia coli* (*E. coli*) na água do Filtro Lento Domiciliar com difusor (FLD-d)**. (A) Taxa máxima de filtração; (B) Tempo de operação; (C) Idade da *schmutzdecke* (tempo após a manutenção completa); (D) Temperatura na camada de água estacionária do filtro; (E) Perda de carga no topo do leito (até profundidade de 2,5 cm).

Fonte: Autor.

Figura E10. Gráficos de dispersão para as variáveis que correlacionaram significativamente com a **concentração de *Escherichia coli* (*E. coli*) na água do Filtro Lento Domiciliar com boia (FLD-b)**. (A) Taxa máxima de filtração; (B) Tempo de operação; e (C) Idade da *schmutzdecke* (tempo após a manutenção completa); (D) Temperatura na camada de água estacionária do filtro; (E) Perda de carga no topo do leito (até profundidade de 2,5 cm); e (F) Perda de carga entre as profundidades de 2,5 cm e 17,5 cm.

Fonte: Autor.

Figura E11. Gráficos de dispersão para as variáveis que correlacionaram significativamente com a **remoção de *Escherichia coli* (*E. coli*) pelo Filtro Lento Domiciliar com difusor (FLD-d)**. (A) Taxa máxima de filtração; (B) Tempo de operação; (C) Temperatura na camada de água estacionária do filtro; (D) Perda de carga no topo do leito (até profundidade de 2,5 cm); e (E) Concentração afluyente de *E. coli*.

Fonte: Autor.

Figura E12. Gráficos de dispersão para as variáveis que correlacionaram significativamente com a **remoção de *Escherichia coli* (*E. coli*) pelo Filtro Lento Domiciliar com boia (FLD-b)**. (A) Taxa máxima de filtração; (B) Tempo de operação; (C) Idade da *schmutzdecke* (tempo após a manutenção completa); (D) Perda de carga no topo do leito (até profundidade de 2,5 cm); (E) Perda de carga entre as profundidades de 2,5 cm e 17,5 cm; e (F) Concentração afluenta de *E. coli*.

Fonte: Autor.

Figura E13. Gráficos de dispersão para as variáveis que correlacionaram significativamente com a **concentração de cistos de *Giardia* spp. na água do Filtro Lento Domiciliar com difusor (FLD-d)**. (A) Taxa máxima de filtração; (B) Tempo de operação; e (C) Tempo de inoculação (dias desde o início da inoculação de protozoários aos filtros).

Fonte: Autor.

Figura E14. Gráficos de dispersão para as variáveis que correlacionaram significativamente com a **remoção de cistos de *Giardia* spp. pelo Filtro Lento Domiciliar com difusor (FLD-d)**. (A) Taxa máxima de filtração; (B) Tempo de operação; e (C) Tempo de inoculação (dias desde o início da inoculação de protozoários aos filtros).

Fonte: Autor.

Apêndice F – Imagens de microscopia em campo claro de amostras da camada biológica

Imagens de microscopia em campo claro de amostras da areia e da manta dos Filtros Lentos Domiciliares com difusor (FLD-d1 e FLD-d2) e com boia (FLD-b1 e FLD-b2).

1. Amostras da areia

Figura 1.1. Amostra da areia do FLD-d1: (A) Diatomáceas; (B) *Ascaris lumbricoides* (ovo); (C) *Tabellaria* spp.; (D) Rotífera; (E) *Phacus* spp.; (F) *Navícula* spp..

Figura 1.2. Amostras da areia do FLD-d1: (A) *Aulacoseira* spp.; (B) *Aulacoseira* spp.; (C) *Staurostrum* spp.; (D) Diatomáceas; (E) *Melosira* spp.; (F) *Navícula* spp..

Figura 1.4. Amostras da areia do FLD-d1: (A) *Synedra* spp.; (B) *Chlorella* spp.; (C) Zooplankton; (D) *Phacus* spp.; (E) *Nitzschia* spp.; (F) *Coleps* spp..

