UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
ESCOLA DE ENGENHARIA DE SÃO CARLOS

FERNANDO CÉSAR ANDREOLI

**Filtros lentos de areia em escala domiciliar como alternativa de tratamento de águas
subterrâneas com risco microbiológico em comunidades isoladas**

SÃO CARLOS

2020

FERNANDO CÉSAR ANDREOLI

**Filtros lentos de areia em escala domiciliar como alternativa de tratamento de águas
subterrâneas com risco microbiológico em comunidades isoladas**

Versão Corrigida

Tese apresentada ao Programa de Pós Graduação em Engenharia
Hidráulica e Saneamento da Escola de Engenharia de São Carlos
da Universidade de São Paulo para a obtenção do título de doutor
em ciências Engenharia Hidráulica e Saneamento

Área de concentração: Hidráulica e Saneamento

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

São Carlos

2020

AUTORIZO A REPRODUÇÃO TOTAL OU PARCIAL DESTES TRABALHOS,
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).

AA-555
f Andreoli, Fernando César
Filtros lentos de areia em escala domiciliar como
alternativa de tratamento de águas subterrâneas com
risco microbiológico em comunidades isoladas / Fernando
César Andreoli; orientadora Lyda Patrícia Sabogal-
Paz. São Carlos, 2020.

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,
2020.

1. Tratamento de água. 2. Filtração lenta
domiciliar. 3. Água subterrânea. 4. Transferência de
tecnologia. I. Título.

Eduardo Graziosi Silva - CRB - 8/8907

FOLHA DE JULGAMENTO

Candidato: Engenheiro **FERNANDO CESAR ANDREOLI**.

Título da tese: "Filtros lentos de areia em escala domiciliar como alternativa de tratamento de águas subterrâneas com risco microbiológico em comunidades isoladas".

Data da defesa: 03/06/2020.

Comissão Julgadora:

Resultado:

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

Aprovado

Prof. Dr. **Antônio Domingues Benetti**
(UFRGS)

Aprovado

Profa. Dra. **Silvia Maria Alves Corrêa Oliveira**
(UFMG)

Aprovado

Dr. **Wilson Tadeu Lopes da Silva**
(EMBRAPA)

Aprovado

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

Aprovado

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

Prof. Dr. **Eduardo Mario Menciondo**

Presidente da Comissão de Pós-Graduação:

Prof. Titular **Murilo Araujo Romero**

Dedico este trabalho:

Aos meus pais (José e Maria)

Irmão, cunhada e sobrinho (Fabio, Ana Paula e Davi)

Érica (meu amor)

Agradecimentos

Primeiramente a Deus.

À professora Lyda Patricia Sabogal Paz, pela orientação, pelos ensinamentos e pelo exemplo de dedicação docente.

Aos técnicos Maria Teresa e Wagner Lamon por toda assistência e amizade. Também aos colaboradores da USP: Eloísa, Bérghamo, José Luis, André, Sá e Priscila.

Aos colegas de pesquisa Ulisses Terin e Barbara Freitas por tudo o que passamos juntos, em especial pelo ano cansativo de operação dos filtros. Também ao IC Douglas Pires de Oliveira, ao Paulo Maciel, Natalia, Kamila, Raphael, Liri e todos os demais presados membros do grupo de pesquisa da professora Lyda e do LATAR.

Aos amigos da República Sagrado Coração de Jesus: Rodrigo, Sagrado, Felipin, Mineiro, Douglas e Vinicius. Também aos demais amigos do Ministério Universidade Renovadas (MUR).

Aos meus pais José e Maria pelo suporte e exemplo que sempre deram, meu irmão Fábio, minha cunhada Ana Paula, meu sobrinho Davi e toda a minha família, também aos meus sogros Rogério e Marisa.

A minha querida esposa Érica Zanardo Oliveira Andreoli, companheira de cada momento desse doutorado e de toda a vida.

Ao projeto internacional Low cost technologies for safe drinking water in developing regions - SAFEWATER, financiado pelo Global Challenges Research Fund (GCRF) UK Research and Innovation (SAFEWATER; EPSRC Grant Reference EP/P032427/1), todos os seus membros, órgãos e parceiros.

A empresa Amanco pelos materiais doados para a confecção dos filtros.

A Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) e ao PPG-SHS pela bolsa de três anos fornecida.

“A fé e a razão constituem como que as duas asas pelas quais o espírito humano se eleva para a contemplação da verdade” (JOÃO PAULO II).

RESUMO

ANDREOLI, Fernando César. **Filtros lentos de areia em escala domiciliar como alternativa de tratamento de águas subterrâneas com risco microbiológico em comunidades isoladas.** 2020. Tese (Doutorado em Engenharia Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2020.

Comunidades isoladas geralmente utilizam poços para o consumo de água. Apesar de aparentar melhor qualidade do que a água superficial, a água subterrânea pode conter diversos microrganismos patogênicos que são responsáveis por vários problemas de saúde. Entre as alternativas para o tratamento de água nessas comunidades, existem os filtros lentos de areia em escala domiciliar – FLD. Tal tecnologia é considerada simples, de baixo custo e eficiente, porém, requer certo período para a formação da camada biológica, especialmente se utilizadas águas mais clarificadas, como as subterrâneas. Este fato pode permitir a passagem de patógenos no efluente, sendo requeridos processos de desinfecção posteriores ao tratamento. Nesta pesquisa avaliou-se o desempenho de duas configurações de FLD, uma com operação em fluxo contínuo e outra em fluxo intermitente, na remoção de *E. coli*, cistos de *Giardia muris* e oocistos de *Cryptosporidium parvum* em água subterrânea. Objetivou-se: estudar o desempenho dos FLDs com e sem uma alternativa para a redução do tempo de amadurecimento dos mesmos (inclusão semanal de água de manancial superficial); estudar a desinfecção do efluente dos FLDs com hipoclorito de sódio na redução dos riscos associados e; avaliar aspectos econômicos e operacionais em relação à transferência de tecnologia. Primeiramente, realizou-se a aquisição e preparação dos materiais e a montagem de 4 FLDs (duplicatas dos fluxos contínuo e intermitente). Os filtros foram operados diariamente introduzindo água subterrânea inoculada com os organismos de interesse. Duas temporadas de operação foram realizadas, uma (237 dias) com e outra (128 dias) sem uma alimentação semanal com água de manancial superficial. Como resultados, foram obtidos remoção de *E. coli* e coliformes totais em torno de 3,5 log para os FLDs contínuos e 1,5 log para os intermitentes. Análises estatísticas dos dados e modelagem do fator de maturação indicaram que a alimentação semanal com água de manancial acelerou o desempenho dos filtros em cerca de 80 dias quando comparado sem essa alternativa. A desinfecção da água filtrada melhorou a qualidade do tratamento e aumentou a permeabilidade da membrana de (oo) cistos. Uma proposta de análise da estimativa de risco microbiológico foi testada comprovando a redução do risco quando desinfetada a água. Por fim, as análises de

custo e desafios operacionais culminaram na confecção de um manual de operação visando facilitar a transferência de tecnologia.

Palavras-chave: Tratamento de Água. Filtração lenta domiciliar. Água subterrânea. Transferência de tecnologia.

ABSTRACT

ANDREOLI, Fernando Cesar. **Slow household-scale sand filters, as an alternative for treating groundwater with microbiological hazardous, in isolated communities.** 2020. Doctor of Science Thesis. São Carlos School of Engineering, University of São Paulo, São Carlos, 2020.

Generally, isolated communities use wells for water consumption. Although it looks better than surface water, groundwater may contain several pathogenic microorganisms that are responsible for various health problems. Among the alternatives for water treatment in these communities, there are the Household-scale Slow Sand Filters - HSSF. Such technology is considered simple, low cost and efficient, but it requires a certain period for the formation of the biological layer, especially if clearer waters such as groundwater are used. This fact may allow the passage of pathogens in the effluent, requiring disinfection processes after treatment. This research evaluates the performance of two HSSF configurations: one with continuous flow and one with intermittent flow, in the removal of *E. coli*, *Giardia muris* and *Cryptosporidium parvum* in groundwater. The objective was to study the performance of HSSF with and without an alternative to reduce their ripening time (weekly inclusion of river water); study disinfection of effluent from HSSF with sodium hypochlorite to reduce associated risks and; evaluate economic and operational aspects in relation to technology transfer. Firstly, materials were acquired and prepared, and four HSSFs (duplicates of continuous and intermittent flows) were assembled. The filters were operated daily by introducing groundwater inoculated with the organisms of interest. Two seasons of operation were performed, one with and one without a weekly supply of river water. The results demonstrated the removal of *E. coli* and total coliforms around 3.5 log for continuous HSSF and 1.5 log for intermittent HSSF. Statistical analysis of the data and maturation factor modeling concluded that weekly feed with river water accelerated filter performance up to 80 days when compared without this alternative. Disinfection of filtered water improved treatment quality and increased membrane permeability of (oo) cysts. A proposal for analysis of microbiological risk estimation was tested proving the reduction of risk when disinfected water. Finally, analysis of cost and operational difficulties culminated in the preparation of an operation manual to facilitate technology transfer.

Keywords: Water Treatment. Slow home filtration. Subterranean water. Technology transfer.

Lista de figuras

Figura 1 – Esquema do FLD de CAWST.....	49
Figura 2 – Esquema de interações na camada biológica	59
Figura 3 – Representação esquemática da metodologia.....	67
Figura 4 – Esquema dos FLDs contínuo (A) e intermitente (B)	68
Figura 5 – Esquema da alimentação semanal com água de manancial	77
Figura 6 – Esquema do sistema de desinfecção	78
Figura 7 – Esquema da distribuição das probabilidades para a proposta de análise de risco...	83
Figura 8 – Distribuição granulométrica das areias analisadas.....	85
Figura 9 – Distribuição granulométrica dos grãos maiores.....	87
Figura 10 – Disposição dos FLDs contínuos (C-FLD1 e C-FLD2) e intermitentes (I-FLD3 e I-FLD4)	93
Figura 11 – Esquema da divisão das camadas do filtro.....	94
Figura 12 – Distribuição da concentração de saída do traçador (NaCl) ao longo do tempo nos FLDs contínuos (C-FLD1 e C-FLD2).....	95
Figura 13 – Ajustes das curvas experimentais dos FLDs contínuos aos modelos matemáticos	98
Figura 14 – Variação da vazão na alimentação de 16 L nos FLDs intermitentes	99
Figura 15 – Concentração do traçador em relação ao volume filtrado dos FLDs intermitentes	100
Figura 16 – Decaimento de E. coli ao longo do tempo na água de estudo reservada em 200L	103
Figura 17 – Inoculação de E. coli na água de estudo ao longo da operação dos FLDs.....	104
Figura 18 – Redução de E. coli na água filtrada pelos FLDs ao longo da operação	105
Figura 19 – Redução de coliformes totais na água filtrada pelos FLDs ao longo da operação	105
Figura 20 - Curva de calibração da redução de E. coli.....	107
Figura 21 – Taxa de filtração dos FLDs intermitentes	108
Figura 22 – Sujidade detectada na boia do I-FLD3.....	109
Figura 23 – Esquema das distâncias entre os piezômetros instalados em relação ao topo da camada filtrante	110
Figura 24 – Perda de carga entre o primeiro e os piezômetros seguintes dividida pela profundidade dos mesmos em relação ao topo da camada filtrante	111
Figura 25 – Análise de OD ao longo do tempo e nas profundidades da camada filtrante	113
Figura 26 – Perfil das médias de OD entre diferentes intervalos de tempo ao longo das temporadas de operação.....	114
Figura 27 – Monitoramento da temperatura ambiente e interna dos FLDs.....	116
Figura 28 – Ensaio de demanda de cloro das águas filtradas	117
Figura 29 – Concentração da solução preparada de hipoclorito de sódio ao longo do tempo de armazenamento	118
Figura 30 – Concentração de cloro residual na água filtrada após desinfecção com hipoclorito de sódio.....	118

Figura 31 – Turbidez das águas filtradas durante a primeira temporada de operação dos FLDs	120
Figura 32 – Turbidez da água filtrada pelos FLDs considerando os períodos de pausa (1ª temporada de operação)	122
Figura 33 – Turbidez da água de manancial superficial reservada e da água de estudo ao longo da segunda temporada de operação dos FLDs	122
Figura 34 – Turbidez da água filtrada pelos FLDs na segunda temporada de operação	123
Figura 35 – Análise de cor na água do manancial superficial armazenada durante a segunda temporada de operação.....	124
Figura 36 – Cor das águas filtradas e cloradas (segunda fase de operação dos FLDs)	125
Figura 37 – Análises de pH das amostras coletadas ao longo da operação dos FLDs.....	126
Figura 38 – Alcalinidade total das amostras coletadas ao longo da operação dos FLDs	128
Figura 39 – Alcalinidade parcial das amostras coletadas ao longo da operação dos FLDs...	128
Figura 40 – Análises de absorbância 254 das amostras coletadas ao longo da operação dos FLDs.....	129
Figura 41 – Análise de condutividade elétrica das amostras coletadas ao longo da operação dos FLDs	130
Figura 42 – Remoção de COT das águas filtradas e desinfetadas ao longo da operação dos FLDs.....	131
Figura 43 – Análise de potencial zeta das amostras coletadas ao longo da operação dos FLDs	132
Figura 44 – Análise do tamanho médio das partículas das amostras coletadas ao longo da operação dos FLDs.....	133
Figura 45 – Monitoramento das suspensões de Giardia muris e Cryptosporidium parvum..	137
Figura 46 – Análises de permeabilidade da membrana dos (oo) cistos detectados nas águas filtradas e desinfetadas (segunda temporada de operação dos FLDs)	140
Figura 47 – Análise da proporção de sólidos fixos e voláteis retidos nas operações de limpeza dos FLDs	142
Figura 48 – Larvas em movimento na amostra de água coletada na limpeza dos FLDs	143
Figura 49 – Análise da estimativa de risco microbiológico proposta, C-FLD1	150
Figura 50 – Análise da estimativa de risco microbiológico proposta, C-FLD2	150
Figura 51 – Análise da estimativa de risco microbiológico proposta, I-FLD3.....	151
Figura 52 – Análise da estimativa de risco microbiológico proposta, I-FLD4.....	151

Lista de tabelas

Tabela 1: Classificação das famílias em relação ao acesso de água.....	35
Tabela 2 – Exemplos de tecnologias de tratamento de água domiciliar.....	44
Tabela 3 – Equações para caracterização do escoamento em ensaios com traçador.....	57
Tabela 4 – Determinação do peneiramento do material filtrante	70
Tabela 5 – Monitoramento microbiológico dos FLDs	76
Tabela 6 – Análises físico-químicas nos FLDs	76
Tabela 7 – Comparação dos parâmetros de interesse das amostras de areia analisadas	86
Tabela 8 – Ensaio de solubilidade em ácido do material filtrante.....	87
Tabela 9 – Determinação da massa específica do material filtrante.....	88
Tabela 10 – Índices de vazios e porosidade do material filtrante.....	88
Tabela 11 – Estimativa da massa dos FLDs após montados	89
Tabela 12 – Estimativa da quantidade de material filtrante para cada FLD.....	90
Tabela 13 – Operações realizadas na montagem dos FLDs	91
Tabela 14 – Volume teórico de água armazenado nas camadas do filtro.....	94
Tabela 15 – Tempo de residência médio obtido nos ensaios dos FLDs contínuos	96
Tabela 16 – Parâmetros obtidos para ajustes dos ensaios com traçador dos FLDs contínuos ..	96
Tabela 17 – Índices de dispersão de Morril obtidos nos ensaios com traçador.....	101
Tabela 18 – Quantificação de <i>E. coli</i> no meio de cultura utilizado na pesquisa	102
Tabela 19 – Parâmetros de modelação do crescimento de <i>E. coli</i>	106
Tabela 20 – Média dos valores de pH	127
Tabela 21 – Teste de qualidade do método de concentração por filtração em membranas utilizando suspensões de (oo) cistos	134
Tabela 22 – Teste de qualidade do método de concentração por filtração em membranas utilizando novas suspensões de (oo) cistos e análises da permeabilidade das membranas	135
Tabela 23 – Ensaio final de qualidade analítica do método com <i>AccuSpike</i> ®.....	136
Tabela 24 – Desempenho dos FLDs na redução de protozoários.....	138
Tabela 25 – Análise de sólidos removidos na limpeza dos FLDs após a primeira temporada de operação.....	141
Tabela 26 – Análise de sólidos removidos na limpeza dos FLDs após a segunda temporada de operação.....	141
Tabela 27 – Aplicação do teste Shapiro-Wilk para verificar a normalidade dos dados, ao nível de significância de 5%	144

Tabela 28 – Teste de Mann-Whitney para os dados de <i>E. coli</i> na água filtrada	145
Tabela 29 – Análise da correlação de Spearman entre a redução de <i>E. coli</i> e as variáveis de interesse na primeira temporada de operação	146
Tabela 30 – Análise bivariada da redução de <i>E. coli</i> entre as variáveis de interesse na segunda temporada de operação.....	147
Tabela 31 – Orçamento dos custos da tecnologia de estudo.....	153
Tabela 32 – Custo de outras tecnologias domiciliares de tratamento de água.....	154

Lista de abreviaturas e siglas

BSF – *Biosand filter*;
COT – Carbono orgânico total;
COV – Compostos orgânicos voláteis;
CSTR – *Continuous Stirred Tank Reactor*;
CU – Coeficiente de uniformidade;
CV – Coeficiente de variação;
DAP – Disposição a pagar;
DAPI – 4',6-diamino-2fenil-indol
DIC – contraste interferencial diferencial
DN – Diâmetro nominal;
DRT – Distribuição do tempo de residência;
D₁₀ – Tamanho efetivo;
EESC – Escola de Engenharia de São Carlos;
E. coli – *Escherichia coli*;
ETA – Estação de tratamento de água;
FCC – Floculação em carbonato de cálcio;
FGV – Fundação Getúlio Vargas;
FLD – Filtro lento em escala domiciliar;
HWTS – *Household Water Treatment and Safe Storage*;
IDM – Índice de dispersão de Morril;
IDMm – Índice de dispersão de Morril modificado;
IGP – Índice geral de preços
KAF – *Kanchan Arsenic Filter*
LATAR – Laboratório de Tratamento Avançado e Reuso de Águas;
NaCl – Cloreto de sódio;
NBR – Norma brasileira;
OMS – Organização Mundial de Saúde;
PEAD – Polietileno de alta densidade;
PEX – Polietileno de ligação cruzada;
POU – *Point of Use*;
PVC – Cloreto de polivinila;
rpm – rotações por minuto;

TDH – Tempo de detenção hidráulica;

UFC – Unidade formadora de colônia;

uT – Unidades de turbidez.

Sumário

1. Introdução e Justificativa	27
2. Objetivos e Hipóteses.....	31
2.1 Objetivos	31
2.2 Hipóteses	31
3. Revisão bibliográfica.....	33
3.1 Água subterrânea e acesso.....	33
3.2 Qualidade da água e riscos microbiológicos	35
3.3 Microrganismos patogênicos.....	37
3.4 Protozoários.....	39
3.5 Tecnologias de tratamento doméstico de água.....	41
3.6 A filtração lenta.....	45
3.7 Filtro lento em escala domiciliar	48
3.8 O processo de implantação de um FLD	51
3.9 Características do escoamento e da operação dos FLDs	55
3.10 Camada biológica.....	58
3.11 Adaptações para melhorar o desempenho do FLD	61
3.12 Inclusão da desinfecção após a filtração lenta.....	64
4. Material e Métodos.....	67
4.1 Fase 1	67
4.1.1 Aquisição e preparação dos materiais	67
4.1.2 Montagem.....	70
4.2 Fase 2	70
4.2.1- Caracterização dos materiais.....	71
4.2.2 Caracterização do escoamento	72
4.2.3 Água de estudo e inóculo de <i>E. coli</i>	73
4.3 Fase 3	74
4.3.1 Temporadas de operação.....	74
4.3.2 Ensaio de desinfecção.....	77
4.3.3 Ensaio com protozoários.....	79
4.3.4 Limpeza e manutenção dos filtros.....	80
4.4 Fase 4	81
4.4.1 Análises dos resultados	81

4.4.2 Análises de custos e desafios operacionais.....	83
5. Resultados e Discussão.....	85
5.1 Resultados da Fase 1	85
5.1.1 Aquisição e caracterização do material	85
5.1.2 Montagem.....	89
5.2 Resultados da Fase 2	93
5.2.1 Parâmetros de operação	93
5.2.2 Ensaio com traçador.....	95
5.2.3 Inóculo de microrganismos na água de estudo	101
5.3 Resultados da Fase 3	103
5.3.1 Redução de <i>E. coli</i> e coliformes totais	103
5.3.2 Taxa de filtração	108
5.3.3 Perda de carga hidráulica.....	109
5.3.4 Oxigênio dissolvido.....	112
5.3.5 Temperatura.....	115
5.3.6 Desinfecção	116
5.3.7 Turbidez.....	119
5.3.8 Cor	124
5.3.10 pH.....	126
5.3.11 Alcalinidade.....	127
5.3.12 Absorbância 254.....	129
5.3.13 Condutividade elétrica.....	130
5.3.14 COT	131
5.3.15 Potencial zeta e distribuição de partículas	132
5.3.16 Protozoários	134
5.3.17 Camada filtrante	140
5.4 Resultados da Fase 4	143
5.4.1 Análises estatísticas do desempenho da operação	144
5.4.2 Análise do risco microbiológico.....	148
5.4.3 Análise dos custos e desafios operacionais	152
6. Conclusões.....	157
7. Recomendações para trabalhos futuros	159
8. Referências Bibliográficas.....	161
APÊNDICES	173

APÊNDICE A – Roteiro de montagem e operação dos FLDs	173
APÊNDICE B – Roteiro do método de detecção de <i>E. coli</i> e coliformes totais	195
APÊNDICE C – Roteiro do método de concentração e detecção de protozoários	197
APÊNDICE D – Imagens de protozoários identificados na pesquisa	199
APÊNDICE E – Imagens de microrganismos na camada biológica	201
APÊNDICE F – Imagens visualizadas em MEV das mantas.....	205
ANEXOS.....	207
ANEXO A – Laudo das suspensões de protozoários utilizadas na pesquisa	207
ANEXO B – Informações sobre o kit <i>AccuSpyke</i> ®	211

1. Introdução e Justificativa

A água é fundamental para a manutenção da vida de qualquer comunidade humana. Seu consumo é essencial não apenas no aspecto quantitativo, mas também qualitativo, visto os possíveis riscos de contaminação existentes. Por isso, o tratamento de água para consumo doméstico é indispensável.

Este tema é considerado de grande importância para a sustentabilidade. Embora a água seja um recurso natural renovável, a água para consumo se encontra escassa em muitas localidades. Assim, entre os objetivos do desenvolvimento sustentável existe o de promover água potável e segura em toda a cadeia de distribuição de serviços de água (UNGA, 2015).

Atualmente, cerca de 2,1 bilhões de pessoas não têm acesso aos serviços de abastecimento de água tratada, apesar de terem ocorridos avanços desses serviços nas últimas décadas (WWAP, 2019). Além disso, onde há abastecimento, geralmente, a cobertura não engloba todas as localidades distantes, pontuais e isoladas dos aglomerados urbanos, como as comunidades rurais, por exemplo.

Essas localidades isoladas, não atendidas pelos serviços coletivos de abastecimento de água, geralmente utilizam alternativas individuais para a obtenção da mesma, como a perfuração de poços. Tal solução pode atender satisfatoriamente à demanda local por quantidade de água, mas, em termos de qualidade, nem sempre é possível.

Apesar de aparentar melhor qualidade do que a água superficial, a água subterrânea não está imune ao risco microbiológico. A existência ao redor de disposições de esgoto em fossas rudimentares, por exemplo, pode contaminar o lençol freático local e, conseqüentemente, a água captada do poço. Com isso, microrganismos patogênicos como *Giardia* spp. e *Cryptosporidium* spp., entre outros, podem ser ingeridos pela população, ocasionando diversos problemas de saúde.

Além disso, em muitas localidades isoladas existem riscos de contaminação e piora da qualidade da água devido às condições precárias dos poços, tanto de uso quanto de conservação. Alguns exemplos desses problemas são: o deslocamento de solo nas bordas dos poços, quando não protegidas com camadas de cimento ou demais alternativas; poços mal cobertos ou totalmente destampados, que permitem a entrada de insetos e outros animais; o uso de baldes não higienizados para captação com carretilha, também a má conservação e precariedade de bombas, mangueiras e demais acessórios para a captação e; a contaminação do poço devido a enchentes de água pluvial drenada.

Desse modo, é de grande importância a implantação de tecnologias de tratamento de água para comunidades isoladas a fim de reduzir os riscos microbiológicos e assegurar a qualidade no consumo. Porém, a eficácia das mesmas depende, além do desempenho técnico, da inclusão de aspectos sociais e econômicos, visto as limitações dessas localidades.

Assim, para a pesquisa nessa área, é evidente a necessidade da inclusão de aspectos relacionados à transferência de tecnologia tendo em vista as diversas dificuldades em adaptar e referenciar as soluções de tratamento de água com a realidade local.

Entre as alternativas para o tratamento de água adaptadas em comunidades isoladas existem os filtros lentos de areia em escala domiciliar (FLD). Tal tecnologia utiliza materiais de construção de comum acesso e sua operação combina processos físicos de remoção com os processos biológicos oriundos da camada de microrganismos formada na superfície filtrante (*schmutzdecke*). A operação pode ser realizada tanto por meio de fluxo contínuo, com uso de reservatório e torneira de boia, quanto por fluxo intermitente, com abastecimento em intervalos regulares. Com isso, o tratamento é realizado de forma simples, eficiente, de fácil operação e baixo custo.

Porém, o desempenho do filtro lento de areia requer certo período para o amadurecimento da camada biológica. Isto é, o tempo necessário para que os microrganismos vindos pela água se adaptem no filtro e realizem de forma satisfatória as conversões metabólicas que resultam no tratamento. Águas subterrâneas, em geral, possuem poucos nutrientes em relação às águas superficiais, o que dificulta o crescimento dos microrganismos e aumenta o tempo da formação da camada. Durante esse período, prevalecem apenas os processos físicos de filtração no tratamento, que aumenta os riscos da passagem de patógenos nos poros filtrantes, visto suas reduzidas dimensões.

A aceleração do amadurecimento da camada biológica dos FLDs, ou seja, a redução do tempo em que o filtro necessita para atingir seu desempenho pleno é um desafio para a pesquisa. Principalmente nos casos de seca nas comunidades isoladas, quando a água subterrânea com risco microbiológico é a única alternativa de consumo da população. Quanto maior e mais rápida for a eficiência da remoção de patógenos na água pelo tratamento biológico, menores serão os riscos de surtos e casos de doenças de veiculação hídrica, contribuindo, assim, para a saúde e bem estar dos usuários dessa tecnologia.

Uma vez amadurecido e em seu pleno funcionamento, o filtro lento pode ser operado por certo período até próximo do fim da sua carreira de filtração. Ou seja, quando os poros filtrantes são obstruídos pelo acúmulo de sujidades e de microrganismos, que resulta na redução da taxa e no aumento da perda de carga hidráulica. Nessa etapa é necessário interromper o tratamento

e realizar a manutenção do filtro. Para o tratamento com águas subterrâneas e de melhor qualidade é de se esperar que haja um longo tempo de duração da carreira, visto o menor acúmulo de sujidades em comparação com águas de mananciais superficiais. Assim, a determinação desse período, adaptado para água subterrânea, é um parâmetro de operação fundamental na filtração lenta domiciliar.

Com base nisto, nota-se que a eficiência da filtração lenta pode variar frequentemente devido às rotinas operacionais de manutenção e de amadurecimento da camada biológica. Tal variação pode aumentar o risco microbiológico da água tratada, considerando um cenário de tratamento de água bruta contendo altas e constantes concentrações de microrganismos patogênicos. Dessa forma, a necessidade de processos de desinfecção da água após a filtração é evidente, tanto para o período de amadurecimento do filtro quanto para a fase de operação plena do mesmo, como uma barreira adicional de segurança.

Dentre as alternativas de desinfecção adaptadas para comunidades isoladas, existe a técnica de desinfecção por cloração com hipoclorito (de sódio ou de cálcio). Tal tratamento é comumente utilizado e consiste na mistura de certa dosagem de desinfetante com a água em um determinado tempo de contato. Do ponto de vista técnico, dependendo dos parâmetros de operação, tal solução geralmente é eficaz na redução de bactérias como *Escherichia coli* e coliformes totais, porém, é pouco eficiente na inativação de protozoários como *Giardia* spp. e *Cryptosporidium* spp.

Em relação à transferência de tecnologia, a cloração possui certa facilidade operacional. Diversos produtos são desenvolvidos para o tratamento doméstico e disponíveis comercialmente, em alguns casos, são até distribuídos gratuitamente pelo Ministério da Saúde. Porém, nem sempre existe uma boa aceitação dessa tecnologia em comunidades isoladas, visto a mudança, principalmente, de padrões organolépticos como gosto e odor da água. O que também pode ser agravado quando há uso incorreto pela população, como a dosagem excessiva de cloro, por exemplo. Assim, é um desafio a criação de estratégias que promovam a melhor aceitação e correta utilização da cloração.

Para isso, uma possível estratégia é a combinação da desinfecção com outras tecnologias prévias de tratamento, como o FLD. A filtração lenta com uma eficiente remoção de microrganismos patogênicos, turbidez, entre outros parâmetros, promoverá uma água de melhor qualidade que demandará uma desinfecção com menores dosagens de cloro, reduzindo os incômodos de gosto e odor, também e as atividades manuais de cloração seriam sistematizadas em conjunto com as demais ações de operação dos filtros.

Com base nesses aspectos, são fundamentais as pesquisas, no tratamento de água subterrânea para consumo doméstico, que ofereçam alternativas para reduzir o tempo de amadurecimento dos filtros lentos e, também, da inclusão de processos de desinfecção eficientes da água filtrada como barreira adicional de segurança, tendo em vista os riscos microbiológicos. Concomitantemente, é de interesse que tais opções sejam adaptadas ao contexto das pequenas comunidades para melhor aceitação. Nesse sentido, foi proposto o presente estudo.

Em função da problemática existente, a pesquisa estudou o período de amadurecimento dos FLD usando água subterrânea e testou o uso de água de rio como agente de aceleração do amadurecimento em filtros de fluxo contínuo e intermitente. O estudo também ponderou a remoção de microrganismos (*E. coli*, coliformes totais, *Cryptosporidium parvum* e *Giardia muris*) ao longo da operação. Igualmente, o desempenho da desinfecção após a passagem nos FLD como parte integrante do tratamento foi avaliado. Finalmente, os resultados obtidos foram avaliados em relação à transferência de tecnologia (nos aspectos de custo, qualidade da água tratada, risco e desafios operacionais).

Esta pesquisa está vinculada ao projeto internacional SAFEWATER (*Low cost technologies for safe drinking water in developing regions*). Tal projeto visa soluções tecnológicas em abastecimento de água adaptadas às comunidades rurais de países latino-americanos. O mesmo é financiado pelo *Global Challenges Research Fund (GCRF)*, *Research Councils UK Collective Fund* (Processo nº EP/P032427/1) do Reino Unido e tem como parcerias instituições do Reino Unido, México e Colômbia, além do Brasil.

2. Objetivos e Hipóteses

2.1 Objetivos

Avaliar o desempenho do tratamento de água subterrânea com risco microbiológico através de duas configurações de FLDs (fluxo contínuo em duplicata e fluxo intermitente em duplicata). Especificamente, pretende-se:

- a) estudar o desempenho dos FLDs com e sem uma alternativa para a redução do tempo de amadurecimento dos mesmos (inclusão semanal de água de manancial superficial);
- b) avaliar ao longo da operação a remoção dos microrganismos: *E. coli*, coliformes totais, *Giardia muris* e *Cryptosporidium parvum*;
- c) estudar o desempenho da desinfecção do efluente dos FLDs com hipoclorito de sódio na redução dos riscos associados; e
- d) avaliar aspectos econômicos e operacionais em relação à transferência de tecnologia.

2.2 Hipóteses

Hipótese 1: A inclusão periódica de água de manancial superficial no tratamento domiciliar de água subterrânea com filtração lenta acelera o tempo de amadurecimento dos filtros e reduz os riscos associados.

Premissas da Hipótese 1: O crescimento da camada biológica dos FLDs alimentados apenas com água subterrânea é demorado, visto a reduzida concentração de nutrientes e elementos essenciais para o surgimento do biofilme. Tal fato pode ocasionar riscos de ocorrência da passagem de patógenos pelos poros do meio filtrante durante o longo tempo de maturação do *schmutzdecke*. A água proveniente de manancial superficial é geralmente mais rica em nutrientes e partículas, que proporcionam melhores condições para desenvolver o tratamento biológico em menor tempo.

Hipótese 2: A desinfecção da água filtrada reduz os riscos microbiológicos associados.

Premissas da Hipótese 2: No tratamento domiciliar de água subterrânea, a desinfecção somente pode não ser eficaz para protozoários. Da mesma forma, somente a filtração lenta pode

ocasionalmente não ser eficaz para bactérias. O uso associado das duas tecnologias pode promover maior redução/inativação microbiológica, proporcionando redução dos riscos.

3. Revisão bibliográfica

O primeiro tópico da presente revisão bibliográfica é referente à água subterrânea, principais definições e relações com a importância do tratamento da mesma. No tópico seguinte, aspectos relacionados à qualidade da água e riscos microbiológicos são abordados. O terceiro tópico é sobre os microrganismos patogênicos presentes na água e os protozoários *Giardia* e *Cryptosporidium* são destacados no tópico seguinte. As soluções para a redução dos riscos microbiológicos na água são abordadas no quinto tópico, que apresenta as principais tecnologias de tratamento de água domésticas e as características necessárias. Após essas bases, a filtração lenta no geral é mostrada no tópico 6 e a domiciliar no 7, sendo complementadas pelo tópico 8 que disserta sobre todo o processo e implantação do FLD. A tecnologia, as características do escoamento e a operação são abordadas no tópico 9 e a camada biológica no item 10. Adaptações para melhorar o desempenho dos filtros são mostradas no tópico 11 e, por fim, o item 12 encerra a revisão com a introdução da desinfecção no sistema.

3.1 Água subterrânea e acesso

Água subterrânea é a água que ocupa a zona saturada do subsolo, ou em um sentido mais geral, toda a água situada abaixo da superfície do solo, na litosfera (ABNT, 1993 NBR 9896). A água subterrânea preenche os vazios intergranulares (poros) e as fraturas, falhas ou fissuras das rochas. Tal água constitui uma parcela da água precipitada e contribui para a manutenção da umidade do solo e do fluxo hidrológico.

Em geral, a água subterrânea possui qualidade, visto a proteção fornecida pelo confinamento. No Brasil, por exemplo, Zoby (2008) elaborou um panorama da qualidade da água subterrânea no país e concluiu que a mesma possui qualidade, com propriedades físico-químicas e bacteriológicas adequadas aos diversos usos, incluindo o consumo humano, com eventuais restrições.

Huisman e Wood (1974) comentam que, ao escolher entre uma fonte de abastecimento superficial e uma subterrânea, o risco potencial sempre prevalece sobre o manancial superficial, mesmo que controladas todas as atividades humanas sobre a área. Por isso, quando existe uma adequada fonte subterrânea, quase sempre a mesma será considerada como a alternativa preferível.

Assim, é comum o uso, principalmente em localidades rurais, de poços para captação da água subterrânea para consumo humano dos tipos rasos e artesianos, estes últimos podem

ser jorrantes ou não. Muitos poços possuem outorga de uso e atendem os padrões e legislações locais, mas também existem os que são clandestinos e/ou operados sem controle sanitário adequado. Como exemplo disso, Megha et al. (2015) analisaram a qualidade da água de poços em uma comunidade rural na Índia juntamente com a localização dos mesmos em relação às latrinas e relacionaram com os casos de diarreias locais. Concluíram que as distâncias entre poços e latrinas associadas ao nível de higiene são insuficientes para evitar a contaminação das águas subterrâneas, evidenciando a necessidade do tratamento da água do poço.

Outros exemplos foram mostrados na pesquisa de Amaral et al. (2003) que apresentaram diversos estudos que comprovam a existência de poços com qualidade da água fora dos padrões microbiológicos de potabilidade locais e que foram responsáveis por surtos de doenças de veiculação hídrica nos Estados Unidos, Canadá e Reino Unido. A deposição de dejetos bovinos no solo e o lançamento de esgoto sem tratamento em fossas rudimentares próximos aos poços são algumas das causas dessa contaminação.

Também Daly et al. (2010) relatam um caso de surto de giardiose ocorrido nos EUA em 2007 que foi associado ao consumo de água. As investigações apontaram para a contaminação do poço local que estava distante apenas 12,5 m de um riacho contaminado por *Giardia*.

O uso indiscriminado da água subterrânea pode gerar diversos problemas para a sustentabilidade ambiental. Mais especificamente sobre os aquíferos, Pes (2013) mostrou os problemas políticos e jurídicos existentes na tutela das águas subterrâneas do Aquífero Guarani e a importância da aplicação de princípios de prevenção, precaução, cooperação e do desenvolvimento sustentável para a proteção desses tipos de recursos hídricos.

Para assegurar a adequada qualidade exigida no consumo humano, a água subterrânea pode ser submetida aos tratamentos da mesma forma que a água superficial. Na pesquisa com FLDs, por exemplo, Bradley et al. (2011) utilizaram da água subterrânea de Newmark, nos EUA, como água de estudo em vez da água superficial. Entre as razões para essa escolha, os autores afirmaram que a água superficial pode sofrer variações na qualidade devido ao escoamento das plantações agrícolas nas proximidades. Também tal água pode congelar em determinados períodos, além de ser conhecida a qualidade do manancial subterrâneo.

A respeito do acesso de água, muitas pessoas ainda precisam caminhar longas distâncias para buscar água, reduzindo assim a quantidade coletada. Isso tende a reduzir também as práticas de higiene pessoal, como a lavagem das mãos (UNICEF e WHO, 2009). Howard et al. (2003) classificaram a população quanto ao acesso em 4 grupos, apresentados na Tabela 1.

Tabela 1: Classificação das famílias em relação ao acesso de água

Nível de acesso de água	Principais características	Preocupação com saúde/higiene
Sem acesso	Distância de mais de 1000 m ou tempo de mais de 30 min para coleta; vazão de até 5 L.pessoa ⁻¹ .d ⁻¹	Muito alta
Básico	Distância entre 100 e 1000 m ou tempo entre 5 e 30 min para coleta; vazão entre 5 e 20 L.pessoa ⁻¹ .d ⁻¹	Média
Intermediário	Fonte/torneira única no quintal ou na casa; vazão em torno de 50 L.pessoa ⁻¹ .d ⁻¹	Baixa
Ótimo	Água com canalização interna; vazão entre 100 e 300 L.pessoa ⁻¹ .d ⁻¹	Muito baixa

Fonte: Adaptado de Howard et al. (2003)

Ao observar essa classificação, o uso de água de poço se enquadra normalmente na categoria de nível intermediário, mas, também, pode-se identificar nos demais níveis, dependendo das condições tecnológicas utilizadas para a captação do poço (coleta manual ou mecanizada, distância do poço, bombeamento, existência de tubulações de sucção e recalque, entre outras.). A preocupação com saúde/higiene se reduz conforme a maior disponibilidade e segurança do confinamento da água, considerando apenas os riscos de contaminação durante a captação. Porém, quando a qualidade da água subterrânea em si não se encontra satisfatória, todas as categorias merecem preocupação.

A respeito disso, Das et al. (2015) comentam sobre a dificuldade de quebrar os hábitos e convencer comunidades de Bangladesh a aceitar intervenções comunitárias para tratar a água subterrânea contaminada por arsênico, pois não haviam casos de doenças próximos e a água aparentava limpa.

Segundo WHO (2019), cerca de 2 bilhões de pessoas no mundo não têm acesso a serviços de água potável com segurança e existem aproximadamente 485.000 óbitos por ano por diarreia em países de baixa e média renda atribuídos à água insegura consumida.

3.2 Qualidade da água e riscos microbiológicos

Segundo Wutich et al. (2017), a qualidade da água, para fins domésticos, tipicamente se refere à segurança para o consumo e para lavagem e higiene. A mesma é avaliada pela medição de contaminantes microbiológicos e físico-químicos que representam riscos diretos ou são indicativos de um risco à saúde humana. Sobre a qualidade microbiológica da água, é comum a avaliação por testes da presença de indicador fecal (p.ex. *E. coli*).

A água de consumo contaminada pode elevar o risco à saúde da população que a ingere e a utiliza no preparo de alimentos. Mais especificamente sobre o risco em alimentos, CAC (1997) define como “perigo” (*hazard*) o agente biológico, químico ou físico ou a propriedade do consumível com potencial de causar efeito adverso à saúde. Também define a palavra “risco” (*risk*) como a função da probabilidade de ocorrência de um efeito adverso à saúde e da gravidade desse efeito, causado por um perigo ou perigos existentes.

Segundo Dubugras e Pérez-Gutiérrez (2009) a importância de se estimar o risco vem da possibilidade de prever e dimensionar os danos potenciais e planejar uma estratégia de gerenciamento. Assim, a análise de risco produz uma estimativa da probabilidade da ocorrência e da magnitude de efeitos adversos causados por perigos potenciais, bem como das incertezas associadas. Permitindo, assim, avaliar se o risco é aceitável ou não.

Dessa forma, o perigo da existência de microrganismos patogênicos na água subterrânea utilizada em comunidades isoladas, por exemplo, leva à necessidade do tratamento da mesma, bem como do atendimento de padrões de qualidade para reduzir o risco microbiológico.

Para gerenciar preventivamente os riscos de perigos que podem comprometer a segurança da população, a Organização Mundial da Saúde estabeleceu diretrizes para a qualidade da água de consumo. As mesmas são compostas de recomendações que fornecem um direcionamento científico para auxiliar no desenvolvimento dos padrões nacionais de qualidade da água, respeitando as particularidades dos países na abordagem de risco-benefício apropriada para as situações locais. A respeito dos aspectos microbiológicos, tais diretrizes possuem foco nas múltiplas barreiras de proteção, incluindo a proteção dos recursos hídricos, o gerenciamento da distribuição (canalizada ou não) e a seleção e operação adequada das tecnologias de tratamentos (WHO, 2017).

