UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
ESCOLA DE ENGENHARIA DE SÃO CARLOS

Paulo Marcos Faria Maciel

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

São Carlos

2018

(Esta página foi intencionalmente deixada em branco)

Paulo Marcos Faria Maciel

Filtração lenta domiciliar como alternativa de tratamento de água em
comunidades isoladas: eficiências com e sem controle de nível da água e
aceleração do amadurecimento

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

Orientadora: Profa. Dra. Lyda Patricia Sabogal Paz

VERSÃO CORRIGIDA

São Carlos

2018

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

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

M113f Maciel, Paulo Marcos Faria
 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 / Paulo Marcos Faria Maciel; orientadora
 Lyda Patricia Sabogal Paz. São Carlos, 2018.

 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,
 2018.

 1. biofiltro. 2. ponto de uso. 3. schmutzdecke. 4.
 E. coli. 5. turbidez. 6. Giardia spp.. 7.
 Cryptosporidium spp.. I. Título.

Eduardo Graziosi Silva - CRB - 8/8907

FOLHA DE JULGAMENTO

Candidato: Engenheiro **PAULO MARCOS FARIA MACIEL**.

Título da tese: "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".

Data da defesa: 06/11/2018.

Comissão Julgadora:

Resultado:

Prof. Titular **Harry Edmar Schulz**
(Orientador)
(Escola de Engenharia de São Carlos/EESC)

Aprovado

Prof. Dr. **Marcelo Libânio**
(Universidade Federal de Minas Gerais/UFMG)

Aprovado

Profa. Dra. **Sílvia Maria Alves Corrêa Oliveira**
(Universidade Federal de Minas Gerais/UFMG)

Aprovado

Prof. Dr. **José Roberto Guimarães**
(Universidade Estadual de Campinas/UNICAMP)

APROVADO

Prof. Dr. **Sandro Rogério Lautenschlager**
(Universidade Estadual de Maringá/UEM)

Aprovado

Coordenador do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Hidráulica e Saneamento:
Prof. Dr. **Eduardo Mario Mendiando**

Presidente da Comissão de Pós-Graduação:
Prof. Associado **Luís Fernando Costa Alberto**

Este trabalho dedica-se a:

Lúcia (mãe);
Zizinho (pai);
Cristiano (irmão); e
Flávia (meu amor)

(Esta página foi intencionalmente deixada em branco)

AGRADECIMENTOS

À Professora Lyda Patricia Sabogal Paz, pela confiança depositada e pelos exemplos de incansável dedicação aos orientandos e ao exercício de docência.

À Maria Teresa Hoffman, pela paciência, amizade, profissionalismo e incontáveis ajudas no Laboratório LATAR.

Ao Prof. Marco Reali e ao Prof. Luiz Daniel, pelas valiosas sugestões no exame de Qualificação.

Ao Roberto Bérghamo e ao Alcino pelos excelentes serviços prestados na instalação experimental e ajudas eventuais.

À Eloísa Pozzi, por diversos auxílios durante a tese, com as análises de microbiologia e de MEV.

À Sandra Yamashiro, por ajudar na identificação de microrganismos.

Ao Márcio de Paula do IQSC, pelo serviço prestado nas análises de MEV.

Ao Wagner Lamon, pela paciência e persistência com as análises com microsensores.

Ao Pedro e aos demais servidores da oficina mecânica da EESC, por atenderem atenciosamente as requisições referentes à instalação experimental.

À Flávia e à Fernanda da contabilidade do SHS, por inúmeros auxílios.

À Rose, pelas ajudas e amizade.

À Sá e à Priscila, pela disposição na secretaria da pós-graduação.

Ao André Canale, pelos serviços prestados e auxílios nas impressões.

À Catherine Shigeoka, pelo trabalho de iniciação científica auxiliar à tese.

Aos colegas de pesquisa Bárbara Freitas e Ulisses Terin, por tudo que passamos juntos desde a construção dos filtros e pela amizade cultivada. Ao Hugo Silva, ao Allan Pretti e ao Fernando Andreoli por sempre terem me ajudado.

Aos colegas de laboratório Rafael Ferrer, Rodrigo Vieira, Bruno Freitas, Hiago Schiano, Thadeu Sahão, Sayuri Sakurai, Priscila Ribeiro, Gabriela Oliveira, Nathalie Slompo, Aline Sá, Ana Paula Erbeta, Fernanda Queiroz e Dayane Boni, pelos cafés, companhia e compartilhamento de momentos.

À Flávia Estrada, por me ajudar com gráficos e formatação da tese. Além de todo apoio recebido.

Ao Tiago Duarte e ao Lucas Fonseca, por todos os anos de convivência harmoniosa em nossos lares, que recusávamos chamar de república.

À Comissão de Aperfeiçoamento do Pessoal de Ensino Superior e ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico, pelas bolsas concedidas.

À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (Projeto FAPESP 2014/12.712-8), e ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico (Processo Nº 442163/2014-2) pelos financiamentos do projeto de pesquisa.

Meu profundo agradecimento!

RESUMO

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. 267 p. Tese (Doutorado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2018.

A falta de água potável é um agravo que atinge populações em nível mundial e nacional e as pequenas comunidades isoladas são as que estão mais suscetíveis à essa vulnerabilidade. Essas localidades demandam soluções descentralizadas, como o filtro lento domiciliar (FLD). Nesse contexto, nesta tese propõe-se a construção de FLD com materiais de PVC, de fácil aquisição e montagem simples. Na Fase 1 do trabalho, compararam-se FLDs com regime de fluxo intermitente, com (FI) e sem (FIS) controle do nível da água por boia; e contínuo, com (FC) e sem (FCS) boia, tratando mistura de água subterrânea com caulinita. Analisaram-se turbidez remanescente, redução de *Escherichia coli*, tempo de amadurecimento e duração das carreiras de filtração para investigar o efeito da boia nos dois regimes. Na Fase 2, estudou-se a aceleração do amadurecimento nos dois regimes, usando como acelerador o pó de cacto *Opuntia cochenillifera*, tratando água natural. Compararam-se unidades intermitentes com (FIA) e sem (FI) acelerador, e unidades contínuas com (FCA) e sem (FC) acelerador. Nessa fase consideraram-se também a redução de coliformes totais, consumo de oxigênio dissolvido e remoção de cistos de *Giardia* e oocistos de *Cryptosporidium* além das variáveis consideradas na Fase 1. Nas duas fases estudaram-se as correlações de variáveis operacionais (taxa de filtração, perda de carga dividida por espessura de meio filtrante, tempo de operação, tempo após a manutenção) com eficiências para redução de bactérias e turbidez remanescente. O custo dos FLDs em PVC foi estimado em cerca de R\$ 420,00. Os resultados indicaram que na Fase 1, FI demonstrou maiores carreiras de filtração que FIS, sem diferenças para as outras variáveis. FC apresentou turbidez remanescente média menor que FCS ($1,24 \pm 0,91$ versus $1,90 \pm 1,36$ NTU). Na Fase 2, FIA apresentou melhor eficiência para redução de *E. coli* ($2,32 \pm 0,79$ versus $1,936 \pm 0,61$ log) e menor turbidez remanescente média que FI, entre os contínuos, não houve diferença de eficiências (p.e. $2,51 \pm 0,60$ e $2,60 \pm 0,56$ log de *E. coli*), no entanto, FCA apresentou carreiras de filtração mais curtas que FC (33 ± 13 versus 60 ± 14 dias). A variável perda de carga nos primeiros 2 cm foi a com maior correlação com a redução de bactérias na Fase 1, enquanto que na Fase 2, a redução de bactérias se correlacionou melhor com turbidez remanescente. No estudo sobre de remoção de (oo)cistos de protozoários, 92% de 30 amostras

não apresentaram os parasitos, no entanto, em duas amostras detectaram-se a presença de um oocisto de *Cryptosporidium*. Apesar de elevadas reduções de bactérias por FLDs, não houve amostras filtradas com ausência de coliformes, para tanto, fizeram-se testes com hipoclorito de sódio, que resultaram ausência de bactérias na água tratada. O controle por boia prolongou a carreira de filtração no regime intermitente e melhorou a turbidez filtrada no fluxo contínuo. O uso do acelerador de amadurecimento foi efetivo para eficiências dos FLDs apenas no fluxo intermitente. Dentre os modelos estudados, o FC apresentou melhores resultados em termos de eficiência e duração das carreiras de filtração.

Palavras-chave: biofiltro, ponto de uso, schmutzdecke, E. coli, turbidez.

ABSTRACT

MACIEL, P.M.F. **Household slow sand filtration as a water treatment alternative in isolated communities: efficiencies with and without water level control and ripening acceleration**. 2018. 267 p. Doctor of Science Thesis. São Carlos School of Engineering, University of São Paulo, São Carlos, 2018.

The lack of drinking water is an aggravation affecting populations at the global and national levels and the small and isolated communities are the most susceptible to this vulnerability. These locations require decentralized solutions, such as the household slow sand filter (HSSF). In this context, in the present thesis is proposed the construction of a HSSF with PVC materials, of easy acquisition and simple assemble. In Phase 1 of the study, it was compared HSSFs with intermittent flow regime, with (FI) and without (FIS) water level control by float; and continuous, with (FC) and without (FCS) float, treating groundwater with kaolinite. Remaining turbidity, *Escherichia coli* reduction, ripening time and filtration run times were investigated to explore the effect of the float in the two regimes. In Phase 2 the acceleration of ripening was studied in both regimes, using as accelerator *Opuntia cochenillifera* cactus powder, treating natural water. Intermittent units were compared with (FIA) and without (FI) accelerator, and continuous units with (FCA) and without (FC) accelerator. In this phase, the reduction of total coliforms, dissolved oxygen consumption and removal of *Giardia* cysts and *Cryptosporidium* oocysts in addition to the variables considered in Phase 1 were also studied. In the two phases it was studied the correlation of operational variables (filtration rate, head loss divided by filter media thickness, time of operation, time after maintenance) with efficiencies for bacterial reduction and remaining turbidity. The cost of FLDs in PVC was estimated at around R\$ 420.00. The results indicated that in Phase 1, FI had larger filtration runs than FIS, with no differences for the other variables. FC had turbidity remaining mean lower than FCS (1.24 ± 0.91 versus 1.90 ± 1.36 NTU). In Phase 2, FIA had a better efficiency to reduce *E. coli* (2.32 ± 0.79 versus 1.936 ± 0.61 log) and lower average remaining turbidity than FI, there were no differences in efficiencies (e.g. 2, 51 ± 0.60 and 2.60 ± 0.56 log of *E. coli*), however, FCA had shorter filtration runs than FC (33 ± 13 versus 60 ± 14 days). The variable head loss in the first 2 cm was the one with the highest correlation with *E. coli* reductions in Phase 1, while in Phase 2, the bacterial reduction correlated better with remaining turbidity. In the study on the removal of protozoa (oo)cysts, 92% of 30 samples did not present the parasites, however, in two samples the presence of a *Cryptosporidium* oocyst was detected. Despite high bacterial reductions by

HSSFs, there were no filtered samples with absence of coliforms; therefore, sodium hypochlorite tests were performed, which resulted in no bacteria in the treated water. The float control extended the filtration run in the intermittent regime and improved the turbidity filtered in the continuous stream. The use of the ripening accelerator was effective for FLD efficiencies only in the intermittent flow. Between the studied models of filters, FC was the one with the better results of efficiencies and duration of filters run.

Keywords: Biosand filter, point of use, schmutzdecke, E. coli, turbidity

LISTA DE FIGURAS

Figura 3-1 – Fatos cronológicos da Filtração Lenta e Filtração Lenta Domiciliar	50
Figura 3-2 – Fenômeno de difusão responsável por formação de cauda em ensaios com traçadores e perturbação do tipo pulso, com entrada (t_1) e saída (t_2) do traçador em poros.	61
Figura 3-3 – Resultados dos ensaios em traçador conduzidos em FLD plástico	62
Figura 4-1 – Estrutura do experimento.....	65
Figura 4-2 - Detalhes do sistema de abastecimento de água de estudo com (a) suporte para reservatório superior e (b) posicionamento de reservatório inferior	67
Figura 4-3 – Detalhes do sistema de produção e abastecimento da água de estudo.....	68
Figura 4-4 – Detalhes da recirculação da água entre reservatórios inferior (a) e superior (b) por tubo de recalque e canal extravasor.....	68
Figura 4-5 – Representação esquemática da operação de alimentação intermitente dos filtros lentos domiciliares.....	70
Figura 4-6 – Representação esquemática da operação de alimentação contínua dos filtros lentos domiciliares	71
Figura 4-7 – Corte parcial dos modelos de filtros lentos domiciliares (FLD) intermitentes estudados: a) sem boia (FIS), em período de pausa; b) sem boia, cheio; c) com boia (FI), em período de pausa; d) com boia, cheio	73
Figura 4-8 – Manta não tecida posicionada sobre filtros lentos domiciliares: (a) Intermitente com boia (FI) e contínuo sem boia (FCS), (b) contínuo com boia (FC)	74
Figura 4-9 – Corte parcial dos modelos de filtros lentos domiciliares contínuos estudados. a) FLD contínuo sem boia (FCS); b) FLD contínuo com boia (FC)	74