Figura 1.4. Amostras da areia do FLD-d1: (A) *Synedra* spp.; (B) *Melosira* spp.; (C) *Melosira* spp.; (D) Não identificado; (E) *Aulacoseira* spp.; (F) *Gomphonema* spp..

Figura 1.5. Amostras da areia do FLD-d1: (A) *Navícula* spp.; (B) *Melosira* spp.; (C) *Aulacoseira* spp.; (D) Não identificado; (E) Rotífera.

Figura 1.6. Amostras da areia do FLD-d2: (A) Cianobactéria; (B) *Melosira* spp.; (C) Diatomácea; (D) *Melosira* spp.; (E) *Coleps* spp.; (F) *Aulacoseira* spp..

Figura 1.7. Amostras da areia do FLD-d2: (A) *Cosmarium* spp.; (B) *Chlorella* spp.; (C) *Melosira* spp.; (D) *Pleurosigma* spp.; (E) Cianobactéria; (F) Não identificado.

Figura 1.8. Amostras da areia do FLD-d2: (A) *Phacus* spp.; (B) Não identificado; (C) Cianobactéria; (D) Cianobactéria; (E) *Chlorella* spp.; (F) *Scenedesmus* spp..

Figura 1.9. Amostras da areia do FLD-d2: (A) larva – indefinido; (B) Diatomácea; (C) Diatomácea - Bacillariophyta; (D) Diatomacea; (E) Não identificado; (F) *Melosira* spp..

Figura 1.10. Amostras da areia do FLD-d1: (A) Diatomacea; (B) Diatomacea; (C) *Melosira* spp.; (D) *Melosira* spp.; (E) larva de nematódeo; (F) Não identificado.

Figura 1.11. Amostras da areia do FLD-b1: (A) Não identificado; (B) *Navícula* spp.; (C) *Navícula* spp.; (D) *Asterocystis* spp.; (E) Larva; (F) *Melosira* spp.

Figura 1.12. Amostras da areia do FLD-b1: (A) *Tetrastrum* spp. (B) Não identificado; (C) Não identificado; (D) Rotífera; (E) *Melosira* spp.; (F) *Melosira* spp.

Figura 1.13. Amostras da areia do FLD-b1: (A) *Chlorella* spp.; (B) *Chlorella* spp.; (C) Bacillariophyta - Diatomacea; (D) Não identificado; (E) *Phacus* spp.; (F) *Synedra* spp.

Figura 1.14. Amostras da areia do FLD-b1: (A) Larva; (B) *Melosira* spp.; (C) *Synedra* spp.; (D) *Cyclotella* spp.; (E) Diatomacea; (F) *Melosira* spp..

Figura 1.15. Amostras da areia do FLD-b1: (A) Diatomacea; (B) Não identificado; (C) *Phacus* spp.; (D) Não identificado; (E) Diatpmácea (F) *Melosira* spp.

Figura 1.16. Amostras da areia do FLD-b1: (A) *Melosira* spp.; (B) *Melosira* spp.; (C) *Navícula* spp.; (D) Diatomacea; (E) *Coleps* spp.; (F) *Coleps* spp..

Figura 1.17. Amostras da areia do FLD-b1: (A) *Aulacoseira* spp. (sem escala); (B) Copépoda (sem escala); (C) *Cyclotella* spp. (sem escala); (D) *Aulacoseira* spp. (sem escala); (E) Diatomáceas; (F) *Chilomonas* spp..

Figura 1.18. Amostras da areia do FLD-b1: (A) Não identificado (sem escala); (B) Diatomáceas; (C) *Navícula* spp.; (D) *Nitzschia* spp.; (E) *Melosira* spp..

Figura 1.19. Amostras da areia do FLD-b1: (A) *Trachelomonas* spp.; (B) Não identificado; (C) *Cyclotella* spp.; (D) *Closterium* spp.; (E) Diatomácea; (F) *Staurastrum* spp.