A legislação brasileira estabelece como padrão de qualidade, em relação ao parâmetro turbidez, o valor máximo permitido de 1,0 uT em 95% das amostras tanto para o tratamento de água por filtração lenta quanto para a desinfecção de águas subterrâneas. O padrão também define a ausência de *E. coli* e de coliformes totais (MINISTÉRIO DA SAÚDE, 2017).

Segundo Huisman e Wood (1974), uma água segura é aquela que não pode prejudicar o consumidor quando ingerida sob as condições normais. Mas isso não significa que a mesma é

agradável ou que permita o uso de propósitos domésticos. Águas que possuem cor, odor ou gosto desagradável, ou que contêm substâncias que mancham as roupas ao lavar ou corroem e danificam as tubulações, por exemplo, podem levar o consumidor a buscar água de outras fontes, menos seguras. Assim, as águas para abastecimento de uma comunidade devem ser não apenas seguras, mas agradáveis ao uso, ou seja, acessíveis e potáveis.

Nesse sentido, Wutich et al. (2017) enfatizam que, além das abordagens convencionais, a questão da água doméstica segura deve incluir as três dimensões: I) direitos humanos e capacidades humanas; II) dinâmicas socioculturais e; III) instituições e processos políticos que produzem desigualdades relacionadas à água.

Os riscos de saúde mais comuns e generalizados associados à água são os de doenças infecciosas causadas, por exemplo, por vírus, bactérias, protozoários e helmintos. Os maiores problemas da saúde pública são determinados pela gravidade e incidência das doenças associadas aos patógenos, sua infectividade e a população exposta (WHO, 2017).

Cho et al. (2013) relatam o episódio de um surto de criptosporidiose ocorrido em 2012 na Coreia do Sul, com os residentes de um condomínio. O tanque subterrâneo em que era armazenada a água de abastecimento foi contaminado pelo esgoto do tanque séptico do condomínio. Análises identificaram o microrganismo responsável e as medidas de correção, como a limpeza e substituição da tubulação, foram adotadas e o problema cessou. Tal fato reforça a importância das medidas sanitárias individuais frente aos riscos de contaminação dos reservatórios de água.

3.3 Microrganismos patogênicos

No mundo, a diarreia é a segunda maior causa de morte entre crianças menores de 5 anos, sendo consequência da falta de saneamento (UNICEF; WHO, 2009). Esses ambientes insalubres permitem que patógenos causadores de diarreia se proliferem com maior facilidade.

Segundo WHO (2017), os patógenos transmitidos pela água têm várias propriedades que os distinguem dos outros contaminantes, tais como: I) podem causar efeitos agudos e crônicos à saúde; II) podem crescer no meio ambiente, variando a sua concentração e dificultando a previsão de uma dose infectante a partir das análises da concentração média da água; III) são discretos, geralmente agregados ou aderidos aos sólidos suspensos na água, dificultando a identificação; IV) a exposição resultando em doença depende da dose, invasividade e virulência do patógeno, bem como o estado imunológico do indivíduo; V) uma

vez estabelecida a infecção, podem se multiplicar no hospedeiro e; VI) não exibem um efeito cumulativo.

As principais doenças de veiculação hídrica, mais especificamente relacionadas à ingestão de água contaminada tais como cólera, febre tifoide, giardiose e cryptosporidiose, possuem origem etiológica principalmente em bactérias e protozoários.

As bactérias possuem uma ampla gama de variedades, desde as que são inofensivas aos seres humanos até as que causam sérias doenças. Dentre as que são patogênicas e potencialmente transmissíveis pela água, WHO (2017) destacam as mais conhecidas pela dose – resposta: *Vibrio cholerae*, *Campylobacter*, *Shigella*, *Salmonella typhi* e *E. coli* O157.

A bactéria *V. cholerae* pode causar diarreia aquosa e a fatalidades quando não tratada, principalmente em casos de deslocamentos de pessoas por conflitos e desastres naturais. A doença causada por *Campylobacter* pode produzir uma ampla gama de sintomas e, apesar da pequena taxa de mortalidade, possui baixa dose infecciosa. Também a bactéria *Shigella* possui baixa dose infecciosa e causa mais de 2 milhões de infecções por ano, incluindo cerca de 60.000 óbitos, principalmente em países em desenvolvimento. *Salmonella typhi* provoca grandes e devastadores surtos de febre tifoide transmitida pela água e; a infecção transmitida por *E. coli* O157 é pouco comum, mas os sintomas são mais graves, incluindo a síndrome urêmica hemolítica e a morte (WHO, 2017).

Mais especificamente sobre *E.coli*, tal bactéria é classificada como coliforme termotolerante e é possível diferenciá-la pela sua capacidade de produzir indol a partir de triptofano e pela sua atividade enzimática de β -glucuronidase (WHO, 2017). Devido à sua representatividade em grande número nas fezes e ao seu fácil isolamento com técnicas de detecção simples em laboratório, é comum o uso de *E. coli* como indicador de contaminação fecal.

Um exemplo de detecção de *E. coli* é a técnica de Membranas Filtrantes utilizando o meio de cultivo Chromocult® *Coliform Agar*, tal produto possui substratos como o Salmão- β -D-galactosidase e X-glucuronido para identificação de coliformes totais e *E. coli*, respectivamente. Nesta técnica, a amostra é filtrada em membrana de acetato de celulose, que retém os microrganismos e é incorporada em placa de Petri contendo o meio de cultivo, após a incubação a 37°C por 24 h é possível contabilizar as colônias de *E. coli* formadas na coloração de azul-escuro a violeta. Com esta técnica também é possível analisar coliformes totais, pois formam as colônias de coloração vermelho salmão (MERCK, 2005).

O grupo de bactérias conhecido como coliformes totais é composto por uma ampla gama de bacilos aeróbios e anaeróbios facultativos, não formadores de esporos, Gram-negativos e

que se desenvolvem na presença de altas concentrações de sais biliares e agentes tensoativos. Podem sobreviver e se multiplicar em ambientes como na água e no solo (WHO, 2017). É comum a análise de coliformes totais em amostras de água para identificar a existência de contaminação e eficiência do tratamento.

3.4 Protozoários

O protozoário *Giardia* é um parasito que apresenta duas formas evolutivas: trofozoíto e cisto. O cisto, mais especificamente, possui formato oval ou elipsoide, medindo aproximadamente 12 µm de comprimento por 8 µm de largura. Em humanos, a ingestão de apenas um pequeno número de cistos (de 10 a 100) é suficiente para produzir a infecção chamada de giardiose (NEVES et al., 2004).

Outro parasito de interesse é o protozoário *Cryptosporidium*, que possui alta diversidade biológica entre suas espécies e genótipos. Quando existente na forma de oocisto, possui formato de esférico a ovoide, mede de 3 a 8,5 µm e a composição da sua parede (dupla e espessa) permite alta resistência ambiental (WHO, 2006). Tal microrganismo provoca muitos problemas de diarreia em humanos, visto que a ingestão de apenas 9 oocistos é capaz de acarretar infecção (OKHUYSEN et al., 1999). Além disso, o oocisto pode resistir por mais de seis meses na água, inclusive na água subterrânea. Zilberman et al. (2009) afirmam que, apesar da crença comum de que as águas subterrâneas estão protegidas pela filtração nas camadas superiores do solo, a contaminação das mesmas por *Cryptosporidium* é um grande problema.

Certad et al. (2017) resumem que *Cryptosporidium* e *Giardia* têm capacidade para exercer efeitos nas células epiteliais do hospedeiro, em um processo influenciado pela variabilidade genética do parasita e fatores do hospedeiro. Eles podem perturbar a camada de muco, liberar moléculas efetoras no citoplasma celular e secretar toxinas.

Assim, os protozoários, mais especificamente *Giardia* spp. e *Cryptosporidium* spp., são responsáveis por doenças gastrointestinais com surtos registrados em diversas localidades ao redor do mundo. Segundo Efstratiou et al. (2017a), 82% dos casos documentados entre 2011 e 2016 apresentaram, entre as diferentes rotas de transmissão, a contaminação de mananciais e problemas de ineficiência dos sistemas de abastecimento de água. Tais causas são ainda mais agravantes quando em países em desenvolvimento, como os do continente africano e os latino-americanos, por exemplo, visto, principalmente, a falta de saneamento nessas localidades (ALDEYARBI et al., 2016; ROSADO-GARCÍA et al., 2017).

A presença continuada desses microrganismos na água de consumo é considerada como um risco alarmante para a saúde. Apesar de que o aumento dos registros de surtos de parasitas é devido à melhoria dos sistemas de vigilância e notificação dos países desenvolvidos, a verdadeira magnitude das doenças causadas por protozoários transmitidos pela água nas regiões mais afetadas ainda é negligenciada e mal descrita (EFSTRATIOU et al., 2017a). Em especial, alerta-se para os eventos climáticos adversos impulsionados pelas mudanças climáticas e que representam uma ameaça de surtos maciços de doenças infecciosas transmitidas pela água.

A remoção de cistos de *Giardia* spp. e oocistos de *Cryptosporidium* spp. no tratamento de água é um grande desafio. O tamanho reduzido dos organismos dificulta a remoção pelos processos e operações convencionais, até mesmo os eficientes processos físico-químicos adequadamente combinados não removem totalmente os (oo) cistos (SMITH; GRIMASON, 2003). Como exemplo disso, a pesquisa de Andreoli e Sabogal-Paz (2019) realizou ensaios em laboratório de tratamento de água por coagulação, floculação, flotação por ar dissolvido e filtração e, mesmo assim, *Giardia* spp. e *Cryptosporidium* spp. foram detectados na água filtrada. Também esses patógenos são resistentes aos processos de desinfecção convencionais, como a cloração, que será abordado em outro tópico.

Outra dificuldade existente é a respeito da detecção de protozoários, que geralmente possui alta especificidade tecnológica e demanda um alto custo (MACIEL e SABOGAL – PAZ, 2016; ANDREOLI e SABOGAL-PAZ, 2019). Os reagentes utilizados muitas vezes são importados e possuem prazo de validade curto, também os procedimentos de análises requerem instrumentos complexos como o microscópio de fluorescência UV.

A detecção de protozoários em amostras ambientais é geralmente realizada através das fases de concentração, purificação e enumeração. Na concentração, métodos como a filtração em membranas (USEPA, 2012) e a floculação em carbonato de cálcio (VESEY et al., 1993) permitem reduzir o volume da amostra. Na purificação, processos como a separação imunomagnética (IMS) retiram as sujidades presentes na amostra. Na enumeração, os microrganismos são geralmente identificados por microscopia de fluorescência por meio da aplicação de marcadores que permitem a visualização dos parasitos.

Mais especificamente a respeito do método de filtração em membranas, as amostras passam por membrana filtrante, a qual é posteriormente raspada e seu conteúdo é concentrado e purificado. A Agência Ambiental dos Estados Unidos (USEPA) referencia esta metodologia através do Método 1623.1 (USEPA, 2012) para a detecção de *Giardia* spp. e *Cryptosporidium* spp.

Efstratiou et al. (2017b) analisaram as metodologias de detecção de protozoários utilizadas nos últimos 40 anos e observaram que o método de concentração em membranas permaneceu entre as tecnologias mais eficazes, principalmente em águas com baixa turbidez. Apesar dos avanços tecnológicos, os autores consideram que a perspectiva de um simples monitoramento on-line em tempo real de *Giardia* e *Cryptosporidium* na água ainda é irrealista para a próxima década.

Para estimar a viabilidade dos protozoários nas amostras ambientais, é comum o uso de técnicas de inclusão/exclusão de corantes, como o iodeto de propídio (IP) e o azul de tripano. Tais técnicas permitem a identificação dos organismos que supostamente estariam inativados através da penetração do corante nas membranas das células. Porém, Rousseau et al. (2018) alertam que tais técnicas podem superestimar a exposição de humanos a doenças infecciosas e a subestimar a eficácia dos tratamentos, visto que é possível ocorrer situações em que células inviáveis não sejam coradas por estarem com a membrana intacta, sendo assim contabilizadas como viáveis.

Também, na pesquisa de Boni (2016), que testou métodos para avaliar a viabilidade de protozoários após tratamento de água com flotação e ozonização, foi observado que o tempo de contato do IP na preparação da lâmina influencia nos resultados de identificação. Quanto maior o tempo de exposição do corante maior a detecção de organismos corados, indicando falso-positivos. Apesar disso, a comparação dessa técnica com o método de coração com azul de tripano não apresentou diferença estatística significativa.

As técnicas de inclusão/exclusão de corantes são mais simples e de menor custo, comparado com as técnicas moleculares ou testes mais complexos como infecciosidade animal. Também, podem servir como abordagem preliminar, fornecendo dados iniciais sobre o potencial de inativação de diferentes tratamentos.

3.5 Tecnologias de tratamento doméstico de água

Segundo Di Bernardo et al. (1999), na seleção da tecnologia de tratamento de água, deve-se assegurar a sustentabilidade do sistema, interagindo as especificidades entre o meio ambiente, a alternativa tecnológica e a comunidade. Assim, são incluídos na decisão aspectos como a cultura e costumes da população, capacidade de investimento, existência de mão de obra qualificada, disponibilidade de materiais de construção e de produtos químicos na região, porte do sistema, confiabilidade na operação e manutenção, entre outros.

O tratamento doméstico de água é necessário, principalmente, quando os serviços de abastecimento público não atendem toda a população ou são ineficientes. Para isso, é preciso que sejam utilizadas alternativas compatíveis economicamente e tecnicamente com a realidade local, de forma que o indivíduo possa se apropriar da tecnologia.

Segundo Jadhav et al. (2015), um sistema de tratamento de água doméstico deve reduzir o risco da transmissão de doenças pela água desde a proteção da fonte, o tratamento, o abastecimento e o armazenamento seguro para evitar a recontaminação. Além disso, o sistema precisa ser acessível a todos, de fácil operação e manutenção e aceito culturalmente.

A aceitação da população e o reconhecimento da mesma sobre a importância do tratamento de água passam pela percepção sobre os potenciais riscos e problemas do consumo sem tratamento. A respeito disso, Wutich et al. (2017) comentam que a dinâmica social e cultural é crucial para entender a insegurança doméstica da água, que é moldada por fatores socioculturais, as estruturas sociais e de poder, os valores e simbolismos atribuídos a água e os impactos das experiências vividas.

Após uma ampla pesquisa, o Instituto de Tecnologia Social definiu tecnologia social como: “Conjunto de técnicas e metodologias transformadoras, desenvolvidas e/ou aplicadas na interação com a população e apropriadas por ela, que representam soluções para inclusão social e melhoria das condições de vida” (ITS, 2007). Nesse contexto, é possível considerar o tratamento de água adaptado para a escala domiciliar como uma tecnologia social.

Porém, não basta apenas desenvolver tais tecnologias, pois grande parte do sucesso da implantação implica na fase da transferência das mesmas. Galtung (1978) define a transferência de tecnologia como o processo em que uma técnica desenvolvida em um determinado ambiente econômico, social e cultural se propõe para ser implantada em um contexto diferente. Isso necessita de que a tecnologia, sustentada inicialmente por estruturas sociais específicas, se adapte ao novo lugar. Assim, a transferência de tecnologia é também um deslocamento de estruturas sociais e de conhecimentos.

Segundo CAWST (2012), o tratamento doméstico de água é focado principalmente na remoção de patógenos, por ser a maior questão de qualidade da água em todo o mundo. Da mesma forma que o tratamento convencional coletivo de água, porém em menor escala, o tratamento doméstico geralmente segue a abordagem de múltiplas barreiras, tais como: sedimentação, filtração e desinfecção.

As tecnologias de tratamento doméstico de água são também chamadas de ponto de uso – POU (*point of use*). Segundo Sobsey et al. (2008), o objetivo dessas tecnologias é capacitar pessoas sem acesso a água potável para melhorar a qualidade da água, tratando-a e guardando-

a em segurança em casa. Tais práticas devem ser realizadas diariamente a fim de minimizar ou prevenir os riscos de saúde.

As principais características de uma tecnologia de POU visando ser sustentável são: I-) Ser capaz de produzir consistentemente quantidades suficientes de água microbiologicamente segura para atender às necessidades domésticas diárias; II-) Ser eficaz no tratamento de muitas fontes de água e níveis de qualidade diferentes, incluindo águas turvas e de alto teor orgânico; III-) Requer um tempo de uso relativamente pequeno para o tratamento da água, não contribuindo significativamente para os já consideráveis encargos do tempo de trabalho doméstico; IV-) Baixo custo, relativamente insensível às flutuações de renda, não fazendo com que as famílias parem de tratar a água porque não podem comprar a tecnologia ou continuamente substituí-la; V-) Ter uma cadeia de suprimentos confiável e acessível para as unidades de reposição necessárias ou peças para as quais os consumidores estejam dispostos e sejam capazes de pagar e; VI-) Manter altos níveis de uso pós-implementação após a cessação de esforços intensivos de vigilância e educação, como em testes de campo e campanhas de marketing (SOBSEY et al., 2008).

Outro termo conhecido é o de tratamento doméstico de água e armazenamento seguro - *Household Water Treatment and Safe Storage* (HWTS). Segundo Eawag e Sandec (2008), uma HWTS deve: I-) Reduzir o risco de transmissão de doenças através da água, fornecendo água segura obtida através de: proteção do tratamento de origem nas fontes; tratamento de entrega segura nos níveis domésticos e armazenamento seguro para evitar a recontaminação; II-) acessível a todos; III-) fácil de operar e manter e; IV-) aceitável culturalmente.

Dessa forma, considerando os princípios supracitados, a Tabela 2 apresenta algumas das tecnologias sociais mais utilizadas para o tratamento doméstico de água. Além dessas técnicas, existe o FLD que será apresentado nos tópicos seguintes.

A ebulição, apesar de ser uma prática centenária conhecida, não é rentável, pois utiliza grandes quantidades de combustível. Também não reduz a turbidez e os usuários têm que esperar que a água esfrie antes do consumo, afetando a praticidade (MAHAFFY, 2014).

Segundo os resultados da pesquisa de Duke et al. (2006a), o Filter (filtro cerâmico) possui melhor remoção de *E. coli* e coliformes totais em comparação com a filtração lenta domiciliar. Porém, o material cerâmico é suscetível a quebra, demanda frequente limpeza e possui taxa de filtração muito baixa (1 ou 2 L por hora). Também, Murphy et al. (2010) sugerem que o filtro cerâmico possui pouca aeração para oxidar alguns elementos, em comparação com os filtros lentos que possuem mecanismos como os difusores.

Tabela 2 – Exemplos de tecnologias de tratamento de água domiciliar

Tecnologia	Breve descrição
Armazenamento com cloração	Adição de hipoclorito na forma de pastilhas, barrilhas ou com dispositivos de cloração e posterior reservação para promover o tempo de contato com o agente desinfetante. Exemplos de dispositivos: clorador Embrapa (SILVA, 2014) e clorador desenvolvido pela Funasa (FUNASA, 2014).
SODIS (desinfecção solar)	Exposição da água em recipientes transparentes a luz solar, promovendo a desinfecção por calor e radiação UV-A (LUZI et al., 2016).
Filtro de vela	A água passa por material poroso (velas) onde é realizada a filtração, separando as partículas por tamanho.
<i>Filter</i> (filtro cerâmico)	Filtro contendo recipiente interno de cerâmica porosa revestida com prata coloidal; combina a ação de coar com a desinfecção do ânion prata (DUKE et al., 2006a).
Coagulação-floculação	Adição na água de coagulantes-floculantes comerciais na forma de pastilhas ou granular, seguido de decantação e filtração com pano.
Ebulição	Realização da fervura da água, promovendo a inativação dos microrganismos.

Para a combinação de coagulação/floculação com cloração ou a simples cloração, a necessidade de recomprar continuamente um produto consumível pode causar o abandono do abastecimento de água pelas famílias quando os recursos financeiros são inadequados. Uma vez interrompido, pode ser difícil para as famílias começarem a tratar a água novamente (SOBSEY et al., 2008).

De acordo com a segunda rodada de avaliação de tecnologias de tratamento de água para o agregado familiar realizada pela organização mundial de saúde (WHO, 2019), de 30 alternativas avaliadas, 23 atenderam aos critérios de desempenho de redução microbiológica estabelecidos (bactérias, vírus e protozoários). Dessas tecnologias, alguns modelos de filtração em membranas e SODIS foram classificados como “proteção abrangente” por atenderam redução de no mínimo 4 log de bactérias, 5 log de vírus e 4 log de protozoários. As tecnologias de desinfecção química foram classificadas como proteção direcionada (2 log de bactérias e 3 log de vírus).

O método SODIS, se aplicado corretamente, aumenta significativamente a segurança da água, reduzindo os casos de diarreia. Porém, o mesmo possui algumas implicações, tais como: a necessidade de longo tempo de exposição à luz solar, produção em volumes pequenos de até 2 L por unidade e cuidados para evitar e recontaminação (LUZI et al., 2016).

A respeito da desinfecção por cloração, a eficácia dos produtos de cloro depende das características da água a ser tratada, tais como a matéria orgânica existente, temperatura e pH.

Como esses parâmetros variam em águas naturais, a demanda de cloro e, em última análise, a dose de cloro necessária varia (WHO, 2019).

3.6 A filtração lenta

A filtração lenta é uma tecnologia que não utiliza coagulantes químicos e é indicada para locais que não possuem mão de obra especializada, visto ser relativamente simples a sua construção, operação e manutenção. Os principais fatores que influenciam o desempenho dos filtros lentos, na remoção de microrganismos, são: taxa de filtração, temperatura, espessura do meio filtrante, tamanho dos grãos e idade da camada biológica (DI BERNARDO et al., 1999).

Segundo Huisman e Wood (1974), os primeiros filtros lentos para o tratamento de água foram construídos no século XVIII. A princípio, tal tecnologia era utilizada apenas para atender critérios estéticos e somente era conhecido seu tratamento físico de remoção de turbidez e sólidos suspensos. Com o passar do tempo, foi verificada a sua relação com a redução de doenças provocadas por microrganismos patogênicos, visto que grande parte da população que bebia água filtrada não adquiria tais doenças. Tomaz (2010) relata que o filtro lento de areia foi utilizado pela primeira vez em 1804 na Escócia, em 1820 em Londres e em 1832 nos Estados Unidos. No decorrer dos anos seu uso passou a se espalhar pelo mundo, principalmente após a comprovação da eficiência na remoção de bactérias.

A filtração lenta pode remover cianobactérias (SALATI, 2010), ferro e protozoários. Além da água de abastecimento, é possível também utilizar essa tecnologia para o tratamento de águas residuárias (PFANNES et al., 2015).

A respeito da teoria da filtração lenta, os filtros lentos combinam os mecanismos de transporte e aderência das partículas, comuns na filtração, com o tratamento biológico.

Os mecanismos de transporte e de aderência das partículas incluem: I) a filtração, a qual promove a ação de coar segregando as partículas de maior dimensão do que os poros filtrantes; II) a sedimentação, promovida pela ação da gravidade e pela diferença da velocidade de assentamento das partículas com a taxa de aplicação superficial do filtro; III) os efeitos das forças de inércia e centrífuga, os quais levam a partícula a deixar a linha de fluxo; IV) o movimento Brawniano, que permite a difusão independente do fluxo e; V) as forças eletrostáticas e de van der Waals, que permitem a atração e consequente adsorção das partículas (PEAVY; ROWE e TCHOBANOGLIOUS, 1985).

De acordo com Huisman e Wood (1974), a mais significativa propriedade da camada filtrante é a adsorção, um fenômeno resultante, entre outras, da interação de forças elétricas,

ligações químicas e atração de massa. Isso ocorre em toda a superfície na qual a água entra em contato com os grãos de areia. Segundo Del Aguila (2002), o processo de adsorção é um fenômeno puramente interfacial cujas moléculas de um dado adsorvato são transferidas da fase líquida para a superfície do adsorvente, ficando nela retida e dentre os fatores que influenciam a adsorção têm-se a estrutura molecular ou a natureza da substância adsorvida, a solubilidade, ionização, temperatura, grupos “nitro” e grupos hidroxil, amino e sulfônico.

Assim, na filtração lenta, o escoamento da água pela areia que acontece de forma laminar é desviado pela colisão com os grãos. Dessa forma, são formadas inúmeras microbacias de sedimentação, as quais favorecem a deposição de bactérias e outros microrganismos. Com a atividade bacteriana, aos poucos se forma uma película gelatinosa entre as pequenas bacias, facilitando a retenção de partículas suspensas e, também, dificultando o escoamento da água (AGUILA e DI BERNARDO, 2003).

O tratamento biológico promovido pela filtração lenta, de forma geral, inclui: I) predação, quando microrganismos presentes no filtro se alimentam de outros microrganismos, como os protozoários que se alimentam de bactérias, como visto por Wakelin et al. (2011); II) morte natural ou inativação de bactérias, vírus e demais componentes biológicos e; III) oxidação da matéria orgânica, promovida pelo metabolismo dos microrganismos, a mesma necessita de oxigênio e nutrientes.

Salati (2010), em pesquisa com remoção de cianobactérias em filtros lentos em unidade piloto, observou que os filtros submetidos ao amadurecimento apresentaram maior diversidade de organismos na camada biológica. Este fato indica que o número de gêneros e espécies de organismos da camada biológica é diretamente proporcional ao tempo de operação dos filtros lentos.

Segundo Huisman e Wood (1974), os microrganismos são alimentados, essencialmente, por partículas de origem orgânica presentes na água. Tais partículas são quebradas, consumidas e transformadas em material celular, que por sua vez é assimilado por outros organismos e convertidos em matéria inorgânica, como água, dióxido de carbono, nitratos, fosfatos e sais similares que são transportados para baixo pela água em curso.

A operação dos filtros lentos requer continuidade, visto que os organismos existentes estão adaptados ao tipo e quantidade de alimento fornecido por aquela determinada vazão. Veras e Di Bernardo (2008) alertam que uma súbita mudança na taxa de filtração tende a perturbar o equilíbrio no topo da camada de areia, resultando na depreciação da qualidade da água.

Outra característica de grande importância na filtração lenta é o processo de manutenção da tecnologia. Com o passar do tempo, o acúmulo de material retido nos poros da camada filtrante acaba reduzindo a taxa de filtração até inviabilizar o tratamento, exigindo, assim, a limpeza do filtro. Diferentemente da filtração rápida na qual são comuns operações de lavagem ascendente e fluidificação do leito, na filtração lenta é realizada uma limpeza superficial visando minimizar o descarte da camada biológica. Mesmo assim, o desempenho da tecnologia é reduzido logo após a manutenção e é preciso de mais um tempo para o amadurecimento de uma nova camada. Sánchez et al. (1999) testaram o desempenho das técnicas de raspagem e de aragem na maturação de filtros lentos em escala piloto e o menor tempo de maturação foi observado após a limpeza por aragem. Isso pode indicar que quanto menos se alterar o topo da camada melhor, mantendo-se, assim, o mais próximo das condições em que os organismos se desenvolveram.

As principais desvantagens da filtração lenta em relação à filtração rápida são: I) a demanda por área, pois é preciso de extensas áreas em planta para obter a lenta taxa de filtração necessária ao tratamento; II) a qualidade da água bruta, principalmente quanto à presença de sólidos que podem colmatar o filtro e; III) o risco de congelar no inverno, em certas localidades. Mais especificamente sobre a área, Huisman e Wood (1974) lembram que, em alguns países onde o terreno é muito caro, é mais barato construir um filtro rápido.

Por outro lado, Murtha, Heller e Libânio (1997) explicam que estas desvantagens podem ser compensadas quando a tecnologia é aplicada em pequenas localidades, visto o baixo preço da terra e pela existência de mananciais relativamente preservados nestas regiões, geralmente distantes dos centros urbano-industriais.

Outras vantagens da filtração lenta são: I) a facilidade operacional, não exigindo mão de obra especializada, porém, ela deve estar treinada; II) a não utilização de coagulantes químicos que leva à ausência de resíduos tóxicos e menores volumes de resíduo, com facilidade de disposição no ambiente; III) menores custos e facilidades de construção e manutenção.

Wunder (2010) analisou a remoção de antibióticos através da filtração lenta e os resultados sugeriram que as misturas de antibióticos em concentrações tipicamente observadas em águas superficiais são pouco susceptíveis de afetar negativamente as bactérias do biofilme ou o desempenho do processo. Também Erba et al. (2014) observaram a remoção por filtração lenta dos anti-inflamatórios diclofenaco, naproxeno e ibuprofeno, obtendo reduções próximas de 95%, 87% e 76%, respectivamente.

Segundo o levantamento feito por Souza et al. (2018) no Estado de Santa Catarina (Brasil), apenas 6% dos municípios possuem Estações de Tratamento de Água (ETAs) que

utilizam a filtração lenta, tratando total ou parcialmente o sistema de abastecimento. Entre as razões pela baixa utilização dessa tecnologia, os autores citaram a falta de conhecimento específico, principalmente sobre sua simplicidade, manutenção e limitações da água bruta, perdendo espaço para as outras tecnologias consideradas mais modernas.

Entre as principais configurações de filtros lentos, existem os filtros lentos projetados para tratamento coletivo de água, que podem ser combinados com ou sem unidades anteriores de pré-filtração, um exemplo disso é a filtração em múltiplas etapas (FIME). Também existem os filtros lentos projetados a nível domiciliar, foco deste estudo.

3.7 Filtro lento em escala domiciliar

Na década de 1990 foi desenvolvida, por David Manz no Canadá, uma adaptação do filtro lento de areia para escala domiciliar, chamada de *Biosand filter* (BSF). Tal filtro possui uma configuração menor, operado em fluxo intermitente e construído com materiais de simples acesso, tais como areia, cascalho, concreto ou plástico. A partir disso, essa tecnologia foi difundida por diversas organizações de fomento de tecnologias sociais, como o *Centre for Affordable Water and Sanitation Technology* (CAWST). Com isso, estima-se que mais de 300.000 BSFs foram implantados em mais de 69 países (CAWST, 2012).

Com o decorrer dos anos, muitas pesquisas e adaptações vêm sendo realizadas no BSF, como será mostrado em tópico seguinte. Assim, a presente pesquisa assume denominar de FLD (filtro lento de areia em escala domiciliar) todas as tecnologias que se derivaram do BSF, inclusive a que se pretende estudar.

De forma simplificada, um FLD é composto de corpo, camada filtrante, sistema de alimentação e sistema de drenagem. O corpo do filtro é geralmente feito de materiais acessíveis e impermeáveis que permitem conter a camada filtrante, a água e fixar os acessórios existentes. A camada filtrante é composta pela areia, por material suporte (geralmente pedregulho) e pela camada biológica na superfície da areia. O sistema de alimentação depende do fluxo de operação, se contínuo ou intermitente, e da configuração escolhida, que pode ser por meio de prato difusor, boia, entre outros. O sistema de saída permite a retirada da água filtrada para o consumo, geralmente por meio de conexões hidráulicas acessíveis. A Figura 1 apresenta o esquema do modelo proposto por CAWST.

Figura 1 – Esquema do FLD de CAWST

Fonte: Adaptado de CAWST (2010).

O tratamento do FLD, assim como na filtração lenta convencional, ocorre pela combinação de processos físicos e biológicos. Segundo Jadhav et al. (2015) os mecanismos físicos incluem a retenção das partículas maiores ao tentarem passar pelos poros filtrantes e a adsorção, que permite a remoção orgânica. Os mecanismos biológicos incluem predação, eliminação, morte natural/inativação e redução parcial de carbono devido ao metabolismo dos organismos.

Aiken et al. (2011) avaliaram a qualidade da água e os casos de diarreia em comunidades na República Dominicana. Os autores observaram que, após um ano de implantação do FLD, houve melhora da qualidade da água e redução dos casos de diarreia, comparando com as comunidades controle (sem filtro). Tal pesquisa também detectou que, dos mais de 300 domicílios estudados, cerca de 90% continuavam operando a tecnologia normalmente, taxa de utilização dos FLDs considerada alta comparada com as de outras tecnologias (filtro cerâmico, SODIS e cloração).

Entre as vantagens dos FLDs, Jadhav et al. (2015) citam: I-) a alternativa de utilizar o fluxo intermitente, no qual os períodos de pausa gerados permitem o descanso da operação; II-) a possibilidade de combinar outros processos de tratamento antes ou após a filtração e; III-) a possibilidade de as taxas de filtração serem maiores do que as taxas de filtros lentos convencionais.

Além disso, Mol e Fewster (2018) comentam que em situações de desastres naturais como furacões, inundações, entre outros, o FLD pode ser utilizado como uma das opções de provisão de água tratada para mitigação dos impactos gerados por tais emergências, controlando possíveis epidemias.

Saravanan e Gobinath (2015), em estudo de caso em comunidade no sul da Índia, apontam a vantagem do FLD de não requerer energia elétrica para o seu funcionamento, o que o torna necessário em áreas rurais onde existem cortes e escassez de energia.

Mais especificamente sobre as vantagens no tratamento, muitos trabalhos têm avaliado a eficiência do FLD na remoção de microrganismos que indicam risco microbiológico, como protozoários (PALMATEER et al., 1997; MACIEL, 2018; FREITAS, 2017) e *E. coli* (ELLIOTT et al., 2008; DUKE et al., 2006a; YOUNG-ROJANSCHI e MADRAMOOTOO, 2014).

Além disso, o filtro pode ser eficiente na remoção de vírus, como mostrado por Bradley et al. (2011) e Wang et al. (2014, 2016) com a remoção de bacteriófagos MS2.

Também, a pesquisa de Kennedy et al. (2012) indicou que o FLD é capaz de favorecer a desnitrificação durante a filtração.

Keneedy et al. (2014) analisaram a remoção no FLD de compostos desreguladores endócrinos, ditos contaminantes emergentes, especificamente: estrona, estriol e 17 α -ethinyl estradiol. Os resultados indicaram baixa remoção (em torno de 10%), porém, próximas da registrada em filtros lentos convencionais. Devido ao baixo teor de carbono orgânico, a areia acaba não sendo ideal para a adsorção dos estrogênios. Requerendo, assim, processos adicionais de tratamento como a oxidação.

Entre as desvantagens desta tecnologia, Jadhav et al. (2015) citam as dificuldades do tratamento de água com turbidez elevada e o custo ainda alto da tecnologia na maioria dos países em desenvolvimento.

Além disso, nos FLDs analisados por Sisson et al. (2013) no Haiti, entre as dificuldades que levaram parte da população a abandonar o uso da tecnologia havia a infestação de formigas, águas com mau gosto e entupimento do filtro. Apesar disso, cerca de 40% das unidades instaladas ainda estavam sendo operadas após 12 anos e as análises revelaram que a qualidade do tratamento não se alterou significativamente, demonstrando a durabilidade desta tecnologia. Os autores reforçaram a importância de incluir, na implantação desses filtros, estratégias centradas na educação e apoio técnico para garantir maior eficiência, aceitabilidade e sustentabilidade.

Da mesma forma, Vanderzwaag et al. (2009) analisaram os resultados de FLDs implantados na Nicarágua após 8 anos e somente 10% continuavam em operação. Entre os motivos para essa evasão, foram apontados o treinamento insuficiente dos usuários e a falta de acompanhamento da organização que distribuiu a tecnologia. Apesar disso, a comparação dos dados coletados nos filtros em funcionamento não detectou diferenças significativas entre 3 e 8 anos de operação, indicando que não há redução a longo prazo do desempenho do tratamento.

Chiew et al. (2009) testaram o FLD na remoção de arsênico presente naturalmente nas águas do Camboja. Os autores observaram que a tecnologia não é eficaz para a remoção desse contaminante, mesmo com as adaptações de ferro. Indicando, assim, essa limitação em relação à escolha da água influente.

Em relação ao custo dessa tecnologia, Stubbé et al. (2015) analisaram na literatura o custo do FLD comparado com outras tecnologias. Em 2015, preço por metro cúbico de água tratada foi de 0 a €8 para o SODIS, 0,37 a €3,4 para o filtro cerâmico e 0,08 a €12,3 para o FLD. Maciel e Sabogal-Paz (2020) calcularam o custo de construção do FLD na versão de PVC, incluindo mão de obra e materiais, e o valor obtido em 2017 foi de US\$ 97.

3.8 O processo de implantação de um FLD

A implantação do FLD, de forma geral, inclui três fases: I) a definição de especificidades da tecnologia; II) a escolha e preparo dos materiais e; III) a montagem e operação inicial do sistema.

Na fase de definição de especificidades da tecnologia, parâmetros como a produção diária de água, a localização do filtro e o regime de operação são definidos segundo o contexto local.

Kubare e Haarhoff (2010) se basearam no contexto de uma comunidade rural na África do Sul e propuseram oito etapas para um projeto de FLD: I-) determinar a quantidade de água a ser consumida; II-) as características da areia filtrante; III-) o volume da camada filtrante; IV-) a profundidade e as dimensões; V-) o tempo de filtração; VI-) as camadas suporte; VII-) o sistema de drenagem da água filtrada e VIII-) a altura total do FLD.

A definição da produção diária de água é fundamental para determinar muitos dos demais parâmetros de operação do filtro. O volume estimado das necessidades diárias de água pode variar amplamente, visto que várias condições culturais, etárias, educacionais, entre outras influenciam no consumo. Geralmente, as organizações que atuam nesta questão buscam como meta fornecer de 20 a 25 L por pessoa por dia (GLEICK, 1996).

O volume de água utilizado diariamente na alimentação dos filtros é, geralmente, constante. Ahammed e Davra (2011) perceberam que, ao duplicarem a carga diária de 20 L para 40 L, foi afetada negativamente a remoção bacteriana em ambos os protótipos que estudavam, indicando que as condições de operação têm uma grande influência no desempenho do filtro e que o volume de água eficientemente tratado pode ser limitado.

A respeito do regime de operação, o FLD pode ser operado de modo intermitente, realizando em intervalos determinados alimentações diárias com a água a ser tratada, ou de modo contínuo, através do fluxo de água ao longo do dia utilizando reservatório elevado ou bombeamento. Young-Rojanschi e Madramootoo (2014) compararam essas duas configurações e obtiveram melhores resultados de remoção de *E. coli*, bacteriófagos e turbidez no filtro contínuo. Mesmo assim o filtro intermitente também apresentou melhorias significativas na qualidade da água.

Na fase de escolha e preparo dos materiais, são obtidos os acessórios e peças que compõem o corpo do FLD e também o material filtrante é lavado e peneirado.

Para a confecção do corpo do filtro, é recomendado o uso de materiais seguros e acessíveis, tendo em vista a transferência de tecnologia. O corpo do filtro pode ser construído em concreto, como nas versões de CAWST, e também em ferrocimento (ARNOLD, 2015), ambas são estruturas pesadas e que possuem relativa fragilidade. Vanderzwaag et al. (2009) encontraram 90% dos filtros em concreto implantados na Nicarágua abandonados devido, principalmente, às rachaduras na estrutura de concreto, provavelmente oriundas de controle de qualidade insatisfatório durante a implantação da tecnologia.

Como alternativa ao filtro de concreto, existem FLDs com corpo de plástico como os implantados no Camboja e relatados por Stauber et al. (2012). Modelos de regressão apontaram que essa tecnologia reduziu 59% dos casos de diarreia e também, nos episódios onde houve tais doenças, a duração foi mais curta em comparação com grupos controle. Porém, os autores alertam que o FLD de plástico pode ser mais suscetível a quebra do que o de concreto, visto a maior probabilidade de movimentação do filtro no ambiente doméstico por ser mais leve.

Outra possibilidade de corpo de filtro mais resistente e de fácil montagem é a de Maciel (2018), Freitas (2017) e Terin (2017) que utilizaram tubulação de instalação hidráulica predial de diâmetro nominal (DN) de 250 mm, encontrada comercialmente.

A respeito desses materiais, Skjevraak et al. (2003) testaram tubos de polietileno de alta densidade (PEAD), de polietileno de ligação cruzada (PEX) e de cloreto de polivinila (PVC) em relação à migração de componentes orgânicos voláteis (COV) para a água. Os autores

observaram que a qualidade da água pode ser afetada em uma extensão variável quando os tubos de plástico estão em contato estático com a mesma.

Um material que é geralmente utilizado para transportar a água tratada é a tubulação de adução (conhecida comercialmente como *Defofo*), linha fabricada em policloreto de vinila modificado (MPVC) e atende pressões de até 10 kgf cm^{-2} à temperatura ambiente (AMANCO, 2017). Por ser produzido especificamente para o contexto de água potável, tal material é uma possibilidade para o corpo de um FLD.

A lavagem do material filtrante é essencial, principalmente quando a procedência da areia e do pedregulho for oriunda de locais com algum tipo de risco de contaminação. Em pesquisa realizada em laboratório comparando o desempenho de FLDs construídos com areia contaminada e com areia limpa, White et al. (2013) observaram que houve melhor remoção de *E. coli* e coliformes totais nos filtros que continham areia lavada.

A água para a lavagem da areia necessita também de boa qualidade, Ahammed e Davra (2011), por exemplo, utilizaram água de torneira para a limpeza do material filtrante que utilizaram em seus experimentos. Porém, no caso da realidade de uma comunidade isolada, sem água canalizada, a água subterrânea pode ser uma opção para a lavagem da areia.

Em relação à granulometria do material filtrante, CAWST (2010) recomenda que a areia utilizada nos FLDs tenha valores de tamanho efetivo (D_{10}) entre 0,15 e 0,2mm e de coeficiente de uniformidade (CU), entre 1,5 e 2,5. O mesmo manual também recomenda que o tamanho máximo dos grãos seja de 12 mm e, em relação aos grãos menores, é preciso que a porcentagem de areia que passa pela peneira de #150 (0,1 mm) não seja superior a 4%, visto que esta granulometria é muito fina e pode atravessar o filtro e causar aumento da perda de carga ou da turbidez na água tratada.

Jenkins et al. (2011) consideram essa especificação de areia muitas vezes cara para a obtenção e processamento em comunidades em desenvolvimento. Os autores testaram FLDs com areia assoreada de rio, simulando as condições de uma comunidade isolada, obtendo resultados de remoção de bactérias e vírus similares, com melhores resultados para os filtros com granulometria menor. O controle do tamanho da areia e das taxas de filtração e de período de pausa entre as alimentações foi o mais determinante no desempenho.