Figura 4-10 – Detalhes da coleta de dados em ensaio com a solução de traçador. (a) Leitura da condutividade por sonda, (b) armazenamento dos dados de coleta por <i>software Logger Lite</i>	77
Figura 4-11 – Detalhes do sistema de abastecimento de água de estudo aos filtros lentos domiciliares (FLDs) na Fase 2 do estudo	81
Figura 4-12 – Demonstrativo da contaminação dos FLDs intermitentes com suspensão de (oo)cistos dos protozoários <i>Giardia</i> spp. e <i>Cryptosporidium</i> spp.	82
Figura 4-13 – Demonstrativo da contaminação dos FLDs contínuos com suspensão de (oo)cistos dos protozoários <i>Giardia</i> spp. e <i>Cryptosporidium</i> spp.	82
Figura 4-14 – Hipoclorito de Sódio fornecido pelo Ministério da Saúde.	85
Figura 4-15 – Coleta de amostra para análise de oxigênio dissolvido. Detalhe do tubo de silicone posicionado no fundo do frasco de tampa esmerilhada	89
Figura 4-16 – Peça adaptada para a retirada de amostra representativa do topo de filtros lentos domiciliares (FLD) para análise de perfil de oxigênio dissolvido.....	94
Figura 4-17 – Componentes dos microssensores de oxigênio dissolvido.....	95
Figura 4-18 – Sistema para medida de oxigênio dissolvido por microssensores eletroquímicos amperométricos com introdução de eletrodo vertical unidirecional em amostra de topo de filtro lento domiciliar	95
Figura 4-19 – Amostra de manta não tecida retirada de filtro lento domiciliar coberta por solução de glutaraldeído 3% em preparo para microscopia eletrônica de varredura. 97	
Figura 4-20 – Etapas da limpeza do topo dos filtros lentos domiciliares	98
Figura 5-1 – Sequência da apresentação dos resultados	101
Figura 5-2 – Ensaio granulométrico do meio filtrante (areia fina) utilizado na construção dos filtros lentos domiciliares.....	105
Figura 5-3 – Distribuição dos volumes de vazios no interior dos filtros lentos domiciliares	108

Figura 5-4- Areia com rearranjo dos grãos após poucos dias de alimentação contínua de filtro lento domiciliar.....	109
Figura 5-5– Análise da saída de traçador em relação ao número de volumes do FLD (ou volumes de alimentação intermitente) (a) filtro lento domiciliar – FLD intermitente com boia (FI); (b) FLD intermitente sem boia (FIS); (c) FLD contínuo com boia (FC); (d) FLD contínuo sem boia.....	110
Figura 5-6 – Curva F (normalização da curva Concentração de traçador x tempo) (a) filtro lento domiciliar – FLD intermitente com boia (FI); (b) FLD intermitente sem boia (FIS); (c) FLD contínuo com boia (FC); (d) FLD contínuo sem boia (FCS)	113
Figura 5-7 – Curva E (distribuição do tempo de residência) (a) filtro lento domiciliar – FLD intermitente com boia (FI); (b) FLD intermitente sem boia (FIS); (c) FLD contínuo com boia (FC); (d) FLD contínuo sem boia (FCS)	114
Figura 5-8 - Modelos hidrodinâmicos com base em extremos de idealidade de escoamento para filtro lento domiciliar contínuo com boia (FC)	115
Figura 5-9 – Modelos hidrodinâmicos com base em extremos de idealidade de escoamento para filtro lento domiciliar contínuo sem boia (FCS)	116
Figura 5-10 – Taxa de filtração em função do tempo de operação em filtros lentos domiciliares intermitentes (a) com boia (FI) e (b) sem boia (FIS) na Fase 1 (água subterrânea + caulinita).....	120
Figura 5-11 – Taxa de filtração em função do tempo de operação em filtros lentos domiciliares intermitentes (a) com boia em sem acelerador de amadurecimento (FI) e (b) com boia e com acelerador de amadurecimento (FIA) na Fase 2 (água natural).....	120
Figura 5-12 – Perda de carga entre primeiro e último piezômetro (Δh) dividida pela espessura do meio filtrante até o último piezômetro ($L=52$ cm) em filtro lento domiciliar: (a) intermitente com boia (FI); (b) intermitente sem boia (FIS); (c) contínuo com boia (FC); e (d) contínuo sem boia (FCS); em água subterrânea + caulinita (Fase 1).....	122
Figura 5-13 – Perda de carga entre primeiro e último piezômetro (Δh) dividida pela espessura do meio filtrante até o último piezômetro ($L=52$ cm) em filtro lento domiciliar: (a)	

intermitente com boia (FI); (b) intermitente com boia e acelerador de amadurecimento (FIA); (c) contínuo com boia (FC); e (d) contínuo com boia e acelerador de amadurecimento (FCA); em água natural (Fase 2)..... 123

Figura 5-14 – Perda de carga entre primeiro e segundo piezômetro (Δh) dividida pela espessura do meio filtrante até o segundo piezômetro ($L=2$ cm) em filtro lento domiciliar: (a) intermitente com boia (FI); (b) intermitente sem boia (FIS); (c) contínuo com boia (FC); e (d) contínuo sem boia (FCS); em água subterrânea + caulinita (Fase 1) 125

Figura 5-15 – Perda de carga entre primeiro e segundo piezômetro (Δh) dividida pela espessura do meio filtrante até o segundo piezômetro ($L=2$ cm) em filtro lento domiciliar: (a) intermitente com boia (FI); (b) intermitente com boia e acelerador de amadurecimento (FIA); (c) contínuo com boia (FC); e (d) contínuo com boia e acelerador de amadurecimento (FCA); em água natural (Fase 2)..... 126

Figura 5-16 – Perda de carga entre primeiro e terceiro piezômetro (Δh) dividida pela espessura do meio filtrante até o terceiro piezômetro ($L=12$ cm) em filtro lento domiciliar: (a) intermitente com boia (FI); (b) intermitente com boia e acelerador de amadurecimento (FIA); (c) contínuo com boia (FC); e (d) contínuo com boia e acelerador de amadurecimento (FCA); em água natural (Fase 2)..... 127

Figura 5-17 – Perda de carga (Δh) dividida por espessura de meio filtrante (L) em subcamadas de filtro lento domiciliar intermitente com boia (FI) em água subterrânea + caulinita (Fase 1) 128

Figura 5-18 – Perda de carga (Δh) dividida por espessura de meio filtrante (L) em subcamadas de filtro lento domiciliar intermitente sem boia (FIA) em água subterrânea + caulinita (Fase 1) 129

Figura 5-19 – Perda de carga (Δh) dividida por espessura de meio filtrante (L) em subcamadas de filtro lento domiciliar contínuo com boia (FC) em água subterrânea + caulinita (Fase 1) 130

Figura 5-20 – Perda de carga dividida (Δh) por espessura de meio filtrante (L) em subcamadas de filtro lento domiciliar contínuo sem boia (FCS) em água subterrânea + caulinita (Fase 1) 131

Figura 5-21 – Perda de carga (Δh) dividida por espessura de meio filtrante (L) em subcamadas de filtro lento domiciliar intermitente com boia (FI) em água natural (Fase 2).....	132
Figura 5-22 – Perda de carga (Δh) dividida por espessura de meio filtrante (L) em subcamadas de filtro lento domiciliar intermitente com boia e acelerador de amadurecimento (FIA) em água natural (Fase 2)	133
Figura 5-23 – Perda de carga (Δh) dividida por espessura de meio filtrante (L) em subcamadas de filtro lento domiciliar contínuo com boia (FC) em água natural (Fase 2).....	134
Figura 5-24 – Perda de carga (Δh) dividida por espessura de meio filtrante (L) em subcamadas de filtro lento domiciliar contínuo com boia e acelerador de amadurecimento (FCA) em água natural (Fase 2)	135
Figura 5-25 – Turbidez em água de estudo (água subterrânea + caulinita) e filtro lento domiciliar intermitente com boia (FI) e sem boia (FIS) em tempo total de retenção da água no filtro de 16 horas (Fase 1).....	137
Figura 5-26 – Turbidez em água de estudo (água subterrânea + caulinita) e filtro lento domiciliar intermitente com boia (FI) e sem boia (FIS) em tempo total de retenção da água no filtro de 8 horas (Fase 1).....	137
Figura 5-27 – Turbidez em água de estudo (água natural) e em filtros lentos domiciliares intermitente com boia, sem (FI) e com acelerador (FIA) de amadurecimento, em tempo total de retenção da água no filtro de 16 horas (Fase 2).....	138
Figura 5-28 – Turbidez em água de estudo (água natural) e em filtros lentos domiciliares intermitente com boia, sem (FI) e com acelerador (FIA) de amadurecimento, em tempo total de retenção da água no filtro de 8 horas (Fase 2).....	139
Figura 5-29 – Turbidez em água de estudo (água subterrânea + caulinita) e em filtro lento domiciliar contínuo com boia (FC) e sem boia (FCS) (Fase 1)	142
Figura 5-30 – Turbidez em água de estudo (água natural) e em filtro lento domiciliar com boia, sem (FC) e com acelerador de amadurecimento (FCA) (Fase 2).....	143
Figura 5-31 – Efeito do pico de turbidez em água natural (Fase 2) sobre filtros lentos domiciliares (FLD).....	144

Figura 5-32 – Temperatura e redução de <i>Escherichia coli</i> em água de estudo (água subterrânea adicionada de caulinita) em função do tempo de operação em filtro lento domiciliar intermitente com boia (FI) e sem boia (FIS) em tempo total de retenção da água no filtro de 16 horas (Fase 1).....	146
Figura 5-33 – Temperatura e redução de <i>Escherichia coli</i> em água de estudo (água subterrânea adicionada de caulinita) em função do tempo de operação em filtro lento domiciliar intermitente com boia (FI) e sem boia (FIS) em tempo total de retenção da água no filtro de 8 horas (Fase 1).....	146
Figura 5-34 – Temperatura e redução de <i>Escherichia coli</i> em água de estudo (água natural) em função do tempo de operação em filtro lento domiciliar intermitente com boia, sem (FI) e com (FIA) acelerador de amadurecimento em tempo total de retenção da água no filtro de 16 horas (Fase 2).....	147
Figura 5-35 – Temperatura e redução de <i>Escherichia coli</i> em água de estudo (água natural) em função do tempo de operação em filtro lento domiciliar intermitente com boia, sem (FI) e com (FIA) acelerador de amadurecimento em tempo total de retenção da água no filtro de 8 horas (Fase 2).....	148
Figura 5-36 – Temperatura e redução de coliformes totais em água de estudo (água natural) em função do tempo de operação em filtro lento domiciliar intermitente com boia, sem (FI) e com (FIA) acelerador de amadurecimento em tempo total de retenção da água no filtro de 16 horas (Fase 2).....	152
Figura 5-37 – Temperatura e redução de coliformes totais em água de estudo (água natural) em função do tempo de operação em filtro lento domiciliar intermitente com boia, sem (FI) e com (FIA) acelerador de amadurecimento em tempo total de retenção da água no filtro de 8 horas (Fase 2).....	152
Figura 5-38 – Temperatura e redução de <i>Escherichia coli</i> em água de estudo (água subterrânea adicionada de caulinita) em função do tempo de operação em filtro lento domiciliar contínuo com boia (FC) e sem boia (FCS) (Fase 1)	155
Figura 5-39 – Temperatura e redução de <i>Escherichia coli</i> em água de estudo (água natural) em função do tempo de operação em filtro lento domiciliar contínuo com boia, sem (FC) e com (FCA) acelerador de amadurecimento (Fase 2)	155

Figura 5-40 – Temperatura e redução de coliformes totais em água de estudo (água natural) em função do tempo de operação em filtro lento domiciliar contínuo com boia, sem (FC) e com (FCA) acelerador de amadurecimento (Fase 2).....	156
Figura 5-41 – Redução de <i>Escherichia coli</i> em água natural em função do tempo de operação de filtro lento domiciliar intermitente com boia, sem (FI) e com (FIA) acelerador de amadurecimento, em tempo total de retenção da água no filtro de 16 horas (Fase 2), pelo método Colilert®.....	158
Figura 5-42 – Redução de <i>Escherichia coli</i> em água natural em função do tempo de operação de filtro lento domiciliar intermitente com boia, sem (FI) e com (FIA) acelerador de amadurecimento, em tempo total de retenção da água no filtro de 8 horas (Fase 2), pelo método Colilert®.....	158
Figura 5-43 – Redução de <i>Escherichia coli</i> em água natural em função do tempo de operação de filtro lento domiciliar contínuo com boia, sem (FC) e com (FCA) acelerador de amadurecimento, pelo método Colilert® (Fase 2)	159
Figura 5-44 – Redução de coliformes totais em água natural em função do tempo de operação de filtro lento domiciliar intermitente com boia, sem (FI) e com (FIA) acelerador de amadurecimento, em tempo total de retenção da água no filtro de 16 horas, pelo método Colilert® (Fase 2).....	160
Figura 5-45 – Redução de coliformes totais em água natural em função do tempo de operação de filtro lento domiciliar intermitente com boia, sem (FI) e com (FIA) acelerador de amadurecimento, em tempo total de retenção da água no filtro de 8 horas, pelo método Colilert® (Fase 2).....	160
Figura 5-46 – Redução de coliformes totais em água natural em função do tempo de operação de filtro lento domiciliar contínuo com boia, sem (FC) e com (FCA) acelerador de amadurecimento, em tempo total de retenção da água no filtro de 8 horas, pelo método Colilert® (Fase 2).....	161
Figura 5-47 – <i>Escherichia coli</i> remanescente pelo método Colilert® em período de recuperação após manutenção do dia 183 de filtros lentos domiciliares (FLD) tratando água natural (Fase 2)	162