Figura 1.20. Amostras da areia do FLD-b1: (A) *Nitzschia* spp.; (B) *Aulacoseira* spp.; (C) Protozoário ciliado; (D) Não identificado; (E) *Tabellaria* spp.; (F) Não identificados.

Figura 1.21. Amostras da areia do FLD-b2: (A) Diatomácea; (B) Cianobactéria; (C) Heliozoário; (D) *Trachelomonas* spp.; (E) *Melosira* spp.; (F) Não identificado.

Figura 1.22. Amostras da areia do FLD-b2: (A) *Trachelomonas* spp.; (B) *Melosira* spp.; (C) Ovo de helminto - *Ancilostoma* spp.; (D) *Cyclotella* spp. (E) Não identificado; (F) Não identificado.

Figura 1.23. Amostras da areia do FLD-b2: (A) Diatomácea; (B) Não identificado; (C) *Synedra* spp.; (D) *Navícula* spp. (E) Não identificado; (F) *Melosira* spp.

Figura 1.24. Amostras da areia do FLD-b2: (A) *Trachelomonas* spp.; (B) *Melosira* spp.; (C) *Heliozoa* spp.; (D) *Heliozoa*; (E) *Cosmarium* spp.; (F) *Gomphonema* spp..

Figura 1.25. Amostras da areia do FLD-b2: (A) Não identificado; (B) Não identificado; (C) larva nematódeo; (D) Cianobactéria; (E) *Gomphonema* spp.; (F) Não identificado.

2. Amostras da manta

Figura 2.1. Amostras da manta do FLD-d1: (A) *Melosira* spp.; (B) *Coleps* spp.; (C) *Synedra* spp.; (D) *Scenedesmus* spp.; (E) *Aulacoseira* spp.; (F) *Synedra* spp.

Figura 2.2. Amostras da manta do FLD-d1: (A) Não identificado; (B) *Synedra* spp.; (C) *Chlorella* spp.; (D) Diatomácea; (E) Diatomácea; (F) Não identificado.

Figura 2.3. Amostras da manta do FLD-d1: (A) Não identificado; (B) Não identificado; (C) Não identificado; (D) Não identificado; (E) *Melosira* spp.; (F) Não identificado

Figura 2.4. Amostras da manta do FLD-d1: (A) Não identificado; (B) Diatomácea; (C) Não identificado; (D) Diatomácea; (E) Não identificado; (F) Não identificado

Figura 2.5. Amostras da manta do FLD-d1: (A) *Aulacoseira* spp.; (B) Rotífera/Coleps – fagocitose; (C) Rotífera; (D) *Euglena* spp.; (E) Não identificado; (F) *Navícula* spp..

Figura 2.6. Amostras da manta do FLD-d1: (A) Rotífera; (B) Não identificado.; (C) *Coelastrum* spp. (D) Não identificado; (E) Não identificado; (F) Rotífera.

Figura 2.7. Amostras da manta do FLD-d1: (A) Não identificado; (B) Diatomácea; (C) *Synedra* spp.; (D) Não identificado; (E) *Coleps* spp.; (F) Diatomácea.

Figura 2.8. Amostras da manta do FLD-d1: (A) *Synedra* spp.; (B) Não identificado; (C) Não identificado; (D) Rotífera.

Figura 2.9. Amostras da manta do FLD-d2: (A) Não identificado; (B) *Trachelomonas* spp.; (C) *Melosira* spp.; (D) *Navícula* spp.; (E) Não identificado; (F) *Trachelomonas* spp..

Figura 2.10. Amostras da manta do FLD-d2: (A) *Aulacoseira* spp.; (B) *Corythion* spp.; (C) Larva de nematódeo; (D) Diatomácea; (E) Larva de nematódeo; (F) *Chlorella* spp..

Figura 2.11. Amostras da manta do FLD-d2: (A) Não identificado; (B) Não identificado; (C) *Melosira* spp.; (D) *Phacus* spp.; (E) *Aulacoseira* spp.; (F) *Synedra* spp. .