A respeito dos difusores, é comum o uso dos mesmos nos FLDs de fluxo intermitente. Tais dispositivos consistem em baldes ou placas perfuradas visando normatizar o fluxo de entrada de água durante a alimentação. Chan et al. (2015) analisaram diferentes configurações de difusores, variando o diâmetro dos furos e seus espaçamentos em relação à versão de CAWST, que mostrou ser a que obteve melhor desempenho de remoção bacteriana. Tal

pesquisa mostrou a importância do difusor na dissipação de energia e minimização de perturbações na camada biológica.

Outra alternativa de distribuição da água na entrada dos filtros é por meio de dispositivos hidráulicos que limitam o nível da água (boias). Nos FLDs de fluxo contínuo, a boia, em associação com uma válvula controladora de fluxo (registro tipo agulha), limita a vazão de entrada e de saída dos filtros e permite um nível de água acima da camada filtrante praticamente constante. Nos FLDs de fluxo intermitente, a boia tem a função de limitar o nível máximo de água. Segundo Maciel e Sabogal-Paz (2020), essa limitação do nível não reduz o volume que pode ser adicionado à unidade, pois a boia permite alimentar um volume igual ao reservatório acima dela.

Na fase de montagem e operação inicial do FLD é de grande importância a existência de roteiros, manuais, gabaritos e demais ferramentas que auxiliem na construção da tecnologia. Um exemplo disso são os manuais de CAWST (2010) e CAWST (2012), os quais apresentam de forma detalhada todas as operações necessárias de montagem, inclusive sobre a construção dos moldes para o corpo do filtro em concreto.

Outro fator de importância no processo de implantação de um FLD é a escolha, ou não, de processos de pré-tratamento. Dependendo da qualidade da água bruta tais adaptações são necessárias para reduzir principalmente a turbidez abaixo de 50 uT. Entre os métodos de pré-tratamento mais conhecidos, Yung (2003) citou a filtração de desbaste (pré-filtro com granulometria maior), coagulação/floculação com produtos naturais (sementes de moringa, por exemplo) e a passagem da água em pano como o do tipo Sari.

Na camada superficial do FLD é comum a colocação de mantas. O emprego disso na filtração lenta convencional permite reter parte das impurezas encaminhadas ao meio filtrante granular, aumentando a duração da carreira de filtração. Com isso é possível diminuir a espessura da camada de material filtrante, de forma que se reduzem os custos e aumentem as taxas de filtração, sem prejudicar a qualidade do tratamento (DI BERNARDO e SABOGAL-PAZ, 2008). Além disso, as mantas podem servir de meio suporte para a formação da camada biológica e, também, contribuem para proteger a superfície de areia das oscilações provocadas pela entrada de água no filtro.

Held, Zhang e Mihelcic (2013) analisaram a energia humana incorporada durante as implantações de oito tecnologias de tratamento de água na África Ocidental. Os autores observaram que, especificamente no FLD, 100% das operações rotineiras do filtro eram realizadas por mulheres, demonstrando a sua contribuição para o bem-estar dos lares. Nesse

sentido, é importante considerar detalhes como o peso dos baldes e a altura dos filtros para facilitar a operação e reduzir os esforços humanos.

Para verificar o correto funcionamento dessa tecnologia na remoção de patógenos, CAWST (2012) formulou 8 principais pontos de desempenho do filtro: 1- O FLD é operado a mais de 30 dias (tempo para amadurecimento da camada biológica); 2- O filtro é alimentado pelo menos uma vez por dia com água da mesma fonte toda vez; 3- A água utilizada é clara (com turbidez menor de 50 uT); 4- O recipiente do filtro não tem rachaduras e não está vazando; 5- Existe um difusor; 6- Quando a água se encontra estacionária, a superfície da água é de 5 cm acima do topo de areia; 7- O topo da areia é plano e nivelado e; 8- Quando o filtro está cheio, a taxa de fluxo é de 400 mL ou menos por minuto.

3.9 Características do escoamento e da operação dos FLDs

Segundo CAWST (2012), entre os parâmetros operacionais mais comuns do FLD existe a vazão que consiste na medida da saída da água filtrada. Tal valor é mais comum por ser simples de medir, basta aferir o volume de água na saída do filtro em um determinado tempo. Atingir a vazão correta de um FLD é muito importante para o funcionamento adequado da tecnologia. Se tal parâmetro for excessivo (mais de 450 mL por minuto), os patógenos podem ser forçados a passar pelo filtro e não serão removidos da água. Por outro lado, se a vazão for muito lenta, o filtro possivelmente tratará água filtrada de melhor qualidade, mas pode se tornar inconveniente para o usuário devido ao longo tempo de espera para utilizar a água.

Outro parâmetro utilizado é a Taxa de Carregamento Hidráulica (*Hydraulic Loading Rate*) também chamada de Taxa de Carregamento do Filtro (*Filter Loading Rate*) ou Taxa de Filtração (*Filtration Rate*). É uma medida mais precisa sobre o quão rápido a água passa pela areia, mais especificamente é a vazão por metro quadrado da superfície da areia. A taxa comum em filtros lentos de areia é geralmente entre 2,4 a 9,6 m³.m⁻².d⁻¹ (HUISMAN e WOOD, 1974).

Para controlar a taxa de filtração dos FLDs existem alguns métodos, tais como: I - Pela modificação do diâmetro de saída da água filtrada, o que acarreta no aumento da perda de carga e, conseqüentemente, redução da vazão, como feito por Kennedy et al. (2012) que testaram diferentes diâmetros para a saída do filtro; II- pela introdução de boias ou outros dispositivos que limitam a carga hidráulica, como realizado por Maciel e Sabogal-Paz (2020).

A variação da perda de carga pode ser medida por meio de piezômetros instalados ao longo do leito filtrante. Estes consistem, basicamente, em mangueiras transparentes associadas a uma escala graduada, de forma a observar as variações do nível d'água. Assim, as diferenças

de nível podem ser divididas pela distância entre as marcações de um piezômetro a outro. Com o andamento da operação dos filtros, é de se esperar que a taxa de filtração diminua e a perda de carga aumente, visto o desenvolvimento da camada biológica e a aglomeração de partículas nos poros filtrantes.

Para a melhor compreensão do funcionamento do filtro é fundamental fazer ensaios hidrodinâmicos visando caracterizar o escoamento da água no mesmo. De forma geral, tais ensaios consistem na aplicação de um traçador, com perturbação tipo pulso ou degrau, e os resultados são comparados com as idealidades conhecidas como pistonada ou mistura completa. Também é possível identificar interferências no escoamento como zonas de estagnação, recirculação interna e caminhos preferenciais. A respeito do FLD, muitos estudos apontam que essa tecnologia possui escoamento próximo da idealidade pistonada (YOUNG-ROJANSCHI e MADRAMOOTOO, 2015; FREITAS, 2017; TERIN, 2017; MACIEL, 2018).

Na realização dos ensaios hidrodinâmicos, é preferível que o traçador utilizado tenha como características: ser misturável facilmente, não provoque alterações nas características do escoamento, ser inerte, não tóxico, facilmente detectável e mensurado. Assim, é comum o uso de cloreto de sódio (NaCl) como traçador, que pode ser utilizado inclusive para ensaios hidrodinâmicos com FLD como fez Bradley et al. (2011).

Para os ensaios com traçador em reatores de fluxo contínuo, é comum a obtenção da curva de distribuição do tempo de residência (DTR). Tal método permite comparar o tempo de residência experimental com o tempo de detenção hidráulica (TDH) nominal (volume armazenado dividido pela vazão) e também modelar matematicamente o escoamento utilizando, por exemplo, os modelos N-CSTR (*Continuous Stirred Tank Reactor*), de pequena e grande dispersão, apresentados por Levenspiel (2000). A Tabela 3 apresenta as equações utilizadas para a realização deste método.

Outro método comumente utilizado para caracterizar o escoamento de reatores é por meio do índice de dispersão de Morrill (IDM). Tal índice pode ser aplicado em FLDs como feito, por exemplo, por Elliott et al. (2008), Bradley et al. (2011) e Lynn et al. (2013) e sua obtenção é mostrada na Equação 1.

$$IDM = t(M90\%)/t(M10\%) \quad (\text{Equação 1})$$

Em que: $t(M90\%)$ = tempo medido após a passagem de 90% da massa do traçador;
 $t(M10\%)$ = tempo medido após a passagem de 10% da massa do traçador.

Tabela 3 – Equações para caracterização do escoamento em ensaios com traçador

Variável/Modelo	Equação
F (t): Normalização da concentração (C) vs tempo (t)	$F(t) = \frac{C(t)}{C_{\max}}$
E (t) : Distribuição do tempo de residência (DTR)	$E(t) = \frac{dF(t)}{dt}$
$\bar{\theta}_h$: Tempo de residência médio	$\bar{\theta}_h = \int_0^{\infty} t \cdot E(t) dt$
σ^2 : Variância DTR	$\sigma^2 = \int_0^{\infty} (t - \bar{\theta}_h)^2 \cdot E(t) dt$
θ : Tempo de residência adimensional	$\theta = \frac{t}{\bar{\theta}_h}$
σ_{θ}^2 : Variância adimensional	$\sigma_{\theta}^2 = \frac{\sigma^2}{(\bar{\theta}_h)^2}$
E_{θ} : DTR em função do tempo de residência adimensional	$E_{\theta} = \bar{\theta}_h \cdot E(t)$
N – CSTR em série	$N = \frac{1}{\sigma_{\theta}^2} = \frac{(\bar{\theta}_h)^2}{\sigma^2} \quad E_{\theta} = \frac{N(N \cdot \theta)^{N-1}}{(N-1)!} \exp(-N\theta)$
Pequena dispersão	$\frac{D}{uL} = \frac{\sigma_{\theta}^2}{2} \quad E_{\theta} = \frac{1}{2\sqrt{\pi\left(\frac{D}{uL}\right)}} \exp\left[-\frac{(1-\theta)^2}{4 \cdot \left(\frac{D}{uL}\right)}\right]$
Grande dispersão	$\sigma_{\theta}^2 = 2\left(\frac{D}{uL}\right) + 8\left(\frac{D}{uL}\right)^2 \quad E_{\theta} = \frac{1}{2\sqrt{\pi\left(\frac{D}{uL}\right)}} \exp\left[-\frac{(1-\theta)^2}{4 \cdot \theta \cdot \left(\frac{D}{uL}\right)}\right]$

Nota: $C_{\max}$: concentração máxima; N: número de reatores de mistura completa em série; D/uL : número de dispersão; Fonte: (LEVENSPIEL, 2000).

Na interpretação do índice, quanto mais próximo de 1,0, maior a proximidade da idealização pistonada e mais próximo a 22, da idealização de mistura completa.

Lynn et al. (2013) propuseram uma adaptação do índice para a realidade dos FLDs de regime intermitente, visto a grande variação de vazão que ocorre em tal escoamento. Dessa forma, o índice de dispersão de Morrill modificado (IDMm) considera no cálculo o volume em vez do tempo e é apresentado na Equação 2.

$$\text{IDMm} = V(M \ 90\%) / V(M \ 10\%) \quad (\text{Equação 2})$$

Em que: $V(M \ 90\%)$ = volume acumulado de água que escoou até a passagem de 90% da massa do traçador; $V(M \ 10\%)$ = volume acumulado de água que escoou até a passagem de 10% da massa do traçador.

Após certo tempo de operação, atividades de limpeza e manutenção são necessárias tendo em vista a redução progressiva da taxa de filtração. Para isso, são comuns operações manuais delicadas de sucessivas agitações do topo da camada de areia e a retirada do sobrenadante. Elliot et al. (2015) testaram, em colunas simulando FLDs de diferentes características filtrantes, a limpeza por retrolavagem visando melhorar a replicabilidade dos experimentos. Tal ação foi prejudicial ao escoamento criando caminhos preferenciais e também parte do material filtrante foi perdido, o que confirmou que a limpeza por retrolavagem não é recomendada para essa tecnologia.

Outra característica de operação importante é quando o FLD é submetido, involuntariamente, a algum tipo de distúrbio físico que pode comprometer o desempenho do tratamento. Embora sempre são recomendados cuidados com a tecnologia, o risco de acontecer algum distúrbio devido ao uso doméstico diário é considerado.

Mahaffy et al. (2015) avaliaram os distúrbios do tipo caçamba (batidas com o balde na borda lateral do filtro antes do enchimento, para simular cenários quando o usuário não é alto ou forte o bastante), chute (pancadas na lateral) e movimentação (arraste do filtro). Os distúrbios provocaram a compactação da camada que levou à diminuição significativa da taxa de filtração. Apesar de não afetarem no geral a qualidade da água filtrada, houve picos substanciais de turbidez imediatamente após os distúrbios.

3.10 Camada biológica

A respeito da camada biológica do filtro lento, a mesma é o componente-chave para a eficiência da remoção de patógenos, embora não seja visível. Porém, demora certo tempo até a sua formação completa. Durante esse período, tanto a eficiência de remoção como o consumo de oxigênio aumentam à medida que a camada biológica cresce. Também a desinfecção é recomendada durante esse tempo (CAWST, 2010).

A utilização de água subterrânea pode aumentar o tempo de amadurecimento dos FLDs. Como exemplo disso, nota-se a pesquisa de Bradley et al. (2011) a qual necessitou de 200 dias do início de operação até a maturação significativa. Apesar disso, tal amadurecimento foi capaz de remover mais de 4 log de vírus MS2.

Campos et al. (2002) analisaram o crescimento da biomassa nos filtros através do método de fumigação com clorofórmio, os autores observaram que a biomassa aumenta com o tempo de operação e diminui com a profundidade da camada filtrante e sua maior atividade se encontra na camada superior (0 a 2 cm).

Unger e Collins (2008) analisaram, em experimentos de colunas de areia em laboratório, os mecanismos da camada biológica para a remoção de *E. coli*. Foi observado que as remoções ocorrem primariamente na interface da camada, sendo estatisticamente relacionadas com as condições operacionais e design do filtro. A análise acima da camada filtrante de dióxido de carbono (indicando a respiração biológica) e a contagem abundante de protistas (indicando a predação) correlacionaram-se positivamente com a remoção de *E. coli*. Também foi observado que, após a limpeza ou raspagem, o restabelecimento da camada biológica não estava fortemente relacionado com as condições anteriores de concentração de biomassa ou de amadurecimento.

Pfannes et al. (2015) estudaram o desempenho da filtração lenta na remoção de microrganismos em águas residuárias utilizando diferentes colunas em laboratório. As melhores remoções próximas ao topo da camada indicaram que a otimização do tratamento biológico pode não estar associada à profundidade do leito filtrante. Também observaram que as bactérias totais aumentavam na camada biológica ao passo que os organismos indicadores de contaminação fecal diminuía no efluente tratado, possivelmente devido à formação de uma zona de captura composta de protozoários, bactérias predadoras e também lise viral.

Campos et al. (2006) propuseram a modelação das interações microbianas entre algas, protozoários e bactérias na filtração lenta baseando - se no esquema simplificado da Figura 2. A dinâmica biológica no interior do leito filtrante envolve complexas interações entre os organismos, nutrientes e substratos.

Figura 2 – Esquema de interações na camada biológica

Fonte: Adaptado de Campos et al. (2006).

Devadhanam Joubert e Pillay (2008) estudaram por meio de imagens obtidas por microscopia eletrônica de varredura ambiental a colonização microbiana em amostras de areia de FLD alimentado com água de manancial com baixa turbidez ao longo de 8 semanas. Foi observado o aumento da complexidade e da biodiversidade do biofilme e que mudanças da água influente e das condições ambientais variam os organismos dominantes.

Devido à existência de microrganismos no filtro, os cuidados com a limpeza e manutenção dos FLDs são evidentes, visto os riscos de contaminação durante essas atividades. Hwang et al. (2014) analisaram o potencial risco do descarte inadequado da camada biológica após retirada pela limpeza dos FLDs. 55% dos microrganismos identificados na *schmutzdecke* eram classificados como patógenos oportunistas, capazes de causar infecções, indicando a necessidade de orientação sólida para um tratamento desse material retirado dos filtros antes de ser descartado.

Para o desenvolvimento da camada biológica no leito de filtro, é necessária a presença de alimentos, oxigênio e temperaturas adequadas. A população bacteriana é limitada pela quantidade de material orgânico fornecido pela entrada de água bruta (RANJAN e PREM, 2018).

CAWST (2012) recomenda que seja mantida a mesma fonte de água para operação dos FLDs, principalmente nos primeiros dias de operação. A camada biológica se adapta com a frequência de nutrientes provenientes da fonte, por isso a necessidade de mantê-la.

Porém, nem sempre é possível manter a alimentação com a mesma fonte de água, como visto por Kanda et al. (2013) ao analisarem o desempenho de FLDs implantados em comunidades rurais no Zimbábue após um surto de cólera. Os autores relataram que os usuários utilizavam fontes de água mais próximas das habitações nos períodos mais chuvosos, captando em poços rasos que armazenavam água pluvial, e, nos períodos secos, necessitavam buscar água em fontes mais distantes. As análises mostraram que os filtros melhoravam a qualidade microbiológica da água de diferentes origens, mas ainda requeriam tratamento adicional por desinfecção.

Durante a pesquisa com FLD, para identificar o amadurecimento da camada biológica bem como observar o comportamento da mesma, é comum realizar análises rotineiras da água afluyente e filtrada, tais como: turbidez, temperatura, taxa de filtração, perda de carga hidráulica, pH, OD, carbono orgânico total (COT) e os microrganismos de interesse. Sobre a análise de turbidez, a formação da biocamada aumenta o esforço de retenção das partículas, melhora a filtração de profundidade por desaceleração da taxa de filtração e também pode alterar as

propriedades da superfície do meio filtrante, resultando na tendência de redução progressiva da turbidez ao longo do tempo de amadurecimento (ELLIOTT et al., 2008).

Através do monitoramento da redução microbiológica na água filtrada é possível modelar o desempenho dos filtros ao longo do tempo por meio de plotagem das curvas de melhor ajuste. Young-Rojanschi e Madramootoo (2014) ajustaram, em pesquisa com FLDs de fluxo contínuo e intermitente, a curva em função da redução de *E. coli* representada na Equação 3.

$$y_t = a + b \frac{t}{t + c} \quad (\text{Equação 3})$$

Em que:

y_t : remoção de *E. coli* no dia t ;

a : remoção inicial de *E. coli* do FLD;

b : remoção de *E. coli* quando o filtro está amadurecido;

c : fator de maturação.

3.11 Adaptações para melhorar o desempenho do FLD

A redução do tempo de amadurecimento do FLD é um desafio para a pesquisa, visto que durante tal período a eficiência do tratamento é mais baixa. Também as limitações da tecnologia estimulam a criação de adaptações para melhorá-la. Nesse sentido, existem muitos estudos que visam compreender os mecanismos de formação da camada biológica e testar alternativas para ampliar o desempenho do tratamento, seja por meio do estabelecimento de condições que favorecem o crescimento da camada ou por melhorias dos processos físico-químicos complementares aos biológicos, alguns deles:

- a) Campos et al. (2002) analisaram o desenvolvimento da biomassa em filtros lentos convencionais com e sem a cobertura de luz, o tempo de amadurecimento foi menor no filtro descoberto. Especulou-se de que a biomassa microbiana na areia dos filtros descobertos está relacionada aos insumos de carbono da atividade fotossintética na *schmutzdecke*;
- b) Ngai et al. (2007) avaliaram o desempenho da implantação de cerca de 1000 filtros denominados *Kanchan Arsenic Filter* (KAF) em comunidades rurais do Nepal. Tal tecnologia consiste em filtro lento com pregos de ferro enferrujado visando a remoção

de arsênico. Após um ano de uso foi observado a remoção de cerca de 90% de arsênico e ferro e 83% dos domicílios continuavam utilizando diariamente a tecnologia;

- c) Tellen et al. (2010) testaram modelos de FLDs com maior tamanho efetivo da areia para aumentar a taxa de filtração e também adicionaram limalhas de ferro zero valente no meio filtrante para melhorar o desempenho da desinfecção. Essas adaptações trouxeram aumento do desempenho e permitiram o tratamento de maior volume, também melhoram a eficiência nos primeiros dias antes da formação da camada biológica;
- d) Baig et al. (2011) introduziram finas camadas de biomassa de *pinus* intercaladas com as camadas filtrantes de areia para adaptar o FLD nas condições climáticas temperadas da região do Paquistão. Tal modificação permitiu um tratamento por adsorção adicional e demonstrou maior eficiência de remoção microbiológica comparado com os protótipos sem a biomassa nas mesmas condições;
- e) Bradley et al. (2011) adaptaram uma forma de utilização de óxidos de ferro para melhorar a adsorção e remover vírus em água subterrânea. Os autores obtiveram remoção acima de 3 log de bacteriófagos MS2 e rota vírus;
- f) Ahammed e Davra (2011), também introduziram óxido de ferro para melhorar a remoção de *E. coli* e coliformes fecais. A introdução dessa adaptação aumentou em uma unidade de log de remoção;
- g) Noubactep et al. (2012) analisaram os diversos trabalhos que envolviam a inclusão de ferro no FLD e propuseram, para melhorar a eficiência, o uso de uma segunda camada de areia fina abaixo da camada reativa de ferro;
- h) Smith (2013) construiu uma versão adaptada do BSF chamada de *Sandstorn* e o comparou com as versões de CAWST, entre as modificações foi incluído um reservatório com tampa perfurada que permite o nível baixo e constante da água, obtendo taxas mais baixas e com menores picos; o design possui maior área para a superfície filtrante e o corpo do filtro foi construído com chapas soldadas de aço galvanizado, permitindo maior facilidade no deslocamento;
- i) Campos et al. (2014) recomendaram que 50% do volume filtrante seja de areia reaproveitada de outros filtros para acelerar o amadurecimento. Também propuseram a implantação de uma torneira na saída do filtro para evitar a necessidade de armazenamento da água filtrada e seus potenciais riscos de recontaminação;
- j) Yongabi e Knoll (2015) analisaram o desempenho da combinação de FLD com sementes de moringa para a redução de oocistos de *Toxoplasma gondii* em Camarões na África, obtendo redução completa do parasito na água tratada;

- k) Zhang et al. (2016) testaram FLDs contendo diversas camadas de biomassa de *Melia azedarach* alternadas com as camadas de areia filtrante. Tal experimento foi comparado com um FLD comum e os autores demonstraram que a adaptação melhorou a remoção de ferro, chumbo e turbidez. Em relação à remoção de *E. coli*, houve remoção completa em 13 dias de operação. Segundo os autores, as propriedades adsorventes da planta utilizada melhoraram o desempenho do tratamento, em combinação com o tratamento biológico;
- l) em específico para o tratamento de água subterrânea, Wang et al. (2016) analisaram a remoção de vírus no FLD operado com água subterrânea com e sem cátions bivalentes (através da adição de solução de NaHCO_3) e foi observado uma diferença na remoção de 4 log para 1,2 log, respectivamente. Possivelmente, as concentrações de cátions bivalentes na água auxiliam a adsorção dos vírus na superfície do grão, principalmente no filtro não amadurecido. Reforçando-se, assim, a importância das propriedades químicas da água influente no desempenho do FLD;
- m) Misra et al. (2016) desenvolveram um filtro rápido com manta geotêxtil não tecida visando a defluoração e a dessalinização da água subterrânea. Os resultados mostraram reduções próximas de 83% de flúor e 46% da condutividade elétrica. Esse potencial das mantas de remoção dos parâmetros pode ser aproveitado no uso da filtração lenta para o tratamento de água subterrânea;
- n) Maeng et al. (2016) observaram que o aumento excessivo da concentração de matéria orgânica na água, quando nos períodos de chuvas, por exemplo, pode influenciar na disponibilidade de oxigênio dissolvido (OD) para os microrganismos e, consequentemente, no crescimento da camada. Assim, construíram um sistema híbrido de FLD com filtro de gotejamento para reduzir a concentração de matéria orgânica na entrada do filtro. Em 41 dias de operação, a alternativa removeu COT com maior eficiência do que o FLD sem a adaptação;
- o) Amui e Moruzzi (2017) construíram um protótipo de FLD com espessura filtrante reduzida e reservatório acoplado (filtro *Momui*). O leito filtrante foi construído em tubo de PVC de 200 mm dentro de outro tubo de 350 mm que funciona como um reservatório de água filtrada, obtendo melhor segurança contra a contaminação.

As diversas adaptações realizadas nos FLDs permitem melhorar o uso e o desempenho das tecnologias referenciando com as condições locais climáticas, econômicas, culturais, entre outras. Como afirmaram Baig et al. (2011), a abordagem descentralizada trouxe uma

solução no fornecimento de água biologicamente segura pois é fácil de construir, operar e manter por um leigo com poucas horas de treinamento.

3.12 Inclusão da desinfecção após a filtração lenta

Apesar do uso das tecnologias como a filtração lenta, o tratamento de água doméstico ainda necessita de um processo de desinfecção. Segundo WHO (2017), a desinfecção é de incontestável importância no fornecimento de água potável, visto ser uma barreira efetiva para muitos agentes patogênicos e deve ser utilizada para águas superficiais e subterrâneas sujeitas à contaminação fecal. Dessa forma, a pesquisa com FLD necessita da inclusão de processos de desinfecção também adaptados para comunidades isoladas.

As análises de *E. coli* de Duke et al. (2006b) na água utilizada por comunidade no Haiti mostraram que a quantidade de UFCs (unidade formadora de colônia) detectadas na água filtrada armazenada era sete vezes maior do que a registrada na saída dos FLDs, indicando recontaminação. Assim, os autores recomendaram a desinfecção da água filtrada armazenada para garantir que esta permaneça em uma faixa segura ou razoável em relação à contaminação bacteriana.

Para a desinfecção de protozoários, Abeledo-Lameiro et al. (2018) testaram a tecnologia de ultra-som para a inativação de *Cryptosporidium parvum*. Os autores observaram que a irradiação a 80 W sob um tempo de exposição de 10 min reduziu drasticamente a viabilidade dos oocistos, mostrando ser uma tecnologia promissora para a desinfecção sem alteração das propriedades da água e nem adição de subprodutos. Porém, no contexto das comunidades isoladas, que necessitam de alternativas imediatas e acessíveis, tal opção tecnológica ainda está distante de ser aplicável.

Assim, entre as alternativas mais comuns de desinfecção de água para comunidades isoladas, a cloração com hipoclorito de sódio possui vantagens como a facilidade de execução (requer apenas a dosagem do produto químico em um determinado volume de água a ser desinfetada), o baixo custo e a segurança do residual de cloro livre na água.

Entretanto, tal solução tem como desvantagem a alteração do sabor da água e é pouco eficaz para a inativação de protozoários, especialmente para oocistos de *Cryptosporidium* spp. e cistos de *Giardia* spp. É conhecido que tais organismos possuem resistência às doses de cloro geralmente utilizadas, um exemplo disso é a pesquisa de Keegan et al. (2008) na qual avaliaram a desinfecção de oocistos de *Cryptosporidium* spp. utilizando cloro e também monoclорamina em amostras com e sem processos de tratamento envolvendo coagulação, floculação e flotação;

os resultados mostraram que o tratamento foi ineficiente para oocistos frescos (recém-purificados).

Apesar disso, o uso de cloro ainda é eficiente para a desinfecção dos outros patógenos. WHO (2017) mostra que a desinfecção doméstica com cloro livre é capaz de remover até 6 log de bactérias ou vírus e 5 log para protozoários, exceto oocistos de *Cryptosporidium*, desde que a turbidez da água se mantenha abaixo de 1,0 uT, o que permite a melhor eficiência de remoção.

Além da desinfecção, a inclusão de cloro na água filtrada pelo FLD permite a oxidação dos contaminantes ainda existentes, como observado por Kennedy et al. (2014) que adicionaram alvejante doméstico visando tratar desreguladores endócrinos. Os autores observaram remoções de cerca de 50% de estrogênio da água filtrada quando a dosagem de cloro foi de 0,67 mg.L⁻¹ e 98% quando 5 mg.L⁻¹.

Por fim, a desinfecção no sistema de abastecimento de água é obrigatória por lei em muitas localidades. No Brasil, a Portaria de Consolidação nº 5 regulamenta que toda água para consumo humano, sendo fornecida coletivamente, deve passar por esse processo (MINISTÉRIO DA SAÚDE, 2017). Tal legislação não especifica diretamente sobre a obrigatoriedade da desinfecção nos casos de tratamento domiciliar, mas exige que toda água proveniente de solução alternativa individual, independentemente da forma de acesso da população, está sujeita à vigilância da qualidade da água. Tal vigilância é definida como um conjunto de ações adotadas regularmente pela autoridade de saúde pública para verificar o atendimento aos padrões estabelecidos, considerando os aspectos socioambientais e a realidade local. Desta forma, é possível inferir que a inclusão da desinfecção da água, após a filtração com FLD, além de ser uma barreira adicional de segurança, possui o respaldo de atender à legislação.

4. Material e Métodos

A pesquisa foi realizada por meio de quatro etapas, conforme representado na Figura 3.

Figura 3 – Representação esquemática da metodologia

Fonte: Autor.

4.1 Fase 1

As atividades da Fase 1 foram: Aquisição e preparação dos materiais a serem utilizados para a confecção da tecnologia; e montagem de 4 FLDs, dois protótipos com a configuração de fluxo intermitente e dois com a de fluxo contínuo, ou seja, cada filtro com sua réplica.

4.1.1 Aquisição e preparação dos materiais

Os filtros construídos foram instalados na unidade de piloto do Laboratório de Tratamento Avançado e Reuso de Águas (LATAR) da Escola de Engenharia de São Carlos (EESC).

Para o corpo dos filtros foram utilizados materiais de PVC da linha de água adutora (*Defofo*), de diâmetro interno de 260mm, que foram doados pela empresa Mexichem Brasil (Amanco). As conexões de entrada e saída de água foram, em sua maioria, doadas pela Amanco e as restantes foram obtidas em lojas de materiais de construção locais, por serem de fácil disponibilidade no mercado (tês, joelhos, luvas, torneiras de boia, entre outros.).

As superfícies filtrantes foram cobertas com manta não tecida tipo feltro, obtida em lojas de aviamentos locais.

O material filtrante era composto, na camada suporte, de 7,5 cm de pedregulho grosso (comercialmente conhecido como Pedregulho Tipo 1), 5 cm de pedregulho fino (Pedregulho Tipo 0) e 5 cm de areia grossa e, na camada superior, 50 cm de areia fina.

A Figura 4 apresenta um esboço dos protótipos em fluxo contínuo e intermitente.

Figura 4 – Esquema dos FLDs contínuo (A) e intermitente (B)

Fonte: Autor.

A fim de monitoramento da perda de carga e coleta de amostras, piezômetros e dispositivos de tomada d'água feitos de espigões e mangueiras de silicone transparentes foram anexados no corpo dos filtros, juntamente com escalas graduadas para marcação do nível.

Para a escolha das areias, foram adquiridas 5 amostras de areias utilizadas na construção civil e vendidas comercialmente na região (três tipos de areia fina e dois tipos de areia grossa). Ensaios granulométricos foram realizados nas mesmas e foram escolhidas as que mais se aproximaram das características de interesse (D_{10} , coeficiente de uniformidade - CU, e porcentagem de grãos finos) de acordo com as recomendações de CAWST (2010).

Os ensaios granulométricos foram realizados no laboratório de preparação de amostras no Departamento de Geotecnia da EESC – USP e a Norma Brasileira (NBR) 11799 (ABNT, 2016b) foi utilizada como metodologia de referência. Para a realização dos testes, as amostras foram lavadas, peneiradas e secadas em estufa por 3 horas a 105 °C. Após isso, 150 g de cada amostra foram introduzidas no conjunto de peneiras, entre os números 12 e 200 (aberturas entre 1,7 mm e 0,075 mm, respectivamente). Tal conjunto foi fixado em um agitador e o mesmo funcionou por 15 min a 5 Hz. Uma vez separadas, as porções retidas em cada peneira foram pesadas e, assim, construídas as curvas granulométricas de cada amostra.

Após escolhidas as areias, o material filtrante foi comprado e a lavagem do mesmo foi realizada manualmente utilizando a água do poço do campus I da EESC/USP (São Carlos, SP). A escolha da água do poço para lavagem em vez de água da torneira se deu visando a aproximação com a realidade das localidades sem água encanada e também para evitar possíveis interferências do cloro da água tratada no material filtrante, visto que a água do poço especificamente fornecida ao laboratório não é desinfetada, pois é utilizada para fins de pesquisa.

Uma porção de água e de areia era misturada em um balde de 50 L, aguardados 5 s para sedimentação dos grãos, então o sobrenadante era descartado. Tal processo era repetido sucessivas vezes até atingir a turbidez do sobrenadante menor que 10 uT. Após isso, as porções eram secadas ao sol sobre lonas plásticas. Para contribuir com a transferência de tecnologia, a descrição detalhada desses processos foi incluída no manual de montagem dos FLDs (APÊNDICE A).

Depois de lavadas e secadas, as amostras foram peneiradas. Primeiramente foram utilizadas as peneiras superiores, nas quais o material retido foi descartado; em seguida, o material peneirado passou pelas peneiras inferiores, onde o material retido foi utilizado e o que passou foi descartado. A Tabela 4 apresenta a distribuição das peneiras segundo o material filtrante.

Tabela 4 – Determinação do peneiramento do material filtrante

Material filtrante	Tamanho da abertura das peneiras superiores (mm)	Tamanho da abertura das peneiras inferiores (mm)
Areia média	1,5 x 1,5 ^a	-
Areia grossa	3 x 7 ^b	1,5 x 1,5 ¹
Pedregulho fino	5 x 12 ^c	5 x 8 ^d
Pedregulho grosso	11,5 x 11,5 ^e	5 x 12 ³

Nota: Nome comercial das peneiras: ^a peneira de fubá; ^b peneira de arroz; ^c peneira de café; ^d peneira de feijão; ^e tela de galinheiro.

4.1.2 Montagem

A montagem dos FLDs foi realizada na oficina mecânica do Departamento de Hidráulica e Saneamento da EESC.

Para melhor atender os aspectos de transferência de tecnologia, foram priorizadas as operações de montagem consideradas mais acessíveis por requererem menor complexidade no uso de ferramentas, equipamentos e habilidades específicas. Dessa forma, foram realizadas as operações de furação com furadeira manual, corte com serras circular e manual, chanfragem com lixadeira e lima grossa e vedações com cola para PVC, teflon (veda-rosca) e silicone.

Durante a montagem dos protótipos foram observados parâmetros referentes ao tempo de montagem, custo dos materiais e equipamentos utilizados, habilidades necessárias e os desafios encontrados. Tais dados objetivaram ser subsídio para a confecção do manual de montagem dos FLDs (APÊNDICE A).

Uma vez finalizadas as operações de montagem do corpo dos protótipos, os mesmos foram higienizados e preenchidos com água para detectar e eliminar possíveis vazamentos, antes do preenchimento com o material filtrante.

Para o enchimento dos filtros com as camadas de areia e pedregulho, foram seguidas as recomendações da norma NBR 11799 (ABNT, 2016b). Cada camada foi preenchida buscando a melhor uniformidade e nivelamento possível, sendo também o corpo do filtro preenchido gradualmente com água até a marcação das profundidades definidas, visando evitar a formação de bolsões de ar ao inserir o meio filtrante.

4.2 Fase 2

A Fase 2 compreende as caracterizações do material filtrante, do escoamento por meio de ensaios com traçador e dos parâmetros de operação.

4.2.1- Caracterização dos materiais

Os ensaios de solubilidade dos materiais filtrantes em ácido foram feitos segundo a NBR 11799 (ABNT, 2016b). Cada ensaio promoveu o contato das amostras com ácido clorídrico e avaliou a solubilidade medindo a diferença, em porcentagem, entre as massas do material antes e depois do contato com o ácido.

Para a determinação da porosidade do material filtrante é necessário primeiramente a obtenção da massa específica do mesmo. Dessa forma, os ensaios para a quantificação da massa específica das areias e pedregulhos foram realizados segundo a NBR 6458 (ABNT, 2016a) utilizando o método com picnômetro no Laboratório do Departamento de Geotecnia da ESSC-USP.

Uma vez obtidas as massas específicas dos respectivos materiais filtrantes, foram feitos ensaios para determinar os índices de vazios máximo e mínimo segundo as NBRs 12004 (ABNT, 1990) e 12051 (ABNT, 1991), respectivamente. Para isso, foi utilizado um suporte com cilindro de prova de volume de 995,48 cm³ e 5,66 kg de massa. As amostras eram preenchidas no suporte e calibrados os seus respectivos volumes com o cilindro, o conjunto era então pesado e, com isso, calculava-se os índices de vazios pela Equação 4.

$$e = \frac{\rho_s}{\rho_d} - 1 \quad (\text{Equação 4})$$

Em que: ρ_s = massa específica da amostra (g.cm⁻³); ρ_d = resultado da divisão da diferença da massa do conjunto e a massa da amostra pelo volume do cilindro (g.cm⁻³).

A partir disso, foi possível calcular a porosidade máxima e mínima do material filtrante, segundo a Equação 5.

$$\varepsilon = \frac{e}{1+e} \quad (\text{Equação 5})$$

Em que: e = índice de vazios; ε = porosidade.

A NBR 6458 (ABNT, 2016a) recomenda o método com picnômetro apenas para amostras que passam na peneira de 4,8 mm. Assim, para as amostras de pedregulho, de granulometria superior, as determinações desta forma da massa específica e, consequentemente, do índice de vazios e da porosidade podem não ser precisas. Por isso, durante o enchimento dos

filtros com esse tipo de material filtrante, foram medidos os volumes de água necessários para encobrir as camadas de pedregulhos, método também utilizado por Elliott et al. (2008). Assim, foi possível comparar tais volumes obtidos na prática com os calculados em teoria pela porosidade.

Para estimar o volume total de água armazenado no filtro foi feita a somatória do volume de água estacionária (na camada superior ao meio filtrante), com o volume de vazios calculado nas camadas filtrante de areia, com o volume medido de água armazenada nas camadas de pedregulhos e com o volume de água armazenada na tubulação de saída do filtro. Especificamente no cálculo do volume de vazios nas camadas de areia, foi considerado o volume teórico da respectiva camada, descontando o volume da tubulação de saída que a atravessa, multiplicado pela porosidade da areia, obtendo, assim, a Equação 6.

$$Vol_{Total} = Vol_{\text{água livre}} + \sum Vol_{\text{pedregulhos}} + \sum Vol_{\text{Teórico}} \cdot \varepsilon \quad (\text{Equação 6})$$

Em que: Vol_{Total} = volume total de água armazenada em um FLD; $Vol_{\text{água livre}}$ = volume da zona estacionária + volume de água dentro das conexões de saída; $Vol_{\text{pedregulhos}}$ = volume de água armazenada nas camadas de pedregulhos; $Vol_{\text{Teórico}}$ = volume teórico das camadas filtrantes de areia (área x altura) descontando o volume da tubulação de saída e do suporte da manta não tecida; ε = porosidade respectiva de cada material.

4.2.2 Caracterização do escoamento

Para melhor comparação entre os desempenhos dos protótipos, foi definido que a produção diária de água fosse a mesma para ambos os filtros. Assim, ponderando o maior volume possível com as limitações de operação, foi definida a produção de 48 L de água. Tal valor corresponde às três alimentações diárias de 16 L do FLD intermitente (volume semelhante ao que é possível armazenar no filtro), também é coerente com as necessidades diárias de uma família considerando apenas usos para consumo e não para higiene pessoal. O valor de 48 L é superior aos 20 L indicados pela WHO (2003) como volume mínimo diário para proteção básica da saúde.

Após a montagem dos filtros, ensaios com traçador foram produzidos para determinar o escoamento de cada protótipo. Para isso, uma sonda de condutividade com interface *GoLink* para computador foi acoplada na saída da água filtrada, utilizando uma seringa como suporte para manter submerso o sensor.

Uma solução de cloreto de sódio (NaCl) a 100 mg.L^{-1} foi preparada como traçador e os dados da variação da condutividade da água filtrada foram registrados diretamente em computador por meio do programa *Logger Lite* (Vernier Software & Technology, EUA).

Nos filtros de fluxo contínuo, a vazão foi regulada para $0,56 \text{ mL.s}^{-1}$, que corresponde à produção de 48 L por dia. A partir da obtenção da concentração do traçador ao longo do tempo ($C \times t$) foi adotado o modelo tipo degrau, de acordo com Levenspiel (2000). Na análise dos dados, foi obtida a normalização pela curva F e a mesma foi derivada (curva E) utilizando o software *Origin 8.6* (OriginLab, EUA). Com isso, foi calculado o tempo de residência médio ($\bar{t}$). Também foram obtidos a variância para cada ensaio (σ^2), a correlação dos resultados, o número de tanques de mistura completa em série (N-CSTR) e a análise das curvas experimentais de distribuição do tempo de detenção hidráulica com os modelos teóricos uniparamétricos de pequena e grande dispersão, conforme equações mostradas na Tabela 3.

Nos FLDs intermitentes, duas bateladas com 16 L de solução com sal foram adicionadas (volume definido igual ao volume calculado de água armazenada no filtro), seguidas de duas bateladas de mesmo volume com água do poço para retirada do traçador no filtro. Do início ao fim do escoamento, a variação da vazão ao longo do tempo foi medida juntamente com a concentração do traçador. Assim, foi possível analisar as curvas do traçador *versus* o volume filtrado, como feito por Elliott et al. (2008) e Bradley et al. (2011). Também os índices IDM e IDMm foram calculados.

4.2.3 Água de estudo e inóculo de *E. coli*

A água de estudo foi uma mistura da água captada no poço do campus 1 da EESC/USP em São Carlos com a adição de *E. coli*. Tal água foi caracterizada com as seguintes análises físico-químicas: pH, alcalinidade, turbidez, cor, potencial zeta, COT, coliformes totais e absorvância ($\lambda = 254 \text{ nm}$). Tais análises feitas segundo procedimentos de APHA et al. (2012).

O fornecimento de água do poço do campus não é constante, dessa forma um reservatório de $2,5 \text{ m}^3$ foi utilizado para abastecer as demandas da pesquisa quando necessário.