Figura 5-48 – Coliformes totais remanescente pelo método Colilert® em período de recuperação após manutenção do dia 183 de filtros lentos domiciliares (FLD) tratando água natural (Fase 2).....	162
Figura 5-49 – Enumeração comparada de <i>Escherichia coli</i> pelos métodos Chromocult® e Colilert® em (a) água natural; e (b) água filtrada por filtros lentos domiciliares ...	163
Figura 5-50 - Enumeração comparada de coliformes totais pelos métodos Chromocult® e Colilert® em (a) água natural; e (b) água filtrada por filtros lentos domiciliares ...	164
Figura 5-51 – Comportamento da concentração de cloro residual livre e cloro residual total após tempo de contato de 30 minutos em água filtrada por filtro lento domiciliar intermitente com boia (FI) com água natural afluyente (Fase 2).....	166
Figura 5-52 – Oxigênio dissolvido em função do tempo de operação em água de estudo e a 2 cm de profundidade do meio filtrante de filtro lento domiciliar intermitente sem (FI) e com (FIA) acelerador de amadurecimento	177
Figura 5-53 – Oxigênio dissolvido em água de estudo e a 2 cm de profundidade do meio filtrante de filtro lento domiciliar contínuo sem (FC) e com (FCA) acelerador de amadurecimento.....	178
Figura 5-54 – Perfil de oxigênio dissolvido em filtros lentos domiciliares, intermitente (a) sem (FI) e (b) com (FIA) acelerador de amadurecimento, contínuo (c) sem (FC) e (d) com (FCA) acelerador de amadurecimento, em medidas com variação temporal entre dias 182 e 202 da operação	179
Figura 5-55 – Microperfis de oxigênio dissolvido (OD), com ajuste polinomial e derivada segunda do ajuste, de filtro lento domiciliar (FLD): a) FI; b) FIA; c) FC; d) FCA; em água natural (Fase 2).....	181
Figura 5-56 – Perfil de oxigênio dissolvido (OD) ao longo de espessura (a) FI; (b) FIA; (c) FC; (d) FCA	183
Figura 5-57 – Visualização de cisto de <i>Giardia</i> (a) de suspensão purificada e (b) após procedimento de concentração por filtração em membranas de água filtrada por filtro lento domiciliar. Técnicas de: 1) IFA; 2) DAPI; 3) DIC. Barras de escala: 10 µm.	187

Figura 5-58 – Visualização de cisto de <i>Cryptosporidium parvum</i> (a) de suspensão purificada e (b) após procedimento de concentração por filtração em membranas de água filtrada por filtro lento domiciliar. Técnicas de: 1) IFA; 2) DAPI; 3) DIC. Barras de escala: 10 µm.....	188
Figura 5-59 - Visualização de formas identificadas como oocisto de <i>Cryptosporidium parvum</i> em: água filtrada de (a) Filtro Lento Domiciliar – FLD intermitente com boia (FI), (b) FLD contínuo com boia e acelerador de amadurecimento; (c) suspensão purificada . Técnica de (1) IFA, (2) DAPI. Barras de escala: 5 µm.....	191
Figura 5-60 – Microrganismos visualizados em microscopia de fluorescência para identificação de (oo)cistos de <i>Giardia</i> e <i>Cryptosporidium</i> em água filtrada.....	192
Figura 5-61 – Microrganismos visualizados sobre a manta de filtro lento domiciliar intermitente com boia (FI) em tratamento de água natural (Fase 2); (a) e (b) ciliados da ordem Himenostomatida; (c) e (e) alga filamentosa; (d) protozoário flagelado (f) alga <i>Closterium</i> sp.....	194
Figura 5-62 – Microrganismos visualizados sobre manta de filtro intermitente com boia e acelerador de amadurecimento (FIA) em tratamento de água natural (Fase 2); (a) crustáceo similar a <i>Alona</i> spp.; (c) aparente fitoplâncton; (d) rotífero; (e) protozoário flagelado; (f) nematoide	195
Figura 5-63 – Microrganismos visualizados sobre manta de filtro contínuo com boia (FC) em tratamento de água natural (Fase 2); (a) similar a ciliado <i>Aspidisca cicata</i> ; (b) e (c) ciliado ordem Himenostomatida; (d) nematoide e alga filamentosa; (f) similar a <i>Vorticella</i> spp.	196
Figura 5-64 – Microrganismos visualizados sobre manta de filtro lento domiciliar contínuo com boia a acelerador de amadurecimento em tratamento de água natural (Fase 2); (a) crustáceo cepopode (b) rotífero; (c) anelídeo; (d) arcela; (e) aelosoma próximo a rotífero; (f) bactérias.....	197
Figura 5-65 – Imagens de microscopia eletrônica de varredura de manta não tecida antes do uso em filtros lentos domiciliares	199

Figura 5-66 – Microscopia eletrônica de varredura de manta não tecida retirada de filtro lento domiciliar intermitente com boia (FI); (a) deposição de sedimentos sobre manta e grãos de areia; (b) recobrimento dos fios da manta; (c) visualização de bactéria do tipo bacilo; (d) forma semelhante a bactéria do tipo cocus; (e) e (f) manta não tecida após limpeza.....	200
Figura 5-67 – Microscopia eletrônica de varredura de manta não tecida retirada de filtro lento domiciliar intermitente com boia e acelerador de amadurecimento (FIA); (a) sedimentos sobre manta; (b) fios da manta recobertos; (c) forma semelhante a um cisto de <i>Giardia</i> spp.; (d) colonização do meio; (e) e (f) manta não tecida após a limpeza	201
Figura 5-68 – Microscopia eletrônica de varredura de manta não tecida retirada de filtro lento domiciliar contínuo com boia (FC); (a) sedimento sobre a manta; (b) manta recoberta; (c); (d) carapaça de diatomácea; (e) e (f) manta após a limpeza	202
Figura 5-69 – Microscopia eletrônica de varredura de manta não tecida sobre filtro lento domiciliar contínuo com acelerador de amadurecimento (FCA); (a) e (b) sedimentos densos sobre a manta; (c) e (d) carapaças de diatomáceas; (e) e (f) manta não tecida após a limpeza.....	204
Figura 1 - Peças utilizadas para a montagem do filtro lento domiciliar, com divisão em setores de montagem.....	230
Figura 2 – Conexão do corpo doo filtro lento domiciliar (tubulação de diâmetro 250 mm) à base (caixa sifonada de diâmetro 250 mm).....	231
Figura 3 – Tubulação de saída dos filtros lentos domiciliares – Parte 1.....	232
Figura 4 – Tubulação de saída dos filtros lentos domiciliares – Parte 2.....	232
Figura 5 – Tubulação de saída dos filtros lentos domiciliares – Parte 3.....	233
Figura 6 – Encaixe do corpo do filtro lento domiciliar com tubulação de saída	233
Figura 7 – Montagem do conjunto CAP – Adaptador soldável que recebe registro de saída dos filtros lentos domiciliares.....	234

Figura 8 – Encaixe de Nipel e registro no conjunto CAP – Adaptador soldável	234
Figura 9 – Peças para montagem do registro de saída dos filtros lentos domiciliares	235
Figura 10 – Encaixe da peça com registro de saída à modelo base de filtro lento domiciliar	235
Figura 11 – Montagem da torneira-boia encaixada parafuso de filtro de vela cerâmica para filtro lento em escala domiciliar intermitente com boia.....	237
Figura 12 – Balde perfurado utilizado como difusor de fluxo em filtro lento em escala domiciliar intermitente sem boia e contínuo sem boia	237
Figura 13 – Torneira-boia e posicionamento do encaixe no filtro lento em escala domiciliar contínuo com boia. FONTE: o autor.	238
Figura 14 – Distribuição de camadas de materiais granulares. a) - modelo de filtro de concreto e b) – modelo de filtro de PVC construído para esta pesquisa.....	240
Figura 15 – Sequência para a disposição dos materiais granulares nos filtros lentos em escala domiciliar.....	242
Figura 1 – Esquema resumido das etapas de concentração de cistos de <i>Giardia</i> spp. e oocistos de <i>Cryptosporidium</i> spp. pelo método de filtração em membranas	245
Figura 2 – Acessório que mantém placa de Petri em inclinação para facilitar o escoamento da solução de eluição em método de concentração de (oo)cistos de protozoários	246
Figura 1 – Evolução da porcentagem da perda de carga total atribuída a cada subcamada do filtro lento domiciliar intermitente com boia (FI) na primeira carreira de filtração na Fase 1 (água subterrânea + caulinita)	250
Figura 2 – Evolução da perda de carga atribuída a cada subcamada do filtro lento domiciliar intermitente com boia (FI) na primeira carreira de filtração na Fase 1 (água subterrânea + caulinita).....	251
Figura 3 – Evolução da porcentagem da perda de carga total atribuída a cada subcamada do filtro lento domiciliar intermitente com boia (FI) na segunda de filtração na Fase 1 (água subterrânea + caulinita)	251

Figura 4 – Evolução da perda de carga atribuída a cada subcamada do filtro lento domiciliar intermitente com boia (FI) na segunda carreira de filtração na Fase 1 (água subterrânea + caulinita)	252
Figura 5 – Evolução da porcentagem da perda de carga total atribuída a cada subcamada do filtro lento domiciliar intermitente sem boia (FIS) na primeira carreira de filtração na Fase 1 (água subterrânea + caulinita)	252
Figura 6 – Evolução da perda de carga atribuída a cada subcamada do filtro lento domiciliar intermitente sem boia (FIS) na primeira carreira de filtração na Fase 1 (água subterrânea + caulinita).....	253
Figura 7 – Evolução da porcentagem da perda de carga total atribuída a cada subcamada do filtro lento domiciliar intermitente sem boia (FIS) na sétima carreira de filtração na Fase 1 (água subterrânea + caulinita)	253
Figura 8 – Evolução da perda de carga atribuída a cada subcamada do filtro lento domiciliar intermitente sem boia (FIS) na sétima carreira de filtração na Fase 1 (água subterrânea + caulinita)	254
Figura 9 – Evolução da porcentagem perda de carga total atribuída a cada subcamada do filtro lento domiciliar contínuo com boia (FC) na primeira carreira de filtração na Fase 1 (água subterrânea + caulinita).....	254
Figura 10– Evolução da perda de carga atribuída a cada subcamada do filtro lento domiciliar contínuo com boia (FC) na primeira carreira de filtração na Fase 1 (água subterrânea + caulinita)	255
Figura 11– Evolução da porcentagem perda de carga total atribuída a cada subcamada do filtro lento domiciliar contínuo com boia (FC) na segunda carreira de filtração na Fase 1 (água subterrânea + caulinita).....	255
Figura 12– Evolução da perda de carga atribuída a cada subcamada do filtro lento domiciliar contínuo com boia (FC) na segunda carreira de filtração na Fase 1 (água subterrânea + caulinita)	256

Figura 13 – Evolução da porcentagem da perda de carga total atribuída a cada subcamada do filtro lento domiciliar contínuo sem boia (FCS) na primeira carreira de filtração na Fase 1 (água subterrânea + caulinita)	256
Figura 14 – Evolução da perda de carga atribuída a cada subcamada do filtro lento domiciliar contínuo sem boia (FCS) na primeira carreira de filtração na Fase 1 (água subterrânea + caulinita).....	257
Figura 15 – Evolução da porcentagem da perda de carga total atribuída a cada subcamada do filtro lento domiciliar contínuo sem boia (FCS) na segunda carreira de filtração na Fase 1 (água subterrânea + caulinita)	257
Figura 16 – Evolução da perda de carga atribuída a cada subcamada do filtro lento domiciliar contínuo sem boia (FCS) na primeira carreira de filtração na Fase 1 (água subterrânea + caulinita).....	258
Figura 17– Evolução da porcentagem da perda de carga total atribuída a cada subcamada do filtro lento domiciliar intermitente com boia (FI) na primeira carreira de filtração na Fase 2 (água natural)	258
Figura 18 – Evolução da perda de carga atribuída a cada subcamada do filtro lento domiciliar intermitente com boia (FI) na primeira carreira de filtração na Fase 2 (água natural)	259
Figura 19 – Evolução da porcentagem da perda de carga total atribuída a cada subcamada do filtro lento domiciliar intermitente com boia (FI) na sétima carreira de filtração (última completa) na Fase 2 (água natural).....	259
Figura 20 – Evolução da perda de carga total atribuída a cada subcamada do filtro lento domiciliar intermitente com boia (FI) na sétima carreira de filtração (última completa) na Fase 2 (água natural).....	260
Figura 1 – <i>Escherichia coli</i> remanescente de filtro lento domiciliar intermitente com (FI) e sem boia (FIS), em tempo de residência de 16 horas, na Fase 1 (água subterrânea + caulinita).....	261

Figura 2– <i>Escherichia coli</i> remanescente de filtro lento domiciliar intermitente com (FI) e sem boia (FIS), em tempo de residência de 8 horas, na Fase 1 (água subterrânea + caulinita)	261
Figura 3– <i>Escherichia coli</i> remanescente de filtro lento domiciliar contínuo com (FC) e sem boia (FCS), na Fase 1 (água subterrânea + caulinita)	262
Figura 4 – <i>Escherichia coli</i> remanescente de filtro lento em escala domiciliar intermitente com boia, sem (FI), e com acelerador de amadurecimento (FIA), em período de residência de 16 horas na Fase 2 (água natural).....	262
Figura 5 – Presença de <i>Escherichia coli</i> em filtro lento em escala domiciliar intermitente com boia, sem – FI, e com acelerador de amadurecimento – FIA, em período de residência de 8 horas na Fase 2 (água natural).....	263
Figura 6 – Presença de <i>Escherichia coli</i> em filtro lento em escala domiciliar contínuo com boia, sem – FC, e com acelerador de amadurecimento – FCA na Fase 2 (água natural) .	263
Figura 7 – Presença de coliformes totais em filtro lento em escala domiciliar intermitente com boia, sem – FI, e com acelerador de amadurecimento – FIA, em período de residência de 16 horas na Fase 2 (água natural).....	264
Figura 8 – Presença de coliformes totais em filtro lento em escala domiciliar intermitente com boia, sem – FI, e com acelerador de amadurecimento – FIA, em período de residência de 8 horas na Fase 2 (água natural).....	264
Figura 9 – Presença de coliformes totais em filtro lento em escala domiciliar contínuo com boia, sem – FC, e com acelerador de amadurecimento – FCA na Fase 2 (água natural) .	265