Figura 2.12. Amostras da manta do FLD-d2: (A) *Aulacoseira* spp. (B) Larva nematódeo; (C) *Corythion* spp.; (D) *Synedra* spp.; (E) Não identificado; (F) Não identificado.

Figura 2.13. Amostras da manta do FLD-d2: (A) *Melosira* spp.; (B) Alga filamentosa; (C) *Anabaena* spp.; (D) *Cosmarium* spp.; (E) Não identificado; (F) *Petalomonas* spp..

Figura 2.14. Amostras da manta do FLD-d2: (A) *Anabaena* spp.; (B) *Phacus* spp.; (C) *Navícula* spp.; (D) *Corythion* spp.; (E) *Cyclotella* spp.; (F) *Corythion* spp..

Figura 2.15. Amostras da manta do FLD-b1: (A) *Trachelomonas* spp.; (B) Cianobactéria; (C) *Trachelomonas* spp.; (D) *Cyclotella* spp.; (E) *Trachelomonas* spp.; (F) Não identificado.

Figura 2.16. Amostras da manta do FLD-b1: (A) Diatomáceas; (B) *Navícula* spp.; (C) *Melosira* spp.; (D) Diatomáceas; (E) *Trachelomonas* spp.; (F) *Chlorella* spp.

Figura 2.17. Amostras da manta do FLD-b1: (A) *Melosira* spp.; (B) *Melosira* spp.; (C) Não identificado; (D) *Melosira* spp.; (E) Rotífera; (F) Não identificado.

Figura 2.18. Amostras da manta do FLD-b1: (A) Rotífera; (B) Não identificado; (C) Não identificado; (D) Microcrustáceo; (E) Não identificado; (F) *Trachelomonas* spp..

Figura 2.19. Amostras da manta do FLD-b1: (A) *Cyclotella* spp.; (B) *Melosira* spp.; (C) *Melosira* spp.; (D) *Cyclotella* spp.; (E) *Synedra* spp.; (F) Não identificado.

Figura 2.20. Amostras da manta do FLD-b1: (A) Larva; (B) *Chlorella* spp.; (C) *Scenedesmus* spp.; (D) Não identificado; (E) Diatomácea; (F) *Melosira* spp..

Figura 2.21. Amostras da manta do FLD-b1: (A) *Coleps* spp.; (B) Rotífera; (C) Não identificado.

Figura 2.22. Amostras da manta do FLD-b2: (A) Não identificado; (B) Não identificado; (C) Não identificado; (D) *Navícula* spp.; (E) *Melosira* spp.; (F) Não identificado.

Figura 2.23. Amostras da manta do FLD-b2: (A) *Chilomonas* spp.; (B) *Anisonema* spp.; (C) Não identificado; (D) Rotífera; (E) Não identificado; (F) *Coleps* spp..

Figura 2.24. Amostras da manta do FLD-b2: (A) Não identificado; (B) Não identificado; (C) Não identificado; (D) Não identificado; (E) Não identificado; (F) *Aulacoseira* spp.

Figura 2.25. Amostras da manta do FLD-b2: (A) Não identificado; (B) Cianobactéria; (C) *Fragilaria* spp.; (D) Não identificado; (E) Diatomácea; (F) *Melosira* spp.

Figura 2.26. Amostras da manta do FLD-b2: (A) Não identificado; (B) Protozoário ciliado; (C) Não identificado; (D) *Melosira* spp.; (E) Diatomácea; (F) Cianobactéria.

Figura 2.27. Amostras da manta do FLD-b2: (A) Heliozoa; (B) *Scenedesmus* spp. ; (C) Não identificado; (D) Larva – nematódeo; (E) *Eudoria* spp.; (F) Diatomáceas.

Figura 2.28. Amostras da manta do FLD-b2: (A) *Trachelomonas* spp. (B) Não identificado; (C) Não identificado.