Para caracterizar a água de estudo com risco microbiológico, inóculos diários de *E. coli* foram realizados a fim de obter concentrações próximas de 10^3 UFC/100mL . Tal característica em um manancial natural apresentaria risco que justifica a obrigatoriedade da análise de protozoários, segundo a legislação brasileira (MINISTÉRIO DA SAÚDE, 2017).

Para isso, uma cepa contendo *E. coli* liofilizada (ATCC 11229) adquirida da Fundação André Tosello, foi ativada seguindo as recomendações do fornecedor. Posteriormente, tais

microrganismos foram cultivados a 37 °C em meio nutriente (70122 Nutrient Broth N°1 Sigma-Aldrich®) na concentração de 25 mg.L⁻¹ do produto. Durante a incubação, amostras do caldo de cultura foram coletadas periodicamente para medição da absorbância ($\lambda = 600 \mu\text{m}$) a fim de monitorar a curva de crescimento do cultivo. Uma vez detectada a fase log de crescimento, foi realizado o processo de repique da cultura, transferindo os microrganismos para tubos *ependorff* de 1,5 mL contendo 20 % de glicerol. Com isso, foi possível armazenar tais tubos em freezer, formando um estoque de cepas a fim de utilizá-las periodicamente até o fim da pesquisa.

4.3 Fase 3

A Fase 3 foi realizada através da alimentação dos 4 FLDs ao longo de 374 dias que foram divididos em duas temporadas de operação, visando os estudos de maturação e redução microbiológica do tratamento. Na primeira temporada, a água de estudo foi inoculada apenas com *E. coli* e foram realizadas as atividades rotineiras descritas a seguir. Após 168 dias de operação se iniciou as atividades de desinfecção da água filtrada e no dia 191 o primeiro ensaio de remoção de protozoários. A operação pausou entre os dias 237 a 245 para a limpeza, manutenção e análise da camada biológica, dando início a segunda temporada no dia 246. Nesta, foi incluída uma alimentação semanal com água de rio, juntamente com desinfecção diária e ensaios mensais de redução de protozoários, aos quais se incluiu nos 3 últimos meses os ensaios de estimativa da viabilidade com a desinfecção utilizando iodeto de propídio. A segunda temporada encerrou-se no dia 374 e posteriormente fez-se a limpeza e análise final da camada filtrante.

4.3.1 Temporadas de operação

Durante toda a operação, a cada 21 dias, uma cultura de *E. coli* foi preparada para inoculação via ativação de um dos tubos contendo as cepas, citadas no item anterior, em um meio de cultura esterilizado e preparado com 6,25 g de meio nutriente (70122 Nutrient Broth N°1 da Sigma-Aldrich®) em 250 mL de água deionizada. Tal preparo foi cultivado em estufa a 36 °C por 18 horas e, após isso, foi armazenado na geladeira. Alíquotas desse meio de cultura foram coletadas diariamente para a inoculação na água de estudo. Também semanalmente eram quantificados os organismos para definir os volumes do inóculo, buscando obter concentrações próximas de 10³ UFC/100 mL.

Diariamente foi preparada a água de estudo em um reservatório com 200 L com água do poço, na qual foram inoculados os microrganismos de estudo e agitados em um misturador elétrico. Após isso, 100 L foram bombeados para um reservatório elevado a fim de abastecer os 2 FLDs contínuos e o restante foi coletado ao longo do dia para abastecer os 2 filtros intermitentes.

Para que os FLDs contínuos fossem alimentados diariamente com 48 L da água de estudo, a vazão da água filtrada era corrigida por meio de regulação da torneira tipo agulha. Assim, o nível de água acima do filtro era limitado pela boia e o fechamento parcial da torneira fornecia a perda de carga localizada necessária para a taxa de filtração visada, corrigida diariamente.

Os filtros intermitentes foram alimentados três vezes ao dia com o enchimento de 16 L sobre o balde acoplado na parte superior de cada filtro, o qual distribuía a água por meio de boia, controlando a taxa máxima de filtração.

O volume de água utilizado nas alimentações dos FLDs intermitentes e o tempo de coleta das amostras foram obtidos após as análises de caracterização dos filtros e do escoamento. Os períodos de pausa foram definidos em dois de 5 h e um de 14 h (alimentações aconteciam às 08:00h, 13:00h e 18:00h).

Os piezômetros distribuídos ao longo do corpo dos filtros permitiram registrar a variação da perda de carga ao longo do tempo de operação.

No momento das coletas das amostras diárias, a vazão foi medida de modo a registrar as taxas de filtração.

Termômetros foram acoplados para medir a variação de temperatura no interior da camada estacionária ao longo do tempo de operação. Igualmente, um aparelho próximo aos filtros mediu a temperatura do ambiente de trabalho. Dessa forma, foi possível comparar tais parâmetros com os demais dados da pesquisa.

Durante a operação, foram monitoradas as remoções de microrganismos inoculados periodicamente na água de estudo. A Tabela 5 apresenta o tipo de microrganismo, a frequência de análise e a metodologia adotada para detecção.

Ambos os métodos utilizados para as análises microbiológicas foram detalhados na forma de roteiros de aplicação nos APÊNDICES B e C.

Tabela 5 – Monitoramento microbiológico dos FLDs

Microrganismo	Frequência de análise	Metodologia adotada
<i>E. coli</i>	Duas vezes por semana	Meio <i>Chromocult® Coliform Agar (Merck KGaA)</i>
Coliformes totais		
<i>Giardia muris</i>	Mensal	Concentração por filtração em membranas e detecção por microscopia de imunofluorescência direta
<i>Cryptosporidium parvum</i>		

Além das análises microbiológicas, foram realizadas periodicamente análises físico-químicas nas águas de estudo e filtrada, seguindo as metodologias de APHA et al. (2012), de acordo com a Tabela 6.

Tabela 6 – Análises físico-químicas nos FLDs

Análises	Frequência
Turbidez	Diária
Cor aparente	Diária
Temperatura	Diária
pH	Semanal
Alcalinidade	Semanal
Condutividade	Semanal
Absorbância 254	Semanal
Oxigênio dissolvido (OD)	Semanal
Carbono orgânico total (COT)	Semanal
Cor verdadeira	Semanal
Potencial Zeta	Mensal
Distribuição de partículas	Mensal

Mais especificamente nos FLDs intermitentes, as amostras de cor e turbidez foram coletadas também após diferentes períodos de pausa (5 e 14 h), para comparar a influência dos mesmos no desempenho dos filtros.

Ao fim da primeira temporada, após iniciadas as atividades de desinfecção da água filtrada e o ensaio com protozoários, foi realizada a limpeza e manutenção dos filtros, dando início à segunda temporada de operação.

Na segunda temporada de operação foi incluída a alternativa para otimização do crescimento da camada biológica. Tal proposta consistiu na alimentação semanal de água proveniente de manancial superficial. A água captada do rio Espraiado (São Carlos, SP) foi armazenada. A hipótese é que uma alimentação semanal de 16 L com esta água (correspondente a 1x o volume de vazios da camada filtrante), intercalada com a água subterrânea nos outros dias, fornecesse mais nutrientes para a formação da camada biológica.

Um pré-tratamento foi realizado na água do rio através de sedimentação e passagem por um pano de feltro, conforme a Figura 5. Dois reservatórios de 200 L acoplados com mangueiras nas saídas foram utilizados, permitindo o enchimento dos baldes. Assim, nos FLDs intermitentes, uma das alimentações com água de estudo (poço + *E.coli*) foi substituída semanalmente por água do manancial pré-tratada. Para os filtros contínuos, um reservatório elevado de 50L, acoplado com mangueiras de engate rápido, foi utilizado para fornecer a água de manancial pré-tratada na tubulação de alimentação, conforme Figura 5. Semanalmente eram fechadas as válvulas de saída do reservatório de água do poço, substituídas as mangueiras e abria-se as válvulas de saída do reservatório de água do manancial por 8 horas (tempo para escoamento dos 16 L), em seguida, voltava-se a operação normalmente.

Figura 5 – Esquema da alimentação semanal com água de manancial

Fonte: Autor.

4.3.2 Ensaios de desinfecção

Após o início da operação dos filtros, foram incluídos os ensaios de desinfecção visando avaliar a qualidade da água final gerada pela tecnologia.

Primeiramente, foram realizados ensaios de demanda de cloro em amostras da água filtrada, proporcionando, assim, a escolha da melhor dosagem. Para isso, realizou-se testes de bancada em Jarreste com 100 rpm de agitação, 30 min de tempo de contato e variando as dosagens de 0 a 2 mg.L⁻¹ de cloro. Uma solução de hipoclorito de sódio de 178 mgCl.L⁻¹ foi preparada e, após cada teste, foram medidas as concentrações de cloro livre e cloro combinado utilizando um kit de cloro livre reagente (HACH™, 2105569-BR).

Uma vez definida as dosagens de hipoclorito, um sistema de desinfecção foi acoplado na saída da água filtrada utilizando baldes de 50 e 60 L, conforme a Figura 6.

Figura 6 – Esquema do sistema de desinfecção

Fonte: Autor.

Assim, operações diárias de desinfecção foram realizadas utilizando uma solução de hipoclorito de sódio a 2% (em massa de Cl₂). Para isso, a concentração da solução e o volume de água filtrada acumulada foram medidos diariamente a fim de calcular com melhor precisão o volume da dosagem, visando a obtenção de 0,5 mg.L⁻¹ de cloro residual.

Após a dosagem do desinfetante, a água era agitada manualmente com uma haste de plástico e após 30 min eram coletadas as amostras para análises físico-químicas e microbiológicas juntamente com as demais análises da operação dos filtros. Também a concentração de cloro livre na água desinfectada foi monitorada frequentemente para observar o atendimento das recomendadas pelo Ministério da Saúde e pela OMS.

4.3.3 Ensaios com protozoários

A partir do final da primeira fase de operação (filtro maduro), inoculações diárias de cistos de *Giardia muris* e oocistos de *Cryptosporidium parvum* foram realizadas diretamente na entrada dos filtros, simulando as condições de contaminação microbiológica massiva. Palmateer et al. (1997) também realizaram semelhante metodologia a fim de simular as condições do cenário de uma vaca defecando próximo a uma fonte de água.

Para a inoculação, alíquotas de cepas específicas de *Giardia muris* e *Cryptosporidium parvum* (fornecidos pela Waterborne™) foram utilizadas (especificações no ANEXO A). Periodicamente, amostras dessas cepas eram quantificadas em triplicata para definir os volumes de inóculo, buscando a ordem de grandeza de 500 (oo) cistos por FLD.

O método de concentração por filtração em membranas foi utilizado para quantificar os organismos (FRANCO et al., 2016), seguindo as recomendações de USEPA (2012) e utilizando na raspagem das membranas Tween 80 0,1% aquecido a 45° C (detalhes no APÊNDICE C). A montagem das lâminas foi realizada utilizando o kit comercial Merifluor® (Meridian Bioscience) com adição de corante vital com DAPI (Fluoroshield™ Sigma –Aldrich®) e IP (Sigma –Aldrich®). A contagem dos protozoários foi realizada por microscopia de fluorescência (microscópio Olympus® BX51), combinando com visualizações para testes confirmatórios em 4',6-diamino-2fenil-indol (DAPI) e de contraste interferencial diferencial (DIC).

Para avaliar a permeabilidade da membrana dos cistos de *Giardia muris* e oocistos de *Cryptosporidium parvum* como indicativo da eficiência do tratamento, foram realizados ensaios com a técnica de inclusão/exclusão de corante fluorogênico IP, conforme feito por Boni (2016), que indicou 5 min de tempo de exposição do corante para minimizar erros de falso-positivos.

Antes da inoculação nos filtros, ensaios de qualidade analítica foram testados para validar, de acordo com as recomendações de USEPA (2012), o método de detecção adotado, observando a recuperação dos organismos. Em cada teste, 4 amostras de 1 L de água filtrada foram inoculadas com números conhecidos de (oo) cistos e aplicado o método de quantificação, também uma amostra sem inóculo foi testada para validar o branco.

Primeiramente, um teste inicial de qualidade foi realizado com inóculo de protozoários. Os protozoários de alíquotas triplicatas dessas cepas foram contados, obtendo a média e coeficiente de variação (CV) dos (oo) cistos. Os mesmos volumes foram inoculados na água de estudo, assumindo, assim, que o número de (oo) cistos inoculados no teste era igual ao número obtido pela contagem das lâminas. Após a aplicação do método de concentração, o volume final

de cada amostra foi de 0,5 mL. Tal conteúdo foi agitado e alíquotas de 50 µL do mesmo foram preparadas nas lâminas, obtendo fator de multiplicação de 10 para cada (oo) cisto detectado. Assim, a porcentagem de recuperação foi calculada através da proporção entre os organismos quantificados e os assumidos no inóculo.

Uma vez verificada a recuperação, outro teste com organismos mais novos foi realizado e dessa vez foram também quantificados os (oo) cistos corados e não corados com IP. Ao final da pesquisa, mais um último ensaio foi realizado, neste se utilizou como inóculo o kit *AccuSpyke*® que contém cepas com número conhecido de organismos, quantificados pelo fabricante por citometria de fluxo (especificações no ANEXO B).

O primeiro ensaio do desempenho dos FLDs na remoção de protozoários ocorreu no final da primeira fase de operação dos filtros, após 10 dias de inoculação diária dos organismos. Em todos os protótipos, todo o volume acumulado de água filtrada durante um dia de operação foi analisado e as remoções de (oo) cistos foram quantificadas. Após isso, ensaios mensais foram realizados durante a segunda fase de operação. Nos últimos três meses, foram incluídas as análises do desempenho da desinfecção da água filtrada. Nestas, para cada FLD, metade do volume de água filtrada (24 L), acumulado ao longo de um dia de operação, foi clorada e outra metade não. Após isso, em ambas as partes foram analisados os protozoários. Assim, com a aplicação de IP na preparação das amostras, foi possível comparar as proporções dos organismos corados e não corados, com e sem a desinfecção.

4.3.4 Limpeza e manutenção dos filtros

A parada inicial para limpeza e manutenção dos filtros ocorreu pós o término da primeira temporada de operação. Tal atividade se baseou nas recomendações de CAWST (2010) e, acrescentado as ações para análises, resumiu-se em: I-) Remoção, molho, limpeza e raspagem da manta com espátula de plástico, bem como coleta da água utilizada; II-) Raspagem da camada superficial de areia com colher de aço inoxidável, enxague e coleta da água e relocação no filtro; III-) lavagens sucessivas da camada de areia até a redução da turvação da água; IV-) limpeza dos reservatórios, mangueiras, baldes e demais acessórios utilizados e V-) recolocação da manta.

Em todas as atividades, água deionizada foi utilizada. Após a limpeza, nas amostras residuais coletadas (da manta e da areia) foram realizadas análises microbiológicas e de sólidos. Para isso, 10 mL de amostras agitadas e sedimentadas foram concentradas em centrífuga a 1000 rpm por 5 min e alíquotas das mesmas foram observadas em microscópio, visualizando os

organismos existentes na camada filtrante. Também triplicadas de 100 mL das amostras foram evaporadas e calcinadas, identificando as massas de sólidos totais, fixos e voláteis.

Para trocar da primeira temporada de operação (somente água de poço) para a segunda temporada de operação (adição de aceleração do amadurecimento), os FLDs foram deixados nas condições semelhantes ao início da primeira fase de operação, isto é, sem camada biológica. Para isto, os filtros foram preenchidos com hipoclorito de sódio (4 mg.L^{-1}) e aguardados dois dias de contato. Em seguida, alimentações constantes de água do poço, apenas, foram realizadas por uma semana.

Após a segunda temporada de operação, novamente a limpeza e a análise da camada filtrante foram realizadas a fim de comparar os resultados com os da primeira temporada. Amostras das mantas foram recortadas, secadas em dessecador e analisadas em microscopia eletrônica de varredura (MEV) no Laboratório do Instituto de Química de São Carlos.

4.4 Fase 4

A Fase 4 testou as hipóteses da pesquisa por meio das análises dos resultados. A hipótese de que a introdução de água do manancial acelera o desempenho dos FLDs foi verificada através de análises estatísticas comparando os dados de interesse frente aos intervalos de tempo. A hipótese de que a introdução da desinfecção reduz os riscos microbiológicos foi testada comparando as eficiências de remoção microbiológica com e sem a cloração; para isso, uma proposta de análise de risco foi criada. Por fim, as análises de custo e desafios operacionais direcionaram a conclusão do manual de montagem e operação dos FLDs no APÊNDICE A.

4.4.1 Análises dos resultados

Os resultados iniciais da pesquisa, como a aquisição e preparo dos materiais, montagem dos FLDs, parâmetros de escoamento e operação foram comparados com a literatura e, posteriormente, discutidos com os resultados da operação dos filtros.

Durante a operação, os dados registrados na entrada e saída dos filtros referentes às análises físico-químicas e microbiológicas foram confrontados a fim de observar a remoção de cada FLD. Com isso, foi possível estatisticamente comparar o desempenho dos filtros de fluxo contínuo com os intermitentes, bem como entre as duplicatas de cada configuração.

A modelagem da redução de *E. coli* ao longo do tempo foi plotada seguindo a Equação 3 de forma a comparar com as análises de Young-Rojanschi e Madramootoo (2014).

As análises estatísticas do desempenho dos filtros foram realizadas utilizando o programa PAST (*Palaeontological Statistics*). Para a verificação da normalidade dos dados, o teste de Shapiro – Wilk com 95% de confiança foi aplicado. Após a comprovação de que os dados são não paramétricos, a comparação entre as versões de FLD contínuo e intermitente foi realizada através do teste não paramétrico de Mann-Whitney.

Análises bivariadas foram aplicadas visando observar a correlação entre a eficiência de remoção de *E. coli* na água filtrada com as variáveis de interesse: tempo de operação dos FLDs, inoculação afluente de *E. coli* (na água de estudo) e as temperaturas ambiente. O coeficiente de correlação de Spearman, para análises não paramétricas, foi utilizado com 95% de confiança. Com isso, foi possível analisar, em diferentes tempos de operação e nas duas temporadas, quais variáveis mais se correlacionaram com o desempenho e comparar com as indicações de amadurecimento dos FLDs, testando a Hipótese 1.

Os dados obtidos pelos ensaios de desinfecção foram utilizados para avaliar o desempenho do uso dos FLDs com e sem os processos posteriores de desinfecção, testando assim a Hipótese 2. Para isso, foi desenvolvida uma metodologia visando calcular o risco.

Essa estimativa quantitativa do risco microbiológico foi realizada baseando-se no método determinístico. Tal método utiliza valores potenciais numéricos em cada um dos passos da avaliação, como exemplificado por Dubugras e Pérez-Gutiérrez (2009) para o cálculo da probabilidade de contaminação de certo patógeno em carne de frango.

Assim, o risco foi calculado a partir das probabilidades de três situações: Se a água a ser tratada possui patógenos (P1), se o filtro remove os patógenos (P2) e se a desinfecção inativou os patógenos restantes (P3). A Figura 7 apresenta a distribuição dessas probabilidades.

Para o cálculo da estimativa dos riscos, a probabilidade da primeira situação (P1) foi assumida 100%, visto que durante a operação todos os dias foram inoculados microrganismos nos filtros. Na segunda situação (P2) foram adotados os valores em porcentagem de redução microbiológica (*Giardia muris*, *Cryptosporidium parvum*, *E. coli* e coliformes totais). Na terceira situação (P3), também foram utilizadas as porcentagens de remoção para as bactérias, porém, para os protozoários foi assumida a diferença na proporção de (oo) cistos não corados após a desinfecção.

Com isso foi possível estimar os riscos com e sem os sistemas de desinfecção e compará-los entre as configurações de fluxo intermitente e contínuo e entre as temporadas de operação.

Figura 7 – Esquema da distribuição das probabilidades para a proposta de análise de risco

Fonte: Autor.

4.4.2 Análises de custos e desafios operacionais

Os custos de todos os materiais necessários para a confecção dos FLDs e também dos insumos utilizados nos processos de desinfecção foram orçados. Tais custos foram corrigidos pelo índice geral de preços da Fundação Getúlio Vargas (IGP – M, FGV) para o mês 10 de 2018 e, com isso, foi possível identificar quais os protótipos e materiais mais onerosos em uma possível aplicação da tecnologia em campo.

Para auxiliar na obtenção desses dados, uma pesquisa de iniciação científica realizada pelo aluno Douglas Pires de Oliveira através do Programa Unificado de Bolsas (PUB-USP) realizou o levantamento dos custos para a obtenção de um FLD e a análise dos mesmos em relação à disposição a pagar (DAP) da população.

Juntamente com a construção do manual de operação, descrito na Fase 1, foram discutidas todas as operações, ferramentas e habilidades necessárias para a construção, operação e manutenção da tecnologia e suas principais dificuldades ao longo das fases anteriores. Nessa discussão, foram levantadas propostas para contornar tais desafios à luz dos princípios sobre transferência de tecnologia.

5. Resultados e Discussão

5.1 Resultados da Fase 1

O processo de aquisição, escolha, preparação e caracterização do material filtrante resultou em dados relevantes para a comparação com as recomendações da literatura e para a utilização no cálculo de parâmetros futuros. O registro da montagem dos filtros, detalhando especificidades operacionais, permitiu as bases para a discussão na Fase 4 e para a confecção do manual de operação.

5.1.1 Aquisição e caracterização do material

A Figura 8 apresenta os ensaios granulométricos com as cinco amostras de areia analisadas para a escolha do material filtrante.

Figura 8 – Distribuição granulométrica das areias analisadas

Uma vez tendo as curvas granulométricas de cada amostra, foi possível calcular os parâmetros de interesse das mesmas. A Tabela 7 compara os valores dos coeficientes de uniformidade, os diâmetros efetivos e a porcentagem inferior à abertura de 0,1 mm das mesmas.

Tabela 7 – Comparação dos parâmetros de interesse das amostras de areia analisadas

Amostra	D ₁₀ (mm)	CU	Proporção inferior a 0,1 mm (%)
Areia Fina 1	0,11	1,97	3,26
Areia Fina 2	0,12	1,88	0,49
Areia Fina 3	0,19	2,08	0,16
Areia Grossa 1	0,17	2,46	0,55
Areia Grossa 2	0,22	2,31	0,07

Nota: D₁₀: diâmetro efetivo (passa 10% da amostra); CU: Coeficiente de uniformidade (D_{60}/D_{10}).

De acordo com as recomendações de CAWST (2010), todas as amostras atendem ao critério do coeficiente de uniformidade (entre 1,5 e 2,5), também, em relação aos grânulos finos, todas atendem ao critério de proporções de até 4% de diâmetros inferiores a 0,1 mm. Porém, apenas as areias denominadas Areia Fina 3 e Areia grossa 1 atendem ao critério do diâmetro efetivo (entre 0,15 e 0,2 mm).

Jenkins et al. (2011) testaram dois grupos de FLDs com material filtrante de diferentes D₁₀, um mais fino (0,17 mm) e outro mais grosso (0,52 mm) para simular as situações onde as areias disponíveis no local possuem tais características. Os autores observaram melhores resultados, principalmente na remoção de bactérias, para os filtros de menor diâmetro efetivo, o que reforça a escolha desse parâmetro.

Dessa forma, foi definida a aquisição das amostras de Areia Fina 3 para compor a camada filtrante superior e de Areia grossa 1 para compor a primeira camada suporte.

Para estudar com maior precisão os grãos maiores do material filtrante, foi produzido novamente um ensaio granulométrico, desta vez com peneiras de maiores aberturas. A Figura 9 mostra os resultados desse segundo ensaio.

Figura 9 – Distribuição granulométrica dos grãos maiores

Fonte: Autor.

A proporção de grãos maiores do que 1,0 mm é ligeiramente maior na amostra de Areia grossa (1,73%), enquanto que na Areia fina possui apenas 0,36 %. Assim, reforça-se a escolha da Areia fina como a principal camada de filtração, visto que a granulometria dos filtros lentos é geralmente mais fina, com grãos entre 0,15 e 1,0 mm (VERAS e DI BERNARDO, 2008).

Em relação à solubilidade do material filtrante em ácido, o ensaio de amostras com ácido clorídrico, segundo a NBR 11799 (ABNT, 2016b), resultou nos dados da Tabela 8.

Tabela 8 – Ensaio de solubilidade em ácido do material filtrante

Amostra	m ₁ (g)	m ₂ (g)	S (%)
Areia fina	100,0	99,8	0,17
Areia grossa	100,0	99,8	0,2
Pedregulho fino	100,0	100,0	0,03
Pedregulho grosso	100,0	100,0	0

Nota: m₁: massa antes do ensaio; m₂: massa após 30 min com HCl 1:1; S: solubilidade em ácido = $100 \cdot (m_1 - m_2) / m_1$.

De acordo com a norma supracitada, a solubilidade em ácido das areias para filtros não deve ser maior que 5 %. Também, para os pedregulhos com diâmetros menores e maiores que 9,5 mm não deve ser maior que 5 e 10 %, respectivamente. Assim, todo o material filtrante utilizado na pesquisa atende ao critério de solubilidade em ácido.

A respeito da determinação da massa específica, os resultados dos ensaios estão na Tabela 9.

Tabela 9 – Determinação da massa específica do material filtrante

Material filtrante	Massa específica a 20°C (g.cm ⁻³)
Areia fina	2,673
Areia grossa	2,644
Pedregulho fina	2,693
Pedregulho grosso	2,644

Os dados obtidos de ambos os materiais são semelhantes aos da massa específica do quartzo, conhecida por ser próxima de 2,6 g.cm⁻³ (MENEZES et al., 2002). Assim, é possível inferir a abundância desse mineral na composição do material filtrante, como era de se esperar.

Embora a NBR 6458 (ABNT, 2016a) recomende o método com picnômetro apenas para determinar a massa específica de grãos que passam na peneira de 4,8 mm, as análises com os pedregulhos também mostraram valores de massa específica semelhantes às das areias.

Os ensaios para determinar os índices mínimo e máximo de vazios, bem como os resultados de porosidade obtidos a partir desses índices estão na Tabela 10.

Tabela 10 – Índices de vazios e porosidade do material filtrante

Material	$e_{\min}$ (M $\pm$ DP)	$e_{\max}$ (M $\pm$ DP)	$\epsilon_{\min}$ (%)	$\epsilon_{\max}$ (%)	ϵ_m (%)
Areia fina	0,5 $\pm$ 1%	0,7 $\pm$ 1%	33	41	37
Areia grossa	0,74 $\pm$ 4%	0,91 $\pm$ 2%	43	48	45
Pedregulho fino	0,77 $\pm$ 1%	0,82 $\pm$ 2%	43	45	44
Pedregulho grosso	0,69 $\pm$ 1%	0,73 $\pm$ 3%	41	42	41

Nota: $e_{\min}$: índice de vazios mínimo; M: média; DP: desvio padrão (%); $e_{\max}$: índice de vazios máximo, $\epsilon_{\min}$: porosidade mínima; $\epsilon_{\max}$: porosidade máxima; ϵ_m : porosidade média.

Segundo a NBR 12004 (ABNT, 1990), os resultados dos índices de vazios são considerados satisfatórios quando os desvios padrão forem de até 3 %. Dessa forma, apenas o índice de vazios mínimo da areia grossa obteve desvio fora do padrão da norma.

A partir dos resultados de massa específica e de porosidade, foi possível estimar o peso total de um FLD, através da Tabela 11.

De acordo com a estimativa da massa total, um FLD é possivelmente mais pesado do que um usuário da tecnologia e as camadas filtrantes respondem por cerca de 70 % da massa estimada total. Tal fato evidencia a necessidade de cuidados para a localização e transporte do filtro, principalmente após seu enchimento.

Tabela 11 – Estimativa da massa dos FLDs após montados

Partes constituintes	Volume (L) ¹	Densidade (kg.L ⁻¹)	Peso (kg)
Camada de areia fina	16,64	2,67	44,43
Camada de areia grossa	1,45	2,64	3,82
Camada de pedregulho fino	1,59	2,69	4,28
Camada de pedregulho grosso	3,95	2,64	10,43
Água estacionária	16	1	16
Corpo do filtro ²			13
Total:			91,96

Nota: ¹ Volume teórico descontando a porosidade média; ² média da massa dos protótipos pesados após a montagem, sem enchimento.

5.1.2 Montagem

Como resultado da observação da montagem dos filtros, foi produzido um roteiro de montagem (APÊNDICE A). Para facilitar a compreensão do usuário, foi definido dividir o roteiro em 3 fases: pré-montagem, montagem e pós-montagem.

Na fase de pré-montagem, foram incluídas recomendações referentes à escolha do local, materiais necessários e preparação do material filtrante.

Para a escolha do local, foi enfatizada no manual a importância de um local seguro e bem protegido, onde o filtro possa ser operado constantemente sem removê-lo visto seu grande peso, como indicado na Tabela 11.

O estudo de Napotnik e Jellison (2014) mostrou que o transporte e movimentação do FLD levou à redução da taxa de filtração, provavelmente devido à compactação do leito. Assim, foi incluído no manual de operação evitar o transporte e a movimentação dos FLDs, tendo em vista o grande peso e as prováveis interferências no tratamento.

Para os materiais necessários o roteiro contém a lista com a quantidade, nomes e imagens. Também foram incluídas as ferramentas e insumos necessários para a montagem, bem como os materiais para a montagem do sistema de desinfecção.

Para a estimativa da quantidade de material filtrante a ser comprado, amostras das areias e pedregulhos na forma bruta (volumes ensacados vindos do comerciante) foram coletadas e medidas suas respectivas massas. Após isso, tais amostras foram lavadas, secadas e peneiradas e medidas novamente suas massas. Dessa forma, foi possível observar a porcentagem de perdas de massa oriundas do processo de preparação do material. Tal porcentagem foi acrescentada nos valores de massa vistos na Tabela 11. Assim, a Tabela 12 apresenta a quantidade mínima de sacos de material filtrante necessária para o enchimento de um FLD (contínuo ou intermitente), considerando 20 kg por saco.

Tabela 12 – Estimativa da quantidade de material filtrante para cada FLD

Material	Massa da amostra bruta (kg)	Massa da amostra preparada ¹ (kg)	Perdas ² (%)	Massa de material filtrante corrigida ³ (kg)	Número de sacos contendo 20 kg de material filtrante
Pedregulho grosso	1,642	1,641	0,06	10,44	1
Pedregulho fino	1,571	0,386	75,43	17,42	1
Areia grossa	1,464	0,163	88,87	34,31	2
Areia fina	1,726	1,506	12,75	50,92	3

Nota: ¹ Medição após lavagem, secagem e peneiramento da amostra; ² Porcentagem de perdas de massa de material filtrante após a preparação; ³ Pesos das camadas filtrantes acrescidos das respectivas porcentagens de perdas.

As elevadas porcentagens de perdas de pedregulho fino e de areia grossa são resultado, principalmente, do peneiramento do material. No pedregulho fino, as variações das aberturas das peneiras inferior e superior são de apenas 20 mm², o que causa grande descarte dos grãos. Na areia grossa, a maior parte do material atravessa a peneira de fubá (1,5 x 1,5 mm) e é descartada. Uma possível alternativa para redução dessas perdas seria o aproveitamento, de todo ou de partes, do descarte peneirado da areia grossa como componente da areia fina. Porém, novas análises seriam necessárias, pois tal solução iria variar as características do material filtrante. Vale lembrar que tais análises são específicas para o material utilizado na pesquisa e que cada localidade possui materiais com características diferentes.

O consumo de água para a lavagem foi medido em torno de 50 L para cada 1 kg de material, tal valor leva a uma estimativa de 5,6 m³ de água limpa por filtro. Considerando um cenário de indisponibilidade desse volume em uma comunidade isolada, é possível incluir alternativas logísticas como o transporte de material filtrante lavado para facilitar a transferência de tecnologia.

Assim, a respeito da preparação do material filtrante, foi incluída no roteiro de montagem a descrição dos processos de lavagem, secagem e peneiramento, bem como as recomendações quanto aos cuidados com a contaminação do material e com a quantidade de água para a lavagem.

Na fase de montagem, a Tabela 13 apresenta uma síntese das operações realizadas, o tempo de execução das mesmas e os principais riscos e desafios encontrados.

Tabela 13 – Operações realizadas na montagem dos FLDs

Operação	Tempo aproximado (min)	Principais riscos e desafios de execução
Corte	8	Risco de acidentes, rompimento brusco do material no momento final do corte
Chanfragem	4	Risco de acidentes
Furação	8	Risco de inclinação dos furos; risco do material se prender na broca e subir
Corte do tubo 25 mm	8	Exatidão nas dimensões das peças cortadas; risco de inclinação da serra
Montagem das conexões internas	10	Necessidade de força muscular para encaixar a tubulação no interior do tubo
Colocação do CAP	10	Preenchimento uniforme da cola por toda a extensão da vedação
Montagem de conexões externas	15	Vedação correta, ajuste do balde cortado no corpo do filtro intermitente
Montagem do sistema de desinfecção	5	Vedação correta

Devido a espessura de 11mm do tubo, a operação de corte envolve ferramentas consideradas perigosas para o manuseio amador, principalmente quanto ao uso da máquina de serra circular. Dessa forma, foi recomendada a utilização de equipamentos de proteção individuais, a mão de obra com experiência no uso dessas ferramentas e a importância de mais pessoas ajudando a segurar o tubo no momento do corte para evitar os movimentos bruscos do mesmo. Igualmente, tal recomendação serviu para a operação de chanfragem.

Na operação de furação foram descritos todos os furos necessários para a montagem dos filtros e do sistema de desinfecção. Cuidados a respeito de evitar problemas com a inclinação das brocas e de movimentação do material a ser furado foram também incluídos no roteiro.

No corte do tubo de 25 mm, são obtidas todas as peças do material necessário para a montagem dos conjuntos interno e externo da tubulação de saída. Nesta fase, a importância de se obter as dimensões exatas das peças foi salientada, visto que tais conjuntos fornecerão a precisão da altura da lâmina d'água após a montagem.

A montagem das conexões internas pode exigir certa força muscular no momento do encaixe do conjunto no interior do corpo do filtro, visto a dificuldade de localização do encaixe. Dessa forma, foi instruída a montagem prévia, sem cola, para realizar eventuais ajustes e, por fim, a montagem novamente, dessa vez com cola.

Para a colocação do CAP, a princípio foi testado o uso de anel de vedação de 250 mm. Porém, houve muita dificuldade na colocação do mesmo, tentou-se inserir o CAP com batidas

de marreta, o que acabou danificando um CAP. Dessa forma, foi definida a colocação do CAP sem o anel de vedação e a utilização de cola veda calha não tóxica para a fixação. Essa adaptação permitiu facilitar o processo de montagem, mas notou-se que o espalhamento da cola deve ser rigorosamente homogêneo ao longo de toda a extensão da vedação, para que haja correto alinhamento do conjunto montado.

Na montagem das conexões externas, o manual de montagem produzido instrui a colocação final da tubulação de saída de água filtrada, a montagem da boia do filtro contínuo, a vedação da boia do filtro intermitente e a montagem dos baldes acoplados.

Após montados os protótipos, modelos contínuo e intermitente, ambos foram pesados obtendo a média de 13 kg, conforme mostrado anteriormente na Tabela 11. Tais FLDs vazios são mais leves do que os modelos de concreto de CAWST e também do que o modelo *Sandstorm* desenvolvido por Smith (2013) feito de ferro galvanizado e base de concreto (23 kg). O baixo peso do filtro vazio permite facilitar a movimentação durante a implantação da tecnologia.

Na montagem do sistema de desinfecção, foi incluído o sistema de entrada de cloro utilizando um plug roscável como tampa e a saída da água clorada com registro e adaptador para mangueira.

No manual de operação, foi incluído como fase de pós-montagem as atividades de higienização, enchimento, colocação da manta e regulagem da vazão dos filtros contínuos.

Para a higienização, foi definido o enchimento dos filtros com água e uma dosagem de hipoclorito de sódio (2 %), em um tempo de contato de 24 h. O cálculo da dosagem resultou em um volume de desinfetante de 8 mL, considerando a mesma proporção (concentração x tempo) utilizada para higienização de caixas d'água.

Na regulagem da vazão dos filtros contínuos, foi incluído no manual um método de medição da vazão enchendo volumes de objetos conhecidos e acessíveis. Assim, para o uso de tampa de garrafa PET (6 mL) e copo americano (250 mL), a vazão de 48 L.d⁻¹ resultou nos tempos de 11 s e 7,5 min, respectivamente.

Ao final de toda a montagem, os FLDs ficaram dispostos segundo a Figura 10. Cada protótipo foi denominado segundo a sua localização, numerando-os da esquerda para a direita.

Figura 10 – Disposição dos FLDs contínuos (C-FLD1 e C-FLD2) e intermitentes (I-FLD3 e I-FLD4)

Fonte: Autor.

5.2 Resultados da Fase 2

Na Fase 2, o cálculo do volume de água armazenada nos vazios permite a definição da alimentação dos filtros intermitentes e o cálculo do tempo de detenção hidráulica dos contínuos. Os ensaios com traçador permitiram, além da compreensão do escoamento, definir os horários de coleta das amostras na Fase 3, considerando o tempo de residência obtido experimentalmente. Por fim, os resultados das análises envolvendo a inoculação de *E. coli* foram fundamentais para referenciar os posteriores procedimentos diários de alimentação dos filtros que asseguram a água de estudo com risco microbiológico.

5.2.1 Parâmetros de operação

Uma vez obtidos os valores de porosidade, foi possível calcular o volume de água armazenado no filtro. A Tabela 14 apresenta os resultados de tal cálculo considerando a divisão das camadas conforme esquema da Figura 11.

Figura 11 – Esquema da divisão das camadas do filtro

Fonte: Autor.

Tabela 14 – Volume teórico de água armazenado nas camadas do filtro

Camada do filtro	B (Areia fina)	C (Areia grossa)	D (Pedreg. fino)	E (Pedreg. grosso)
Vol. da camada (L)	26,42	2,63	2,63	3,95
Vol. mínimo de água (L)	8,72	1,13	1,13	1,6
Vol. máximo de água (L)	10,83	1,26	1,18	1,7

Nota: Vol. Água = Vol. da camada x porosidade.

Durante o preenchimento dos filtros, os ensaios medindo os volumes de água armazenada nas camadas de pedregulhos obtiveram os seguintes resultados: 1,04 L para o pedregulho fino e 1,56 L para o pedregulho grosso. Tais resultados são próximos dos volumes teóricos calculados.

Para o cálculo do volume total de água armazenada no filtro, segundo a Equação 6, apresentada anteriormente, o volume calculado da camada de água estacionária (A) foi de 2,39 L e o volume das conexões de saída foi de 0,28 L. Considerando tais valores, mais os volumes medidos no pedregulho e os volumes teóricos máximos e mínimos das areias:

$$\text{Volume de água mínimo (L)} = 2,39 + 0,28 + 1,04 + 1,56 + 8,72 + 1,13 = 15,12 \text{ L}$$

$$\text{Volume de água máximo (L)} = 2,39 + 0,28 + 1,04 + 1,56 + 10,83 + 1,26 = 17,36 \text{ L}$$

Assim, a média do volume de água estacionária obtida foi de 16,24 L. Segundo Elliott et al. (2008), para melhorar a remoção microbiológica é indicado aumentar o tempo de retenção de água no filtro, isso pode ser feito pela introdução de um volume de alimentação menor que o volume dos poros. Dessa forma, foi assumido o volume de 16 L como parâmetro para a

alimentação dos filtros intermitentes, que corresponde aproximadamente 1x o volume de vazios.

Nos filtros contínuos, a camada estacionária (A) é 5,0 cm maior do que a dos intermitentes, devido à boia que mantém o nível da água sempre acima do nível estacionário. Assim, nesses FLDs são armazenados de 17,77 a 20,01 L de água.

A taxa de filtração dos C-FLDs foi calculada considerando a vazão de 48 L.d^{-1} e a área de 531 cm^2 . Com isso, se obteve $0,9 \text{ m}^3.\text{m}^{-2}.\text{d}^{-1}$, valor abaixo da faixa comumente utilizada para a filtração lenta. Porém, tal taxa está acima da obtida pelas pesquisas de Young-Rojanschi and Madramootoo (2014) ($0,24 \text{ m}^3.\text{m}^{-2}.\text{d}^{-1}$) e Sabogal-Paz et al. (2020) ($0,38 \text{ m}^3.\text{m}^{-2}.\text{d}^{-1}$).

De acordo com o volume de água armazenada no filtro contínuo calculado anteriormente (17,77 a 20,01 L), o tempo de detenção hidráulica teórico, ou seja, o volume de água armazenada dividido pela vazão é de $567 \pm 34 \text{ min}$, tal valor posteriormente foi comparado com os ensaios com traçador.

5.2.2 Ensaios com traçador

Os resultados dos ensaios com traçador nos protótipos contínuos da pesquisa estão na Figura 12.

Figura 12 – Distribuição da concentração de saída do traçador (NaCl) ao longo do tempo nos FLDs contínuos (C-FLD1 e C-FLD2)

Fonte: Autor.

Em ambos os ensaios, é possível observar que o tempo de detenção hidráulica teórico (567 ± 34 min) se encontra dentro do período em que a concentração do traçador está aumentando consideravelmente, indicando o degrau dos ensaios. Após o tratamento dos dados pela metodologia da curva DTR, foi calculado o tempo de residência médio para cada ensaio, apresentado na Tabela 15.

Tabela 15 – Tempo de residência médio obtido nos ensaios dos FLDs contínuos

Protótipo	C-FLD1			C-FLD2		
Ensaio	1	2	3	1	2	3
$\bar{t}$ (min)	574	576	583	567	580	585
Média	$578 \pm 4,4$ min			$578 \pm 9,3$ min		

Nota: $\bar{t}$: tempo de residência médio.

Os resultados mostram que ambos os protótipos obtiveram a mesma média do tempo de residência das triplicatas, evidenciando a semelhança entre os dois modelos de FLD contínuo. Ao comparar tal valor com o tempo de residência teórico médio (567 ± 34 min), observa-se que há apenas 11 min de diferença para ambos os protótipos analisados.

Ao ajustar os dados para o modelo N-CSTR em série e para as dispersões de pequena e grande intensidade, foram obtidos os valores de variância, de número de reatores em série e de número de dispersão para todos os ensaios. A Tabela 16 apresenta os resultados dessas análises.