LISTA DE TABELAS

Tabela 4-1 – Peneiras utilizadas em ensaio de distribuição granulométrica	66
Tabela 4-2 – Receita de nutrientes potencialmente utilizáveis para acelerar amadurecimento biológico dos FLDs	83
Tabela 4-3 – Análises realizadas na pesquisa com frequência, método e equipamento	86
Tabela 5-1 – Valores de consumo de água para cada material granular utilizado na construção dos filtros lentos domiciliares.....	102
Tabela 5-2 – Custos dos itens utilizados para construção de um filtro lento domiciliar (agosto de 2018).....	103
Tabela 5-3 – Custo de itens especiais instalados em cada filtro lento domiciliar e custo total de cada unidade (agosto de 2018)	104
Tabela 5-4 – Custo total para a concepção dos filtros lentos domiciliares (agosto de 2018).	104
Tabela 5-5 – Coeficientes granulométricos do meio filtrante utilizado na construção dos filtros lentos domiciliares e valores recomendados por CAWST (CAWST, 2012)	106
Tabela 5-6 – Índices físicos da areia fina utilizada como meio filtrante dos filtros lentos domiciliares	107
Tabela 5-7 – Índices de dispersão de Morrill – MDI e Índices de dispersão de Morrill modificado – MDI _m obtidos após ensaio de traçador com os protótipos de FLDs. .	111
Tabela 5-8 – Características da água de estudo da Fase 1 (água subterrânea + caulinita)	117
Tabela 5-9 – Características da água de estudo da Fase 2 (água natural proveniente do córrego Monjolinho).....	118
Tabela 5-10 - Concentração de metais dissolvidos da água de estudo da Fase 2 (água do córrego Monjolinho).....	118
Tabela 5-11 – Turbidez remanescente média (T. rem.) e remoção de turbidez média (Remoç) em filtros lentos domiciliares (FLD) na Fase 1 e 2	140

Tabela 5-12 – Comparação* entre as medianas de turbidez remanescente dos filtros lentos domiciliares na Fase 1 e 2.....	141
Tabela 5-13 – <i>Escherichia coli</i> remanescente (<i>E. coli</i> Rem.) e redução de <i>E. coli</i> (Reduç.) em filtros lentos domiciliares (FLD) na Fase 1 (água subterrânea + caulinita) e 2 (água natural)	149
Tabela 5-14 – Comparação* entre as medianas de redução de <i>Escherichia coli</i> nos filtros lentos domiciliares na Fase 1 e 2.....	151
Tabela 5-15 – Coliformes totais remanescentes (C. totais Rem.) e redução de coliformes totais (Reduç.) em filtros lentos domiciliares (FLD) na Fase 2 (água natural)	153
Tabela 5-16 – Comparação* entre as medianas de redução de coliformes totais nos filtros lentos domiciliares na Fase 2.....	154
Tabela 5-18 - Análise bivariada da redução de <i>Escherichia coli</i> e da turbidez remanescente com coeficientes de correlação de Spearman entre variáveis de interesse na operação de filtros lentos domiciliares (FLD) em água subterrânea + caulinita (Fase 1).....	168
Tabela 5-19 - Análise bivariada da redução de <i>Escherichia coli</i> e de coliformes totais com coeficientes de correlação de Spearman entre variáveis de interesse na operação de filtros lentos domiciliares (FLD) intermitentes com 16 h de retenção e contínuos em água natural (Fase 2).....	169
Tabela 5-20 - Análise bivariada da turbidez remanescente com coeficientes de correlação de Spearman entre variáveis de interesse na operação de filtros lentos domiciliares (FLD) intermitentes com 16 h de retenção e contínuos em água natural (Fase 2)	170
Tabela 5-21 – Características das águas filtradas por filtros lentos domiciliares (FLD) tratando água subterrânea adicionada de caulinita (Fase 1).....	172
Tabela 5-22 – Características das águas filtradas por filtros lentos domiciliares (FLD) tratando água natural (Fase 2).....	173
Tabela 5-23 – Tempo necessário (dias) para se atingir critério de amadurecimento de filtros lentos domiciliares (FLD).....	175

Tabela 5-24 – Resultados de recuperação de cistos de <i>Giardia</i> spp. e oocistos de <i>C. parvum</i> em ensaio de controle da qualidade do método de concentração de protozoários por filtração em membranas com inóculo de suspensão purificada em água filtrada de filtro lento domiciliar.....	184
Tabela 5-25 – Resultados de recuperação de cistos de <i>Giardia</i> spp. e oocistos de <i>Cryptosporidium</i> spp. em Ensaio de controle da qualidade do método de concentração de protozoários por filtração em membranas com inóculo de Easy Seed™ em água filtrada de filtro lento domiciliar	185
Tabela 5-26 – Número inoculado e detecção de cistos de <i>Giardia</i> em coleta de 20 litros de água filtrada de filtros lentos domiciliares – FLD	189
Tabela 5-27 – Número inoculado e detecção de oocistos de <i>Cryptosporidium</i> em coleta de 20 litros de água filtrada de filtros lentos domiciliares – FLD.....	190
Tabela 0-1 - Materiais utilizados na construção de um filtro lento em escala domiciliar a partir do topo até o registro de saída	229
Tabela 2 - Modo de operação e material específico adicional de cada projeto de filtro lento em escala domiciliar – FLD intermitente	236
Tabela 3 – Modo de operação e material específico adicional de cada projeto de filtro lento em escala domiciliar – FLD contínuo	238
Tabela 4 – Limites granulométricos de camadas e subcamadas dos FLDs e peneiramento dos materiais granulares.....	241

LISTA DE SÍMBOLOS E ABREVIATURA

CV	coeficiente de variação (desvio padrão relativo à média)
CAQI	Central de Análises Químicas Instrumentais
CAWST	Centre for Affordable Water and Sanitation Technology
CD	coeficiente de uniformidade
COT	Carbono orgânico total
CT	coliformes totais
d	dias
D ₁₀	diâmetro efetivo
D ₁₀₀	diâmetro máximo
D ₆₀	diâmetro de abertura de peneira em que passam 60% dos grãos, em massa
DAPI	4', 6- diamidino-2-fenilindol
DIC	microscopia de contraste interferencial diferencial
DTR	distribuição do tempo de residência
e	índice de vazios
EDX	espectroscopia por energia dispersiva de raio X
EESC	Escola de Engenharia de São Carlos
FC	FLD contínuo com boia
FCA	FLD contínuo com boia e acelerador de amadurecimento
FCS	FLD contínuo sem boia
FI	FLD intermitente com boia
FIA	FLD intermitente com boia e acelerador de amadurecimento
FIS	FLD intermitente sem boia
FITC	Isoticianato de fluoresceína
FLD	filtro lento domiciliar
h	horas
IMS	separação imunomagnética
IQSC	Instituto de Química de São Carlos
LATAR	Laboratório de Tratamento Avançado e Reúso
log	logaritmo de base 10
MDI	Índice de dispersão de Morrill
MDI _m	Índice de dispersão de Morrill modificado
MEV	Microscopia eletrônica de varredura
NTU	unidade nefelométrica de turbidez
°C	graus celsius
OD	Oxigênio dissolvido
OMS	Organização Mundial de Saúde
p	probabilidade de hipótese nula ser verdadeira (médias iguais em testes de hipótese)
r _s	coeficiente de correlação de Spearman
rpm	rotações por minuto

TR	tempo total de retenção da água no FLD
uH	unidade de Hazen (mg L^{-1} de Pt-Co)
USEPA	Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos
γ_s	massa específica de sólidos
$\Delta h \text{ L}^{-1}$	perda de carga dividida por espessura de leito filtrante
ε	porosidade

SUMÁRIO

1.	INTRODUÇÃO	35
2.	HIPÓTESES E OBJETIVOS	39
2.1.	Hipóteses	39
2.2.	Objetivo geral	39
2.3.	Objetivos específicos	40
3.	REVISÃO DE LITERATURA	41
3.1.	Considerações iniciais sobre a revisão de literatura	41
3.2.	Desafio global e nacional do fornecimento de água potável	41
3.3.	Tecnologia de filtração lenta	43
3.3.1.	Mecanismos de filtração por transporte	44
3.3.2.	Mecanismos de filtração por aderência	44
3.3.3.	Mecanismos de purificação	45
3.3.4.	Camada biológica dos filtros lentos	45
3.3.5.	Limpeza do meio filtrante	47
3.3.6.	Limitações da filtração lenta	48
3.4.	Filtração lenta domiciliar	48
3.4.1.	Desenvolvimento da tecnologia de filtração lenta domiciliar	48
3.4.2.	Difusão da filtração lenta domiciliar pelo mundo	54
3.5.	Protozoários <i>Giardia</i> spp. e <i>Cryptosporidium</i> spp.	55
3.5.1.	Surtos de veiculação hídrica de criptosporidiose e giardiose	57
3.5.2.	Métodos para a identificação de <i>Giardia</i> spp. e <i>Cryptosporidium</i> spp.	58
3.6.	Distribuição de tempo de residência e ensaios hidrodinâmicos	60
3.7.	Considerações finais sobre a revisão de literatura	63
4.	MATERIAIS E MÉTODO	65

4.1.	Ensaio granulométrico e de determinação de índices físicos do meio filtrante	66
4.2.	Concepção do sistema de abastecimento de água de estudo aos filtros lentos domiciliares	67
4.3.	Operação contínua e intermitente dos filtros lentos domiciliares	69
4.4.	Fase 1 – seleção de projeto de filtros lentos domiciliares de alimentação contínua e intermitente	72
4.4.1.	Testes preliminares do funcionamento dos filtros lentos domiciliares	75
4.4.2.	Ensaio hidrodinâmico nos filtros lentos domiciliares	75
4.4.3.	Preparo da Água de estudo da Fase 1	79
4.5.	Fase 2 – Eficiências de filtros lentos domiciliares no tratamento de água natural e estudo de alternativa de amadurecimento	80
4.5.1.	Água de estudo da Fase 2	80
4.5.2.	Uso de acelerador de amadurecimento em filtros lentos domiciliares	82
4.5.3.	Ensaio de desinfecção com hipoclorito de sódio	84
4.6.	Análises de rotina	86
4.6.1.	Análise de perda de carga	87
4.6.2.	Análises de oxigênio dissolvido	88
4.6.3.	Análise de microscopia da camada biológica dos filtros lentos domiciliares	90
4.6.4.	Deteção de cistos de <i>Giardia</i> spp. e oocistos de <i>Cryptosporidium</i> spp.	90
4.6.5.	Análises de perfil de oxigênio dissolvido com microssores	92
4.6.6.	Microscopia eletrônica de varredura	96
4.7.	Manutenção da camada de topo dos filtros lentos domiciliares	97
4.8.	Análises estatísticas	98
4.8.1.	Testes de hipóteses	98
4.8.2.	Análises bivariadas	99
5.	RESULTADOS E DISCUSSÃO	101
5.1.	Construção dos filtros lentos domiciliares e preparo dos materiais granulares	102
5.1.1.	Preparo dos materiais granulares	102

5.1.2.	Custo de construção do filtro lento domiciliar	103
5.1.3.	Granulometria do meio filtrante	105
5.1.4.	Ensaio de determinação de índices físicos do meio filtrante	106
5.1.5.	Distribuição do volume de vazios no interior dos filtros lentos domiciliares	107
5.1.6.	Testes preliminares de funcionamento dos filtros lentos domiciliares.....	108
5.2.	Ensaio hidrodinâmico em filtros lentos domiciliares	109
5.2.1.	Investigação de anomalias de escoamento	109
5.2.2.	Determinação de curvas DTR e tempo médio de residência em FLDs contínuos ..	112
5.2.3.	Modelagem do escoamento nos FLDs contínuos.....	114
5.3.	Água de estudo das Fases 1 e 2	116
5.4.	Avaliação da perda de carga dos FLDs das Fases 1 e 2	119
5.5.	Avaliação da remoção de turbidez dos FLDs da Fase 1 e 2.....	136
5.6.	Avaliação da eficiência de redução de bactérias dos FLDs da Fase 1 e 2.....	145
5.6.1.	Avaliação da redução de bactérias pelo método Chromocult®	145
5.6.2.	Avaliação da redução de bactérias pelo método Colilert®	157
5.7.	Ensaio de desinfecção com hipoclorito de sódio	165
5.8.	Análises Bivariadas.....	167
5.9.	Análises de rotina.....	171
5.10.	Considerações sobre o tempo de amadurecimento.....	174
5.11.	Análises de consumo de oxigênio dissolvido.....	177
5.12.	Análises de perfis de oxigênio dissolvido com microsensores.....	180
5.13.	Deteção de (oo)cistos de <i>Giardia</i> e <i>Cryptosporidium</i>	184
5.13.1.	Controle de qualidade	184
5.13.2.	Remoção de cistos de <i>Giardia</i> e oocistos de <i>Cryptosporidium</i> em filtros lentos domiciliares.....	189
5.14.	Microscopia da camada biológica dos filtros lentos domiciliares.....	193