Apêndice G – Descrição detalhada dos conjuntos de dados das águas filtradas e taxas de remoção/variação dos parâmetros avaliados para os Filtros Lentos Domiciliares

Tabela G1. Valores dos percentis das características das águas filtradas pelo o Filtro Lento Domiciliar com difusor (FLD-d) e Filtro Lento Domiciliar com boia (FLD-b).

Parâmetro	FLD-d			FLD-b		
	Mediana	Percentil 25	Percentil 75	Mediana	Percentil 25	Percentil 75
Turbidez (UNT)	2,50	1,41	3,89	2,20	1,23	4,17
<i>Escherichia coli</i> (UFC 100 mL ⁻¹)	6,00	2	19	3	1	13
Coliformes totais (UFC 100 mL ⁻¹)	57,00	27	124	57	25	113
<i>Giardia</i> spp. (cistos 48 L ⁻¹)	6,00	0	48	0	0	2
<i>Cryptosporidium</i> spp. (oocistos 48 L ⁻¹)	42,00	18	75	27	15	66
Cor aparente (UH)	13,80	8,15	22,05	13,70	5,80	22,15
Cor verdadeira (UH)	10,00	4,11	15,95	8,30	3,24	17,55
pH	7,10	7,03	7,14	7,10	7,08	7,17
Absorbância em $\lambda = 254$ nm	0,05	0,033	0,069	0,042	0,027	0,062
Carbono orgânico dissolvido (mg L ⁻¹)	1,80	1,42	2,09	1,70	1,22	2,01
Alcalinidade parcial (mg CaCO ₃ L ⁻¹)	12,00	10,86	13,45	12,30	11,04	13,50
Alcalinidade total (mg CaCO ₃ L ⁻¹)	17,90	16,46	19,74	18,30	16,28	20,21
Condutividade (S m ⁻¹)	47,30	42,65	52,20	46,30	42,49	51,94
Oxigênio dissolvido (mg L ⁻¹)	7,80	7,45	7,95	7,80	7,55	8,03
Potencial zeta (mV)	-18,90	-19,86	-18,46	-18,80	-19,94	-16,85
Tamanho de partícula (nm)	230,00	209,38	262,33	248,90	226,74	269,54

Tabela G2. Valores dos percentis das remoções pelos Filtro Lento Domiciliar com difusor (FLD-d) e Filtro Lento Domiciliar com boia (FLD-b).

Parâmetro	FLD-d			FLD-b		
	Mediana	Percentil 25	Percentil 75	Mediana	Percentil 25	Percentil 75
Turbidez (%)	72,39	58,05	81,35	74,57	58,27	84,34
<i>Escherichia coli</i> (Log)	1,44	0,93	2,05	1,76	1,00	2,33
Coliformes totais (Log)	1,88	1,32	2,22	1,84	1,33	2,30
<i>Giardia</i> spp. (Log)	2,46	1,34	3,00	3	2,87	3,00
<i>Cryptosporidium</i> spp.	0,89	0,60	1,22	0,99	0,69	1,70
Cor aparente (%)	71,59	59,06	82,50	74,10	61,24	85,99
Cor verdadeira (%)	61,17	48,40	76,80	62,94	49,74	83,23
pH (%)	-0,64	-1,50	0,25	-1,09	-2,02	-0,25
Absorbância em $\lambda = 254$ nm (%)	53,01	34,23	58,49	52,53	42,07	64,77
Carbono orgânico dissolvido (%)	14,15	-4,68	25,44	19,73	10,68	27,69
Alcalinidade parcial (%)	1,25	-4,26	6,59	2,17	-2,96	6,59
Alcalinidade total ((%)	2,78	-2,31	7,25	2,54	-2,94	5,76
Condutividade (%)	0,21	-1,09	1,50	0,88	-1,27	2,20
Oxigênio dissolvido (%)	1,85	-0,97	3,48	-0,65	-2,01	0,32
Potencial zeta (%)	8,44	2,48	11,26	8,23	3,79	13,48
Tamanho de partícula (%)	17,53	8,45	23,89	13,33	-5,45	28,61