Tabela 16 – Parâmetros obtidos para ajustes dos ensaios com traçador dos FLDs contínuos

C-FLD1				
Ensaio	$\sigma^2\theta$ (-)	N – CSTR	Pequena dispersão	Grande dispersão
		N	D/uL	D/uL
1	0,06	17	0,03	0,027
2	0,107	10	0,054	0,045
3	0,097	11	0,049	0,042
Média	0,088	13	0,044	0,038
C-FLD2				
Ensaio	$\sigma^2\theta$ (-)	N – CSTR	Pequena dispersão	Grande dispersão
		N	D/uL	D/uL
1	0,09	11	0,045	0,039
2	0,247	4	0,124	0,091
3	0,108	10	0,054	0,046
Média	0,148	8	0,074	0,058

Nota: $\sigma^2\theta$ (-): variância adimensional; N: número de reatores de mistura completa em série; D/uL: número de dispersão.

De acordo com o ajuste N – CSTR, são necessários, hipoteticamente, média de 8 reatores perfeitos de mistura completa em série para o C-FLD1 e 13 para o C-FLD2. Na

interpretação do modelo, quanto maior o número de reatores em série, mais próximo o comportamento de reator tipo pistão (LEVENSPIEL, 2000).

O C-FLD testado por Terin e Sabogal-Paz (2019) obteve $N = 6$ (área transversal da camada filtrante = $0,049\text{m}^2$) e o testado por Sabogal-Paz et al. (2020) foi de $N = 17$ (área transversal da camada filtrante = $0,0075\text{ m}^2$); assim, verifica-se que os resultados podem depender da geometria do filtro que está sendo testado. Segundo Sabogal-Paz et al. (2020), ao avaliar o desenvolvimento da camada biológica no FLD, o fluxo pistonado sugere que o mesmo tempo está disponível para todas as parcelas de água que entram no filtro auxiliando, portanto, a eficiência do tratamento.

A Figura 13 apresenta as curvas experimentais de todos os ensaios juntamente com os modelos matemáticos ajustados.

Ao observar as plotagens, nota-se que a curva do ensaio 1 do protótipo C-FLD1 foi a que mais se aproximou dos modelos ajustados. Não obstante, tal curva foi a que obteve os maiores coeficientes de determinação.

A curva do ensaio 2 do modelo C-FLD2 foi a mais distante dos modelos. É possível observar a diferença entre seus traçados com dos demais ensaios e também que todos os coeficientes de determinação são menores.

Em algumas curvas é possível observar oscilações do traçador antes do pico, mais nitidamente no ensaio 3 do protótipo C-FLD1 e no ensaio 2 do C-FLD2. Esse fenômeno pode estar relacionado com a existência de caminhos preferenciais do escoamento ou de regiões de estagnação no filtro. Apesar disso, tais variações não são frequentes entre as triplicadas, indicando que são eventos isolados.

Nos ensaios 2 do C-FLD1 e também 2 do C-FLD2 existe uma oscilação após o ponto máximo formando um pequeno pico. Tal fato pode estar relacionado com a existência de recirculação interna.

Freitas (2017), Terin (2017) e Maciel (2018) também realizaram ensaios com traçador e análises da curva DTR em FLDs confeccionados em tubulação predial. Ambas as pesquisas também obtiveram os melhores ajustes para o modelo N-CSTR.

Figura 13 – Ajustes das curvas experimentais dos FLDs contínuos aos modelos matemáticos

Fonte: Autor.

Nos FLDs intermitentes, as variações da vazão durante as alimentações de 16 L foram monitoradas e registradas na Figura 14.

Figura 14 – Variação da vazão na alimentação de 16 L nos FLDs intermitentes

Fonte: Autor.

Os dados mostram que, em torno dos primeiros 20 min de alimentação, a vazão se eleva até atingir seu valor máximo, sendo este com média de 320 mL.min⁻¹ no FLD intermitente I-FLD3 e 333 mL.min⁻¹ no I-FLD4. Tais valores mostram que os protótipos atendem à recomendação de CAWST (2012) para que o fluxo não seja superior a 450 mL.min⁻¹.

Em relação a taxa de filtração, os dados remetem a um valor máximo de aproximadamente 8,64 m³.m⁻².d⁻¹, menor do que o máximo recomendado (9,6 m³.m⁻².d⁻¹) para a versão de FLD de CAWST (2010).

Uma vez em seu ápice, a vazão permanece constante por cerca de 20 min e, após esse tempo, começa a decair. Nesse período é assumido que a carga hidráulica dos FLDs se encontra no valor máximo, limitada pela boia de filtro, enquanto o balde acoplado sobre a mesma vai se esvaziando.

Após isto, a vazão se reduz lentamente até se anular e a altura de água na superfície filtrante retornar ao nível estacionário. Por volta do tempo de 130 min, as vazões de todos os ensaios eram inferiores a 2 mL.min⁻¹. Assim, assumiu-se 135 min como intervalo entre as alimentações dos ensaios com traçador.

A existência da boia de filtro regulando o nível de água nos FLDs permitiu evitar vazões excessivas no escoamento. Nos ensaios realizados por Lynn et al. (2013), que utilizaram FLD com prato difusor, o protótipo dos autores registrou uma taxa de fluxo próxima de 800 mL.min⁻¹ após 20 min de alimentação e que decaiu para 400 mL.min⁻¹ por volta de 50 min.

A Figura 15 apresenta os resultados das concentrações do traçador *versus* o volume acumulado de alimentação.

Figura 15 – Concentração do traçador em relação ao volume filtrado dos FLDs intermitentes

I-FLD3

I-FLD4

Fonte: Autor.

O traçado formado graficamente é semelhante ao obtido por Elliott et al. (2008), nele é possível observar que a linha vertical média da curva é próxima do volume acumulado de 32 L, ponto entre a mudança das alimentações com traçador e as com água do poço.

Durante a primeira alimentação (0 a 16 L), nota-se que em ambos os protótipos ocorreu o aumento significativo da concentração do traçador próximo da final da alimentação. Isto indica a saída da água que estava armazenada nos filtros antes do ensaio.

Também se observa, na maioria dos ensaios, oscilações no início da cauda. Uma possível explicação para isso é a presença de sujidades na água do poço ou no leito filtrante que variam a medição da condutividade.

Na segunda alimentação (16 a 32 L), a concentração do traçador aumenta, com traçado de curva semelhante à logarítmica até próximo da máxima concentração. Em ambos os gráficos, notam-se pequenos pontos de inflexão indicando o início e o fim da alimentação.

Na terceira alimentação (32 a 48 L), feita apenas com água, a concentração do traçador chega ao seu ponto máximo e logo em seguida começa a decair significativamente. Tal registro revela o início da saída do traçador dos filtros e o acúmulo da água limpa.

Por fim, na última alimentação (48 a 64L), a concentração de NaCl decai até se anular. Indicando a saída de todo o volume do traçador e a finalização do ensaio.

Os índices IDM e IDMm foram calculados para os filtros intermitentes e, para fins de comparação, também foram calculados para os FLDs contínuos. Os resultados estão da Tabela 17.

Tabela 17 – Índices de dispersão de Morril obtidos nos ensaios com traçador

FLD	I-FLD3				I-FLD4			
Ensaio	1	2	3	Média	1	2	3	Média
IDM	2,21	2,19	2,18	$2,19 \pm 0,01$	2,14	2,27	2,22	$2,21 \pm 0,07$
IDMm	2,48	2,49	2,44	$2,47 \pm 0,03$	2,43	2,69	2,56	$2,56 \pm 0,13$
FLD	C-FLD1				C-FLD2			
Ensaio	1	2	3	Média	1	2	3	Média
IDM	2,16	2,19	2,16	$2,17 \pm 0,02$	2,14	2,11	2,13	$2,13 \pm 0,02$
IDMm	2,16	2,19	2,16	$2,17 \pm 0,02$	2,14	2,11	2,13	$2,13 \pm 0,02$

Nota: IDM: índice de dispersão de Morril; IDMm: índice de dispersão de Morril modificado.

Nos FLDs intermitentes as médias dos valores do IDM ficaram em torno de 2,2 e tal resultado é próximo da idealização pistonada. Comparando com a literatura, Elliot et al. (2008), Bradley et al. (2011) e Yong-Rojanschi e Madramootoo (2015) obtiveram valores de IDM de 1,3; 1,4 e 1,8 respectivamente. Ambos os trabalhos foram em FLDs com configurações diferentes dos modelos desta pesquisa, o que pode ocasionar a pequena diferença dos resultados.

Mais especificamente a respeito do IDMm dos filtros intermitentes, tais valores apresentaram média em torno de 2,5, pouco maior do que o IDM. Isto se dá pela consideração do volume do traçador no cálculo, da mesma forma como aconteceu com Lynn et al. (2013) onde tal pesquisa obteve valores de IDMm em torno de 2,92.

Nos filtros contínuos, os resultados do IDM e do IDMm foram idênticos, devido a vazão ser constante. Tal resultado também se aproxima da idealidade pistonada e reflete a semelhança entre os modelos.

5.2.3 Inóculo de microrganismos na água de estudo

Para padronizar a frequência de contaminação microbiológica da água a ser tratada, é comum, em alguns estudos, a estratégia de inoculação constante de concentrações conhecidas de certos microrganismos alvo. Napotnik e Jellison (2014), por exemplo, utilizaram cultura de cepas liofilizadas de *E. coli*, que foram ativadas e inoculadas para observar a eficiência dos FLDs após serem transportados.

A princípio, foi verificada a possibilidade de aproveitar 26 tubos eppendorf contendo cepas de *E. coli* disponíveis no laboratório, porém, pelo longo tempo de armazenamento, após ativadas não cresceram adequadamente. Portanto, nova cepa de *E. coli* liofilizada foi ativada, conforme descrito anteriormente na metodologia, a qual foi utilizada ao longo da pesquisa.

Após a obtenção dos novos tubos contendo os microrganismos para a pesquisa, um deles foi ativado e a cultura obtida foi armazenada em geladeira. Para quantificar a concentração de *E. coli* cultivada e observar as variações ao longo do tempo de armazenamento, medições semanais obtiveram os resultados da Tabela 18.

Tabela 18 – Quantificação de *E. coli* no meio de cultura utilizado na pesquisa

Tempo de armazenamento (dias)	<i>E. coli</i> (UFC)/100mL
2	$5,84 \times 10^{11}$
9	6×10^{10}
16	$6,3 \times 10^{10}$
23	$5,1 \times 10^{10}$

Nota: UFC: unidade formadora de colônias.

Como é possível observar, a concentração de *E. coli* do meio de cultura, após o decaimento natural nos primeiros dias, pouco se reduz ao longo de 3 semanas. Dessa forma, foi assumido o tempo de 21 dias para a frequência de produção do meio de cultura utilizado na pesquisa.

Durante a operação dos FLDs, o tempo entre a inoculação e a análise microbiológica da água filtrada leva mais de 24 h. Visto que nos filtros contínuos é preciso esperar ± 578 min para a coleta, tempo de residência obtido pelos ensaios com traçador. E nos intermitentes, são necessários no mínimo 26 h para a coleta da amostra que compõe o volume total acumulado em um dia de operação.

Assim, para observar o tempo em que os microrganismos resistem uma vez inoculados na água de estudo e armazenados em temperatura ambiente, foi preparado um reservatório de 200 L da água do poço com 50 μ L do meio de cultura com *E. coli*. Tais condições necessárias diariamente para a operação dos 4 FLDs da pesquisa, a Figura 16 apresenta os resultados desse teste.

Como era de se esperar, houve decaimento dos microrganismos ao longo do tempo devido às condições adversas, tais como a falta de alimento. Apesar disso, observa-se que entre o segundo e terceiro dia não houve queda na concentração bacteriana, tempo suficiente para a inoculação, operação, coleta e análise das amostras.

Figura 16 – Decaimento de *E. coli* ao longo do tempo na água de estudo reservada em 200L

Fonte: Autor.

Assim, os resultados indicaram que a interferência da mortalidade natural de *E. coli* inoculada tem pouca influência nas análises de remoção microbiológica dos FLDs, visto que a análise foi realizada logo no dia anterior à inoculação. Observando na literatura, os ensaios prévios de Ahammed e Davra (2011) registraram baixa mortalidade dos microrganismos após armazenamento em temperatura ambiente e consideraram insignificantes esses efeitos.

5.3 Resultados da Fase 3

Nesta fase foi realizada a operação dos FLDs em duas temporadas, como explicado anteriormente. A análise da remoção de *E. coli* e coliformes totais ao longo do tempo permite a comparação entre as duas temporadas de operação e, com isso, verificar a Hipótese 1 da pesquisa, sobre o uso de água de manancial superficial para acelerar o crescimento da camada biológica. O monitoramento de taxa de filtração, perda de carga hidráulica, consumo de OD, temperatura e COT complementam o teste dessa hipótese. Os aspectos operacionais envolvendo a desinfecção com hipoclorito auxiliam na discussão da Fase 4 e na confecção do manual de operação. A Hipótese 2 da pesquisa, referente a melhoria da qualidade da água filtrada com a inclusão da desinfecção, é discutida através das análises de turbidez, cor, pH, alcalinidade, condutividade, absorvância, potencial zeta e de tamanho das partículas, comparando as amostras de água filtrada e clorada. Os ensaios com protozoários, acreditados pelos testes de qualidade e de monitoramento das suspensões, reforçam as hipóteses testadas. Por fim, a camada biológica após as operações foi analisada através de ensaios de sólidos e visualizações dos microrganismos e da manta por MEV.

5.3.1 Redução de *E. coli* e coliformes totais

As inoculações diárias de *E. coli* ao longo de todo o tempo de operação resultaram na Figura 17.

Figura 17 – Inoculação de *E. coli* na água de estudo ao longo da operação dos FLDs

Fonte: Autor.

A inoculação diária, considerando as duas temporadas de operação, variou entre cerca de 5 a 35×10^3 UFC.100mL⁻¹, com média de 16×10^3 UFC.100mL⁻¹. Embora todos os dias fossem inoculados os mesmos volumes do meio de cultivo na água do poço, o decaimento da concentração de microrganismos com o tempo e as constantes renovações do meio de cultivo podem ter contribuído para essas variações.

Ao longo da operação dos filtros, considerando as duas temporadas, os resultados das remoções na água filtrada de *E. coli* e coliformes totais estão nas Figuras 18 e 19.

As concentrações de *E. coli* e de coliformes totais na água filtrada variaram entre os FLDs intermitentes e contínuos, com melhores remoções para os contínuos. Também é possível notar semelhança entre as duplicatas, de ambos os protótipos. A aplicação do teste estatístico de Wilcoxon, para comparar os dados de *E. coli* da água filtrada, resultou em valores de p de 0,018 entre os filtros contínuos e de 0,264 entre os intermitentes. O mesmo teste entre as diferentes configurações resultou em valores significativamente menores ($p = 1,2 \cdot 10^{-13}$ entre C-FLD1 e I-FLD3; $p = 1,18 \cdot 10^{-13}$ entre C-FLD1 e I-FLD4; $p = 1,73 \cdot 10^{-13}$ entre C-FLD2 e I-FLD3; $p = 1,73 \cdot 10^{-13}$ entre C-FLD2 e I-FLD4) indicando a semelhança entre as duplicatas.

Figura 18 – Redução de *E. coli* na água filtrada pelos FLDs ao longo da operação

Fonte: Autor.

Figura 19 – Redução de coliformes totais na água filtrada pelos FLDs ao longo da operação

Fonte: Autor.

Segundo CAWST (2012), sem a camada biológica, o FLD remove cerca de 30 a 70 % dos patógenos por meio de aprisionamento e adsorção. Quando estabelecida a camada ideal, esse valor aumenta para 99 % (2 log). Também Young-Rojanschi e Madramootoo (2014) observaram diferenças significativas na comparação entre os designs. Após 58 dias de

operação, os autores obtiveram remoções de *E. coli* de 1,67 log para os intermitentes e 3,71 log para os contínuos.

Ambos os dados de remoção de *E. coli* e coliformes totais mostram que, na primeira temporada de operação, os filtros contínuos se estabilizaram em remoções próximas de 3,5 log após cerca de 100 dias de operação, enquanto que na segunda temporada esse mesmo desempenho foi alcançado em cerca de 20 dias, da mesma forma ocorreu com os filtros intermitentes que se estabilizaram em torno de 1,5 log. Essa diferença entre as temporadas pode indicar que a inclusão da água de manancial superficial na segunda temporada acelerou o desempenho dos filtros na remoção microbiológica em cerca de 80 dias em comparação com a primeira temporada.

Ao ajustar a curva de redução de *E. coli* ao longo do tempo, como feito por Young-Rojanschi e Madramootoo (2014) mostrado na Equação 3, a Tabela 19 e a Figura 20 apresentam os resultados.

Tabela 19 – Parâmetros de modelação do crescimento de *E. coli*

Temporada de operação	FLD	a	b	c	E
Primeira temporada (sem alternativa de aceleração do crescimento)	C-FLD1	1,06	4,26	99	0,838
	C-FLD2	1,37	4,27	169	0,753
	I-FLD3	0,43	2,8	238	0,669
	I-FLD4	0,45	2,79	285	0,612
Segunda temporada (com alternativa de aceleração do crescimento)	C-FLD1	2,14	4,47	97	0,428
	C-FLD2	1,89	4,62	96	0,725
	I-FLD3	0,78	2,01	93	0,137
	I-FLD4	0,81	1,95	52	0,078

Nota: a: remoção inicial (log); b: remoção após maturação dos filtros (log); c: fator de maturação; E: correlação de Spearman

Os valores de redução de *E. coli* no início da operação (a) foram maiores nos C-FLDs do que nos I-FLDs em ambas as temporadas. Da mesma forma ocorreu com as reduções finais (b), tendo o melhor resultado na segunda temporada do C-FLD2 com 4,62 log.

Em ambos os FLDs, as modelagens resultaram em curvas da segunda temporada acima das curvas da primeira. Evidenciando que a alternativa de aceleração do amadurecimento promoveu o mesmo desempenho em menor tempo de operação. Para quantificar isso, a distância entre as curvas modeladas da primeira e segunda temporada (em relação ao eixo x, correspondente ao tempo) resultou em médias de 71 dias para C-FLD1 e C-FLD2, 76 dias para o I-FLD3 e 100 dias para o I-FLD4.

Figura 20 - Curva de calibração da redução de *E. coli*

Fonte: Autor.

Os valores do fator de maturação (c) foram menores na segunda temporada de operação do que na primeira, para ambos os filtros e em específico nos I-FLDs essa redução foi mais da metade.

A comparação dos valores de redução de *E. coli* medidos com os modelados resultou em coeficientes de correlação de Spearman acima de 0,5 em todos os filtros na primeira temporada e no C-FLD2 na segunda temporada. Segundo o modelo de Yong-Rojanschi e Madramootoo (2014), o coeficiente de calibração (E) é considerável aceitável para os valores entre 0,5 a 1.

5.3.2 Taxa de filtração

Como dito anteriormente, a taxa de filtração dos FLDs contínuos foi ajustada diariamente para a obtenção da produção de 48 L.d^{-1} , resultando em uma taxa de $0,9 \text{ m}^3.\text{m}^{-2}.\text{d}^{-1}$. Na maioria dos dias, esse ajuste era realizado abrindo o registro que se encontrava com vazão próxima de 2 L.h^{-1} . Os procedimentos de medição da vazão foram incluídos no manual de operação.

A taxa de filtração dos FLDs intermitentes foi obtida através de medições na vazão após 20 min da alimentação, período de vazão máxima e constante conforme visto nos ensaios com traçador. A Figura 21 apresenta os resultados.

Figura 21 – Taxa de filtração dos FLDs intermitentes

1ª Temporada de operação

2ª Temporada de operação

Fonte: Autor.

Ambas as temporadas e filtros registraram taxa dentro da variação comum para filtros lentos, $2,4$ a $9,6 \text{ m}^3.\text{m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ segundo Huisman e Wood (1974).

A taxa de filtração na primeira temporada iniciou próxima de $8 \text{ m}^3.\text{m}^{-2}.\text{d}^{-1}$, diminuiu durante os primeiros 100 dias de operação para em torno de $6 \text{ m}^3.\text{m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ e depois se estabilizou

retornando próximo de $7 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$. Feita a limpeza dos filtros, na segunda temporada a taxa começou também próxima de $8 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$, decaiu até perto de $7 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$ em 20 dias e continuou reduzindo até cerca de $6 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$. Esses resultados indicam mudanças na camada filtrante, mais acelerado na segunda temporada de operação.

Na primeira semana de operação (temporada 1) houve deslocamento da boia de filtro no balde do protótipo IF3. Tal problema permitiu o aumento da carga hidráulica sobre o filtro e, conseqüentemente, elevou a taxa de filtração. Depois de reposicionada a peça a operação voltou ao normal.

Alguns dias (35, 43 e 212 na temporada 1 e 91 e 127 na temporada 2) foram registradas quedas acentuadas nas taxas. Em ambos os casos, ao serem detectadas tais reduções, foram realizadas inspeções nos FLDs e identificadas sujidades (pequenas folhas) que obstruíam a passagem da água pela boia de filtro, como é possível observar na Figura 22.

Figura 22 – Sujidade detectada na boia do I-FLD3

Fonte: Autor.

Sobre essas eventuais alterações bruscas na taxa de filtração, a pesquisa de Kennedy et al. (2012) variou a taxa entre aproximadamente $0,6$ a $2 \text{ m} \cdot \text{d}^{-1}$ e observaram que a mudança da taxa não teve impacto significativo na remoção de coliformes fecais.

5.3.3 Perda de carga hidráulica

As distâncias entre os piezômetros relativas à camada superficial de areia foram distribuídas conforme a Figura 23. A diferença de nível entre o 1º piezômetro (camada superficial) e os demais, dividida pela profundidade dos mesmos resultou na Figura 24.

Figura 23 – Esquema das distâncias entre os piezômetros instalados em relação ao topo da camada filtrante

Fonte: Autor.

Em ambos os FLDs, a dH/L foi maior nos primeiros piezômetros, como visto por Maciel e Sabogal-Paz (2020), a perda de carga fornecida pela camada biológica é desproporcional à sua espessura. Também a camada superior possui especificidades em relação às outras camadas que contribuem para o aumento da perda de carga tais como: os grãos mais finos devido à estratificação do material, a presença da manta de feltro e o acúmulo de partículas, sendo esta a primeira região a receber a água afluyente.

Os dados mostram que os filtros intermitentes apresentaram maiores valores de dH/L do que os contínuos. Tal fato pode ser explicado pela baixa vazão do fluxo contínuo ($33 \text{ mL} \cdot \text{min}^{-1}$) acarretando em uma igualmente baixa variação da perda de carga entre os piezômetros, na ordem de milímetros. Enquanto que a alta vazão temporária do fluxo intermitente (cerca de $300 \text{ mL} \cdot \text{min}^{-1}$) leva a variações entre os piezômetros na ordem de centímetros. Isto também foi observado por Young-Rojanschi e Madramootoo (2014), os autores até consideraram que os piezômetros dos filtros contínuos não foram sensíveis o suficiente para detectar a perda de carga da referente pesquisa.

Figura 24 – Perda de carga entre o primeiro e os piezômetros seguintes dividida pela profundidade dos mesmos em relação ao topo da camada filtrante

C-FLD1

C-FLD2

I-FLD3

I-FLD4

Fonte: Autor.

Segundo Lynn et al. (2013), no FLD, somente a condutividade hidráulica relativa pode ser calculada, visto que a camada biológica aumenta a perda de carga através do sistema. Dessa forma, considerando as variações ao longo do tempo, é possível observar um crescimento da perda de carga nos primeiros 100 dias da temporada 1 (C-FLD1, C-FLD2 e I-FLD4) e relativa estabilização ao longo da segunda temporada, indicando o amadurecimento dos filtros.

5.3.4 Oxigênio dissolvido

Para as análises de OD, a comparação entre o método titulométrico de Winkler e o aparelho medidor de OD (Lutron™ Modelo: DO 5519) resultou pela escolha do equipamento sensor. Uma vez que a titulação exige procedimentos laboratoriais mais complexos e que necessitaram de maior tempo para a análise do que a medição por sensor, principalmente quando considerado o monitoramento semanal de 24 análises (6 para cada FLD) ao longo de um ano.

Para a coleta das análises, a princípio foram testados três métodos: I- coletando diretamente nos frascos; II- perfurando os dispositivos de tomada d'água com seringa sem êmbolo e; III- succionando com seringa com êmbolo. Os resultados de testes preliminares das análises de OD não variaram entre os três métodos. Assim, foi escolhida a terceira opção de coleta, por ser o método mais prático e com menor contato da amostra com a atmosfera. As análises de OD resultaram nos dados da Figura 25.

Em ambos os filtros, o primeiro piezômetro coletado, correspondente à água da superfície acima da camada filtrante, apresentou os menores valores de OD. Uma possível explicação para isso é a existência da camada biológica, que consome oxigênio. Na pesquisa de Young-Rojanschi e Madramootoo (2014) também foi observado uma curva em que há valores baixos de OD próximo da superfície filtrante, que crescem um pouco e se estabilizam e depois reduzem com a profundidade nos I-FLDs. Segundo os autores, mesmo com a camada de água estacionária, as camadas superiores dos meios filtrantes podem se tornar anóxicas durante o período de pausa do filtro.

Todos os protótipos registraram uma aparente redução das concentrações de OD próxima do dia 114 na primeira temporada de operação e do dia 24 na segunda temporada. Tais intervalos são semelhantes aos indicados de amadurecimento dos FLDs, como visto nos itens anteriores. É possível que essa redução seja devido ao crescimento dos microrganismos aderidos no leito que provoca o aumento do consumo de oxigênio. Para reforçar essa hipótese,

a Figura 26 concentra os dados através das médias distribuídas sobre as profundidades para visualizar o perfil de OD.

Figura 25 – Análise de OD ao longo do tempo e nas profundidades da camada filtrante

Fonte: Autor.

Figura 26 – Perfil das médias de OD entre diferentes intervalos de tempo ao longo das temporadas de operação

Fonte: Autor.

As análises mostram menores concentrações de OD próximas ao topo da camada filtrante, devido ao consumo de oxigênio pela camada biológica, e certa redução com o decorrer da profundidade do filtro, o que era de se esperar visto a menor oxigenação nesses pontos. Young-Rojanschi e Madramootoo (2015) analisaram o perfil de OD ao longo da camada filtrante de 9 filtros de escala de bancada e comparando com diferentes períodos de pausa. Os autores também observaram que houve redução do oxigênio ao longo do perfil do filtro.

Os perfis são parecidos entre as duplicadas e diferentes entre as configurações de contínuo e intermitente, tendo maiores valores nos contínuos. A existência de períodos de pausa entre as alimentações dos filtros intermitentes pode explicar o maior consumo de OD para os modelos dessa configuração.

Em todos os filtros, o traçado da média dos primeiros 21 dias da temporada 1 foram diferentes dos demais dias e na segunda temporada os primeiros 21 dias apresentaram traçado mais próximo. Tal fato mostra que houve diferenças no perfil de OD entre as temporadas nas primeiras semanas, com a segunda temporada tendo perfil próximo ao filtro amadurecido.

5.3.5 Temperatura

O monitoramento da temperatura ambiente e das temperaturas internas dos FLDs está apresentado na Figura 27, correspondendo às medições feitas de manhã (08:00h) e a tarde (13:00h).

Em ambos os horários é notado que os traçados das temperaturas internas dos filtros acompanham as oscilações da temperatura ambiente. No início da manhã, as temperaturas internas dos filtros foram maiores do que a temperatura ambiente, dentre os FLDs nos contínuos foram registradas as maiores temperaturas. No período da tarde, a maioria dos filtros se encontrava com temperaturas internas menores do que a ambiente, sendo os intermitentes com os valores mais baixos.

A temperatura ambiente no início da segunda temporada foi maior do que no início da primeira. O amadurecimento dos filtros é melhorado em temperaturas mais altas (UNGER e COLLINS, 2006; ARNOLD et al., 2015) e tal fato indica que a diferença climática entre os dois períodos de operação poderia ter influenciado nos resultados, pois na segunda temporada houve aceleração do desempenho.

Entretanto, ao analisar as médias da temperatura ambiente ao longo das operações, às 8:00h e às 13:00h foram de $18,8 \pm 2,9$ °C e $24 \pm 3,7$ °C, respectivamente na temporada 1 e $22,3 \pm 2,1$ °C e $26,1 \pm 2,2$ °C, respectivamente na temporada 2. Essa diferença na média da temperatura é muito baixa, menor que os desvios, também em ambos os períodos de operação houve variados dias mais frios e mais quentes. Tal fato reforça a hipótese de que a alternativa de aceleração do amadurecimento foi mais significativa para o desempenho da segunda temporada do que a temperatura. As análises estatísticas apresentadas na Fase 4 comprovam isso.

Figura 27 – Monitoramento da temperatura ambiente e interna dos FLDs

Horário de medição: 08:00h

Horário de medição: 13:00h

Fonte: Autor.

5.3.6 Desinfecção

Antes de iniciar a desinfecção diária da água filtrada, foi realizado o ensaio de demanda de cloro em jarreste, considerando tempo de contato de 30 min, obtendo os resultados da Figura 28.

Figura 28 – Ensaio de demanda de cloro das águas filtradas

Água filtrada dos FLDs contínuos

Água filtrada dos FLDs intermitentes

Fonte: Autor.

Em ambos os ensaios, o coeficiente angular foi próximo de 45°, tanto para cloro livre quanto para cloro total, indicando que praticamente a mesma quantidade de cloro dosada permanece como residual. Devido à qualidade da água subterrânea filtrada, que possui pouca matéria orgânica para reagir com o cloro, as curvas de cloro obtidas não detectaram o *breakpoint*.

Com os resultados desse ensaio, foi assumido que a concentração visada de cloro livre após 30 min de desinfecção (0,5 mg.L⁻¹) é a mesma que a concentração dosada após a diluição da solução na água filtrada. Assim, foi obtida a Equação 7 para o cálculo diário do volume de dosagem da solução.

$$V_{\text{dosagem}} = (V_{\text{água}} \times 0,5) / C_{\text{solução}} \quad (\text{Equação 7})$$

Sendo:

V_{dosagem} = Volume da solução de hipoclorito para a dosagem (mL); $V_{\text{água}}$ = Volume de água filtrada acumulada para ser desinfetada (L); $C_{\text{solução}}$ = Concentração da solução de hipoclorito produzida (g.L⁻¹).

Assim, uma solução de hipoclorito de sódio de 2 L foi produzida para a dosagem diária na água filtrada dos 4 FLDs. Tal reagente foi armazenado em temperatura ambiente e sua concentração foi medida diariamente, os valores foram registrados na Figura 29.

Figura 29 – Concentração da solução preparada de hipoclorito de sódio ao longo do tempo de armazenamento

Fonte: Autor.

Apesar das variações, a concentração preparada se manteve relativamente estável ao longo do tempo, obtendo média de $17,7 \text{ g.L}^{-1} \pm 2,8 \text{ g.L}^{-1}$. Em um cenário prático de uma comunidade isolada, é importante que os reagentes utilizados possuam longa duração e tenham facilidade de armazenamento. Assim, os resultados indicam que soluções de hipoclorito de sódio são compatíveis para essa demanda de transferência de tecnologia. A Figura 30 apresenta os resultados da concentração de cloro residual registrada na água filtrada ao longo da operação.

Figura 30 – Concentração de cloro residual na água filtrada após desinfecção com hipoclorito de sódio

Fonte: Autor.

Os valores de cloro residual estão acima do mínimo recomendado pela legislação brasileira: 0,2 mg.L⁻¹ (MINISTÉRIO DA SAUDE, 2017) e próximos do recomendado pela OMS (0,5mg/L). WHO (2019) ressalta a importância de dosagem específica de cloro para cada local baseado na demanda de cloro da água a ser tratada e também do monitoramento para garantir manter as concentrações de cloro livre entre 0,2 a 0,5 mg.L⁻¹. Realizar esses ajustes requer suporte técnico competente e monitoramento regular, o que pode ser difícil de alcançar em agregados familiares localizados em áreas isoladas.

Durante a execução da cloração, foi observado desafios operacionais quanto aos cuidados de respingos do produto no usuário no momento da dosagem. Dessa forma, cuidados e recomendações foram adicionados no manual de operação tais como o uso de luvas e aventais e o manuseio cuidadoso e preciso do conta-gotas, distante dos olhos e do nariz.

Nas análises microbiológicas da água filtrada e desinfetada, não foram detectadas colônias de *E. coli* em nenhuma das águas filtradas, em toda a fase de operação. Indicando, como era de se esperar, a eficácia da cloração na desinfecção desses microrganismos. Hussain et al. (2015) também conseguiram a remoção completa de coliformes fecais ao avaliaram a eficiência do BSF de plástico seguido de desinfecção solar (SODIS).

A respeito da desinfecção de coliformes totais, considerando todos os filtros ao longo da operação, somente 20% das análises realizadas detectaram o crescimento de colônias na água desinfetada. Porém, as quantificações foram baixas, em média 2 UFC.100mL⁻¹. Comparado com os valores de coliformes totais na água filtrada antes da desinfecção, as reduções foram mais de 74 % (0,6 log) nos FLDs contínuos e mais de 99 % (3 log) nos intermitentes. A persistência dessas colônias na água desinfetada pode estar associada a eventual contaminação da amostra no momento das coletas ou a existência de bactérias resistentes a dosagem de cloro utilizada, visto que não eram *E. coli*. Esses eventos foram considerados na análise de risco na Fase 4.

5.3.7 Turbidez

O monitoramento diário da turbidez das águas filtradas na primeira temporada de operação resultou na Figura 31. As amostras dos filtros contínuos foram coletadas no tempo de residência médio, obtido pelos ensaios com traçador. Nos FLDs intermitentes, essas amostras foram coletadas nos volumes acumulados após um dia de operação. A figura também mostra os valores de turbidez após a desinfecção da água filtrada, a partir do início dessa atividade no dia 168.

Figura 31 – Turbidez das águas filtradas durante a primeira temporada de operação dos FLDs

C-FLD1

C-FLD2

I-FLD3

I-FLD4

Fonte: Autor.

De acordo com a legislação brasileira (MINISTÉRIO DA SAÚDE, 2017), o padrão de turbidez para águas tratadas por filtração lenta e, também, para águas de pré-desinfecção deve ser menor do que 1,0 uT em 95% das amostras. Nesse aspecto, a água subterrânea de estudo se

encontra dentro do padrão de potabilidade. Contudo, os dados mostraram que a turbidez das águas filtradas está abaixo da medida na água de estudo na maioria das amostras, mais precisamente em 71 e 68 % das análises dos filtros contínuos e em 76 % de ambos os intermitentes. Tal fato indica certo desempenho do tratamento na redução de turbidez.

Em ambos os protótipos não se observou melhorias na redução de turbidez da água filtrada ao longo do tempo. Apesar de um teste de plotagem da linha de tendência ter resultado em coeficientes angulares negativos em 3 filtros (indicando tendência de declínio da turbidez), os valores são extremamente baixos, correspondendo inclinações em torno de $0,06^\circ$ (valores de R^2 e m , respectivamente: C-FLD1 = 0,007; -0,0002; C-FLD2 = 0,003; 0,0001; I-FLD3 = 0,032; -0,0003; I-FLD4 = 0,088; -0,0008).

A inclusão da desinfecção não alterou a turbidez da água tratada. O teste estatístico de Mann-Whitney entre os dados de turbidez da água antes e após a cloração apresentou diferenças significativas (95% de confiança) apenas no C-FLD1 (valores de p : C-FLD1 = 0,026; C-FLD2 = 0,365; I-FLD3 = 0,559 ; I-FLD4 = 0,804).

Mais especificamente nos FLDs intermitentes, foram também coletadas amostras da água filtrada após as alimentações dos diferentes períodos de pausa (5 e 14h). A Figura 32 apresenta os resultados obtidos. Observa-se que há indícios de menor turbidez quando maior o período de pausa.

Os valores de turbidez registrados nos períodos da pausa de 14 h foram menores do que os do período de 5 h em 48 % das amostras do I-FLD3 e em 65% do I-FLD4. Além disso, o teste estatístico de Mann-Whitney entre os dados identificou diferenças significativas no I-FLD4 (valores de p : I-FLD3 = 0,565; I-FLD4 = 0,0003).

Cabe destacar que esses períodos foram avaliados seguidamente nos mesmos filtros, ou seja, o desempenho de um período pode ter influenciado no outro. Assim, análises de períodos de pausa diferentes em FLDs distintos poderiam fornecer resultados mais precisos.

De fato, Jenkins et al. (2011a) discutem que o tempo de pausa entre as alimentações dos FLDs é um dos mais importantes parâmetros de desempenho dos filtros. Segundo os autores, os processos biológicos e fisioquímicos dentro da coluna de areia precisam de tempo suficiente para limpar os espaços de poros e locais de adsorção de biofilmes carregados com contaminantes, antes que a próxima alimentação seja adicionada.

Figura 32 – Turbidez da água filtrada pelos FLDs considerando os períodos de pausa (1ª temporada de operação)

Fonte: Autor.

Na segunda temporada de operação, os dados de turbidez da água de manancial reservada e da água de estudo preparada são apresentados na Figura 33.

Figura 33 – Turbidez da água de manancial superficial reservada e da água de estudo ao longo da segunda temporada de operação dos FLDs

Fonte: Autor.

A turbidez da água de manancial decaiu com o tempo. Tal fato pode ser explicado pelas chuvas ocorridas no período de início da segunda fase de operação (janeiro de 2019) que ocasionaram em alterações da qualidade da água do manancial. Também, os reservatórios de água de 200L que a armazenavam para o pré-tratamento (vistos na Figura 5) permitiram que um único enchimento durasse por cerca de 3 semanas, pois apenas 16 L por filtro era utilizado, aumentando, assim, o tempo de sedimentação das partículas. Esse tempo longo de armazenamento é, na prática, interessante para as condições de uma comunidade isolada, uma vez que a distância e a captação do manancial até o filtro pode ser de difícil acesso e uma retirada de grandes volumes mensalmente, por exemplo, é mais favorável do que pequenos volumes semanais.

Embora no início a turbidez foi maior do que 50 uT, contrária às recomendações de CAWST (2012) para a água bruta, tal intensidade foi apenas no início da temporada e em um dia da semana, nos demais se permaneceu com a alimentação da água de estudo, igual a primeira temporada, que continuou com valores menores do que 1 uT na maioria dos dias.

Assim, a segunda temporada de operação permitiu a introdução de água com elevada turbidez periodicamente, visando a aceleração da camada biológica, e a manutenção de água bruta com baixa turbidez na maior parte dos dias, visando as características de tratamento com água de poço com risco microbiológico. Com isso, a turbidez da água filtrada na segunda temporada resultou na Figura 34.

Figura 34 – Turbidez da água filtrada pelos FLDs na segunda temporada de operação

Água filtrada nos FLDs contínuos

Água filtrada nos FLDs intermitentes

Fonte: Autor.

Como se pode observar em ambos os filtros, no dia da alimentação com água do manancial a turbidez apresentava um pico que foi se reduzindo ao longo do tempo, visto a redução da turbidez da água bruta na figura anterior. Nos demais dias da semana, a turbidez permaneceu abaixo de 1 uT, atendendo ao padrão de potabilidade.

5.3.8 Cor

Na primeira temporada de operação, tanto a água do poço quanto a água filtrada apresentaram valores não detectados de cor aparente em todas as amostras analisadas, nos quatro FLDs. Tal resultado demonstra a qualidade da água subterrânea utilizada e a passagem da mesma pelo filtro sem alteração da cor. Consequentemente, as análises semanais de cor verdadeira também sempre resultaram em zero.

Na segunda temporada de operação a água do manancial apresentou cor, como mostra a Figura 35.

Figura 35 – Análise de cor na água do manancial superficial armazenada durante a segunda temporada de operação

Fonte: Autor.

A água do manancial reduziu os valores de cor ao longo do tempo, devido à reservação, da mesma forma que visto e discutido na análise de turbidez.

A presença de cor na água afluyente variou a qualidade da água filtrada e desinfetada, como se observa na Figura 36.

No início da segunda temporada de operação, é possível notar as diferenças periódicas na cor efluente, que se reduz com o tempo devido à melhora da qualidade da água do manancial. Esse evento aconteceu apenas em um dia da semana, nos demais dias a água tratada não apresentava cor visto a água subterrânea como afluyente.

Figura 36 – Cor das águas filtradas e cloradas (segunda fase de operação dos FLDs)

C-FLD1

C-FLD2

I-FLD3

I-FLD4

Fonte: Autor.

Houve dias em que a cor aparente da água clorada nos filtros contínuos era maior do que a da água só filtrada. Isto pode ser explicado pela diferença entre as coletas das amostras. As coletas da água apenas filtrada foram mantidas diariamente no mesmo horário, ou seja, no fim do dia, após o tempo de detenção hidráulica (obtido pelos ensaios com traçador) que é contado a partir do enchimento do reservatório pela manhã. Nos dias de introdução de água de manancial, essa coleta resultava em ser logo após o término das trocas das mangueiras de alimentação. No dia seguinte, as coletas de água clorada eram realizadas após a desinfecção da água filtrada reservada, oriundas de água acumulada ao longo do dia e noite anterior.

5.3.10 pH

A Figura 37 apresenta os resultados das análises de pH.

Figura 37 – Análises de pH das amostras coletadas ao longo da operação dos FLDs

Fonte: Autor.

As águas filtradas e cloradas dos C-FLDs apresentaram valores de pH em torno de 7,5 que é acima das médias da água de estudo e da água de manancial, também as curvas aparentam

ser mais retas e estáveis, em comparação com os I-FLDs. Na segunda temporada tais curvas se aproximam mais com a variação do pH da água de manancial do que a da água de estudo.

Nos FLDs intermitentes, as águas filtrada e clorada resultaram em uma curva de pH que aparenta seguir as variações da água de estudo, com valores pouco acima desta e menores do que água de manancial.

O aumento do pH na água após a passagem pela filtração pode ser explicado pela lixiviação dos meios filtrantes, como apontado por Sabogal Paz et al. (2020).

Para comparar as alterações no pH da água filtrada com a introdução da desinfecção, a Tabela 20 mostra as médias obtidas.