5.15.	Microscopia eletrônica de varredura das mantas	198
6.	SÍNTESE DOS RESULTADOS.....	207
7.	CONSIDERAÇÕES SOBRE AS HIPÓTESES.....	211
8.	CONCLUSÕES.....	213
9.	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	215
APÊNDICE 1.....		229
1.	Construção do modelo base DE FILTROS lentos em escala domiciliar	229
2.	Etapas para montagem dos filtros lentos domiciliares	230
2.1.	Corpo do filtro	230
2.2.	Tubulação de saída	231
2.3.	Peça de saída com registro.....	234
3.	Filtros lentos em escala domiciliar com operação intermitente.....	236
3.1.	Filtro lento em escala domiciliar intermitente com boia	236
3.2.	Filtro lento em escala domiciliar intermitente sem boia.....	237
4.	Filtros lentos em escala domiciliar contínuos.....	238
4.1.	Filtro lento em escala domiciliar contínuo com boia.....	238
4.2.	Filtro lento em escala domiciliar contínuo sem boia	239
5.	Composição, preparo e disposição nos filtros de materiais granulares	239
6.	Referências bibliográficas	243
APÊNDICE 2.....		244
1.	Concentração de cistos de <i>Giardia</i> spp. e oocistos de <i>Cryptosporidium</i> spp. pelo método de filtração em membranas. Adaptado de Franco et al. (2001)	244
2.	Preparo da lâmina de microscopia.....	247
3.	Exame da lâmina por microscopia de Fluorescência.....	248

4.	Referências bibliográficas	248
----	----------------------------------	-----

APÊNDICE 3 250

1.	Perdas de carga na Fase 1.....	250
----	--------------------------------	-----

2.	Perdas de carga na Fase 2.....	258
----	--------------------------------	-----

APÊNDICE 4 261

1.	Presença de <i>Escherichia coli</i> em filtros lentos em escala domiciliar na Fase 1.....	261
----	---	-----

2.	Presença de <i>Escherichia coli</i> e coliformes totais em filtros lentos em escala domiciliar na Fase 2	262
----	--	-----

ANEXO 1..... 267

1. INTRODUÇÃO

A universalização dos serviços de saneamento, em especial de fornecimento de água potável, ainda é uma meta a ser alcançada no mundo e no Brasil. Apesar dos avanços, permanece o desafio para o provimento dos serviços em pequenas comunidades isoladas, as populações mais afetadas por essa falta. Em muitas dessas localidades é inviável a ligação às redes públicas de abastecimento de água.

A utilização de águas de qualidade inapropriada é refletida em indicadores de saúde. Ocorrem, anualmente, centenas de milhares de mortes evitáveis por melhores estruturas de saneamento (WHO e UNICEF, 2015). Além das mortes, essas doenças são acompanhadas de agravos como atraso no desenvolvimento cognitivo de crianças. No Brasil, disparidades regionais de coberturas de abastecimento de água resultam em maiores incidências de doenças diarreicas e internações hospitalares na região Norte e Nordeste.

As comunidades isoladas demandam soluções individualizadas, com transferência de tecnologia em sistemas sustentáveis. Neste sentido, tecnologias de tratamento de água de uso no local (*Point of Use* – POU) surgem como abordagens que podem ser capazes de fornecer água de qualidade a essas populações.

A filtração lenta domiciliar – FLD é uma tecnologia POU que possui importantes características para ser bem aceita em núcleos populacionais isolados. É considerada econômica, de fácil utilização, capaz de produzir volumes suficientes de água para atividades básicas e eficiente na redução de microrganismos (SOBSEY *et al.*, 2008). O contraponto é que sua eficiência está associada ao desenvolvimento de uma camada biológica no leito filtrante, o que pode ser demorado.

O FLD é uma adaptação do filtro lento convencional. No entanto, concebido para a operação em fluxo intermitente. Conceitualmente, deve-se manter um nível raso de água acima do leito filtrante em todo momento, para que uma camada biológica seja formada e não perturbada. A água retida no filtro é purificada e se atribui créditos da purificação aos mecanismos biológicos pelo ecossistema formado na unidade. O nível de água é mantido ao se posicionar a tubulação de saída da água aproximadamente 5 cm acima da altura máxima do leito filtrante.

A tecnologia de FLD foi levada a países como Etiópia (EARWAKER e WEBSTER, 2009), Quênia (TIWARI *et al.*, 2009), República Dominicana (AIKEN *et al.*, 2011), entre outros. Sua aceitação é considerada elevada (NGAI *et al.*, 2014), ainda que problemas como quebras sejam associados a índices de abandono.

A FLD foi alvo de estudos de otimizações como volume adequado do tratamento (em relação ao volume de meio filtrante da unidade) (ELLIOTT *et al.*, 2008); necessidade de período de pausa (BAUMGARTNER *et al.*, 2007) especificação de meio filtrante e nível de água máximo sobre o meio filtrante (JENKINS *et al.*, 2011). Além de estudos com composição do meio filtrante com camada ferro-oxidada (AHAMMED e DAVRA, 2011).

A organização canadense *centre for Affordable Water and Sanitation Technology* (CAWST) produziu um manual do modelo de FLD denominado *Biosand Filter*, que atualmente está em sua versão nº 10 (CAWST, 2012). As últimas versões contemplaram os avanços do conhecimento em seus projetos. Apesar do detalhamento de construção, esse FLD é construído em concreto e sua concepção é dependente de grandes esforços, devido à necessidade de ferramentas específicas e de pessoal com experiência em construção civil.

FLDs em material plástico como o do Hydraid (TRIPLE-QUEST, 2010) também são opções, no entanto, esse filtro é adquirido de empresa especializada, com custos de compra associados. Desse modo, há demanda por FLD de construção simples, com materiais de fácil aquisição.

Ainda que tenha havido avanços da tecnologia, existe demanda da adaptação do FLD para o fluxo contínuo. Até o momento da realização dos experimentos, apenas Young-Rojanschi e Madramootoo (2014) haviam avaliado o fluxo contínuo, em escala de bancada e com abastecimento por bombeamento.

Outros trabalhos demonstraram que a diminuição da taxa de filtração é associada à melhoria das eficiências do FLD intermitente, no entanto, há lacunas de modos práticos para construir unidades intermitentes com nível máximo controlado, sem que se diminua o volume adicionado à unidade.

Até o momento, os FLDs foram avaliados com maior intensidade para redução de bactérias e vírus. Há demanda de avaliação das eficiências frente à contaminação dos parasitos *Giardia*¹ e *Cryptosporidium*.

As pesquisas envolvidas no tema ainda não deram respostas consistentes quanto a maneiras de tornar os FLDs aptos à produção de água com qualidade mais rapidamente. O amadurecimento biológico precisa ser otimizado para que isso se alcance.

Diante dessas lacunas, na presente tese estudaram-se modelos de FLD, construídos em materiais de PVC, em fluxo contínuo e intermitente. Na Fase 1 do estudo avaliou-se o uso ou não do controle de nível na operação contínua e intermitente, com estudo de eficiências das

¹ Na redação desta tese os nomes *Giardia* e *Cryptosporidium* se referiram a espécies genéricas desses parasitos, como abreviação a, respectivamente, *Giardia* spp. e *Cryptosporidium* spp.

unidades (turbidez remanescente e redução de *E. coli*) em água pobre em nutrientes. Na Fase 2, alternativa de aceleração do amadurecimento foi estudada com uso do pó do cacto *Opuntia cochenillifera*, em filtros contínuos e intermitente, tratando água natural. Avaliaram-se também as eficiências das unidades na Fase 2 (turbidez remanescente, redução de coliformes totais e redução de *E. coli*).

Para a Fase 1 foram construídos 4 modelos de FLDs, foram eles: intermitente com boia (controladora de nível) (FI), intermitente sem boia (FIS), contínuo com boia (FC) e contínuo sem boia (FCS). Para a Fase 2, selecionaram-se os modelos com boia, e adicionaram-se duas unidades de idêntica geometria a FI e FC, com a operação com aceleração de amadurecimento. Essas unidades foram denominadas de FIA (FLD intermitente com boia e aceleração de amadurecimento) e FCA (FLD contínuo com boia e aceleração de amadurecimento).

Em ambas as fases se avaliaram as perdas de carga, duração das carreiras de filtração, tempo de amadurecimento e variáveis relacionadas às eficiências das unidades. Na Fase 2 adicionaram-se análises de oxigênio dissolvido, no leito filtrante e na *schmutzdecke* (com microsensores), e microscopia da camada biológica. Além disso, nessa última fase se propôs a desinfecção da água tratada com hipoclorito de sódio.

2. HIPÓTESES E OBJETIVOS

2.1. HIPÓTESES

Hipótese 1: A operação de filtros lentos domiciliares contínuos e intermitentes com controle de nível melhora a eficiência da tecnologia na retenção de impurezas e redução de patógenos, em comparação a sem controle de nível. Isto porque a taxa máxima de filtração é controlada pelo máximo nível de água previsto pela boia.

Premissa da Hipótese 1: No fluxo intermitente a redução de taxas máximas de filtração é associada a melhoras nas eficiências. O controle da entrada de água por boia permite que se adicione o volume de água a ser tratada sem que o nível que exerce pressão sobre o meio filtrante ultrapasse a cota da boia (controle da taxa máxima de filtração). No fluxo contínuo, a manutenção do nível constante facilita o controle do fluxo de água a um valor pré-determinado, o que estabiliza a unidade na produção constante de quantidade de água filtrada.

Hipótese 2: O tempo para que os filtros lentos domiciliares atinjam eficiências elevadas em retenção de impurezas e redução de patógenos é diminuído com a adição de acelerador de amadurecimento (pó do cacto *Opuntia cochenillifera*), bem como o tempo para a recuperação após a manutenção.

Premissa da Hipótese 2: O desenvolvimento da camada biológica de filtros lentos (e filtros lentos domiciliares) é demorado, pois se devem utilizar fontes adequadas, livres de contaminação. Essas fontes são, em geral, pobres em nutrientes - fator que atrasa a formação da *schmutzdecke*. O acelerador de amadurecimento pode agir auxiliando a retenção de partículas na camada biológica e propiciando ambiente para que ela se desenvolva.

2.2. OBJETIVO GERAL

Propor e avaliar modelos de filtros lentos domiciliares, construídos em materiais de PVC, com operação contínua e intermitente na retenção de turbidez, remoções de patógenos e considerar a possibilidade da diminuição do tempo de amadurecimento biológico nesta tecnologia de tratamento de água.

2.3. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

1) Avaliar os custos e as dificuldades de construção de filtro lento domiciliar utilizando materiais de PVC.

2) Estudar as eficiências dos filtros lentos em domiciliar, contínuos e intermitentes, com e sem boia controladora de nível de água na retenção de impurezas e na redução de *Escherichia coli* em água pobre em nutrientes.

3) Avaliar as eficiências dos filtros lentos domiciliares com proposta de controle de nível de água na retenção de impurezas e redução de bactérias e parasitos (*Escherichia coli*, coliformes totais, cistos de *Giardia* spp. e oocistos de *Cryptosporidium* spp.) em água natural.

4) Propor a diminuição do tempo de amadurecimento dos filtros lentos domiciliares contínuos e intermitentes com aplicação de pó do cacto *Opuntia cochenillifera* em pó sobre o topo do meio filtrante, com investigação dos efeitos sobre as eficiências das unidades e a duração das carreiras de filtração.

5) Avaliar a perda de carga, o tempo de amadurecimento e a duração das carreiras de filtração dos filtros lentos domiciliares tratando águas pobres em nutrientes e, também, água natural.

6) Estudar a relação de variáveis operacionais com as eficiências dos filtros lentos domiciliares (turbidez remanescente e redução de bactérias) por meio de análises bivariadas.

7) Investigar as diferenças de consumo de oxigênio dissolvido ecologia da *schmutzdecke* dos filtros lentos domiciliares tratando água natural.

8) Avaliar microperfis de oxigênio dissolvidos medidos com microsensores em filtros lentos domiciliares tratando água natural.

3. REVISÃO DE LITERATURA

3.1. CONSIDERAÇÕES INICIAIS SOBRE A REVISÃO DE LITERATURA

Para contextualizar a presente tese, o tópico *Desafio global e nacional do fornecimento de água potável* apresentou dados relativos ao acesso de água potável por populações no mundo e no Brasil. Este item justifica a ainda existência de demanda por estudos como o realizado no trabalho.

A tecnologia fruto do presente estudo é uma adaptação da filtração lenta em areia convencional. Os princípios do funcionamento das duas técnicas são os mesmos e, por isso, o tópico *Tecnologia de filtração lenta* trouxe as características e explicou os mecanismos envolvidos nesse tratamento de água.

O tópico seguinte, *Filtração lenta domiciliar*, apresentou o histórico de desenvolvimento e estado da arte do tema propriamente dito da tese. Além disso, reuniram-se exemplos da difusão da tecnologia pelo mundo, a fim de se aprender as lições deixadas ao longo de quase 30 anos de experiências.

Os *Protozoários Giardia spp. e Cryptosporidium spp.* foram apresentados em tópico específico, pois representam uma preocupação para saúde e pública, reforçando as motivações e, também, foram alvo de estudo da presente tese. O tema tem grande dinâmica na literatura científica, com necessidade de constantes atualizações por trabalhos que os contemplem.

O tópico *Distribuição de tempo de residência e ensaios hidrodinâmicos* se fez importante de ser apresentado, pois trouxe conceitos desenvolvidos inicialmente em hidráulica de reatores para a aplicação nos filtros de areia. O tempo de coleta de água em filtros contínuos, importante para análise de eficiências, foi obtido com base nos conceitos apresentados.

3.2. DESAFIO GLOBAL E NACIONAL DO FORNECIMENTO DE ÁGUA POTÁVEL

No ano 2000 a Organização das Nações Unidas e líderes mundiais estabeleceram um conjunto de objetivos em esforços para a erradicação da pobreza mundial, no denominado Objetivos de Desenvolvimento do Milênio, para o ano de 2015 (UN, 2015). O fornecimento de água potável e saneamento estavam incluídos no Objetivo “Garantir a sustentabilidade ambiental”. Desde então avanços foram atingidos, como, por exemplo, o aumento da proporção da populacional mundial com acesso a água adequada para o consumo de 76%, em 1990, para 91%, em 2015 (WHO e UNICEF, 2015).

No entanto, problemas relativos à falta de condições adequadas de saneamento a redor do mundo ainda são alvos de intensa preocupação. Em 2015, 844 milhões de pessoas utilizavam água sem qualquer tipo de tratamento ou dependiam de viagens de mais de 30 minutos para sua coleta (WHO e UNICEF, 2017). Em consequência disso e da falta de outras estruturas de saneamento, anualmente ocorrem mais de 800 mil mortes evitáveis, consequentes de doenças diarreicas (WHO e UNICEF, 2015). A faixa etária de até cinco anos é a mais severamente afetada por esse quadro, uma vez que a diarreia é terceira causa de mortalidade infantil até essa idade, além disso, cerca de 160 milhões de crianças sofrem com deficiência de desenvolvimento e má nutrição, nesse contexto (WHO e UNICEF, 2015).

Os levantamentos da Organização Mundial de Saúde – OMS, a respeito do fornecimento de água potável, tendem a subestimar a gravidade do problema. Existe a classificação da fonte de água destinada ao consumo como fonte “adequada” ou “não adequada” (tradução adaptada para *improved* e *unimproved*, respectivamente). Todavia, fontes classificadas como adequadas não são sempre seguras ao consumo e não necessariamente ajudam os governos e os prestadores de serviços a apontarem precisamente a quem estava faltando água potável e saneamento (BROWN *et al.*, 2016).

A OMS considera serviços básicos de fornecimento de água aqueles em que esta é proveniente de fonte adequada e que usuário não necessite mais de 30 minutos entre viagens e filas para a coleta (WHO e UNICEF, 2017). Mascaram-se problemas como o inconveniente de se transportar água a partir de hidrantes públicos, que é causa de dores crônicas nas costas de pessoas responsáveis por essa tarefa (NALLARI, 2015). Além disso, estima-se que 1,8 bilhão de pessoas no mundo consumam água com contaminação fecal, independente da fonte (BAIN *et al.*, 2014).

No Brasil, segundo o Diagnóstico de Serviços de Água e Esgoto de 2015 (SNIS, 2017), 16,7% da população total e 6,9% da população urbana é desconectada de redes de abastecimento de água. A situação é mais crítica na região Norte e Nordeste, nas quais, respectivamente, 40,1% e 26,6% da população não recebe água via abastecimento público. Essas populações dependem de fontes alternativas como carros-pipa e poços particulares (IBGE, 2010).

A não universalização dos serviços de saneamento no país é refletida nos indicadores de saúde. As regiões Norte e Nordeste responderam, juntas, por 87% das internações hospitalares por Amebíase no Brasil, no período de setembro de 2016 a setembro de 2017 (BRASIL, 2017c). No mesmo período, a incidência de internações hospitalares por diarreia e gastroenterites de origem presumível, no Brasil e região Norte, foram, respectivamente, 60 e

135 por 100 mil habitantes (BRASIL, 2017c), segundo a estimativa populacional para o ano de 2017 (IBGE, 2017). Ainda, a região Norte e Nordeste do Brasil concentraram quase 60% das incidências de Hepatite A no Brasil, no período de 1999 a 2016, e as incidências mais notificadas no país em 2016 se deram nos estados Roraima, Acre, Amapá e Rondônia, todos da região Norte (BRASIL, 2017a).

Enquanto muitos municípios não puderem ser atendidos por conexões seguras e confiáveis de água encanada, intervenções que visem o combate à contaminação microbiológica da água no ponto de uso são medidas provisórias importantes (CLASEN *et al.*, 2015). Em auxílio a essas intervenções, a vigilância de saúde pública ou outras autoridades locais podem fornecer orientações e suporte às famílias e aos consumidores individuais para garantir a segurança da sua água potável (WHO, 2017). Dentre as tecnologias de tratamento de água no ponto de uso, a filtração lenta em escala domiciliar apresenta importantes características de sustentabilidade, pois é capaz de produzir suficiente água diariamente e requer investimento somente no momento de sua instalação (SOBSEY *et al.*, 2008).

3.3. TECNOLOGIA DE FILTRAÇÃO LENTA

A seleção da tecnologia de tratamento de água para uma comunidade depende de uma série de fatores como qualidade do manancial, disponibilidade de recursos, aspectos socioeconômicos, disponibilidade de área e etc. Tendo em vista simplicidade na instalação, operação e manutenção, a tecnologia de tratamento por filtração lenta tem destaque.

Filtros lentos podem utilizar materiais disponíveis localmente para construção e não dependem de recursos humanos especializados para sua manutenção, dispensa uso de equipamentos sofisticados e têm menor consumo de produtos químicos (HUISMAN e WOOD, 1974; DI BERNARDO e SABOGAL PAZ, 2008). A denominação de filtro lento ocorre pelas taxas de filtração empregadas, com valores de $1,2 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ (BELLAMY *et al.*, 1985) a máximas de $6 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ (DI BERNARDO e SABOGAL PAZ, 2008), bem inferiores às taxas de filtração em filtros rápidos. Alta eficiência no tratamento de água é devido às baixas taxas de filtração e ao baixo diâmetro efetivo do meio filtrante, além de processos biológicos, ocasionados pela formação de biofilme (HUISMAN e WOOD, 1974). A tecnologia é baseada em mecanismos de filtração de transporte, aderência e purificação por ação de microrganismos (HUISMAN e WOOD, 1974). Cabe destacar que o filtro funciona com ação superficial, ou seja, a principal retenção de impurezas ocorre no topo da unidade, aspecto que facilita sua manutenção.

3.3.1. MECANISMOS DE FILTRAÇÃO POR TRANSPORTE

Os mecanismos de filtração de transporte são aqueles em que as partículas são levadas ao contato com os grãos de areia (BARRETT *et al.*, 1991). São eles: a) ação de coar; b) sedimentação; c) impacto inercial; d) difusão; e) atração de massas e; f) atração eletrostática (HUISMAN e WOOD, 1974).

A ação de coar se refere à interceptação das partículas nos poros entre os grãos de areia. Considerando-se os grãos de areia como esferas perfeitas, a abertura dos poros é 1/7 do diâmetro do grão de areia, por exemplo, areia com diâmetro efetivo de 0,15 mm é capaz de interceptar partículas a partir de 20 μm (HUISMAN e WOOD, 1974). Por este mecanismo não se retêm partículas coloidais e bactérias.

No mecanismo de sedimentação a densidade da partícula em suspensão fornece um componente vertical à trajetória desta. Dessa forma, a eficiência da sedimentação é função inversa da taxa de filtração e direta da velocidade de sedimentação das partículas. Considerando uma taxa de filtração inferior a $2,8 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, 1 m^3 de leito e partícula de diâmetro efetivo 0,25 mm, este mecanismo é capaz de reter partículas a partir de 4 μm (HUISMAN e WOOD, 1974).

A difusão ou movimento Browniano é o movimento aleatório de partículas pequenas que aumenta a chance de colisão dessas partículas com os grãos de areia. O mecanismo de difusão torna-se importante para partículas menores que 1 μm de diâmetro (PARSONS e JEFFERSON, 2006).

O mecanismo de impacto inercial é explicado por forças gravitacionais agindo no sentido de retirar a partícula da linha de fluxo, levando-as ao choque com o grão de areia. Quanto menor o diâmetro do grão de areia e menor a velocidade intersticial, maior a probabilidade de choque com partículas por esse mecanismo (BARRETT *et al.*, 1991). Os mecanismos de atração de massas e eletrostática são importantes a partir do momento do choque das partículas com grãos de areia por outros mecanismos.

3.3.2. MECANISMOS DE FILTRAÇÃO POR ADERÊNCIA

Quando a partícula se aproxima ao material granular em uma distância inferior à 100 nm, as forças de curto alcance começam a se tornar importantes (PARSONS e JEFFERSON, 2006). No período de amadurecimento do filtro lento, partículas de origem orgânica são arrastadas ou depositadas na parte superior do meio filtrante, o que forma terreno fértil para bactérias que produzem um material viscoso conhecido como *zoogloea*, que consiste em

bactérias ativas, seus resíduos, células mortas e materiais orgânicos parcialmente assimilados (HUISMAN e WOOD, 1974).

O desenvolvimento de biofilme nos grãos de areia promove a formação de superfície adsortiva para que ocorra a aderência de partículas (BARRETT *et al.*, 1991).

3.3.3. MECANISMOS DE PURIFICAÇÃO

A *schmutzdecke* (palavra alemã para filme sujo) é a região da interface entre o meio filtrante e a água em que ocorre acúmulo de material retido e sintetizado por bactérias (BARRETT *et al.*, 1991). Há formação de um fino tapete viscoso, através do qual a água precisa passar antes de atingir o meio filtrante propriamente dito (HUISMAN e WOOD, 1974). A eficiência da filtração lenta é dependente da formação dessa camada, que pode demorar de dias a semanas, a depender da qualidade da água afluyente e do meio filtrante, no denominado período de amadurecimento (DI BERNARDO e SABOGAL PAZ, 2008).

Huisman e Wood (1974) descrevem a região da *schmutzdecke* como intensamente ativa, com microrganismos agindo na retenção, digestão e quebra de matéria orgânica em passagem pelo filtro. O ambiente formado no filtro lento não é adequado à vida de muitos patógenos, pois como há grande número de microrganismos colonizando o filtro, nutrientes são escassos para microrganismos que habitam o intestino de mamíferos, além de possuir temperaturas inferiores a este ambiente (BUZUNIS, 1995).

A atividade biológica abrange até 40 cm do meio filtrante (DI BERNARDO e SABOGAL PAZ, 2008). Dessa forma, não apenas a *schmutzdecke* é responsável pela ação biológica de purificação da água, sendo a maturidade do filtro o maior fator de remoção de bactérias (BELLAMY, SILVERMAN, *et al.*, 1985).

3.3.4. CAMADA BIOLÓGICA DOS FILTROS LENTOS

A *schmutzdecke* do filtro lento é formada por complexa comunidade Eucariota, Bacteriana e Arqueia, sendo a comunidade Eucariota dominada pelo filo Cercozoa (WAKELIN *et al.*, 2011). Os organismos eucarióticos não representam a maior parte da comunidade microbiana em termos de biomassa (MAUCLAIRE *et al.*, 2006). Entretanto, representam funções essenciais para a filtração lenta. Protozoários de vida livre encontram-se em grande quantidade em até 30 cm de profundidade do leito filtrante, com decréscimo com aumento da profundidade (DEL AGUILA, 2002).

Organismos eucarióticos vivem em condições de fome no topo da camada de areia e aprisionam partículas que entram nesse meio, o que contribui para não obstrução do leito (NAKAMOTO, 2014). A redução de *E. coli* em filtro lento tem forte relação com a atividade biológica, de forma que organismos flagelados se alimentam das bactérias continuamente (UNGER e COLLINS, 2006). Unger e Collins (2008) encontraram em *schmutzdecke* contagem de flagelados pelo menos uma ordem de grandeza superior à de outros protistas e o amadurecimento do filtro foi relacionado ao aumento da redução de *E. coli*, proporcional ao aumento da população de protistas.

Weber-Shirk e Dick (1999) correlacionaram a presença do nanoflagelado *Chrysophyta* em águas filtradas com redução de *E. coli*. Esses autores inocularam *Chrysophyta* isolada de águas filtradas em uma coluna de filtração lenta. O filtro com o inóculo reduziu 99,7% de *E. coli* em comparação a 10% de controle, em período de um dia.

Ciliados também desempenham papel importante no recolhimento de partículas coloidais como bactérias e vírus (IWASE e NAKAMOTO, 2014). Stott *et al.* (2003) demonstraram relação de predação entre o ciliado *Paramecium* e oocistos de *Cryptosporidium*, com ingestão superior a 30 oocistos por um único organismo na primeira hora de atividade. Pesquisa recente demonstrou a predação *in vitro* de cistos de *Giardia* e oocistos de *Cryptosporidium* por 8 de 15 espécies de ciliados identificadas em manancial natural e lodo de estação de tratamento de esgoto (SIQUEIRA-CASTRO *et al.*, 2016).

Nem toda biomassa na *schmutzdecke* contribui para a redução de *E. coli*. Unger e Collins (2008) não encontraram correlação entre a massa de substâncias poliméricas extracelulares, quantificada como carboidratos e proteínas, e a redução da bactéria indicadora de contaminação fecal. Segundo os autores, mecanismos biológicos contribuem para a redução de *E. coli*, mas a natureza da ação exercida pela biomassa não é clara.