Tabela 20 – Média dos valores de pH

Média dos valores de pH		FLDs			
		C-FLD1	C-FLD2	I-FLD3	I-FLD4
Temporada 1	Água filtrada	7,48 ± 0,07	7,51 ± 0,07	7,11 ± 0,24	7,09 ± 0,25
	Água desinfetada	7,51 ± 0,07	7,52 ± 0,05	7,02 ± 0,18	6,97 ± 0,18
Temporada 2	Água filtrada	7,49 ± 0,16	7,49 ± 0,12	6,96 ± 0,15	6,95 ± 0,15
	Água desinfetada	7,53 ± 0,15	7,54 ± 0,13	6,9 ± 0,14	6,92 ± 0,13

A água desinfetada apresentou média de pH maior do que a água só filtrada para os FLDs contínuos e menor para os intermitentes, em ambas as operações. Porém, aplicando o teste de Mann Whitney entre as análises de água filtrada e clorada não se observou diferenças significativas (confiança 95%) entre as águas (valores de p: 0,84 para C-FLD1; 0,48 para C-FLD2; 0,28 para I-FLD e 0,1 para I-FLD4).

Os valores de pH da água tratada estão dentro da faixa geralmente recomendada entre 6,5 a 8,5 (WHO, 2017). Também a legislação brasileira recomenda, para um sistema de distribuição de água, que o pH da água seja mantido na faixa entre 6,0 a 9,5 (MINISTÉRIO DA SAÚDE, 2017). Portanto, o pH da água tratada na pesquisa atende esse critério.

5.3.11 Alcalinidade

As Figuras 38 e 39 apresentam os resultados das análises de alcalinidade total e parcial, nas amostras de água filtrada e desinfetada, respectivamente. Também comparam com os resultados na água de estudo e na água do manancial.

Figura 38 – Alcalinidade total das amostras coletadas ao longo da operação dos FLDs

FLDs contínuos

FLDs intermitentes

Fonte: Autor.

Figura 39 – Alcalinidade parcial das amostras coletadas ao longo da operação dos FLDs

FLDs contínuos

FLDs intermitentes

Fonte: Autor.

A medição da alcalinidade permite observar a ocorrência de substâncias na água capazes de neutralizar ácidos, tais como íons hidroxila, carbonatos e bicarbonatos. Segundo a Portaria de Consolidação 5 (MINISTÉRIO DA SAÚDE, 2017), amostras de água com valores de alcalinidade acima de $400 \text{ mg CaCO}_3.\text{L}^{-1}$ podem interferir nos resultados das análises com métodos colorimétricos.

Os valores de alcalinidade total e parcial nas águas filtrada e desinfetada foram maiores do que os da água de estudo e a de manancial, sendo em torno de $28 \text{ mgCaCO}_3.\text{L}^{-1}$ para a alcalinidade total e $20 \text{ mgCaCO}_3.\text{L}^{-1}$ para a parcial. Não foram percebidas diferenças significativas ao longo do tempo, entre as temporadas de operações, entre os modelos contínuo e intermitente ou entre as águas filtrada e desinfetada.

5.3.12 Absorbância 254

A Figura 40 compara os resultados de absorbância 254 das águas filtradas e cloradas.

Figura 40 – Análises de absorbância 254 das amostras coletadas ao longo da operação dos FLDs

FLDs intermitentes

Fonte: Autor.

A água de estudo ao longo de toda a operação apresentou valores de absorvância 254 muito baixos, com média de 0,012. A qualidade da água afluenta fez com que as águas filtradas e desinfetadas também apresentassem valores muito baixos de absorvância, próximos ao limite de detecção. Em alguns dias, os valores registrados estavam acima da água de estudo. Del Aguila (2002), em análise de absorvância 254 nm para avaliar o desempenho de um sistema de filtração lenta em areia e carvão ativado com pré-oxidação, também obteve alguns resultados com valores de remoção negativos.

5.3.13 Condutividade elétrica

A respeito da condutividade elétrica das amostras analisadas, a Figura 41 mostra os resultados obtidos.

Figura 41 – Análise de condutividade elétrica das amostras coletadas ao longo da operação dos FLDs

Fonte: Autor.

A condutividade elétrica das águas filtrada e clorada foram próximas da água de estudo, em ambas as temporadas de operação. Considerando a condutividade elétrica como um

indicador de salinidade, é possível supor que durante a alimentação dos filtros a salinidade da água na camada filtrante permaneceu baixa. Tassoula (1997) estudou a influência da salinidade na limitação do crescimento de *E.coli* em águas naturais. Tal estudo indicou que concentrações de NaCl superiores a 9% tem efeito negativo no crescimento bacteriano, principalmente em condições de pouca nutrição. Comparando essa informação com os resultados da operação dos filtros, a baixa variação da condutividade tanto na entrada como na saída dos filtros indica que a salinidade da água de estudo dificilmente prejudicou o crescimento da camada biológica.

5.3.14 COT

A média de COT da água de estudo foi de $6,8 \pm 0,96 \text{ mg.L}^{-1}$ na primeira temporada de operação e de $7,96 \pm 1,21 \text{ mg.L}^{-1}$ na segunda. A Figura 42 apresenta os resultados.

Figura 42 – Remoção de COT das águas filtradas e desinfetadas ao longo da operação dos FLDs

Fonte: Autor.

Os dados indicaram que na primeira temporada ocorreu 30 % de remoção de COT após 140 dias no C-FLD1 e depois de 176 dias nos demais filtros. Em comparação, a segunda temporada alcançou esse mesmo desempenho após 29 dias nos C-FLDs e 99 dias nos I-FLDs.

Campos et al. (2002) sugerem que, na filtração lenta, o carbono orgânico instável é removido e utilizado para o crescimento da biomassa microbiana. Dessa forma, a temporada de operação que incluía a aceleração do crescimento da camada biológica acelerou a remoção de 30% de COT em 111 dias no C-FLD1, 147 dias no C-FLD2 e 77 dias nos I-FLD3 e I-FLD4.

A água desinfetada apresentou valores de remoção de COT semelhantes aos da água filtrada em todos os protótipos e aplicando o teste estatístico de Mann Whitney não houve diferenças significativas entre esses dados (valores de p: 0,67 para C-FLD1, 0,63 para C-FLD2, 0,51 para I-FLD3 e 0,96 para I-FLD4).

5.3.15 Potencial zeta e distribuição de partículas

As Figuras 43 e 44 apresentam os resultados das análises mensais de potencial zeta e de distribuição de partículas, respectivamente.

Figura 43 – Análise de potencial zeta das amostras coletadas ao longo da operação dos FLDs

Fonte: Autor.

Figura 44 – Análise do tamanho médio das partículas das amostras coletadas ao longo da operação dos FLDs

Fonte: Autor.

Apesar de não identificadas relações significativas entre as temporadas de operação e entre os protótipos dos FLDs, a comparação do potencial zeta da água de estudo com a água tratada mostra que, na maioria das análises, as águas desinfetadas apresentaram potenciais mais próximos de zero, seguido das águas filtradas. Esse pequeno aumento da neutralização do potencial zeta quando filtrada e clorada a água, indica a redução das forças de repulsão ou atração eletrostática ou das cargas entre as partículas. Dessa forma, é possível que tais partículas foram retidas nos filtros ou participaram da reação com o cloro. Porém, mais análises experimentais e comparações com a literatura são necessárias para reforçar essa discussão.

A respeito do tamanho médio das partículas, a água de manancial apresentou valores menores e mais constantes em relação aos da água subterrânea. O traçado das águas filtradas e cloradas aparenta acompanhar as variações da água de estudo e a maioria das análises mostrou que as águas tratadas registraram menor tamanho médio do que a água afluenta, indicando a retenção das partículas maiores pelos filtros.

5.3.16 Protozoários

No primeiro teste de qualidade analítica de protozoários realizado obteve-se os resultados da Tabela 21.

Tabela 21 – Teste de qualidade do método de concentração por filtração em membranas utilizando suspensões de (oo) cistos

Contagem dos organismos inoculados									
Suspensões	Poço da lâmina	Alíquota (µL)		Contagem de (oo)cistos		Média e desvio padrão			
<i>Giardia lamblia</i>	1	67		450		441 ± 91			
	2			346					
	3			527					
<i>Cryptosporidium parvum</i>	1	14		1434		1409 ± 37			
	2			1426					
	3			1366					
Contagem dos organismos detectados após a concentração									
Protozoário	Amostra	1		2		3		4	
<i>Giardia lamblia</i>	Poço	1	2	1	2	1	2	1	2
	Contagem dos cistos	3	10	8	18	16	3	22	16
	Soma poços	13		26		19		38	
	Média e desvio padrão ¹	240 ± 107							
	Recuperação (%) ± CV	54,4 ± 24							
<i>Cryptosporidium parvum</i>	Amostra	1		2		3		4	
	Poço	1	2	1	2	1	2	1	2
	Contagem dos oocistos	24	15	15	19	25	10	36	25
	Soma poços	39		34		35		61	
	Média e desvio padrão	423 ± 127							
	Recuperação (%) ± CV	30 ± 9							

Nota: ¹: Considerando FM = 10; volume final de cada amostra: 0,5mL; volume de alíquotas dos poços: 50μL.

Esse primeiro ensaio permitiu observar o desempenho do método de concentração por membranas, obtendo para *Giardia lamblia* recuperações acima dos limites mínimos estabelecidos pela USEPA (2012) para as recuperações iniciais: *Giardia* % de 27 – 100 e CV máximo de 39; *Cryptosporidium* % de 38 – 100 e CV máximo de 37. Não foram detectados protozoários nas análises do branco.

Após a chegada das novas suspensões (laudo no Anexo A) foi realizado um segundo teste de qualidade, desta vez incluindo as análises com IP. A Tabela 22 apresenta os resultados.

Tabela 22 – Teste de qualidade do método de concentração por filtração em membranas utilizando novas suspensões de (oo) cistos e análises da permeabilidade das membranas

Contagem dos organismos inoculados										
Suspensões	Poço	Alíquota na lâmina (µL)		(oo)cistos corados		(oo)cistos não corados		Total (corados + não corados)	% de não corados	Média total e desvio padrão
<i>Giardia muris</i>	1	5		390		459		849	53	932 ± 177
	394			418		812				
	528			607		1135				
<i>Cryptosporidium parvum</i>	1	5		394		446		840	53,5	942 ± 191
	364			460		824				
	562			600		1162				
Contagem dos organismos detectados após a concentração										
Organismo	Amostra	1		2		3		4		
<i>G. muris</i>	Contagem de corados/não corados	Cor.	N. cor.	Cor.	N. cor.	Cor.	N. cor.	Cor.	N. cor.	
		41	36	42	45	30	54	28	56	
	Soma total	77		87		84		84		
	Proporção de não corados (%)	57,4								
	Média total e desvio padrão ¹	830 ± 42								
	Recuperação (%) ± CV	89,1 ± 4,6								
	Amostra	1		2		3		4		
	Contagem de corados/não corados	Cor.	N. cor.	Cor.	N. cor.	Cor.	N. cor.	Cor.	N. cor.	
<i>C. parvum</i>		32	30	13	18	46	58	15	19	
	Soma total	62		31		104		34		
	Proporção de não corados (%)	54,5								
	Média total e desvio padrão	578 ± 338								
	Recuperação (%) ± CV	61,3 ± 36								

Nota: ¹ : Considerando FM = 10; volume final de cada amostra: 0,5mL; volume de alíquotas dos poços: 50µL.

Assim como no ensaio anterior, o teste atendeu aos critérios de recuperação, dessa vez também para *Cryptosporidium parvum* e não foram encontrados organismos no branco. Na análise da marcação com IP, a proporção de organismos não corados recuperados foi próxima e até maior do que os quantificados nas suspensões, indicando que o método de detecção não altera a viabilidade (oo) cistos recuperados. Portanto, é possível utilizá-lo nos ensaios para a análise do desempenho da desinfecção na permeabilidade da membrana.

Por fim, foi realizado um ensaio de qualidade final utilizando o kit *AccuSpike*® para inoculação, obtendo a Tabela 23.

Tabela 23 – Ensaio final de qualidade analítica do método com *AccuSpike*®

<i>Giardia lamblia</i>	Amostra	1	2	3	4
	Número de cistos	3	12	5	3
	Média total de cistos $\pm$ Desvio Padrão	57,5 $\pm$ 42,7			
	Recuperação de cistos (%) $\pm$ CV(%)	57,6 $\pm$ 42,5			
<i>Cryptosporidium parvum</i>	Amostra	1	2	3	4
	Número de oocistos	4	3	3	2
	Média total de oocistos $\pm$ Desvio Padrão	30 $\pm$ 8,2			
	Recuperação de oocistos (%) $\pm$ CV(%)	30 $\pm$ 8,1			

Nota: número médio de organismos inoculados segundo o fabricante: 99,9 cistos e 100,6 oocistos; volume final de cada amostra: 0,5mL; volume de alíquotas dos poços: 50 μ L; FM = 10.

Ao comparar os resultados com os critérios de recuperação de protozoários estabelecidos pela USEPA (2012), o teste de qualidade analítica com *AccuSpike*® atendeu ao critério de recuperação mínimo (22 %) para *Giardia*, porém, não atendeu ao coeficiente de variação máximo 39 %). Para *Cryptosporidium*, o método não atendeu o mínimo de recuperação (38 %) e atendeu o CV máximo (37%).

Essa diferença nas recuperações do último teste com os primeiros pode ser explicada pela diferença de concentração de organismos inoculados, uma vez que quanto maior a quantidade de (oo) cistos, maior a probabilidade de detecção. Comparando com a literatura, na pesquisa de Maciel e Sabogal Paz (2016) o teste de qualidade para o método de filtração em membranas resultou em recuperações de 80 $\pm$ 20,4 % para *Giardia* spp. e 5 $\pm$ 200 % para *Cryptosporidium parvum*.

Ao longo dos ensaios com protozoários, as suspensões foram monitoradas a fim de observar alterações na permeabilidade das membranas e na concentração de organismos. A Figura 45 apresenta os resultados.

Figura 45 – Monitoramento das suspensões de *Giardia muris* e *Cryptosporidium parvum*

Concentração das suspensões
Fonte: Autor.

Proporção de (oo) cistos não corados com IP

As concentrações de organismos presentes nas suspensões variaram com o tempo, apesar da agitação vigorosa das cepas e da contagem em triplicata. A existência de microrganismos aglomerados em cachos, as perdas no processo de identificação e o volume muito baixo da alíquota (5 µL) podem contribuir para tais variações. A esse respeito, Giglio (2015) considerou que não há proporcionalidade ao definir a concentração de (oo) cistos nos volumes da suspensão. Dessa forma, justifica-se a necessidade da quantificação dos inóculos a cada ensaio com protozoários, apesar do uso das mesmas suspensões, o que acarreta em mais custos e complexidades dos ensaios.

A proporção de protozoários não corados com IP frente aos corados estava em torno de 53 % e decaiu em 5 meses para próximos de 25 % em ambas as suspensões. Tal fato pode indicar a redução dos (oo) cistos viáveis com a idade (8 a 12 meses), como é de se esperar. A existência de não corados até o final da pesquisa foi importante para que se avaliasse a permeabilidade da membrana frente à maturação dos filtros e aos ensaios de desinfecção.

Os ensaios referentes ao desempenho dos FLDs para a remoção de protozoários foram iniciados no final da primeira temporada de operação dos filtros e durante a segunda temporada, conforme explicado na metodologia. A Tabela 24 mostra os dados obtidos.

Tabela 24 – Desempenho dos FLDs na redução de protozoários

Protozoários	Dia	Temporada	Organismos inoculados (M $\pm$ DP)	Redução (log)			
				C-FLD1	C-FLD2	I-FLD3	I-FLD4
<i>G. muris</i>	191	1	932 $\pm$ 177	RT	RT	RT	RT
	244		842 $\pm$ 424	RT	RT	RT	1,93
	275		2028 $\pm$ 453	2,32	2,32	2,02	2,02
	310	2	283 $\pm$ 138	0,98	1,15	RT	RT
	335		491 $\pm$ 137	1,21	RT	RT	1,69
	358		2735 $\pm$ 247	RT	RT	RT	1,55
<i>C. parvum</i>	191	1	942 $\pm$ 191	1,67	1,97	RT	1,67
	244		1086 $\pm$ 675	1,43	1,34	2,04	1,19
	275		690 $\pm$ 311	0,84	1,54	1,36	1,54
	310	2	175 $\pm$ 90	0,94	0,64	0,94	1,24
	335		233 $\pm$ 6	0,41	1,37	0,46	0,67
	358		595 $\pm$ 346	0,93	1,3	1,77	1,47

Nota: M: média; DP: desvio padrão; RT: redução total (i.e. não detectados nas amostras).

No final da primeira temporada de operação, houve remoção completa de cistos e média de 1,7 log de oocistos, em todos os filtros. No início da segunda temporada de operação, a remoção de *Giardia muris* foi completa nos FLDs contínuos e 1,9 log nos intermitentes; a remoção de *Cryptosporidium parvum* foi de 1,4 log nos contínuos e 3,2 log nos intermitentes. Durante a segunda temporada, a menor remoção aconteceu quando foram visualizados 9 oocistos (portanto, 90 considerando o FM), no C-FLD1, resultando em 0,4 log. No final da segunda temporada de operação, os desempenhos de *Giardia muris* foram completos nos FLDs contínuos e 1,6 log nos intermitentes; e a remoção de *Cryptosporidium parvum* foi de 1,1 log nos contínuos e 1,6 log nos intermitentes.

Não foram encontradas diferenças significativas entre os modelos dos FLDs. Comparando com a literatura, Palmateer et al. (1997) alcançaram remoções de 99,98% (> 3 log) de *Cryptosporidium* e 100% (> 5 log) de *Giardia* após 22 dias de inoculação massiva. Maciel (2018), em 15 ensaios realizados com inoculação de patógenos em FLDs e análise da água filtrada, também não encontrou cistos de *Giardia* e detectou somente 2 oocistos de *Cryptosporidium*, um por filtro, que remeteram a remoções de 2,95 log e 3,6 log.

Apesar das limitações de recuperação do método de concentração utilizado, foi possível detectar organismos na água filtrada. Tal fato mostra que os FLDs, embora reduzam a quantidade de patógenos, não garantem a remoção completa de protozoários, principalmente de *Cryptosporidium parvum*. Além do tamanho reduzido, oocistos possuem a capacidade de se comprimir, podendo passar pelas camadas filtrantes (FRANCO, 2007). Assim, a necessidade de outras barreiras de segurança complementares à filtração lenta, como a desinfecção, é evidente.

Na segunda temporada de operação, as coletas mensais de água filtrada para análises de protozoários foram realizadas em dias anteriores ao dia de alimentação com água do manancial, visando evitar interferências na matriz durante a observação microscópica. Mesmo assim, a água subterrânea filtrada quando concentrada apresentou maior dificuldade de visualização em comparação com a leitura das suspensões. As imagens de alguns protozoários visualizados na pesquisa estão no APÊNDICE D.

Na análise da permeabilidade da membrana, como explicado na metodologia, metade da água filtrada armazenada (24L) foi submetida ao método de concentração por membranas e outra metade foi clorada e depois concentrada. A Figura 46 apresenta os resultados.

A comparação com as águas filtradas e filtradas/desinfetadas permitiu observar que a proporção de (oo) cistos corados foi maior do que a de (oo) cistos não corados na água que foi desinfetada, principalmente em relação à *Cryptosporidium parvum*. Esse resultado indica que a exposição do oxidante pode ter alterado a permeabilidade da membrana e permitido a marcação com IP nos organismos identificados.

Assim, é possível que a desinfecção tenha diminuído a quantidade de protozoários viáveis que passaram pela filtração. Porém, a existência de (oo) cistos não corados na água desinfetada mostra que a cloração não foi suficiente, de fato, doses de cloro até maiores do que a aplicada ($0,5 \text{ mg.L}^{-1}$) não inativam completamente *Cryptosporidium*. Keegan et al. (2008) testaram a inativação com concentrações de cloro de 5 a 20 mg.L^{-1} e em alguns casos os oocistos até cresceram. Por outro lado, o uso de IP também pode subestimar a eficácia dos tratamentos, pois é possível que células inviáveis não sejam coradas (Rousseau et al. 2018).

Figura 46 – Análises de permeabilidade da membrana dos (oo) cistos detectados nas águas filtradas e desinfetadas (segunda temporada de operação dos FLDs)

Cistos de *Giardia muris* detectados em água filtrada

Cistos de *Giardia muris* detectados em água filtrada e desinfetada

Oocistos de *Cryptosporidium parvum* detectados em água filtrada

Oocistos de *Cryptosporidium parvum* detectados em água filtrada e desinfetada

Fonte: Autor.

5.3.17 Camada filtrante

Ao término da primeira temporada de operação, a análise dos sólidos raspados nas mantas dos filtros e dos resíduos removidos no topo da camada de areia resultou nos dados da Tabela 25. Analogamente, a limpeza no final da segunda temporada resultou na Tabela 26.

Tabela 25 – Análise de sólidos removidos na limpeza dos FLDs após a primeira temporada de operação

Amostras	FLD	Sólidos totais (g/L)	Sólidos fixos totais (g/L)	Sólidos voláteis totais (g/L)
Sólidos raspados na manta	C-FLD1	$0,21 \pm 0,05$	$0,04 \pm 0,02$	$0,17 \pm 0,03$
	C-FLD2	$0,48 \pm 0,12$	$0,24 \pm 0,02$	$0,24 \pm 0,12$
	I-FLD3	$0,48 \pm 0,09$	$0,25 \pm 0,06$	$0,22 \pm 0,13$
	I-FLD4	$0,57 \pm 0,08$	$0,29 \pm 0,13$	$0,28 \pm 0,09$
Resíduos no topo da camada de areia	C-FLD1	$0,26 \pm 0,1$	$0,15 \pm 0,08$	$0,11 \pm 0,08$
	C-FLD2	$0,53 \pm 0,06$	$0,4 \pm 0,09$	$0,13 \pm 0,12$
	I-FLD3	$0,25 \pm 0,07$	$0,13 \pm 0,06$	$0,12 \pm 0,02$
	I-FLD4	$0,29 \pm 0,08$	$0,14 \pm 0,09$	$0,16 \pm 0,13$

Tabela 26 – Análise de sólidos removidos na limpeza dos FLDs após a segunda temporada de operação

Amostras	FLD	Sólidos totais (g/L)	Sólidos fixos totais (g/L)	Sólidos voláteis totais (g/L)
Sólidos raspados na manta	C-FLD1	$0,49 \pm 0,11$	$0,21 \pm 0,09$	$0,28 \pm 0,08$
	C-FLD2	$0,47 \pm 0,1$	$0,2 \pm 0,11$	$0,27 \pm 0,04$
	I-FLD3	$0,53 \pm 0,08$	$0,29 \pm 0,04$	$0,24 \pm 0,05$
	I-FLD4	$0,48 \pm 0,13$	$0,26 \pm 0,07$	$0,22 \pm 0,09$
Resíduos no topo da camada de areia	C-FLD1	$0,33 \pm 0,06$	$0,21 \pm 0,16$	$0,12 \pm 0,12$
	C-FLD2	$1,21 \pm 1,46$	$0,15 \pm 0,12$	$1,06 \pm 1,51$
	I-FLD3	$0,25 \pm 0,1$	$0,11 \pm 0,16$	$0,14 \pm 0,06$
	I-FLD4	$0,44 \pm 0,25$	$0,21 \pm 0,06$	$0,23 \pm 0,19$

Em ambas as temporadas de operação, acima da manta houve maior quantidade de sólidos entre os FLDs intermitentes do que os contínuos e o inverso aconteceu na análise abaixo da manta (topo da camada de areia). Uma proposta de explicação para isso é a hipótese de que os filtros intermitentes, ao receberem a alimentação, têm os sólidos vindos pela água retidos na manta e permanecendo parados juntamente com o fluxo de água durante o período de pausa. Enquanto que nos FLDs contínuos, o fluxo lento e ininterrupto de água permite com que sólidos fiquem se acumulando sobre a manta, pressionando-a constantemente até os sólidos atravessarem. Obviamente, mais estudos são necessários para comprovar essa suposição.

Os dados de sólidos também foram organizados na Figura 47, para analisar a proporção entre os sólidos fixos e voláteis.

Figura 47 – Análise da proporção de sólidos fixos e voláteis retidos nas operações de limpeza dos FLDs

Fonte: Autor.

Todos FLDs apresentaram uma maior quantidade de sólidos acumulados na camada de areia no final da segunda temporada de operação do que no da primeira, embora houve menor tempo de operação na segunda temporada. É provável que a alimentação semanal com água do manancial tenha contribuído para o aumento desses sólidos.

As análises de sólidos mostraram que houve grande proporção de sólidos voláteis, tais sólidos podem indicar matéria orgânica. A matéria orgânica presente na água é uma complexa mistura de compostos de alto e baixo peso molecular, primariamente ácidos orgânicos que estão relativamente enriquecidos com grupos funcionais que contêm oxigênio (DEL AGUILA, 2002). Assim sendo, os sólidos voláteis na manta e no topo da areia indicam a existência da camada biológica.

Durante a realização dos ensaios de sólidos, foi possível enxergar a olho nu organismos que estavam presentes no conteúdo raspado, registrados na Figura 48.

Figura 48 – Larvas em movimento na amostra de água coletada na limpeza dos FLDs

Fonte: Autor.

As análises de microscopia das amostras concentradas revelaram a presença de vários microrganismos, entre eles: *Vorticella* sp., larvas de nematódeos, ciliados, nematoides, rotíferos, protozoários flagelados, crustáceos, bactérias e diatomáceas. Algumas imagens estão no APÊNDICE E.

Os microrganismos foram encontrados em todas as amostras analisadas, em ambos os FLDs, indicando a existência da camada biológica. Também a presença de protistas indica predação, como visto por Unger e Collins (2008).

Após o término da operação, as amostras recortadas e secadas da manta de feltro foram observadas em MEV. O APÊNDICE F apresenta algumas dessas imagens. Foi observado que as fibras da manta estavam com material acumulado, formando “cascas”, também muitas fibras estavam retorcidas. Houve inconsistências entre as imagens na mesma amostra, que pode ser explicado pela natureza heterogênea do próprio biofilme (FRATESI et al., 2004).

5.4 Resultados da Fase 4

A Fase 4 verifica a Hipótese 1 da pesquisa por meio das análises estatísticas e da síntese dos resultados de desempenho. A criação de uma proposta de análise de risco permite testar a Hipótese 2. Por fim, as análises de custos e desafios operacionais resultam em subsídios para aplicações em campo da tecnologia.

5.4.1 Análises estatísticas do desempenho da operação

Para as análises estatísticas, primeiramente foi verificada a normalidade dos dados de interesse. A aplicação do teste de Shapiro-Wilk utilizando o programa PAST resultou na Tabela 27.

Tabela 27 – Aplicação do teste Shapiro-Wilk para verificar a normalidade dos dados, ao nível de significância de 5%

Conjunto de dados de interesse	p-valor na 1ª temporada de operação	p-valor na 2ª temporada de operação
Temperatura ambiente as 8:00h	0,035	0,066
Temperatura ambiente as 13:00h	0,003	0,289
Inoculação de <i>E. coli</i>	0,048	0,006
<i>E. coli</i> água filtrada C-FLD1	$5,39 \cdot 10^{-12}$	$8,29 \cdot 10^{-7}$
<i>E. coli</i> água filtrada C-FLD2	$2,33 \cdot 10^{-9}$	$3,62 \cdot 10^{-7}$
<i>E. coli</i> água filtrada I-FLD3	0,002	$1,19 \cdot 10^{-4}$
<i>E. coli</i> água filtrada I-FLD4	0,006	$3,46 \cdot 10^{-6}$

De acordo com o teste aplicado, a maioria dos conjuntos de dados resultou em valores de $p < 0,05$. Assim, foi verificado que os dados não seguem uma distribuição normal. Apenas os valores de temperatura ambiente na segunda temporada de operação aderiram ao modelo normal. Apesar da inoculação de *E. coli* ter sido padronizada com atividades idênticas diariamente visando inserir quantidades semelhantes de organismos, a distribuição registrada não foi normal.

Dessa forma, adotou-se o uso de análises de dados não paramétricos, da mesma forma que Sisson et al. (2013).

Assim, os dados de *E. coli* da água filtrada foram comparados entre as versões dos FLDs contínuo e intermitente para observar a heterogeneidade dos modelos. A Tabela 28 apresenta os resultados da aplicação do teste de Mann-Whitney.

Tabela 28 – Teste de Mann-Whitney para os dados de *E. coli* na água filtrada

Temporada de operação	Grupos de amostras dos FLDs comparados	U (Mann-Whitney)	p-valor
1	C-FLD1 – C-FLD2	1127	0,601
	C-FLD1 – I-FLD3	134	$3,57.10^{-14}$
	C-FLD1 – I-FLD4	126	$2,3.10^{-14}$
	C-FLD2 – I-FLD3	143	$5,76.10^{-14}$
	C-FLD2 – I-FLD4	138	$4,39.10^{-14}$
	I-FLD3 – I-FLD4	1182	0,895
2	C-FLD1 – C-FLD2	278,5	0,851
	C-FLD1 – I-FLD3	5	$5,48.10^{-9}$
	C-FLD1 – I-FLD4	6	$6,2.10^{-9}$
	C-FLD2 – I-FLD3	22	$4,16.10^{-8}$
	C-FLD2 – I-FLD4	28	$8,34.10^{-8}$
	I-FLD3 – I-FLD4	240	0,327

Os modelos contínuo e intermitente apresentaram maior semelhança entre suas duplicatas. Quando comparado cada protótipo com modelos diferentes da sua duplicata, não houve diferença significativa, evidenciando a heterogeneidade das versões contínuo e intermitente.

Em específico, os dados da concentração de *E. coli* na água filtrada na primeira semana de operação foram comparados entre as duas temporadas. O teste de Mann-Whitney resultou em valores de $p = 0,6985$ para ambos os FLDs. Assim, reforça-se que a limpeza dos filtros após a primeira temporada os deixou em condições próximas de início de operação, pois o desempenho inicial de cada temporada não foi significativamente diferente.

Para a análise bivariada, foram considerados 3 intervalos de tempo: entre os 20 primeiros dias de operação, entre os 100 primeiros dias e entre toda a operação, em ambas as temporadas (com e sem a alternativa de aceleração do desempenho). Essa classificação dos intervalos foi definida como base nos resultados de desempenho (*E. coli* e coliformes totais, taxa de filtração e perda de carga dos FLDs intermitentes, OD e COT) que apontam para cerca de 100 dias de amadurecimento na primeira temporada e 20 na segunda.

Assim, as Tabelas 29 e 30 apresentam os resultados das análises estatísticas bivariadas comparando a remoção de *E. coli* com as variáveis de interesse: quantidade de *E. coli* inoculada, tempo de operação e as temperaturas ambiente.

Tabela 29 – Análise da correlação de Spearman entre a redução de *E. coli* e as variáveis de interesse na primeira temporada de operação

Tempo de operação	FLD		Variáveis de interesse			
			<i>E. coli</i> afluente	Tempo	Temperat. (8:00h)	Temperat. (13:00h)
Primeiros 20 dias de operação	C-FLD1 (n=5)	r_s	0,6	0,9	-0,359	-0,359
		p	0,233	0,017	0,633	0,633
	C-FLD2 (n=5)	r_s	0,7	0,8	0,051	0,051
		p	0,233	0,083	1	1
	I-FLD3 (n=5)	r_s	0	0,8	0,205	0,205
		p	1	0,0833	0,767	0,767
	I-FLD4 (n=5)	r_s	-0,099	0,631	0,358	0,393
		p	0,873	0,254	0,554	0,512
Primeiros 100 dias de operação	C-FLD1 (n=25)	r_s	0,369	0,628	0,016	-0,078
		p	0,07	0,001	0,94	0,714
	C-FLD2 (n=25)	r_s	0,288	0,457	0,169	0,018
		p	0,163	0,022	0,419	0,93
	I-FLD3 (n=25)	r_s	0,398	0,122	0,21	-0,044
		p	0,049	0,56	0,314	0,834
	I-FLD4 (n=25)	r_s	0,392	0,091	0,139	0,018
		p	0,053	0,666	0,508	0,933
Todo o período de operação (217 dias)	C-FLD1 (n=49)	r_s	0,38	0,611	0,482	0,444
		p	0,007	3.10^{-6}	$4,6.10^{-4}$	0,001
	C-FLD2 (n=49)	r_s	0,423	0,753	0,596	0,388
		p	0,002	$4,47.10^{-10}$	$6,35.10^{-6}$	0,006
	I-FLD3 (n=49)	r_s	0,424	0,67	0,525	0,458
		p	0,002	$1,37.10^{-7}$	$1,1.10^{-4}$	0,001
	I-FLD4 (n=49)	r_s	0,38	0,612	0,482	0,444
		p	0,007	3.10^{-6}	$4,6.10^{-4}$	0,001

Nota: r_s : coeficiente de correlação de Spearman; em negrito: correlação significativa ($p < 0,05$).

Tabela 30 – Análise bivariada da redução de *E. coli* entre as variáveis de interesse na segunda temporada de operação

Tempo de operação	FLD		Variáveis de interesse			
			<i>E. coli</i> afluyente	Tempo	Temperat. (8:00h)	Temperat. (13:00h)
Primeiros 20 dias de operação	C-FLD1 (n=5)	r _s	-0,718	0,9	0,359	0,462
		p	0,167	0,017	0,633	0,433
	C-FLD2 (n=5)	r _s	-0,718	0,9	0,359	0,462
		p	0,167	0,017	0,633	0,433
	I-FLD3 (n=5)	r _s	-0,718	0,9	0,359	0,462
		p	0,167	0,017	0,633	0,433
Primeiros 100 dias de operação	I-FLD4 (n=5)	r _s	-0,564	1	0,103	0,103
		p	0,4	0,017	0,9	0,9
	C-FLD1 (n=20)	r _s	-0,326	0,202	0,241	0,337
		p	0,161	0,394	0,306	0,147
	C-FLD2 (n=20)	r _s	-0,136	0,684	0,022	0,094
		p	0,576	0,001	0,927	0,692
	I-FLD3 (n=20)	r _s	-0,184	0,226	0,16	0,401
		p	0,437	0,339	0,501	0,08
	I-FLD4 (n=20)	r _s	-0,071	0,355	0,06	0,237
		p	0,765	0,125	0,802	0,315
Todo o período de operação (128 dias)	C-FLD1 (n=24)	r _s	-0,226	0,428	-0,105	0,356
		p	0,289	0,037	0,624	0,088
	C-FLD2 (n=24)	r _s	-0,028	0,723	-0,241	0,119
		p	0,896	6,66.10⁻⁵	0,256	0,581
	I-FLD3 (n=24)	r _s	-0,067	0,134	0,153	0,275
		p	0,757	0,533	0,476	0,193
	I-FLD4 (n=24)	r _s	-0,022	0,074	0,225	0,09
		p	0,918	0,731	0,29	0,676

Nota: r_s : coeficiente de correlação de Spearman; p: probabilidade de não correlação; em negrito: correlação significativa (p < 0,05).

Na primeira temporada de alimentação dos filtros, a maioria das análises bivariadas apontou para o tempo de operação como a variável que mais apresentou correlação, seguido pela inoculação de *E. coli* e pelas temperaturas. Na segunda temporada somente o tempo de operação correlacionou significativamente. Maciel e Sabogal-Paz (2020) em suas análises bivariadas, também observaram que o tempo após a manutenção correlacionou positivamente com a remoção microbiológica e de turbidez.

Embora as condições de temperatura ambiente fossem diferentes entre as temporadas de operação, como discutido anteriormente, a influência dessa variável provavelmente pouco influenciou no desempenho dos FLDs. As temperaturas correlacionaram apenas na análise

bivariada da primeira temporada quando todo o período de operação foi considerado, mesmo assim, o coeficiente de correlação de Spearman foi maior para a variável tempo de operação.

As análises considerando diferentes tempos de operação permitiu comparar as diferenças da correlação do tempo entre as temporadas. Entre os primeiros 20 dias houve maior correlação na segunda temporada (C-FLD1, C-FLD2, I-FLD3, I-FLD4) do que na primeira (C-FLD1). Entre os 100 dias, a primeira temporada (C-FLD1, C-FLD2) correlacionou mais do que a segunda (C-FLD2). O mesmo ocorreu na análise de OD, quando se observou que os resultados dos 20 primeiros dias na segunda temporada se aproximaram mais das características dos FLDs amadurecidos do que os da primeira.

Em síntese, a alternativa de incluir semanalmente água de manancial acelera o desempenho dos FLDs (Hipótese 1) pois: A primeira temporada de operação obteve fator de maturação de 99 e 169 nos C-FLDs e de 238 e 285 nos I-FLDs; redução de OD a partir de 114 dias; remoção de 30% de COT após 160 dias e maior correlação de remoção de *E. coli* com o tempo a partir de 100 dias. Enquanto que, na segunda temporada de operação, o fator de maturação foi de 97 e 96 nos C-FLDs e 93 e 52 nos I-FLDs; redução de OD a partir de 24 dias; remoção de 30% de COT após 30 (FLDs contínuos) e 100 dias (FLDs intermitentes) e maior correlação de remoção de *E. coli* com o tempo nos 20 primeiros dias.

Apesar de contrariar um dos principais pontos de desempenho do FLD: utilizar sempre água da mesma fonte (CAWST, 2012), a pesquisa mostrou que a substituição periódica e controlada da água subterrânea por água de manancial acelerou o desempenho dos filtros, em ambas as configurações.

5.4.2 Análise do risco microbiológico

Conforme explicado na metodologia proposta da Figura 7, os dados de remoção de coliformes totais e protozoários foram utilizados para o cálculo das probabilidades de risco microbiológico.

No ciclo de vida dos patógenos, foi considerado apenas o trajeto de entrada dos microrganismos nos FLDs (com probabilidade P1), a passagem por entre a *schmutzdecke* e as camadas filtrantes e pelo sistema de drenagem dos filtros (P2) e por último a sobrevivência à desinfecção (P3). O cálculo do risco assim proposto assumiu como P1 no início do trajeto, após a primeira barreira de segurança (FLD) o risco passou a ser P1.P2 e após a segunda barreira (desinfecção) foi P1.P2.P3.

A probabilidade P1 foi assumida como 100%, visto que durante a operação foram todos os dias inoculados microrganismos. Cabe ressaltar que em uma situação real em uma comunidade isolada nem sempre isso pode ocorrer; a presença de patógenos na água subterrânea captada depende de vários fatores, como a existência de tratamento de esgoto, a distância entre o poço e os focos de contaminação, das condições higiênicas da captação da água, entre outras.

A probabilidade P2 foi assumida como equivalente a porcentagem de redução dos microrganismos após a passagem pelos FLDs, considerando apenas a quantidade inoculada e a quantidade detectada na água filtrada. Essa generalização se baseia na hipótese de que o simples fato de detectar microrganismos na água filtrada já remete a um risco, assim quanto maior a porcentagem de patógenos que passaram pelo filtro maior o risco. Fatores como o potencial de virulência ou infectividade não foram considerados.

A respeito da probabilidade P3, para coliformes totais foi assumida a porcentagem da redução das bactérias após a desinfecção, analogamente a P2, considerando que o método do meio *Chromocult® Coliform Agar* na água desinfetada detecta apenas os microrganismos que resistiram à cloração e permaneceram ativos para formar colônias. Entretanto, para os protozoários a análise de concentração por membranas pode detectar (oo) cistos ativos e inativos. Dessa forma, para estimar a contribuição da desinfecção na redução do risco, as amostras distintas de água filtrada com e sem a desinfecção foram comparadas e a diferença entre as proporções de (oo) cistos não corados foi assumida como P3. Essa estimativa do risco está sujeita aos erros de recuperação do método e a generalização de que quanto maior a quantidade de protozoários não corados, maior o risco, o que, obviamente, pode não ser verdade se houver (oo) cistos corados que permanecerem com infectividade.

As Figuras 49 a 52 apresentam os resultados da estimativa de risco proposta pela pesquisa em todos os FLDs.

A estimativa de risco proposta refletiu o amadurecimento dos filtros com a redução do risco de coliformes totais ao longo do tempo quando só filtrada a água, em ambos os FLDs e com menor risco nos contínuos.

A inclusão da desinfecção reduziu o valor da estimativa de risco de coliformes totais na maioria das análises. Embora não se chegou ao zero, devido à existência de algumas colônias de coliformes identificadas, o risco máximo calculado foi de apenas 0,07%.

Figura 49 – Análise da estimativa de risco microbiológico proposta, C-FLD1

Fonte: Autor.

Figura 50 – Análise da estimativa de risco microbiológico proposta, C-FLD2

Fonte: Autor.

Figura 51 – Análise da estimativa de risco microbiológico proposta, I-FLD3

Fonte: Autor.

Figura 52 – Análise da estimativa de risco microbiológico proposta, I-FLD4

Fonte: Autor.

Nos protozoários, a estimativa de risco após a primeira barreira fornecida pelos FLDs foi maior para *Cryptosporidium parvum* (0,39% no C-FLD1) do que para *Giardia muris* (0,11% no C-FLD1). Não foram encontradas grandes diferenças entre os modelos contínuo e intermitente. A segunda barreira (desinfecção) reduziu para zero a estimativa de risco de protozoários em quase todos os FLDs, exceto para cistos no C-FLD1, no qual resultou em risco de 0,19%.

Apesar das generalizações e simplificações, a metodologia proposta para o cálculo da estimativa de risco indica a confirmação da hipótese de que a inclusão da desinfecção reduz os riscos microbiológicos da água tratada. Embora o risco final (P1.P2.P3) não tenha se anulado em muitos dias, os valores obtidos foram baixos ($< 0,1\%$).

Um destaque que deve ser adicionado nessa discussão é a questão das probabilidades de risco de contaminação após o tratamento. Uma vez que, entre os usos da água tratada envolve beber, preparar alimentos, lavar as mãos, entre outros. Se o patógeno permanecer ativo na água tratada sua destinação pode variar desde a ingestão direta no organismo do indivíduo até a inativação do parasito por fervura da água no cozimento de algum alimento, por exemplo. Ou seja, a probabilidade de contaminação pode variar. Assim, análises mais aprofundadas sobre o risco são necessárias.

De nada vale implantar tecnologias sociais que reduzam os riscos microbiológicos se não houver continuidade do uso pela população. Os riscos de doenças transmitidas pela água permanecerão altos se as pessoas passarem longos períodos sem tratar a água ou se tratarem apenas parte da água. Por isso, as pessoas devem estar suficientemente motivadas e comprometidas para integrar o ponto de uso em suas vidas diárias (SOBSEY et al., 2008). Duke et al. (2006b) reforçam que a instalação do FLD deve ser acompanhada de educação sobre doenças transmitidas pela água e sobre métodos de armazenamento seguro de água, visando a continuidade do uso.

No tratamento de água doméstico, a redução dos riscos está associada à apropriação da responsabilidade individual pelo uso, como exemplificado por David Manz: Se, por exemplo, 10% dos usuários de um sistema coletivo de abastecimento de água deixar de pagar pelo serviço, o sistema pode entrar em risco e prejudicar os outros 90%. Mas se 10% dos usuários de tecnologia individual a abandonarem, os demais 90% a continuarão utilizando sem problemas (MANZ, 2007).

5.4.3 Análise dos custos e desafios operacionais

O levantamento realizado sobre os custos da tecnologia, considerando a média de três orçamentos e corrigindo os valores para janeiro de 2020, resultou na Tabela 31.

Tabela 31 – Orçamento dos custos da tecnologia de estudo

Variáveis orçadas	Preço médio
Materiais componentes do corpo do FLD intermitente	R\$ 284,28
Materiais componentes do corpo do FLD contínuo	R\$ 372,64
Sistema de desinfecção	R\$ 97,68
Areia comercial	R\$ 21,36
Mão de obra paga para a confecção da tecnologia (contínuo ou intermitente)	R\$ 427,02
Ferramentas e instrumentos mínimos necessários para a confecção dos filtros	R\$ 603,53

O FLD contínuo ficou mais caro do que o intermitente principalmente por ter sido incluído o custo do reservatório elevado necessário para a obtenção da carga hidráulica. A inclusão do sistema de desinfecção incrementa em cerca de R\$ 100,00 o custo dos materiais.

Se em uma comunidade isolada houver areia local disponível e compatível com as características para a filtração lenta, poderá economizar-se em torno de R\$ 20,00 por filtro com a aquisição de material filtrante. Da mesma forma, se a construção dos FLDs for realizada de forma coletiva entre os usuários, desde a lavagem da areia até o enchimento dos filtros, economiza-se por volta de R\$ 430,00 com a mão de obra.

As variáveis envolvidas remetem a um custo que vai desde R\$ 381,96 (considerando FLD intermitente, sistema de desinfecção, areia e mão de obra local) a R\$ 918,70 (FLD contínuo, sistema de desinfecção, areia comprada e mão de obra paga). Considerando uma família com renda mensal de R\$ 1045,00 (equivalente a um salário mínimo no Brasil em 2020), esses custos correspondem de 3 a 7 % da renda anual. No Nepal, por exemplo, o FLD de CAWST custou 15 % da renda anual (YUNG, 2003).

Em um cenário de implantação da tecnologia em uma localidade, o investimento mínimo para a aquisição das ferramentas e equipamentos necessários para a montagem dos filtros (brocas, serra, furadeira, lixa, entre outros.) é próximo de R\$600,00. Tal valor é menor do que a mão de obra para a construção de apenas duas unidades de FLD. A lista desses materiais foi incluída no manual de montagem (APÊNDICE A).

O custo de outras tecnologias domiciliares de tratamento de água também foi orçado, resultando na Tabela 32.

Tabela 32 – Custo de outras tecnologias domiciliares de tratamento de água

Tecnologia	Custo médio orçado (Janeiro 2020)
SODIS (com concentrador solar ^a)	R\$ 33,02
Filtro de cerâmica	R\$ 97,14
Clorador Embrapa	R\$ 106,89

Nota: ^a garrafas de vidro em painel de madeira com chapas de alumínio

Embora o custo de um FLD é maior do que o das outras tecnologias consideradas, é importante destacar que a versão proposta nesta pesquisa inclui, além da filtração física, o tratamento biológico e a desinfecção, ou seja, 3 barreiras de proteção, enquanto as outras tecnologias possuem apenas uma. Além disso, o FLD possui uma produção de 48 L/d, superior ao filtro de cerâmica, por exemplo.

Sobsey et al. (2008) comentam que para expandir a produção de FLDs é requerido conhecimento de fatores econômicos. Mais informações são necessárias sobre os fatores que influenciam a adoção e o uso continuado da tecnologia pelas comunidades e famílias. Modelos de negócios e outros fatores econômicos, como custos de produção, distribuição e implementação, preços, subsídios, microfinanciamento, microcrédito, disposição a pagar e avaliação contingente precisam de mais investigações e testes para informar e facilitar a produção, comercialização, distribuição e aceitação pela comunidade.

Sobre os desafios encontrados na fase de montagem dos FLDs, Smith (2013) destacou que a construção de seu modelo *Sandstorm* requer habilidades e ferramentas de corte e dobra de metal semelhante às utilizadas na colocação de calhas, o que é comum encontrar profissionais com tais expertises. Da mesma forma, na montagem dos protótipos dessa pesquisa, apesar do material *Defofo* de 250 mm ser mais comum para tubulações de abastecimento de água do que para conexões prediais, as ferramentas e habilidades necessárias para a confecção são semelhantes às utilizadas por um encanador comum. Fato este que auxilia na transferência de tecnologia.

Nos desafios encontrados na operação, foi observado que a rotina de atividades braçais exige disciplina e comprometimento do usuário. Muitas famílias acabam abandonando o uso da tecnologia (SISSON et al., 2013; VANDERZWAAG et al., 2009), a importância da conscientização e do acompanhamento das comunidades é evidente.

Embora o uso semanal de água do manancial tenha acelerado o desempenho dos filtros, a qualidade da água filtrada se alterou no dia seguinte dessa alimentação, especialmente cor e turbidez. Uma alternativa para motivar a aceitação do usuário seria reservar a água desse dia

para fins menos nobres, uma vez que no próximo dia a água volta com a qualidade melhor. Da mesma forma que Mahaffy (2014) ao estudar os distúrbios físicos, recomendou que a água não deva ser consumida sem tratamento adicional para as primeiras alimentações do filtro imediatamente após qualquer perturbação ou suspeita de distúrbio.

No contexto de comunidades isoladas que utilizam água subterrânea diariamente, a reservação de água de manancial superficial para uso de poucas quantidades semanais é interessante, também se observou que a cor e turbidez reduziram com o tempo de reservação. Além disso, CAWST (2012) recomenda que se use a mesma fonte de manancial para facilitar a adaptação dos microrganismos da *schmutzdecke* com as condições de operação.

A respeito do período de pausa dos FLDs intermitentes, a prática dessa pesquisa permitiu observar a grande dificuldade em manter ininterruptamente a rotina de alimentação dos filtros, em especial nos períodos de pausa menores. Para que tais parâmetros sejam mantidos é exigido do usuário disciplina e pontualidade constantes, ficando o mesmo comprometido a estar diariamente em determinado local e em horários regulares. Tal compromisso pode afetar significativamente a rotina de vida da população, limitando suas atividades. Dessa forma, para a melhor aceitação e utilização dessa tecnologia, é preferível a adoção de períodos de pausa maiores na alimentação dos FLDs intermitentes ou automatizar a alimentação com o uso de bombas de baixo custo e fácil acesso.

Para a formulação de subsídios que facilitem a transferência da tecnologia da pesquisa, considera-se a descoberta de Rangel et al. (2003), que acompanharam a distribuição de uma tecnologia doméstica combinando coagulação/floculação e desinfecção em uma comunidade rural da Guatemala. A maioria dos usuários relatou que a água parecia ser mais clara, apesar de tecnicamente não haver redução considerável da turbidez. Os autores perceberam que o processo de tratamento pode ser uma indicação visual poderosa para promover a melhor aceitação da tecnologia pela população.

Assim, analisando para o contexto do FLD, é importante reforçar as indicações visuais do tratamento para o usuário durante a implantação da tecnologia. Algumas propostas:

- a-) Comparar amostras da água bruta com a água filtrada e clorada pedindo para o usuário verificar o cheiro de cloro, com isso reforçar a importância da desinfecção;
- b-) observar a mudança da aparência da manta sobre a camada de areia ao longo dos primeiros dias de operação, ao usuário isso pode indicar que o filtro está retendo as impurezas;
- c-) durante a limpeza do FLD, mostrar a turvação da água ao fazer a raspagem do topo da camada, indicando que houve a retenção de impurezas e a formação da camada biológica;

d-) no ajuste diário da vazão do FLD contínuo, explicar que o desempenho da filtração leva ao aumento gradual da perda de carga, o que demanda abrir a válvula um pouco mais para a obtenção da taxa de filtração contínua;

e-) no tratamento diário com água subterrânea e com alimentação semanal com água do manancial para acelerar o crescimento da camada biológica, comparar visualmente as duas águas e mostrar a importância da nutrição para os microrganismos presentes no filtro.

O manual de operação presente no APÊNDICE A reflete os resultados da pesquisa que envolveu as especificidades operacionais. Nele foi priorizado uma linguagem mais informal e explicativa para facilitar a compreensão dos usuários. Diversas recomendações foram descritas buscando detalhar cada situação, desde a fase de pré-montagem, montagem, operação, manutenção e limpeza. Com isso, espera-se minimizar os erros e maximizar a segurança da população que eventualmente for utilizar esta tecnologia.

6. Conclusões

O objetivo específico de estudar o desempenho dos FLDs com e sem uma alternativa para a aceleração do crescimento da camada filtrante foi atendido através das duas temporadas de operação (com e sem o uso semanal de água de manancial). As análises frequentes dos parâmetros permitiram identificar o crescimento da camada biológica.

A alimentação semanal com água de manancial acelerou o desempenho dos filtros em cerca de 80 dias quando comparado sem essa alternativa. As análises estatísticas do desempenho e a modelagem do fator de maturação comprovaram essa hipótese.

O objetivo de avaliar ao longo da operação a redução dos microrganismos foi atendido pelas análises realizadas. A redução de *E. coli* e coliformes totais foi próxima de 3,5 log para os FLDs contínuos e 1,5 log para os intermitentes, o que indica que o filtro contínuo apresenta melhor desempenho na remoção do risco microbiológico. Os ensaios com protozoários apresentaram reduções de *Giardia muris* e *Cryptosporidium parvum* que variaram desde 0,4 log a completa remoção, reforçando a eficiência desta tecnologia.

O objetivo de estudar o desempenho da desinfecção do efluente dos FLDs com hipoclorito de sódio na redução dos riscos associados foi atendido através dos ensaios realizados. A desinfecção manteve as concentrações de cloro livre em torno de 0,5 mg.L⁻¹ e reduziu completamente *E. coli*, atendendo aos padrões de potabilidade. Nos ensaios com protozoários, quando desinfetada a água filtrada, a proporção de (oo) cistos não corados com IP reduziu, o que pode indicar a eficiência da desinfecção na alteração da permeabilidade da membrana que, consequentemente, indica indiretamente a redução da viabilidade desses patógenos. Com isso, o cálculo da estimativa da análise de risco proposto pela pesquisa permitiu observar que a introdução da desinfecção na água filtrada reduziu a ocorrência de coliformes totais e de (oo) cistos não corados (potencialmente viáveis) na água tratada.

Por fim, o objetivo de avaliar aspectos econômicos e operacionais em relação à transferência de tecnologia foi atendido culminando com a confecção do manual de operação. O registro de todas as etapas da montagem e operação, detalhando as atividades e desafios encontrados permitiu a formulação de subsídios práticos visando facilitar a transferência de tecnologia. Apesar dos custos (R\$ 381,96 a 918,70) e dos desafios operacionais registrados, conclui-se que a tecnologia proposta pode melhorar a qualidade de vida das comunidades isoladas no contexto do tratamento de água.

7. Recomendações para trabalhos futuros

- a) Testar o uso de manta feita de celulose bacteriana para acelerar o tempo de amadurecimento dos filtros;
- b) otimizar a frequência e a quantidade de água de manancial introduzida como aceleração do desempenho. Também analisar a composição e os nutrientes existentes nessa água;
- c) testar outras alternativas de desinfecção da água filtrada, tais como UV, prata e SODIS;
- d) alimentar os FLDs intermitentes com períodos de pausa maiores a fim de minimizar a fadiga humana das frequentes atividades de operação;
- e) nos ensaios com protozoários, testar alternativas aos métodos de concentração por membrana e de coração com IP, visando melhorar a recuperação e a estimativa da viabilidade dos organismos;
- f) implantar a tecnologia em campo acompanhada com projetos de extensão e educação ambiental visando a transferência tecnológica;
- g) buscar alternativas ao tubo *Defofo* mais baratas para o corpo dos FLDs;
- h) estudar a possibilidade de implantação de dispositivos automáticos e bombeamento para a alimentação dos filtros sem dificultar o custo e a transferência de tecnologia;
- i) ampliar o estudo da estimativa de risco proposta estabelecendo bases teóricas e adaptações para outras tecnologias sociais.

8. Referências Bibliográficas

- ABELEDOLAMEIRO, M. J.; ARES-MAZÁS, E.; GOMÉZ-COUSO, H. Use of ultrasound irradiation to inactivate *Cryptosporidium parvum* oocysts in effluents from municipal wastewater treatment plants. **Ultrasonics Sonochemistry**, v. 48, p. 118-126, 2018.
- 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 6458**: Grãos de pedregulho retidos na peneira de abertura 4,8mm – Determinação da massa específica, da massa específica aparente e da absorção de água. ABNT, 10p, 2016a.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS ABNT. **NBR 11799**: Material filtrante – Areia, antracito e pedregulho - Especificação. ABNT, 11p, 2016b.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS ABNT. **NBR 9896**: Glossário de Poluição das Águas. ABNT, 94p, 1993.
- AGUILA, N. K. S. D.; DI BERNARDO, L. Organismos responsáveis pelo amadurecimento do filtro lento de areia precedida da pré-oxidação com ozônio ou peróxido de hidrogênio. In: **Congresso Brasileiro de Engenharia Ambiental**. 2003.
- 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, p. 287-293, 2011.
- AIKEN, B. A.; STAUBER, C. E.; ORTIZ, G. M.; SOBSEY, M. D. An assessment of continued use and health impact of the concrete biosand filter in Bonao, Dominican Republic. **The American Journal of Tropical Medicine and Hygiene**, v. 85, n. 2, p. 309-317, 2011.
- ALDEYARBI, H. M.; ABU El-EZZ, N. M.; KARANIS, P. *Cryptosporidium* and cryptosporidiosis: the African perspective. **Environmental Science and Pollution Research**, v.23, n. 14, p. 13811-13821, 2016.
- AMANCO. **Tubo Defofo**. Disponível em: < <http://amanco.com.br/produtos/infraestrutura/saneamento-agua/defofo/tubo-amanco-ductilfort> > . Acesso em: 10 nov. 2017.
- AMARAL, L. A.; NADER-FILHO, A.; ROSSI-JUNIOR, O. D.; FERREIRA, F. L. A.; BARROS, L. S. S. Drinking water in rural farms as a risk factor to human health. **Revista de Saúde Pública**, v. 37, n. 4, p. 510-514, 2003.
- AMUI, C. R.; MORUZZI, R. M. C. M. **Desenvolvimento e avaliação de protótipos de filtro lento para tratamento de água em domicílios rurais**. 2017. Universidade de Brasília, Brasília, 2017.

ANDREOLI, F. C.; SABOGAL-PAZ, L. P. Coagulation, flocculation, dissolved air flotation and filtration in the removal of *Giardia* spp. and *Cryptosporidium* spp. from water supply. **Environmental Technology**, v. 40, p. 654-663, 2019.

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. B. **Household biosand water filters: materials, capacity, and temperature effects on performance**. Master's Thesis. Michigan Technological University. 2015.

BAIG, S. A.; MAHMOOD, Q.; NAWAB, B.; SHAFQAT, M. N.; PERVEZ, A. Improvement of drinking water quality by using plant biomass through household biosand filter–A decentralized approach. **Ecological Engineering**, v. 37, n. 11, p. 1842-1848, 2011.

BRADLEY, I.; STRAUB, A.; MARACCINI, P.; MARKAZI, S.; NGUYEN, T. H. Iron oxide amended biosand filters for virus removal. **Water Research**, v. 45, n. 15, p. 4501-4510, 2011.

BRASIL. Ministério da Saúde. **Portaria da Consolidação nº 5**: Consolidação das normas sobre as ações e os serviços de saúde do Sistema Único de Saúde. 28/09/2017.

BONI, D. M. **Avaliação da viabilidade de cistos de *Giardia* spp. e oocistos de *Cryptosporidium parvum* em água filtrada obtida após tratamento convencional com flotação e ozonização**. 2016. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2016.

CAMPOS, L. C.; SU, M. F. J.; GRAHAM, N. J. D.; SMITH, S. R. Biomass development in slow sand filters. **Water Research**, v. 36, n. 18, p. 4543-4551, 2002.

CAMPOS, L. C.; OUTHWAITE, R.; NAKAMOTO, N.; GRAHAM, N.; COLLINS, R.; GIMBEL, R. Performance optimisation of household biosand filters. **Progress in slow sand and alternative biofiltration processes: further developments and applications**. London: IWA, p. 331-338, 2014.

CAMPOS, L. C.; SMITH, S. R.; GRAHAM, N. J. D. Deterministic-based model of slow sand filtration. I: Model development. **Journal of Environmental Engineering**, v. 132, n. 8, p. 872-886, 2006.

CENTRE OF AFFORDABLE WATER AND SANITATION TECHNOLOGY CAWST. **Biosand Filter Manual. Design, Construction, Installation, Operation and Maintenance**. Training Manual. Canada, 2010.

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

CODEX ALIMENTARIUS COMMISSION CAC. Principles for the establishment and application of microbiological criteria for foods. CAC/GL 21-1997. In: **Food and Agriculture Organization of the United Nations**. General Requirements (Food Hygiene). Codex

Alimentarius (Supplement to Volume 1B). Rome: FAO; 1997. Disponível em: <<http://www.fao.org/docrep/w6419e/w6419e00.HTM>>. Acesso em 26 out 2017.

CERTAD, G.; VISCOGLIOSI, E.; CHABÉ, M.; CACCIÒ, S. M. Pathogenic mechanisms of *Cryptosporidium* and *Giardia*. **Trends in Parasitology**, v. 33, p. 561-576, 2017.

CHAN, C. C.; NEUFELD, K.; CUSWORTH, D.; GAVRILOVIC, S.; NGAI, T. 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, p. 1-23, 2015.

CHIEW, H.; SAMPSON, M. L.; HUCH, S.; KEN, S.; BOSTICK, B. C. Effect of groundwater iron and phosphate on the efficacy of arsenic removal by iron-amended biosand filters. **Environmental Science & Technology**, v. 43, p. 6295-6300, 2009.

CHO, E. J.; YANG, J. Y.; LEE, E. S.; KIM, S. C.; CHA, S. Y.; KIM, S. T.; PARK, Y. S. A waterborne outbreak and detection of *Cryptosporidium* oocysts in drinking water of an older high-rise apartment complex in Seoul. **The Korean journal of parasitology**, v. 51, p. 461, 2013.

DALY, E. R.; ROY, S. J.; BLANEY, D. D.; MANNING, J. S.; HILL, V. R.; XIAO, L.; STULL, J. W. Outbreak of giardiasis associated with a community drinking-water source. **Epidemiology & Infection**, v. 138, p. 491-500, 2010.

DAS, K.; ROY, D.; MOSTAFA, M. G. Sustainable Management for Arsenic (As) Free Safe Drinking Water in Bangladesh: A Review. **J Pet Environ Biotechnol**, v. 6, n.228, p. 2, 2015.

DEL AGUILA, N. K. S. **Influência da pré-oxidação com ozônio e peróxido de hidrogênio no desempenho da filtração lenta em areia e carvão ativado granular**. 2002. Dissertação (Mestrado) – Universidade de São Paulo. São Carlos, 2002.

DEVADHANAM JOUBERT, E.; PILLAY, B. Visualisation of the microbial colonisation of a slow sand filter using an Environmental Scanning Electron Microscope. **Electronic Journal of Biotechnology**, v. 11, p. 119-125, 2008.

DI BERNARDO, L.; BRANDÃO, C. C. S.; HELLER, L. PROSAB – PROGRAMA DE PESQUISA EM SANEAMENTO BÁSICO. **Tratamento de águas de abastecimento por filtração em múltiplas etapas**. p.1144. Rio de Janeiro: ABES, 1999.

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.

DUBUGRAS, M. T. B.; PÉREZ-GUTIÉRREZ, E. **Revisão sistemática como ferramenta da avaliação de riscos microbiológicos**. Rio de Janeiro: Área de Vigilância Sanitária, Prevenção e Controle de Doenças – OPAS/OMS, 2009.

DUKE, W. F.; NORDIN, R.; MAZUMDER, A. **Comparative analysis of the filtron and biosand water filters**. Victoria, British Columbia: University of Victoria, Restoration of Natural Systems Program, 2006a.

DUKE, W. F.; NORDIN, R. N.; BAKER, D.; MAZUMDER, A. The use and performance of BioSand filters in the Artibonite Valley of Haiti: a field study of 107 households. **Rural Remote Health**, v. 6(3), p. 570, 2006b.

EAWAG AQUATIC RESEARCH; SANDEC: DEPARTMENT OF WATER AND SANITATION IN DEVELOPING COUNTRIES. **Sandec Training Tool 1.0 – Module 3, Household Water Treatment and Safe Storage (HWTS)**, 2008.

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, 2017a.

EFSTRATIOU A.; ONGERTH J. E.; KARANIS P. Evolution of monitoring for Giardia and Cryptosporidium in water. **Water Research**, v. 123, p. 96-112, 2017b.

ELLIOTT, M. A.; STAUBER, C. E.; KOKSAL, F.; DIGIANO, F. A.; SOBSEY, M. D. Reductions of *E. coli*, echovirus type 12 and bacteriophages in an intermittently operated household-scale slow sand filter. **Water Research**, v. 42, n. 10, p. 2662-2670, 2008.

ELLIOTT, M.; STAUBER, C.; DIGIANO, F.; DE ACEITUNO, A.; SOBSEY, M. Investigation of *E. coli* and virus reductions using replicate, bench-scale biosand filter columns and two filter media. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v.12, p. 10276-10299, 2015.

ERBA, C. M.; TANGERINO, E. P.; ISIQUE, W. D.; CAMPOS, L. C. Removal of anti-inflammatory compounds by ecological filtration. In **Progress in Slow Sand and Alternative Biofiltration Processes**, p. 147-152. IWA Publishing, 2014.

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 , p. 109-111, 2001.

FRANCO, R. M. B. Protozoários de veiculação hídrica: relevância em saúde pública. **Revista Panamericana de Infectologia**, v.4, 2007.

FRANCO, R.M.B.; BRANCO, N.; AMARO, B.C.T.; CANTUSIO NETO, R.; FIUZA, V.R.S. *Cryptosporidium* Species and *Giardia* Genotypes Detected in Surface Water Supply of Campinas, Southeast Brazil, by Molecular Methods. **J Vet Med Res**. v.3, p. 1–7, 2016.

FRATESI, S. E.; LYNCH, F. L.; KIRKLAND, B. L.; BROWN, L. R. Effects of SEM preparation techniques on the appearance of bacteria and biofilms in the Carter Sandstone. **Journal of Sedimentary Research**, v. 74, p. 858-867, 2004.

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

FUNDAÇÃO NACIONAL DE SAÚDE FUNASA. **Manual de cloração de água em pequenas comunidades utilizando o clorador simplificado desenvolvido pela Funasa**. Brasília: Funasa, 2014.

GALTUNG, J. **El Desarrollo el Medio Ambiente y la Tecnología. Hacia una Tecnología Autónoma.** Conferencia de las Naciones Unidas sobre Comercio y Desarrollo, 1978.

GIGLIO, G.L. **Avaliação de Diversos Métodos de Detecção de Cistos de Giardia spp. e Cryptosporidium parvum Presentes no Resíduo Gerado Após o Tratamento de Água de Abastecimento com Turbidez Elevada.** 2015. Dissertação (mestrado) – Universidade de São Paulo, São Carlos, 2015.

GLEICK, P. H. Basic water requirements for human activities: Meeting basic needs. **Water International**, v. 21, p.83-92, 1996.

HELD, R. B.; ZHANG, Q.; MIHELIC, J. R. Quantification of human and embodied energy of improved water provided by source and household interventions. **Journal of Cleaner Production**, v.60, p.83-92, 2013.

HOWARD, G.; BARTRAM, J.; WATER, S.; WORLD HEALTH ORGANIZATION. **Domestic Water Quantity, Service Level and Health** (No. WHO/SDE/WSH/03.02). Geneva: World Health Organization, 2003.

HUISMAN, L.; WOOD, W. E. **Slow Sand Filtration.** v.16, Geneva: World Health Organization, 1974.

HUSSAIN, G.; HAYDAR, S.; BARI, A. J.; ANIS, M.; ASIF, Z.; AZIZ, J. A. Evaluation of Plastic Household Biosand Filter (BSF) In Combination with Solar Disinfection (SODIS) For Water Treatment. **Journal of the Chemical Society of Pakistan**, v. 37, 2015.

HWANG, H. G.; KIM, M. S.; SHIN, S. M.; HWANG, C. W. 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.

INSTITUTO DE TECNOLOGIA SOCIAL (org.) ITS. **Conhecimento e Cidadania.** Tecnologia Social. São Paulo, 2007.

JADHAV, D.; HUSAIN, M.; CHAVAN, F. I. Biosand Water Filter: A Boon. **International Research Journal of Engineering and Technology**, v.2, 2015.

JOÃO PAULO II, Papa. **Carta Encíclica Fides et Ratio aos bispos da igreja católica sobre as relações entre fé e razão.** São Paulo: Paulinas, 2016.

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, p.6227-6239, 2011.

KANDA, A.; GOTOSA, J.; CHAGWIZA, G. Performance of biosand filters in treating source water in post emergency: A case of two rural districts of northern Zimbabwe. **Ocean Journal of Applied Science**, v. 6, n. 1, p. 31-8, 2013.

KEEGAN, A.; DAMINATO, D.; SAINT, C. P.; MONIS, P. T. Effect of water treatment processes on *Cryptosporidium* infectivity. **Water Research**, v.42, p.1805-1811, 2008.

KENNEDY, T. J.; HERNANDEZ, E. A.; MORSE, A. N.; ANDERSON, T. A. Hydraulic loading rate effect on removal rates in a BioSand filter: a pilot study of three conditions. **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 223, p. 4527-4537, 2012.

KENNEDY, T. J.; ANDERSON, T. A.; HERNANDEZ, E. A.; MORSE, A. N. Assessing an intermittently operated household scale slow sand filter paired with household bleach for the removal of endocrine disrupting compounds. **Journal of Environmental Science and Health, Part A**, v. 48, p. 753-759, 2014.

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.

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

LUZI, S.; TOBLER, M.; SUTER, F.; MEIERHOFER, R. **SODIS Manual: Guidance on Solar Water Disinfection**. EAWAG, 2016.

LYNN, T. J.; WANJUGI, P.; HARWOOD, V. J.; ERGAS, S. J. Dynamic performance of biosand filters. **Journal: American Water Works Association**, v. 105, 2013.

MAENG, M.; PARK, J.; LEE, H.; TOBIASON, J. E.; DOCKKO, S. Sustainable technology of trickling biosand filter (TBSF) combined with rock media to reduce organic matters for drinking water. **Desalination and Water Treatment**, v. 57, n. 17, p. 7733-7741, 2016.

MACIEL, P.M.F.; SABOGAL-PAZ, L.P. Removal of *Giardia* spp. And *Cryptosporidium* spp. From water supply with high turbidity: analytical challenges and perspectives. **Journal of Water and Health**, Vol. 14, 2016.

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**. 2018. Tese (Doutorado) – Universidade de São Paulo, São Carlos, 2018.

MACIEL; P.M.F.; SABOGAL-PAZ, L.P. Household slow sand filters with and without water level control: continuous and intermittent flow efficiencies. **Environmental Technology**, v. 41, n. 8, p. 944-958, 2020.

MAHAFFY, N. C. **Effects of Physical Disturbances on BioSand Filters Used for Point-of-Use Water Treatment**. 2014. Thesis (Master) – McMaster University, 2014.

MAHAFFY, N. C.; DICKSON, S.; CANTWELL, R. E.; LUCIER, K.; SCHUSTER-WALLACE, C. J. 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, p. 250-259, 2015.

MANZ, D. H.; ENG, P. BioSand water filter technology household concrete design. **Retrieved October**, v. 22, p. 2008, 2007.

MEGHA, P. U.; KAVYA, P.; MURUGAN, S.; HARIKUMAR, P. S. Sanitation mapping of groundwater contamination in a rural village of India. **Journal of Environmental Protection**, v. 6, p. 34, 2015.

MENEZES, R. R.; FERREIRA, H. S.; NEVES, G. D. A.; FERREIRA, H. C. Uso de rejeitos de granitos como matérias-primas cerâmicas (The use of granite wastes as ceramic raw materials). **Cerâmica**, v. 48, n. 306, p. 306, 2002.

MERCK. **Microbiology Manual**. 12th edition. 2005.

MISRA, A. K.; GUPTA, N.; GUPTA, A.; SHIVHARE, A.; WADHWA, M. Designing and testing of a portable filter for groundwater defluoridation and desalination, equipped with non-woven geotextiles. **Desalination and Water Treatment**, v. 57, p. 10593-10603, 2016.

MOL A; FEWSTER E. Household water provision in emergencies: Distribution of chlorine solution, rapid well jetting and bio-sand filtration. **BushProof**, 2018. Disponível em: <<
http://www.who.int/household_water/resources/Fewster.pdf>> Acesso em 06/05/2018.

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, p. 611-630, 2010.

MURTHA, N. A.; HELLER, L.; LIBÂNIO, M. A filtração lenta em areia como alternativa tecnológica para o tratamento de águas de abastecimento no Brasil. In **19º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**—Foz do Iguaçu, 1997.

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

NEVES, D.P.; MELO, A.L. LINARDI, P.M.; VITOR, R.W.A. **Parasitologia Humana**. Ed 11. Atheneu. São Paulo, 2004.

NGAI, T. K.; SHRESTHA, R. R.; DANGOL, B.; MAHARJAN, M.; MURCOTT, S. E. Design for sustainable development—Household drinking water filter for arsenic and pathogen treatment in Nepal. **Journal of Environmental Science and Health, Part A**, v. 42, p. 1879-1888, 2007.

NOUBACTEP, C.; TEMGOUA, E.; RAHMAN, M. A. Designing Iron-Amended Biosand Filters for Decentralized Safe Drinking Water Provision. **CLEAN—Soil, Air, Water**, v. 40, p. 798-807, 2012.

OKHUYSEN, P. C.; CHAPPELL, C. L.; CRABB, J. H.; STERLING, C. R.; DUPONT, H. L. Virulence of three distinct *Cryptosporidium parvum* isolates for healthy adults. **The Journal of Infectious Diseases**, v. 180, n.4, 1999.

PALMATEER, G.; MANZ D.; JURKOVIC, A.; MCLNNIS, R.; UNGER, S.; KWAN, K. K., DUTKA, B. J. Toxicant and parasite challenge of Manz intermittent slow sand filter. **Environmental Toxicology**, v. 14, n. 2, p. 217-225, 1997.

PEAVY, H. S.; ROWE, D. R.; TCHOBANOGLOUS, G. **Environmental Engineering**. New York: McGraw-Hill, 1985.

PES, J.H. F. Sustentabilidade e os problemas jurídicos e políticos na tutela do Aquífero Guarani. **Anais do 2º Congresso Internacional de Direito e Contemporaneidade**, 2013.

PFANNES, K. R.; LANGENBACH, K. M.; PILLONI, G.; STÜHRMANN, T.; EURINGER, K.; LUEDERS, T.; MECKENSTOCK, R. U. Selective elimination of bacterial faecal indicators in the Schmutzdecke of slow sand filtration columns. **Applied Microbiology and Biotechnology**, v. 99, p. 10323-10332, 2015.

RANGEL, J. M.; LOPEZ, B.; MEJIA, M. A.; MENDOZA, C.; LUBY, S. A novel technology to improve drinking water quality: a microbiological evaluation of in-home flocculation and chlorination in rural Guatemala. **Journal of Water and Health**, v. 1, p. 15-22, 2003.

RANJAN, P.; PREM, M. Schmutzdecke-A Filtration Layer of Slow Sand Filter. **Int. J. Curr. Microbiol. App. Sci**, v. 7, p. 637-645, 2018.

ROSADO-GARCIA, F. M.; GUERRERO-FLÓREZ, M.; KARANIS, G.; HINOJOSA, M. D. C.; KARANIS, P. Water-borne protozoa parasites: the Latin American perspective. **International Journal of Hygiene and Environmental Health**, v. 220, p.783-798, 2017.

ROUSSEAU, A.; LA CARBONA, S.; DUMÈTRE, A.; ROBERTSON, L. J.; GARGALA, G.; ESCOTTE-BINET, S.; AUBERT, D. Assessing viability and infectivity of foodborne and waterborne stages (cysts/oocysts) of *Giardia duodenalis*, *Cryptosporidium* spp., and *Toxoplasma gondii*: a review of methods. **Parasite**, v. 25, 2018.

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

SALATI, D. S. **Desempenho da filtração lenta com diferentes períodos de amadurecimento no tratamento de águas contendo elevadas densidades de células tóxicas de *Microcystis aeruginosa***. 2010. Dissertação (mestrado) – Universidade de Brasília, 2010.

SÁNCHEZ, L.D.; LATORRE, J.; GALVIS, G. Período de Maduración: Efecto de la Limpieza de la Biomembrana en un Filtro Lento de Arena. In: **20º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**. Rio de Janeiro: ABES, 1999.

SARAVANAN, S. P.; GOBINATH, R. Drinking Water safety through bio sand filter-A case study of Kovilambakkam Village, Chennai. **International Journal of Applied Engineering Research**, v. 10, n. 53, p. 254-262, 2015.

SILVA, W. T. L. **Saneamento Básico Rural**. Brasília: Embrapa, 2014.

SISSON, A. J.; WAMPLER, P. J.; REDISKE, R. R.; MCNAIR, J. N.; FROBISH, D. J. Long-term field performance of biosand filters in the Artibonite Valley, Haiti. **The American Journal of Tropical Medicine and Hygiene**, v.88, p. 862-867, 2013.

SKJEVRAK, I.; DUE, A.; GJERSTAD, K. O.; HERIKSTAD, H. Volatile organic components migrating from plastic pipes (HDPE, PEX and PVC) into drinking water. **Water Research**, v. 37, p. 1912-1920, 2003.

SMITH, H. V.; GRIMASON, A. M. *Giardia* and *Cryptosporidium* in water and wastewater in: MARA, D; HORAN, N. **The Handbook of Water and Wastewater Microbiology**, 2003.

SMITH, A. Sandstorm: A biosand filter designed for small-scale enterprises. **36th WEDC International Conference**, Nakuru, Kenya, 2013.

SOBSEY, M. D.; STAUBER, C. E.; CASANOVA, L. M.; BROWN, J. M.; ELLIOTT, M. A. 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, p. 4261-4267, 2008.

SOUZA, F. D.; TOSCANO, B.; CARNEIRO, C.; SENS, M. Diagnóstico e discussão sobre uso da Filtração Lenta para abastecimento público em Santa Catarina, Brasil. **Revista DAE**, v. 66(209), 2018.

STAUBER, C. E.; PRINTY, E. R.; MCCARTY, F. A.; LIANG, K. R.; SOBSEY, M. D. Cluster randomized controlled trial of the plastic biosand water filter in Cambodia. **Environmental Science & Technology**, v. 46, p. 722-728, 2012.

STUBBÉ, S. M.; PELGRIM-ADAMS, A.; SZÁNTÓ, G. L.; HALEM, D. V. Household water treatment and safe storage—effectiveness and economics. **Drinking Water Engineering and Science**, v. 9, p. 9-18, 2016.

TASSOULA, E. A. Growth possibilities of *E. coli* in natural waters. **International Journal of Environmental Studies**, v. 52, n. 1-4, p. 67-73, 1997.

TELLEN, V.; NKENG, G.; DENTEL, S. Improved filtration technology for pathogen reduction in rural water supplies. **Water**, v. 2, n. 2, p. 285-306, 2010.

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

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

TOMAZ, P. **Aproveitamento de água de chuva em áreas urbanas para fins não potáveis**. 2010. Disponível em: < http://www.pliniotomaz.com.br/downloads/livros/Livro_aprov._aguadechuva_/Livro%20Aproveitamento%20de%20agua%20de%20chuva%205%20dez%202015.pdf> Acesso em: 16 out 2017.

UNGER M.; COLLINS, M. R. **Assessing the role of the schmutzdecke in slow sand and riverbank filtration**. Proceedings, AWWA Annual Conference, San Antonio, TX, 2006.

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

UNITED NATIONS CHILDREN'S FUND; WORLD HEALTH ORGANIZATION UNICEF WHO. **Diarrhoea: Why Children Are Still Dying and What Can Be Done**, 2009.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY USEPA. **Method 1623.1: *Cryptosporidium* and *Giardia* in Water by Filtration/IMS/FA**. Office of Water. US, 2012.

UNITED NATIONS GENERAL ASSEMBLY UNGA. **Transforming Our World: The 2030 Agenda for Sustainable Development. Draft resolution referred to the United Nations summit for the adoption of the post-2015 development agenda by the General Assembly at its sixty-ninth session**. UN Doc. A/70/L.1, 2015.

VANDERZWAAG, J. C.; ATWATER, J. W.; BARTLETT, K. H.; BAKER, D. Field evaluation of long-term performance and use of biosand filters in Posoltega, Nicaragua. **Water Quality Research Journal**, v. 44, p. 111-121, 2009.

VERAS, L. R. V.; DI BERNARDO, L. Tratamento de água de abastecimento por meio da tecnologia de filtração em múltiplas etapas-FIME. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 13, p.109-116, 2008.

VESEY G.; SLADE J.S.; BYRNE M.; SHEPHERD K.; FRICKER C. R. A new method for the concentration of *Cryptosporidium* oocysts from water. **J. Appl. Bacteriol**, 1993.

WAKELIN, S.; PAGE, D.; DILLON, P.; PAVELIC, P.; ABELL, G. C. J.; GREGG, A. L.; ANDERSON, G. 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, p. 426-436, 2011.

WANG, H.; NARIHIRO, T.; STRAUB, A. P.; PUGH, C. R.; TAMAKI, H.; MOOR, J. F.; NGUYEN, T. H. MS2 bacteriophage reduction and microbial communities in biosand filters. **Environmental Science & Technology**, v. 48, p. 6702-6709, 2014.

WANG, H.; LI, M.; BROCKMAN, K.; NGUYEN, T. H. Reduction of MS2 bacteriophage and rotavirus in biosand filters. **Environmental Science: Water Research & Technology**, v. 2, p. 483-491, 2016.

WHITE, C.; SANGSTER, J. L.; JOY, S. R.; DUNEKACKE, A.; PIROG, M.; JONES, E. G.; BARTELT-HUNT, S. L. Effect of contaminated filtration sand on performance of household biosand filters. In **Global Humanitarian Technology Conference**, p.243-247, 2013.

WORLD HEALTH ORGANIZATION WHO. **Domestic water quantity, service, level and health**. WHO Document Production Services, Geneva, Switzerland, 2003.

WORLD HEALTH ORGANIZATION WHO. **Guidelines for Drinking Water Quality. *Cryptosporidium***. EHC *Cryptosporidium* draft 2. 02 January, 2006.

WORLD HEALTH ORGANIZATION WHO et al. **Results of round II of the WHO international scheme to evaluate household water treatment technologies**. 2019.

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

WUNDER, D. B. **Fate and impact of antibiotics in slow-rate biofiltration processes**. (Doctoral thesis). University of Minnesota, Minneapolis, 2010.

WUTICH, A.; BUDDS, J.; EICHELBERGER, L.; GEERE, J.; HARRIS, L. M.; HORNEY, J. A.; SHAH, S. H. Advancing methods for research on household water insecurity: Studying entitlements and capabilities, socio-cultural dynamics, and political processes, institutions and governance. **Water Security**, 2017.

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

YONGABI, K. A.; KNOLL, L. A biocoagulant slow sand filtration for disinfection of *Toxoplasma gondii* oocysts from Mezam River in Bamenda, Cameroon. **African Journal of Biotechnology**, v. 14, n. 11, p. 937-943, 2015.

YOUNG-ROJANSCHI, C; MADRAMOOTOO, C. Comparing the performance of biosand filters operated with multiday residence periods. **Journal of Water Supply**, p.157-167, 2015.

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

YUNG, Kathleen. **Biosand filtration: Application in the developing world**. In: University of Waterloo. Available online at <http://ase.tufts.edu/ewb/workshops/ssf/UniversityOfWaterloo-BioSandFiltration.pdf>. 2003.

ZHANG, B.; GAO, L.; FAZAL, S.; MAHMOOD, Q.; LAGHARI, M.; SAYAL, A. Biosand filter containing melia biomass treating heavy metals and pathogens. **Polish Journal of Environmental Studies**, v.25, 2016.

ZILBERMAN, A.; ZIMMELS, Y.; STAROSVETSKY, J.; ZUCKERMAN, U.; ARMON, R. A Two-Phase Separation Method for Recovery of *Cryptosporidium* Oocysts from Soil Samples. **Water Air Soil Pollut**, 2009.

ZOBY, J. L. G. Panorama da qualidade das águas subterrâneas no Brasil. In: **Anais do XV Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas**, 2008.

APÊNDICES

APÊNDICE A – Roteiro de montagem e operação dos FLDs

Este roteiro tem como objetivo auxiliar o usuário na confecção dos filtros lentos em areia (FLDs). Apresentamos duas configurações do filtro: o intermitente e o contínuo. Ambas foram dimensionadas para tratar 48 L de água por dia.

O FLD intermitente precisa ser alimentado 3 vezes por dia com 16 L da água a ser tratada. Esse filtro possui um pequeno reservatório (balde) acoplado, por onde devem ser despejadas as alimentações.