Mecanismos indiretos também fazem parte da redução de bactérias na *schmutzdecke*. Haig *et al.* (2015) destacaram a autólise de bactérias induzidas por produção de espécies reativas de oxigênio - ERO por algas. Nessa pesquisa houve dominância do protozoário flagelado *Monosiga brevicollis*, que possui genes de proteção contra ERO e foram os principais predadores de *E. coli*. Os autores argumentaram que as diversas associações de cadeia alimentar são essenciais para a completa remoção de *E. coli*, o que ajuda a explicar o desempenho reduzido de sistemas domiciliares de purificação, que possuem ecossistema menos diversificado.

Assim como a predação, as atividades de invertebrados têm sido associadas com o aumento e diminuição da condutividade hidráulica no leito filtrante. A remoção de detritos

aderidos à mídia e remoção de partículas suspensas pode ajudar o processo de filtração liberando microporos para escoamento da água, bem como locais para a recolonização bacteriana (WAKELIN *et al.*, 2011). Nematoides e oligoquetas podem favorecer a infiltração de água com produção de microtubos e galerias em filtros colmatados (MAUCLAIRE *et al.*, 2006).

A maioria das espécies de protozoários e rotífera apresenta movimento de tigmotactismo, que é o movimento através de grãos de areia ou qualquer outro obstáculo que seja transponível (DEL AGUILA, 2002). Bichai *et al.* (2014) observaram ocorrência de transporte de rotíferos para até a saída do meio filtrante, ainda que em baixas quantidades (9 unidades por 10 litros). No entanto, essa pesquisa demonstrou internalização de (oo)cistos de *Giardia* e *Cryptosporidium* nos rotíferos. Os autores argumentaram que a internalização de protozoários precisa ser mais bem investigada, em especial nos casos onde a filtração lenta é a única barreira física para o tratamento.

A *schmutzdecke* age como uma peneira de patógenos e há riscos associados ao manejo desse material. Hwang *et al.* (2014) observaram aumento da proporção de cepas de patógenos oportunistas na *schmutzdecke* em relação à água do rio utilizada para o tratamento. Os autores alertam sobre evitar o descarte de depósito da *schmutzdecke* em mananciais por o biofilme ser uma forma acumulada e condensada de microrganismos, incluindo os patogênicos, que estão em uma forma protegida de sobrevivência. Esse alerta é especialmente importante para o cuidado do usuário de filtros lentos domiciliares, que nos métodos de manutenção podem entrar em contato com material potencialmente causador de infecções.

3.3.5. LIMPEZA DO MEIO FILTRANTE

Diferentemente da filtração rápida, não há retrolavagem do meio filtrante. O método de limpeza consiste na raspagem de 1 a 2 cm do topo da areia, para a qual, inicialmente, remove-se o sobrenadante com abertura de válvula de descarga (dreno) para que o nível da água se situe, aproximadamente, a 20 cm abaixo do topo do meio filtrante (DI BERNARDO e SABOGAL PAZ, 2008).

A areia que for raspada precisa ser levada a um local até que ocorra a sua lavagem e o volume de armazenamento do local pode ser referente a uma única raspagem ou até um ano de raspagem (BARRETT *et al.*, 1991). Quando a espessura da areia diminui para cerca de 50 cm é recomendável a reposição deste material no topo, sendo indicado que a areia remanescente

(com muitos microrganismos) no filtro seja parcialmente removida e colocada sobre a areia limpa (DI BERNARDO e SABOGAL PAZ, 2008).

3.3.6. LIMITAÇÕES DA FILTRAÇÃO LENTA

A eficiência da filtração lenta pode ser comprometida se a turbidez da água bruta for superior a 10 NTU (VALADARES VERAS e DI BERNARDO, 2008). Além disso, a tecnologia é limitada a uso apenas quando água bruta apresente baixos valores de cor verdadeira e baixa concentração de algas (BRANDÃO et al., 1998). Em decorrência dessas limitações, foi desenvolvida em pesquisas no Brasil e na Colômbia a Filtração em Múltiplas Etapas (DI BERNARDO e SABOGAL PAZ, 2008) que prevê instalações de pré-filtros. O intuito é que cada unidade condicione seu efluente para tratamento posterior, sem sobrecarregá-lo (DI BERNARDO e SABOGAL PAZ, 2008).

Além disso, a tecnologia depende de disponibilidade de área. Possui alto custo de instalação e tem morosidade no processo de limpeza do meio filtrante. Em estações de tratamento de água para atendimento de 5 mil pessoas, os custos com mão-de-obra para a limpeza da areia podem ser superiores ao custo de operação de um filtro rápido (HENDRICKS, 2011).

3.4. FILTRAÇÃO LENTA DOMICILIAR

3.4.1. DESENVOLVIMENTO DA TECNOLOGIA DE FILTRAÇÃO LENTA DOMICILIAR

A demanda de uma solução para a purificação de água que atendesse requisitos como baixo custo, simplicidade de manutenção, com geração de águas de características esteticamente agradável e segura para o consumo levaram ao desenvolvimento do filtro lento domiciliar – FLD. O crédito da invenção é atribuído ao Dr. David Manz e seu grupo (CAWST, 2012), da Universidade de Calgary no Canadá, com inspiração na filtração lenta convencional. Na Figura 3-1 são apresentados alguns fatos cronológicos da filtração lenta e filtração lenta domiciliar.

O primeiro protótipo de FLD foi desenvolvido para aplicação nas Filipinas (LEE, 1991). O corpo do filtro era um cesto plástico, disponível na realidade local. As especificações da areia utilizada se enquadravam nas recomendações para a filtração lenta convencional. O protótipo foi desenvolvido para operação intermitente. Nesse modelo não havia placa difusora

para que a água fosse introduzida sem causar distúrbio na camada biológica e nem tubo de saída elevado, a saída da água era por registro, na base do filtro.

Um protótipo de FLD de uso intermitente mais maduro foi elaborado para aplicação na Nicarágua (MANZ *et al.*, 1993). Nesse modelo se previu o uso de uma placa difusora, por onde a água adicionada ao filtro precisaria passar. O FLD tinha duas torneiras instaladas, uma na superfície, poucos cm acima da camada de areia, e outra na base, para a coleta da água filtrada. O ciclo de operação consistia em adicionar água ao filtro, com as duas torneiras fechadas, abrir a torneira da base, para coleta da água, com seguido fechamento da torneira assim que a água requerida fosse coletada. A torneira de cima era aberta para que todo excesso fosse expulso. Estabeleceu-se que era de suma importância que uma camada de água permanecesse na superfície do filtro sempre, para que a camada biológica fosse mantida. A respeito do fim da carreira de filtração, neste relatório se indicou a retirada de 1 cm do topo do meio filtrante, com duas ou três lavagens e retorno do material em seguida.

Figura 3-1 – Fatos cronológicos da Filtração Lenta e Filtração Lenta Domiciliar

Fonte: o autor.

O modelo de FLD presente em Buzunis (1995) é fisicamente semelhante à última versão da referência internacionalmente aceita – Biosand Filter Manual do Centre for Affordable Water and Sanitation Technology – CAWST (CAWST, 2012). O FLD de Buzunis (1995) foi construído em concreto e dispensava as torneiras que havia em Manz *et al.* (1993), pois possuía seu tubo de saída de água acima do topo do meio filtrante, o que permitia a permanência de uma camada de água estacionária acima do meio filtrante.

A versão 9.0 do FLD de CAWST (CAWST, 2007) estabelecia que o filtro construído em concreto devesse possuir de 40 a 50 cm de camada de areia fina e o tubo de saída era posicionado 5 cm acima do topo do meio filtrante, de forma a manter esse nível de água estacionária. Este modelo tinha um reservatório no topo que comportava ± 24 litros e o nível da água atingia alturas como 29 cm. O parâmetro operacional descrito no manual era a máxima taxa de filtração de $18 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$. Determinou-se, também, o período de pausa (período entre o momento em que a água para de escoar e a nova adição de água), sugerido de no mínimo 1 hora e no máximo 48 horas. Neste manual se descreve a manutenção do FLD pelo método de agitação da água da superfície seguida da retirada da porção suja, com adição de novo volume e repetição do procedimento até que a água aparente estar limpa.

Resultados obtidos em laboratório indicaram que melhores eficiências de redução de microrganismos eram atingidas quando o volume de água a ser adicionado no filtro era igual ou inferior ao volume de vazios de seu meio filtrante (BAUMGARTNER *et al.*, 2007; ELLIOTT *et al.*, 2008). Atribui-se parte da redução de bactérias ao tempo de contato da água com o biofilme e com o meio poroso (BAUMGARTNER *et al.*, 2007).

Os fatores diâmetro efetivo da areia e nível máximo de água acima da camada de água estacionária (nível máximo nominal) foram investigados por Jenkins *et al.* (2011). Os autores compararam dois meios filtrantes, o primeiro com D_{10} (diâmetro efetivo) 0,17 mm e CU (coeficiente de uniformidade) 2,4 e o segundo com D_{10} 0,52 mm e CU 2,1, ambos com 60 cm de espessura. O diâmetro efetivo mais fino resultou em taxas máximas de filtração de 3 a 4 vezes inferiores às do outro. A redução do nível máximo também se associou à queda da taxa máxima de filtração. Maiores reduções de *E. coli* e vírus bacteriófago MS2 foram encontradas com o menor D_{10} e com os menores níveis máximos nominais. Em modelo de multivariáveis os autores encontraram que o diâmetro efetivo da areia foi a variável com mais forte correlação com a eficiências dos filtros em redução de *E. coli* e MS2.

A diminuição da taxa máxima de filtração e do volume de água a ser adicionado no filtro a cada batelada foram contemplados na última versão (v 10.0) do FLD de CAWST (CAWST, 2012). Este filtro possui espessura de areia fina determinada em 55 cm, mantendo os

5 cm de camada de água estacionária. O volume de vazios da areia é especificado em 12 litros, valor igual ao do reservatório de entrada. Em consequência do aumento da camada de areia e da diminuição da altura do reservatório, a taxa máxima de filtração especificada diminuiu para $9,6 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$. A recomendação de período de pausa é igual à da v 9.0, o mínimo de 1 hora e o máximo de 48 horas. Sobre o meio filtrante, especifica-se que o CU seja de 1,5 a 2,5, o D_{10} de 0,15 a 0,20 e que o diâmetro máximo dos grãos seja 0,70 mm.

O desenvolvimento da tecnologia de FLD avançou com pesquisas avaliaram a influência de parâmetros operacionais, que indicaram estratégias ideais para a máxima eficiência dos filtros. Tundia *et al.* (2016) obtiveram a condição ideal de 23 horas de pausa e volume a ser tratado correspondente a 1 volume de vazios. Nair *et al.* (2014) e Jenkins *et al.* (2011) estabeleceram que maiores períodos de pausa são associados a maiores eficiências de redução de *E. coli*. Kennedy *et al.* (2013) indicaram que o FLD deva ser usado várias vezes por semana para que as melhores eficiências sejam mantidas.

O volume dosado de água equivalente ao volume de poros da areia pode, no entanto, gerar problemas. Young-Rojanschi e Madramootoo (2015) demonstraram que nessa maneira de adição, uma fração da água contida do filtro não é substituída, pois é correspondente ao volume estacionário e à água no meio suporte. Segundo os autores pode haver ocorrência de anaerobiose na porção de água que permaneceu no filtro.

A busca da melhoria das eficiências dos FLDs também ocorreu com propostas de projetos de FLDs com diminuição da taxa de filtração ou restrição do fluxo. Sawyer *et al.* (2014) propuseram restrição do fluxo da água na entrada do filtro, com uma dupla de baldes com dois furos cada em substituição à placa difusora, além disso, a coleta de saída da água foi feita com tubo em T com 4 furos de 1,6 mm. Com essa condição mais restritiva de fluxo, atingiu-se até 4,00 log de redução de *E. coli*, em comparação 3,00 log de redução de condição menos restritiva.

Kennedy *et al.* (2012) também experimentaram a restrição de fluxo. Estes autores fizeram alteração da tubulação de saída de FLD plástico Hydraid (TRIPLE-QUEST, 2010). O filtro controle possuía tubulação de saída de 1/2", e os outros possuíam 3/8" e 1/4". Não houve diferença estatística entre os modelos para a redução de coliformes termotolerantes em toda operação. No entanto, a eficiência de redução de coliformes termotolerantes nos primeiros 17 dias do modelo com 1/4" foi superior ao controle (0,70 log versus 0,50 log).

Smith (2013) apresentou um FLD denominado *Sandstorm* com dispositivo de nível constante, um reservatório de 20 litros disposto invertido sobre tampa perfurada. Como a água bloqueia a entrada de ar no reservatório, o nível de trabalho é mantido na altura da tampa

perfurada. O *Sandstorm* atingiu máxima taxa de filtração de $4,8 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ e reduções médias de *E. coli* de 1,30 log em comparação a 0,90 log obtido no modelo controle (v 10.0 de CAWST) no período estudado.

Uma diminuição significativa da taxa de filtração com produção diária de mesmo volume é atingida com o fluxo contínuo. Não há relatos científicos do uso de FLD contínuos no campo. No entanto, Young-Rojanschi e Madramootoo (2014) avaliaram modelos de FLDs contínuos construídos em escala de bancada, com aporte de água por bombeamento em vazão constante. A taxa de filtração foi mantida em $0,24 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, que era correspondente ao volume fixado para comparação com modelos intermitentes. Os FLDs contínuos atingiram redução média de *E. coli* de 3,71 log, enquanto que os intermitentes 1,70 log.