No FLD contínuo, um reservatório elevado alimenta constantemente o filtro através de uma boia. Sendo necessária apenas uma alimentação diária no reservatório elevado de 48 L.

A escolha de qual FLD construir vai depender de algumas condições como: espaço disponível para a caixa d'água, recursos financeiros e tempo disponível na rotina do usuário para alimentar diariamente o filtro.

Além dos modelos de FLDs, este roteiro também inclui um sistema de desinfecção. O mesmo serve como incremento da qualidade e aumenta a segurança da água a ser consumida.

Este manual é voltado para o usuário de água subterrânea (de poço). Embora a água tenha aparência de estar limpa, podem existir compostos e microrganismos na água que podem gerar doenças, por isso é importante utilizar a tecnologia de tratamento proposta aqui. Outra recomendação é que exista a disponibilidade do usuário coletar e armazenar água de manancial superficial (água de rio, represa, entre outras), 16 L por semana. Essa água será importante para acelerar o desempenho dos filtros.

1- Fase de pré-montagem

Nesta fase será apresentado o que é preciso antes da montagem dos filtros. A escolha do local de instalação na residência é importante, os materiais necessários e a preparação das areias e pedregulhos também.

1.1- Escolha do local

O filtro precisa ser montado em um local protegido, que não tome chuva e nem sol. Pode ser dentro de casa ou em uma varanda, desde que fique bem abrigado. Deve-se tomar cuidado

para que crianças e animais não encostem-se ao filtro e ocasionem acidentes, pois ele é pesado e pode até tombar em cima de alguém. Recomenda-se fixar o filtro em uma parede.

Também é preciso lembrar que o local de instalação provavelmente ficará úmido, pois podem acontecer ao longo da operação vazamentos, respingos durante o enchimento dos baldes, entre outros. Por isso, é recomendado instalar o filtro em locais em que a umidade não atrapalhe. Verifique como ficarão as condições do chão ao redor do filtro e no percurso que será percorrido carregando baldes, veja se fica escorregadio com a presença de água, se há obstáculos na passagem, se é possível reduzir a distância de caminhada, enfim. Procure a localização mais segura e prática para o usuário.

A escolha da localização dos filtros é fundamental, visto que uma vez montado, não é aconselhável muda-lo de lugar. Pois além de ficar muito pesado para movimentá-lo (cerca de 90 kg quando cheio), o seu transporte pode afetar a camada filtrante e interferir no rendimento do filtro.

1.2- Materiais necessários

Os materiais para ambos os filtros (intermitente ou contínuo) estão na Tabela A1.

Tabela A1 – Materiais comuns para ambos os filtros (continua)

Descrição	Quantidade	Imagem
CAP Defofo DN 250mm	1 unidade
Tampa de balde 20L	1 unidade
Tubo PVC água DN 25mm	1m
Tudo Defofo DN 250mm	1m

Tabela A1 – Materiais comuns para ambos os filtros (conclusão)

Descrição	Quantidade	Imagem
Joelho 90° soldável PVC 25mm	2 unidades
Adaptador (Flange) de caixa d'água auto ajustável 25mm	1 unidade
CAP soldável 25mm	1 unidade
Adaptador soldável 25mm	1 unidade
Porta grelha redondo 250mm	1 unidade
Borracha de vedação para adaptador de reservatório 25mm	1 unidade
União soldável 25mm	1 unidade
Manta não tecida (tipo Feltro)	0,1m ²

Os materiais necessários, apenas para os filtros intermitentes estão na Tabela A2 e os materiais necessários para os filtros contínuos apenas estão na Tabela A3.

Tabela A2 – Materiais específicos para os filtros intermitentes

Descrição	Quantidade	Imagem
Balde 20L (tipo B20-D)	2 unidades
Tê soldável com bucha de latão 25mm x ½"	1 unidade
Torneira metálica esférica jardim ½"	1 unidade
Boia reguladora de filtro de barro	1 unidade

Tabela A3 – Materiais específicos para os filtros contínuos

Descrição	Quantidade	Imagem
Tê soldável 25mm	1 unidade
Joelho 25mm com bucha de latão 1/2"	1 unidade
Torneira registro tipo agulha	1 unidade
Torneira de boia para bebedouro 1/2"	1 unidade
Luva roscável 1/2"	1 unidade
Adaptador redução interno 1/2" x 3/8"	1 unidade
Mangueira de borracha 1/2"	Dependerá da distância entre o filtro e o reservatório
Reservatório (caixa d'água) adaptado com registro e saída para a mangueira	1 unidade com capacidade de no mínimo 50L

A Tabela A4 apresenta a lista do material filtrante. A quantidade de sacos é apenas uma estimativa, talvez necessite um pouco mais ou um pouco menos. Isto porque cada localidade possui areias e pedregulhos com características diferentes (porosidade, granulometria, entre outras).

Tabela A4 – Material filtrante

Material filtrante	Volume aproximado (L)	Número aproximado de sacos de 20 kg
Areia fina	33	3
Areia grossa	26	2
Pedregulho fino (tipo 0)	11	1
Pedregulho grosso (tipo 1)	4	1

Na preparação do material filtrante, é precisa lavar as areias e pedregulhos, secar e depois passar por diversas peneiras, que irão separar o material com as granulometrias corretas. Para isso, a Tabela A5 mostra os materiais necessários.

Tabela A5 – Materiais necessários para lavagem e peneiramento do material filtrante

Material	Quantidade
Peneira de fubá (1,5 x 1,5mm)	1 unidade
Peneira de arroz (3 x 7mm)	1 unidade
Peneira de café (5 x 12mm)	1 unidade
Peneira de feijão (5 x 8mm)	1 unidade
Tela de galinheiro (11,5 x 11,5mm)	1 m ²
Lola plástica	4 m ²
Baldes de no mínimo 30L	2 unidades

Para a montagem do sistema de desinfecção da água após ser filtrada, a Tabela A6 mostra os materiais necessários.

Além desses materiais, o sistema de desinfecção também precisará de um pedacinho (cerca de 10 cm) de mangueira nível ¼” (para o filtro contínuo) ou de mangueira de borracha ½” (para o filtro intermitente). Também a saída do sistema deve ser conectada em uma mangueira de borracha ½” suspensa, evitando o contato da saída da água tratada com o chão.

Tabela A6 – Materiais necessários para o sistema de desinfecção

Descrição	Quantidade	Imagem
Balde de 50L (filtro contínuo) ou 60L (filtro intermitente) com tampa	1 unidade
Adaptador (Flange) caixa d'água auto ajustável 25mm	2 unidades
Plug roscável 1/2"	1 unidade
Luva roscável 1/2"	1 unidade
Adaptador redução interno 1/2" x 3/8"	1 unidade
Registro 1/2" PVC, esfera, roscável	1 unidade

Além desses materiais, são também necessários para a montagem dos filtros as ferramentas e insumos descritos na Tabela A7.

Tabela A7 – Ferramentas e insumos para a montagem dos FLDs (continua)

Ferramentas/insumos	Quantidade
Adesivo plástico PVC (cola cano)	1 tubo ou pote (mínimo 17g)
Solução limpadora para vedação PVC	1 pote
Fita veda rosca (teflon)	1 rolo (18mm x 10m)
Cola veda calha não tóxica	1 unidade (280g)
Pistola aplicadora de cola silicone	1 unidade
Máquina de serra manual com serra circular (madeira) de 110 x 1,7 x 20mm ou semelhante que corte PVC; ou serra manual simples com suporte	1 unidade
Lima tipo grossa (madeira/desbaste)	1 unidade

Tabela A7 – Ferramentas e insumos para a montagem dos FLDs (conclusão)

Ferramentas/insumos	Quantidade
Furadeira manual	1 unidade
Broca chata (madeira) de 13/16"	1 unidade
Serra copo de 35mm	1 unidade
Broca de aço rápido de diâmetro próximo de 5 mm	1 unidade
Broca de aço rápido de diâmetro de 10 mm	1 unidade
Lixa d'água fina (granulação de 300 ou mais)	1 unidade
Lixadeira manual com lixa circular (desbaste)	1 unidade
Caneta para marcação (tipo hidrográfica)	1 unidade
Trena ou metro	1 unidade
Cartolina, fita adesiva e tesoura para gabarito de marcação de corte do tubo	1 unidade cada
Pedaco de madeira de 2cm de espessura	1 unidade
Solução de hipoclorito de sódio (2 a 2,5%) específica para água de consumo	1 unidade

1.3- Preparação das areias e pedregulhos

Primeiramente é preciso lavar todo o material filtrante: Despeja em um balde de 30 L uma quantia de aproximadamente 5 L de areia, encha-o com água e movimente com a mão a areia para flutuar a sujeira. Pare e espere 5 segundos e depois verta para fora a água, com cuidado para não perder a areia.

Repita essa operação diversas vezes até que a água da superfície fique mais clara e seja possível enxergar a areia no fundo com maior nitidez. Após isso, espalhe a areia sobre a lona e a deixe secando ao sol. Isso deve ser feito com todo o material filtrante (areias e pedregulhos).

Na lavagem é necessária uma grande quantidade de volume de água, cerca de 50 L por quilo de material. Essa água não precisa, necessariamente, ser potável. Mas, não se deve utilizar água com elevada cor, turbidez ou cheiro. Visto que o objetivo é deixar a areia limpa. Não use nenhum produto de limpeza para a lavagem, apenas água.

Deve-se tomar cuidado com problemas ergonômicos (dores na coluna), pois ficará muito tempo agachado lavando. Também se atente para a presença na areia de algum material

estranho (cortante, por exemplo) para não se machucar. Use equipamentos de proteção individual (por exemplo, luvas).

As lonas precisam ser estendidas em local limpo, longe de formigas, gramas, animais e demais situações que possam contaminar o material secando. Recolha e abrigue as lonas sempre que ameaçar situações de chuva ou vento excessivo. Evite arrastar a lona para não rasgar. Espalhe bem o material sobre a lona, pois quanto mais espalhado mais rápido é o processo de secagem, conforme a Figura A1.

Figura A1 – Areia secando

Fonte: Autor.

Depois de secado, o material filtrante precisa ser peneirado, seguindo o seguinte roteiro:

- a) areia fina: peneire com a peneira de fubá, guarde o que passou e descarte o que ficou retido;
- b) areia grossa: peneira com a peneira de arroz, descarte o que ficou retido (grandes) e, em seguida, peneire o que passou na peneira de fubá, descarte o que passou (finos) e guarde o que ficou retido;
- c) pedregulho fino: peneire com a peneira de café, descarte o que ficou retido e, em seguida, peneire o que passou na peneira de feijão, descarte o que passou e guarde o que ficou retido;
- d) pedregulho grosso: passe na tela de galinheiro, descarte o que ficou retido e, em seguida, peneire o que passou na peneira de café, descarte o que passou e guarde o que ficou retido.

Ao fim desse processo, para cada filtro deverá ter, lavados e peneirados, cerca de: 45 kg de areia fina, 4 kg de areia grossa, 5 kg de pedregulho fino e 11 kg de pedregulho grosso.

2- Fase de Montagem

A montagem dos filtros é realizada através de 8 passos, que estão explicados a seguir:

2.1- Corte

Para realizar o corte do tubo de 250 mm, primeiramente dobre uma cartolina em volta do tubo e a prenda com fita adesiva, de forma a criar um gabarito para depois riscar o local do corte.

Com a trena trace o local do corte, o tubo cortado precisa ter 87,5 cm de comprimento para o filtro contínuo e 82,5 cm para o filtro intermitente. Conforme Figura A2.

O corte deve ser realizado com a máquina de serra circular ou com serra manual. Utilize os equipamentos de proteção individual necessários (óculos de segurança, calçado fechado) e siga as recomendações dos fabricantes dos instrumentos de corte.

Figura A2 – Corte do tubo

Fonte: Autor.

Esta operação é muito perigosa, é recomendado que fosse executada por alguém que já tenha experiência com manuseio desses equipamentos. Também é importante que mais duas pessoas ajudem a segurar o tubo no momento do corte. Principalmente porque logo no final da

passagem da ferramenta, o tubo tende a romper-se e ocasionar um movimento brusco que pode causar acidentes ou o corte do material fora do riscado.

2.2- Chanfragem

Prenda o tubo cortado em uma bancada utilizando grampos (tipo sargentos) ou peça para outra pessoa segurá-lo. Com a máquina lixadeira manual ou com a lima grossa, retire todas as rebarbas dos cantos vivos do tubo, criando pequenos chanfros. Em um dos lados, faça um chanfro maior, com cerca de 3 cm e ângulo próximo de 45°. Esse chanfro irá facilitar a colocação do CAP. Conforme Figura A3. Se o tubo cortado veio do primeiro corte do tubo original, tal chanfro já existe em um de seus lados.

Figura A3 – Chanfragem do tubo

Fonte: Autor.

2.3- Furação

Nesta operação são realizados todos os furos para a montagem (Figura A4), sendo um deles para a colocação do adaptador de caixa d'água no tubo, outro para a colocação da boia (no tubo para o filtro contínuo e no balde para o filtro intermitente). Também mais 3 furos são no balde grande para o sistema de desinfecção.

Coloque o CAP no tubo pelo lado do chanfro, apoie o conjunto sobre a bancada e marque o centro do furo na distância de 27 cm acima da superfície da bancada. Faça o furo com a broca menor para centrá-lo e, em seguida, fure com a serra copo. Procure sempre deixar a furadeira na posição perpendicular ao tubo, não deixando que o furo fique inclinado.

Com a lima grossa retire as rebarbas do furo e ajuste a colocação do adaptador de caixa d'água, limando as extremidades do furo até ele entrar.

Figura A4 – Operações de furação

Fonte: Autor.

Da mesma forma, faça os furos para a colocação dos adaptadores no balde de desinfecção. Um deles deve ser feito na tampa do balde e outro em baixo no corpo do balde próximo de 10 cm do chão.

Também na tampa do balde de desinfecção faça um furo de 10 mm próximo ao adaptador, para a colocação do pedaço de mangueira. Com a mesma broca, fure a ponta do CAP de 25 mm prendendo-o em uma morsa.

No filtro contínuo faça um furo para a colocação da boia. Este deve ser traçado na distância de 6 cm abaixo da extremidade do tudo (lado sem o chanfro), e furado com a broca chata. Ajuste a colocação da boia, limando o furo se necessário.

No filtro intermitente faça um furo pequeno (5 mm) no centro do fundo de um dos baldes, onde será colada a boia de filtro.

Em todos os furos, cuidados devem ser observados quanto à imobilização do material, para evitar que o mesmo se prenda nas brocas e faça o movimento brusco de subir.

2.4- Corte do tubo de 25 mm

Com a serra manual ou de máquina, corte 7 pedaços do cano com as seguintes dimensões: 22,5 cm; 11,5 cm; 25,3 cm; 19,1 cm; e 3 x 3,8 cm.

Para isso, prenda o tubo numa morsa, trace as dimensões e corte observando cuidadosamente a exatidão dos comprimentos das peças.

A montagem posterior dessas peças determinará a altura do nível da água do filtro, um parâmetro importantíssimo para a operação. Por isso, é preciso tomar muito cuidado para não errar nessas dimensões.

2.5- Montagem das conexões internas

Primeiramente coloque o adaptador de caixa d'água no furo, com o lado móvel voltado para fora, juntamente com a borracha de vedação. Antes de prender, aplique a cola no entorno, utilizando a pistola aplicadora, de forma a garantir a vedação e espere secar.

Enquanto isso, lixe uma das extremidades dos pedaços de cano de 22,5 e 11,5 cm e também as duas extremidades de um dos joelhos de 90°. Passe a solução limpadora em ambas as peças, após isso, limpe com um pedaço de estopa ou pano. Adicione o adesivo plástico e monte os pedaços de cano no joelho.

Depois de secadas as colas, monte sem colar o conjunto no interior do corpo do filtro, conforme a Figura A5, e verifique se a distância do final da tubulação até o fundo do CAP possui realmente 2 cm. Para isso, utilize uma madeirinha de 2 cm de espessura e veja se a tubulação a encosta, ajuste lixando a ponta do cano, se necessário.

Figura A5 – Esquema da tubulação interna

Fonte: Autor.

Após ajustada a tubulação, cole o conjunto no adaptador de caixa d'água utilizando os mesmos procedimentos de lixar, passar solução limpadora, limpar e passar cola cano. Esse procedimento exige certa força muscular para encaixar o conjunto no adaptador, visto que a localização, no interior do tubo, dificulta o processo. Verifique o paralelismo da tubulação em relação às paredes do tubo para que não fique inclinada. Esse procedimento deve ser realizado antes da colocação do CAP.

2.6- Colocação do CAP

Primeiramente limpe o CAP e o tubo utilizando a solução limpadora. Após isso, coloque o CAP no tubo e o marque traçando uma linha em toda a sua extremidade; retire o CAP e, com o gabarito de cartolina, trace outra linha entre o traçado e o chanfro, paralela ao primeiro traçado, distante 2 cm do mesmo.

Com a pistola aplicadora, distribua o veda calha ao longo de todo o entorno do tubo, faça uma linha reta entre os dois traçados e procure aplicar de forma constante e homogênea (Figura A6).

Com auxílio de uma lâmina de metal, espalhe a cola veda-calha em volta do tubo, dentro das linhas traçadas e procurando sempre a homogeneidade.

Coloque o CAP sobre o tubo cuidadosamente e faça o acabamento comprimindo o excesso de cola que extravasou para fora do cap. Aguarde secar por 24 horas.

Figura A6 – Colocação do cap

Fonte: Autor.

2.7- Montagem das conexões externas

Da mesma forma que na tubulação interna, cole o adaptador soldável em uma extremidade de um pedaço de cano de 3,8 cm e na outra ponta do mesmo cole um joelho de 90°.

Na outra extremidade do joelho, cole o pedaço de cano de 17 cm e, na ponta do mesmo, a parte inferior da união soldável.

Na parte superior da união soldável, cole o pedaço de cano de 23 cm e, na extremidade do mesmo, o Te soldável para o filtro contínuo ou o Te soldável com bucha de latão para o filtro intermitente.

Na extremidade oposta ao Te, cole o pedaço de cano de 3,8 cm e o CAP furado sobre o mesmo. Insira um pedaço de cerca de 10 cm de mangueira plástica no furo do CAP. Conforme Figura A7.

Figura A7 – Montagem das conexões externas: FLD contínuo (A) e intermit. (B)

Fonte: Autor.

No filtro intermitente, passe fita veda-rosca na torneira de jardim e a fixe sobre a bucha de latão do Te no conjunto.

No filtro contínuo, cole na extremidade perpendicular do Te soldável o pedaço de cano de 3,8 cm e sobre o mesmo o joelho com bucha de latão. Passe fita veda-rosca na torneira tipo agulha e a introduza no conjunto montando na bucha de latão do joelho.

Depois de terminado o conjunto (contínuo ou intermitente), passe veda-rosca no adaptador soldável e monte no adaptador de caixa d'água.

Para concluir a montagem do filtro contínuo, monte a boia no furo e, na extremidade da mesma, monte a luva roscável com o adaptador de redução interno utilizando fita veda-rosca. Depois do enchimento desse filtro, conecte ao adaptador a mangueira e o reservatório, conforme Figura A8.

Figura A8 – Montagem da boia

Fonte: Autor.

No filtro intermitente, cole a boia reguladora de filtro no fundo do balde furado e aguarde secar. No outro balde, trace uma linha na sua extremidade paralela ao fundo do balde e distante 13 cm do mesmo; com a serra circular ou manual, corte na linha tracejada e insira a parte superior cortada (camisa) sobre o corpo do filtro, conforme Figura A9.

Figura A9 – Montagem do balde do filtro intermitente

Fonte: Autor.

2.8- Montagem do sistema de desinfecção

Fixe os adaptadores de caixa d'água sobre o balde de desinfecção e a tampa, com as partes roscadas voltados para o lado de fora, conforme Figura A10.

Figura A10 – Sistema de desinfecção

Fonte: Autor.

Na tampa, coloque o plug roscável, que servirá como tampa para a introdução do desinfetante (hipoclorito). No furo de 10 cm introduza um pedaço de mangueira que ligue a saída da torneira do filtro até o sistema de desinfecção.

Monte o conjunto registro - luva roscável - adaptador de redução utilizando fita vedarosca para ligar a saída da tubulação de água clorada.

Após montado o sistema, conecte uma mangueira na saída do adaptador e a deixe suspensa. A ponta da mangueira não pode tocar no chão para evitar contaminações na água tratada.

3- Fase de Pós-montagem

Após a montagem é realizada a higienização do filtro, o enchimento, a colocação da manta e a regulagem da vazão do filtro contínuo.

3.1- Higienização

Uma vez montado o filtro, após passar o tempo de secagem da cola, preencha-o com água e aguarde 48 h para observar eventuais vazamentos. Caso existam, corrija-os reforçando a aplicação de cola veda-calha, veda-rosca ou cola cano e se houver alguma peça quebrada, troque a peça.

Após isso, lave todo o conjunto utilizando água limpa corrente, bucha e uma vassoura pequena. Remova todos os cavacos de plástico, poeira e demais sujeiras existentes.

Por fim, preencha novamente o filtro com água e 8 mL da solução de hipoclorito (2 %). Espere por 24 h e depois esvazie o conjunto.

3.2- Enchimento

Para o enchimento do filtro, marque na escala de uma trena ou metro as medidas de 7,5 cm, 12,5 cm, 17,5 cm e 67,5 cm. Destaque-as possibilitando enxergá-las a distância, conforme a Figura A11.

Figura A11 – Enchimento do filtro

Fonte: Autor.

Coloque em um balde 3,98 L de água utilizando algum utensílio graduado (um copo de liquidificador, por exemplo), marque o nível da água na parede do balde com uma fita adesiva. Repita essa operação também para os volumes de 2,84 L e 2,65 L.

Encha o balde com pedregulho grosso até a marcação de 3,98 L e posicione a trena marcada dentro do filtro em posição vertical, encostando-se ao fundo. Sem soltar a trena, despeje o volume de pedregulho no filtro, espalhe uniformemente o conteúdo utilizando um cabo de madeira e verifique se a camada está no nível de 7,5 cm marcado com a trena. Utilize uma lanterna para auxiliar na visualização. Este procedimento deve ser realizado por no mínimo duas pessoas, um segura a trena enquanto outro despeja o material filtrante.

Sem soltar a trena, repita essa operação para a camada de pedregulho fino, utilizando a marcação de 2,65 L no balde.

Preencha as camadas com água até 5 cm acima do pedregulho fino, em seguida preencha com areia grossa utilizando os mesmos procedimentos anteriores (use a marcação de 2,84 L no balde).

Após isso, retire a trena, preencha o filtro com água e despeje cuidadosamente a areia fina (cerca de 28 L). Durante esse preenchimento, a água em excesso escoar até atingir o nível estacionário e a areia se sedimenta lentamente. Aguarde 10 s a cada montante colocado de areia e verifique com a trena a distância da camada até o nível estacionário, preencha até essa distância atingir 5 cm. Nivela a camada espalhando, retirando ou colocando areia sobre toda a área superficial, ajuste a distância de 5 cm de água estacionária uniformemente.

Após enchido, aguarde um dia e depois opere o filtro enchendo-o com água limpa por no mínimo uma semana, a fim de remover as impurezas que ainda restaram.

3.3- Colocação da manta

Estique a manta sobre uma mesa, ponha sobre ela o porta-grelha redondo e trace um círculo na manta distante cerca de 4 cm do porta-grelha (diâmetro próximo de 33 cm).

Recorte a manta e a posicione em cima do filtro, centralizada e esticada.

Centralize o porta-grelha sobre a manta e empurre-a para dentro do filtro lentamente. Evite a entrada de bolhas e o enrugamento da manta. Desça vagarosamente até encostar a manta na camada de areia. Conforme a Figura A12.

Figura A12 – Colocação da manta de feltro

Fonte: Autor.

3.4- Regulagem da vazão do FLD contínuo

Para regular a vazão, utilize uma tampa de garrafa PET de 1 cm de espessura, um copo americano (250 mL) e um cronômetro.

Abra o registro de agulha, deixando-o pingar, coloque a tampa e imediatamente marque o tempo de enchimento da mesma. Ajuste o registro e repita essa operação até o tempo de enchimento da tampa ser próximo de 11 segundos.

Após isso, faça a mesma coisa utilizando o copo, desta vez confirme o tempo de 7 minutos e 30 segundos. Conforme a Figura A13. Essa regulagem deve ser verificada e ajustada todos os dias. Somente assim será possível garantir a vazão de 48 L.d^{-1} .

Figura A13 – Regulagem da vazão

Fonte: Autor.

3.5- Operação diária

Nos FLDs contínuos, a água precisa ser bombeada diariamente para o reservatório elevado, ou seja, a saída do fundo dele deve estar numa altura acima da entrada de água no filtro, caso contrário a água não passará. É importante para a segurança que o reservatório tenha um extravasor (uma saída da água quando estiver cheio). Também a existência de um nível de água facilita a operação (uma mangueirinha transparente colocada verticalmente no lado de fora do reservatório, ligada a uma saída do fundo, sem vazamentos, que permite verificar o nível do reservatório sem precisar destampá-lo para olhar).

Nos FLDs intermitentes, é preciso verter 3 baldes de água por dia, que podem ser enchidos coletando diretamente do poço ou de um reservatório. Ambos os casos necessitam de

cuidados para manter os reservatórios fechados, baldes e mangueiras limpos, poços tampados e isolados de animais e de escoamento da água da chuva.

Dependendo da disponibilidade do usuário, é recomendado coletar e armazenar água de manancial superficial (rio, represa, etc.). São necessários apenas 16 L por semana, ou seja, armazenados 2 baldes de 40 L dura um mês. Essa água, antes de ser reservada, deve passar por um pano tipo feltro para clarificá-la.

Na rotina dos FLDs contínuos, de manhã encha o reservatório até o nível máximo ou até a água começar a sair pelo extravasor. Regule a vazão conforme mostrado no item anterior, troque o pequeno reservatório de água filtrada cheio por um vazio e faça a desinfecção no cheio.

Quando realizada a alimentação semanal de água de rio, prepare um reservatório elevado específico para essa água (com capacidade de no mínimo 20 L) com mangueiras e adaptadores idênticos aos do reservatório de água de poço. Uma vez por semana, feche os registros, faça a ligação do reservatório de água de rio no filtro, regule a vazão, deixe escoando por 8 horas e depois reconecte a ligação com o reservatório de água do poço como estava antes. Nunca misture as águas de rio e de poço, para evitar problemas de contaminação e com a manutenção dos reservatórios.

Na operação dos FLDs intermitentes verta os baldes de água do poço uma vez de manhã, uma vez após 5 horas e outra vez após mais 5 horas. Quando o reservatório de desinfecção estiver cheio, troque-o por um vazio e faça a desinfecção no cheio. Uma vez por semana, substitua uma das alimentações com água de poço por água de rio.

É possível que a água filtrada reservada no dia após a alimentação com água de rio fique com cor, procure utilizar essa água para outros fins em vez de bebê-la. Se prepare para isso reservando água pura dos dias anteriores. No dia seguinte o FLD voltará a produzir a água sem cor normalmente.

Para a desinfecção diária da água filtrada é necessária a solução de hipoclorito de sódio (2 a 2,5 %). Leia o rótulo da embalagem e observe as recomendações do fornecedor para a utilização do reagente, principalmente quanto ao armazenamento e a data de validade. Não utilizar produto de limpeza como água sanitária ou similar em substituição do hipoclorito de sódio puro.

Utilize luvas, avental e tome cuidado para não respingar o líquido nas roupas (podem manchar), também evite deixar perto do rosto, especialmente dos olhos e nariz.

Essa atividade não pode ser realizada por crianças ou por pessoas com dificuldade de manuseio (doença de Parkinson, por exemplo).

Utilizando um conta-gotas, pingue a quantidade recomendada de hipoclorito. No caso de um reservatório de 50 L e uma solução com 18 mg.L^{-1} de cloro, são necessárias 28 gotas.

Mexa o balde lentamente com uma colher grande higienizada, coloque a tampa e aguarde por 30 min para consumir a água.

É interessante verificar semanalmente a quantidade de cloro livre da água, para isso, instrumentos de medição do tipo piscina que comparam a cor da água são úteis.

Importante: Nunca adicione hipoclorito dentro dos filtros ou na água reservada a ser filtrada, pois isso irá matar os microrganismos que são importantes para o tratamento.

3.6- Limpeza e manutenção dos filtros

Como manutenção preventiva, algumas tarefas semanais recomendadas são:

- 1- Observar se os filtros, baldes e reservatórios estão tampados e se não há vazamentos entre as tubulações, mangueiras, baldes, etc.;
- 2- Verificar se está desobstruída a abertura de saída de ar na mangueirinha do joelho da tubulação externa;
- 3- Medir o cloro, observar o cheiro e sabor da água desinfetada, reduzir a dosagem de hipoclorito se necessário;
- 4- Observar o funcionamento da boia do filtro contínuo, trocá-la se necessário;
- 5- Observar o funcionamento da boia do filtro intermitente, limpar a passagem de água se estiver obstruída, trocar a boia se necessário.

Quando a abertura da torneira de agulha do FLD contínuo estiver completa e a vazão for menor do que 48 L.d^{-1} ou quando, no momento da alimentação do filtro intermitente, ainda estiver água no reservatório acoplado, é o momento de realizar a limpeza dos filtros.

Para a limpeza, utilize luvas e remova a manta do FLD, deixe-a de molho e raspe com uma espátula para remover as impurezas (Figura A14). Faça com cuidado para não rasgar a manta, se estiver rasgada, troque-a.

Com uma colher grande, remova a camada superior de areia do filtro, lave-a e recoloque no filtro. Faça diversas lavagens com água do poço até reduzir a turvação.

Refaça o nivelamento da areia e recoloque a manta. Passe a água pelo filtro por dois dias antes de reutilizá-lo.

Figura A14 – Limpeza e manutenção dos filtros

Fonte: Autor.

APÊNDICE B – Roteiro do método de detecção de *E. coli* e coliformes totais

- Planejar o número de amostras, diluições, replicas, branco, etc.;
- Preparar todo o material, ferramentas, insumos e equipamentos necessários: placas Petri, Chromocult®, frascos de diluição, termômetro, agitador magnético, incubadora, autoclave, etc.;
- Preparar a água de diluição: a cada 1 L de água ultrapura misturar com 1,25 mL de Solução A ($68 \text{ g.L}^{-1} \text{ KH}_2\text{PO}_4$ em pH 7,2) e 5 mL de Solução B ($162,2 \text{ g.L}^{-1} \text{ MgCl}_2 \cdot 6 \text{ H}_2\text{O}$);
- Distribuir a água de diluição em frascos de 90 mL, tampar de maneira que a rosca fique um pouco solta e autoclavar por 15 minutos a 120 C° ;
- Preparar o meio de cultivo, aquecendo 2,65 g de Chromocult® em 100ml de água ultrapura, utilizando agitador magnético para dissolvê-lo, até 95 C° (não deixar entrar em ebulição);
- Resfriar o meio em banho de água e mantê-lo em $45\text{-}50 \text{ C}^\circ$;
- Em ambiente esterilizado, realizar as inoculações decrescentes da amostra nos frascos de diluição, homogeneizar os frascos e identificar as diluições, utilizar sempre ponteiros esterilizados e procurar evitar contaminação das amostras;
- Com o Chromocult® a $45\text{-}50 \text{ C}^\circ$, transferir 10 mL em cada placa de Petri estéril, de forma cuidadosa para evitar bolhas, depois disso, tampar as placas;
- Filtrar em membrana quadriculada apropriada os 100 mL da amostra diluída;
- Abrir a placa de Petri, transferir, utilizando uma pinça esterilizada, a membrana filtrada sobre o Chromocult® (lado filtrado para baixo) e tampar a placa;
- Após endurecido o meio, deixar a placa tampada de cabeça pra baixo e encubar por 24 horas a $35,5 \text{ C}^\circ$;
- Terminada a incubação, contar as colônias azul escuro como *E. coli* e a soma das colônias vermelho e azul como coliformes totais (descartar as amostras acima de 300 UFC, estas devem ser diluídas e refeitas);
- Calcular o número de colônias por 100 mL considerando as diluições.

APÊNDICE C – Roteiro do método de concentração e detecção de protozoários

- Calcular, em função das amostras que serão analisadas, a quantidade e disponibilidade de reagentes, material e equipamentos necessários;
- Para ensaios de qualidade: inocular a quantidade conhecida de organismos (*AccuSpyke*® ou suspensões), o mesmo volume em 4 béqueres contendo 1 L da matriz de estudo cada;
- Para amostras em geral: Umedecer o kit de filtração com *Tween* 80 (0,1%) e montar a membrana no conjunto (ésteres mistos de celulose com porosidade 3µm e 47mm de diâmetro);
- Preparar placas Petri esterilizadas para o armazenamento das membranas após a filtração, identificar e adicionar 5 mL de *Tween* 80 (0,1%), uma placa por membrana;
- Filtrar todo o volume da amostra utilizando bomba a vácuo, substituir as membranas quando o fluxo decair muito. Remover cuidadosamente a membrana com uma pinça e transferi-la para a placa preparada;
- Preparar os materiais para a raspagem das membranas: alças, tubos de centrífuga e pipetas Pasteur, umedece-los com *Tween* 80 (0,1%);
- Aquecer 100 mL de *Tween* 80 (0,1%) no agitador magnético até 45°C e procurar manter essa temperatura;
- Aspirar o líquido da placa Petri e transferir no tubo de centrífuga;
- Inserir 5 mL do *Tween* 80 (0,1%) aquecido na placa Petri umedecendo a membrana;
- Raspar por 3 minutos, toda a área da membrana com movimentos unidirecionais na vertical;
- Aspirar o conteúdo raspado e transferir para o tubo, inclinando um pouco a placa;
- Repetir a raspagem mais 2 vezes alterando na horizontal e diagonal (após completar um tubo encher o outro);
- Fazer 2 lavagens finais com 5 mL de *Tween* 80 (0,1%) e fazendo 20 sucções e dispersas com a pipeta, transferir para o tubo;
- Pesar os tubos e coloca-los na centrífuga de forma balanceada;
- Centrifugar 1500 G por 15 minutos;
- Cuidadosamente, aspirar com a pipeta Pasteur sobrenadante até a marcação de 0,5mL;
- Ressuspender o *pellet* e homogeneizar a amostra em vórtex;

- Transferir as alíquotas para as lâminas de microscopia (50µL por poço) e aguardar as lâminas secarem;
- Estando com os reagentes do *kit Merifluor®* em temperatura ambiente e com a amostra adicionada na lâmina e seca: Adicionar 10µL de metanol no poço e esperar secar;
- Preparar câmara escura encobrendo papel alumínio em placa de *Petri*;
- Na ausência de luz, pingar uma gota do reagente de detecção (frasco de tampa azul), seguida de uma gota do contra corante (frasco de tampa verde);
- Tampar a lâmina dentro da placa e aguardar 30 min;
- Preparar a solução de lavagem (frasco branco de tampão 20X) diluindo com água Milli-Q na proporção de 1x20, preparar cerca de 300µL para cada poço;
- Após o tempo de espera, retirar a lâmina da placa, incliná-la cerca de 30° e realizar 3 lavagens com 50µL da solução preparada, limpar o entorno dos poços cuidadosamente com papel toalha;
- Recolocar a lâmina na placa e pingar 3 gotas de DAPI (*Fluoroshield™*);
- Tampar novamente a placa e aguardar 10 min;
- Após o tempo de espera, retirar a lâmina da placa, incliná-la cerca de 30° e realizar 3 lavagens com 50µL de HBSS (Hank's Balanced Salt Solution, Sigma-Aldrich, H6648), limpar o entorno dos poços cuidadosamente com papel toalha;
- Recolocar a lâmina na placa e pingar 5µL de IP;
- Tampar novamente a placa e aguardar 5 min;
- Após o tempo de espera, retirar a lâmina da placa, incliná-la cerca de 30° e realizar 3 lavagens com 50µL de HBSS (Hank's Balanced Salt Solution, Sigma-Aldrich, H6648), limpar o entorno dos poços cuidadosamente com papel toalha;
- Pingar uma gota do meio de montagem (frasco de tampa cinza) e em seguida colocar a lamínula com cuidado para evitar a formação de bolhas;
- Nas bordas da lamínula aplicar selante (*CoverSlip®*);
- Armazenar a lâmina preparada na câmara escura e em refrigeração até a leitura dos poços;
- Após a contagem dos (oo) cistos visualizados, multiplicar o valor por 10 (FM).

APÊNDICE D – Imagens de protozoários identificados na pesquisa

Figura D1 – Cisto de *Giardia lamblia* visualizado no teste de qualidade com AccuSpyke®

Visualização em fluorescência

Visualização em DAPI

Visualização em DIC

Fonte: Autor.

Figura D2 – Protozoários visualizados em amostras das suspensões (Waterborne™)

Oocistos em fluorescência

Oocistos em DAPI

Oocistos em DIC

Oocistos em IP

Cistos em fluorescência

Cistos em DAPI

Cistos em DIC

Cistos em IP

Cistos em fluorescência

Cistos em DAPI

Cistos em DIC

Cistos em IP

Fonte: Autor.

Figura D 3 – Protozoários visualizados em amostras de água filtrada

Fonte: Autor.

APÊNDICE E – Imagens de microrganismos na camada biológica

Figura E1 – Imagens de microrganismos - Primeira temporada de operação (continua)

Fonte: Autor.

Figura E2 – Imagens de microrganismos – Primeira temporada (conclusão)

Fonte: Autor.

Figura E3 – Imagens de microrganismos – Segunda temporada

Fonte: Autor.

APÊNDICE F – Imagens visualizadas em MEV das mantas

Figura F1 – Visualizações em MEV nas amostras de mantas dos FLDs contínuos

C-FLD1 (ampliação 200 X)

C-FLD1 (ampliação 500 X)

C-FLD1 (ampliação 3.00 K X)

C-FLD2 (ampliação 200 X)

C-FLD2 (ampliação 500 X)

C-FLD2 (ampliação 3.00 K X)

Fonte: Autor.

Figura F2 – Visualizações em MEV nas amostras de mantas dos FLDs intermitentes

I-FLD3 (ampliação 200 X)

I-FLD3 (ampliação 500 X)

I-FLD3 (ampliação 3.00 K X)

I-FLD4 (ampliação 200 X)

I-FLD4 (ampliação 500 X)

I-FLD4 (ampliação 3.00 K X)

Fonte: Autor.

ANEXOS

ANEXO A – Laudo das suspensões de protozoários utilizadas na pesquisa

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

Product Specification and Analysis Report: *Giardia muris*

Product: Suspension of cysts of *Giardia muris*, Roberts-Thompson isolate, for use in research.

Source of Cysts: Experimentally infected CFW Mice

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

Lot #: 046118

Date shed: 1/2 - 1/4/18

Date purified: 1/2 - 1/4/18

Total number of cysts provided: 5×10^6

Total volume: 4 ml ☒ 8ml other:

Storage solution: De-ionized water with penicillin, streptomycin, gentamicin, and 0.01% Tween 20

OR

5% Formalin/PBS and 0.01% Tween 20

OR

other:

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

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

Storage Condition(s): 4° Celcius

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

WTM

P102C

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

Product Specification and Analysis Report
Cryptosporidium parvum

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

Source of the oocysts: Experimentally infected calves.

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

<u>Lot #:</u> 08-18	<u>Date shed:</u> 3/3/18
<u>Total number of oocysts provided:</u> 5×10^6	<u>Date purified:</u> 3/5/18

Total volume:

☐ 4 mL

☒ 8 mL

☐ other:

Storage solution:

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

☐ 5% Formalin/PBS & 0.01% Tween 20

☐ other:

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

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

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

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

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

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

Product Specification and Analysis Report
Cryptosporidium parvum

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

Source of the oocysts: Experimentally infected calves.

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

<u>Lot #:</u> 08-18	<u>Date shed:</u> 3/3/18
<u>Total number of oocysts provided:</u> 5×10^6	<u>Date purified:</u> 3/5/18

Total volume:

☐ 4 mL

☒ 8 mL

☐ other:

Storage solution:

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

☐ 5% Formalin/PBS & 0.01% Tween 20

☐ other:

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

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

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

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

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

ANEXO B – Informações sobre o kit *AccuSpyke®***AccuSpike-IR Product Specification and Analysis Report**

Product: 1.5 mL polypropylene vial containing 100 each, counted by flow-cytometry cell sorting, of *Giardia lamblia*, H3 isolate, cysts and *Cryptosporidium parvum*, Iowa isolate, oocysts suspended in 0.75 mL of a de-ionized water/0.01% Tween 20 solution. AccuSpike-IR is designed for percent recovery determination with matrix (environmental) and reagent water samples by US EPA Methods 1622 and 1623.

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

Purification method: Cysts and oocysts are purified from feces by sucrose and Percoll density gradient centrifugation.

Quantitation method: Cells enumerated using flow cytometry.

Storage Conditions: 4 C. DO NOT FREEZE.

Inactivation/Sterilization: Gamma irradiation.

Lot# 85

Preparation: 9/16/2014

Expiration: 12/09/2014 for *Giardia* & *Cryptosporidium* analysis

Expiration: 01/06/2015 for *Cryptosporidium* analysis ONLY

Calibration Data

Test:	Spike Preparation	Spike Preparation
Organism:	<i>Cryptosporidium</i>	<i>Giardia</i>
Source of Organism:	Experimentally infected mice.	Experimentally infected gerbils.
Organism strain:	CpAZ	H3
Stock suspension lot number:	91114-63	140911
Date cells collected by source:	9/11/14	9/11/14
Date of initial calibration:	9/15/14	9/15/14
Age of cells (in days):	4	4
Storage media:	De-ionized Water/0.01% Tween 20	De-ionized Water/0.01% Tween 20
Storage temperature:	4 C	4 C
Viability (PI) before Irradiation	99.8%	99.8%
Mean of the counts:	99.90	100.60
Standard deviation of the counts:	1.70	1.60
Relative standard deviation:	1.70	1.60

Notes from Sorting Facility:

(1) Mean, standard deviation and relative standard deviation are calculated from a minimum of 12 calibration verification samples per set of 10 standards.

(2) Parasites are evaluated for general quality and intactness under DIC microscopy prior to use.