Em trabalho recente Napotnik *et al.* (2017) avaliaram o efeito da redução da espessura do meio filtrante de FLDs ao criar unidades mais compactas, construídas em baldes de 8 e 19 litros. Os autores não encontraram diferença significativa de eficiência de redução de *E. coli* e turbidez entre as unidades compactas e as tradicionais. No entanto, o volume de água dosado foi o correspondente ao volume de vazios de cada filtro, de forma que se demandam mais pesquisas que avaliem o mesmo volume tratado diariamente por FLDs convencionais nessas unidades compactas, com mais doses diárias e menores períodos de pausa.

A capacidade do FLD em melhorar sua eficiência em redução de bactérias e vírus é dependente do estabelecimento de sua camada biológica. FLD de Kennedy *et al.* (2013) demorou 27 dias para atingir 1,00 log de redução de *E. coli*. Além disso, estes autores encontraram o período de recuperação de 17 dias após a manutenção para recuperar a eficiência de 1,00 log de redução da bactéria.

Em busca de diminuir o tempo para que o FLD seja eficiente na redução de bactérias Campos e Outhwaite (CAMPOS e OUTHWAITE, 2014) utilizaram meio filtrante misto com 50% de areia de FLD antigo. O filtro com areia antiga atingiu 1,00 log de redução de bactérias em 7 dias, enquanto que o controle demorou 15 dias. Ghebremichael (2016) avaliou dosar o coagulante natural *Moringa oleifera* para acelerar o amadurecimento de FLD, no entanto, encontrou que a dose continua da semente gerou rápida colmatação do filtro com fim de carreira de filtração. Ademais, o crescimento biológico excessivo resultou em contagens altas de coliformes na água filtrada.

Apesar dos avanços, ainda há demandas para se tornar a tecnologia de FLD mais acessível. Implementações como a diminuição da taxa máxima de filtração precisam levar em consideração o peso do reservatório da água a ser erguido pelo usuário para a dose do filtro. O FLD contínuo precisa de projeto que desvincule o seu funcionamento ao aporte de água por

bombas dependentes de energia elétrica. Alternativas para diminuir o tempo necessário para que o filtro atinja eficiências acima de 1,0 log de redução de *E. coli* precisam ser investigadas, bem como a diminuição do tempo de recuperação após a manutenção do topo.

3.4.2. DIFUSÃO DA FILTRAÇÃO LENTA DOMICILIAR PELO MUNDO

Segundo o relatório do ano de 2016 de CAWST (CAWST, 2017) mais de 10 milhões de pessoas foram beneficiadas por instalação de filtros lentos domiciliares até aquele ano. Desde a intervenção na Nicarágua em 1993 (MANZ *et al.*, 1993) muitos países tiveram a experiência da implementação da tecnologia e lições foram deixadas para futuros projetos de instalação.

Em levantamento da literatura a respeito da adoção de FLD por Ngai *et al.* (2014) se constatou que em projetos com mais de dois anos de implantação, a porcentagem média de uso de FLDs é de apenas 56% dos domicílios. Este estudo aponta variação de adoção entre 10% e quase 100% nesse período.

Na Etiópia foram instalados 1.300 filtros entre 1999 e 2001 em projeto acompanhado por Earwaker e Webster (2009). Realizou-se amostragem dos filtros instalados em 3 de 10 vilas e, após 6 anos de uso, uma delas apresentou 100% de adoção, outra 85%, enquanto a última apenas 44%. Apurou-se que nas duas primeiras vilas havia suporte mais proativo de pessoas responsáveis pelo acompanhamento dos FLD. Dentre os filtros abandonados houve quebras em tentativas de transporte e falta de areia para reposição (50% dos abandonos), por falta de compreensão do usuário a respeito da limpeza do filtro.

Em Bona, República Dominicana, em 2007, 90% dos FLD estavam em uso após 1 ano de instalação (AIKEN *et al.*, 2011). As causas apontadas para o abandono foram algum tipo de aversão. Em 63% desses casos, muito tempo necessário para poder começar a consumir a água ou não percepção da necessidade do filtro. Em outros 11%, houve quebras dos modelos.

No Haiti ocorreram intervenções em 1999, 2006 e 2010; e em 2011 65% dos filtros ainda estavam em uso (SISSON *et al.*, 2013). O estilo de vida de alguns haitianos foi um fator apontado para abandono dos filtros, devido às constantes viagens, muitos usuários passam muito tempo fora de casa. O filtro precisa de doses regulares de água para estabelecimento e manutenção da camada biológica.

Dentre os exemplos de descontinuidade do uso de FLD se destaca o abandono de 186 dentre 200 filtros construídos em concretos e instalados na Nicarágua em 2004 (VANDERZWAAG *et al.*, 2009). Houve significativa sensibilidade dos filtros a rachaduras das

paredes de concreto. Especulou-se que não houve tempo suficiente para a cura do concreto, a fim de que este atingisse força e durabilidade suficientes.

O levantamento das eficiências dos FLDs em campo demonstra que os resultados obtidos são inferiores àqueles de estudos em laboratório. Reportam-se reduções de 80% a 88% de bactérias (0,69 a 0,92 log) (FIORE *et al.*, 2010; AIKEN *et al.*, 2011), com máxima redução de 97% (1,52 log) (STAUBER *et al.*, 2012). Em laboratório as eficiências de redução de *E. coli* podem ultrapassar 3,00 log (ELLIOTT *et al.*, 2008; NAPOTNIK *et al.*, 2017). Sobre as diferenças, além de haver condições controladas no laboratório, no campo é recorrente a recontaminação das águas em reservatórios de armazenamento dos usuários (DUKE *et al.*, 2006; AIKEN *et al.*, 2011; STAUBER *et al.*, 2012; SISSON *et al.*, 2013).

Apesar do funcionamento dos filtros relatados como aquém do potencial, os projetos de intervenção têm demonstrado impacto na promoção da saúde. Em Sindh, no Paquistão, houve 60% de redução da ocorrência de diarreia em usuários de FLD (SHEIKH *et al.*, 2016). Em Tamale, Gana, também se atingiu 60% de redução de diarreia (STAUBER *et al.*, 2012).

O sucesso da intervenção depende de fatores como proteção da água utilizada para o tratamento, acompanhamento contínuo e educação do usuário. No Haiti havia vulnerabilidade das águas por sua coleta ser feita majoritariamente de poços rasos, alguns deles em proximidade de latrinas (DUKE *et al.*, 2006). Há necessidade de esclarecimentos ao usuário quanto ao uso do cloro, algumas vezes utilizado antes do filtro (SISSON *et al.*, 2013), o que compromete a formação de sua camada biológica e as eficiências da unidade. O nível de educação é apontado como positivamente correlacionado com adequada operação e manutenção do filtro (VOTH-GAEDDERT *et al.*, 2017).

3.5. PROTOZOÁRIOS *GIARDIA* SPP. E *CRYPTOSPORIDIUM* SPP.

Cryptosporidium pertence ao Filo Apicomplexa e Classe Gregarinomorpha. Até recentemente, *Cryptosporidium* era classificado como Coccídio, no entanto, suas similaridades com gregarinas serviram como base para a transferência formal de sua classificação para a nova subclasse, Cryptogregarina (RYAN, PAPARINI, *et al.*, 2016). Hijjawi *et al.* (2004) já haviam demonstrado que cepas de *C. parvum* podem completar seus ciclos de vida sem a necessidade de hospedeiros, com a ocorrência de todas as fases de desenvolvimento.

A descoberta de que espécies de *Cryptosporidium* podem completar seus ciclos de vida na ausência de hospedeiro representou implicações positivas para a indústria de tratamento de água e farmacêutica. *Cryptosporidium* podem ser isolados a partir de amostras de água,

excistados e depois incubados por vários dias, o isolamento de estádios de desenvolvimento pode fornecer evidências conclusivas sobre a viabilidade de oocistos (HIJJAWI *et al.*, 2004). Ainda, faz-se importante o estudo do efeito de desinfetantes que possuem ação residual como cloro e cloraminas em estádios de desenvolvimento do *Cryptosporidium*, uma vez que muitos países não utilizam desinfetantes químicos no tratamento de água (RYAN, PAPARINI, *et al.*, 2016). Na indústria farmacêutica, o cultivo *in vitro* de *Cryptosporidium* pode permitir a produção de material parasita puro para desenvolvimento de vacina (HIJJAWI *et al.*, 2004).

Entretanto, existe a preocupação sobre concentração de oocistos em biofilmes. Biofilmes podem capturar e concentrar oocistos antes da liberação, que quando ocorre é responsável por surtos esporádicos de criptosporidiose (RYAN, PAPARINI, *et al.*, 2016). A possibilidade de *Cryptosporidium* completar o ciclo de vida em biofilmes aumenta a relevância para a saúde pública da presença de oocistos nas redes de distribuição de água.

Atualmente, 31 espécies de *Cryptosporidium* são reconhecidas como válidas (RYAN, ZAHEDI, *et al.*, 2016). *C. hominis* e *C. parvum* são os responsáveis pela maioria das infecções em humanos, mas apenas o segundo possui evidências de transmissão zoonótica (RYAN, ZAHEDI, *et al.*, 2016; THOMPSON E ASH, 2016). Três fatores contribuem para o sucesso de *Cryptosporidium* como parasita; um grande número de oocistos é excretado ao ambiente a partir de indivíduos infectados; oocistos são ambientalmente resistentes; e, em teoria, um único oocisto é suficiente para causar infecção em pessoa suscetível (Ryan *et al.*, 2014).

O gênero *Giardia* pertence ao Filo Metamonada, Classe Fornicata e Ordem Diplomonadina (ADL *et al.*, 2012). As espécies *Giardia duodenalis* e *Giardia enterica* são causadoras de infecções em humanos e mamíferos, por esse motivo existe controvérsias sobre potencial zoonótico da giardiose (FENG e XIAO, 2011; THOMPSON e ASH, 2016). Embora existam estudos que demonstrem infecção de cães e gatos por espécies zoonóticas do protozoário, não há evidências de que a transmissão tenha sido por rota zoonótica (THOMPSON e ASH, 2016). *Giardia duodenalis* é a taxonomia mais recentemente aceita, anteriormente nomeada *Giardia intestinalis* ou *Giardia lamblia* (SIMNER, 2017).

Giardia possui ciclo de vida simples com dois estágios principais, trofozoíto e cisto infeccioso. A infecção por *Giardia* se inicia pela ingestão de cistos infecciosos, que têm excitação estimulada pelo meio ácido no estômago e presença de bÍlis e tripsina no duodeno (ANKARKLEV *et al.*, 2010). O trofozoíto é o estágio causador de doença. Os sintomas aparecem de 6 a 15 dias, como diarreia, náusea, vômito e perda de peso (BARTELT e SARTOR, 2015). O encistamento ocorre quando o trofozoíto sente mudança no ambiente quando a célula é transportada mais abaixo, no intestino delgado (EINARSSON *et al.*, 2016).

Cryptosporidium e *Giardia* são notadamente resistentes a desinfetantes químicos. Para se atingir 3,00 log de redução de viabilidade de *Cryptosporidium* com hipoclorito de sódio é necessário valores de CT (concentração do desinfetante mg L⁻¹ x tempo min) de 15.300 (SHIELDS *et al.*, 2008), impraticável em sistemas públicos de tratamento de água. A oxidação por ozônio é mais bem-sucedida, com CT entre 5 e 10 para 2 log de inativação (KORICH *et al.*, 1990)

Além de serem causas de mortes, doenças diarreicas podem provocar atrasos no desenvolvimento cognitivo de crianças (PINKERTON *et al.*, 2016). Infecções por *Giardia duodenalis* podem preceder manifestações extra intestinais como patologias oculares, doenças musculares e artrite, entre outras (HALLIEZ e BURET, 2013). Este parasito induz a disbiose da microbiota de intestino de humanos (BEATTY *et al.*, 2017). A criptosporidiose também é associada a sintomas pós-infecção como dores abdominais e dores nas articulações (REHN *et al.*, 2015).

3.5.1. SURTOS DE VEICULAÇÃO HÍDRICA DE CRIPTOSPORIDIOSE E GIARDIOSE

Entre 2011 e 2016, *Cryptosporidium* e *Giardia* foram os agentes etiológicos causadores de todos os 381 surtos de veiculação hídrica de protozoários parasitas documentados no mundo (EFSTRATIOU *et al.*, 2017b). Os surtos foram relatados em países desenvolvidos, ainda que os países em desenvolvimento estejam mais suscetíveis a essas ocorrências. O número de casos relatados é frequentemente maior em lugares em que existem exigências legais do relato e algumas doenças possuem status de notificações compulsórias (GIBBONS *et al.*, 2014). Na maior parte da América Latina muitos surtos de protozoários de veiculação hídrica permanecem não detectados ou não reportados, porque os sistemas de vigilância para protozoários não são bem coordenados, possuem sérias limitações ou não existem (ROSADO-GARCIA *et al.*, 2017).

Dois grandes surtos de criptosporidiose ocorreram na Suécia. O primeiro ocorreu no fim de 2010, na cidade de Östersund com 27.000 casos, a suspeita foi de que alguns domicílios descartavam esgoto diretamente em riacho, que corria até o lago de onde a água era captada para o tratamento (WIDERSTROM *et al.*, 2014). O segundo surto ocorreu cerca de 6 meses depois, afetando 20.000 pessoas na cidade vizinha de Skelleftea, a causa foi considerada relacionada ao surto de Östersund (GUZMAN-HERRADOR *et al.*, 2015).

No ano de 2008, em Northamptonshire, Reino Unido, um surto de criptosporidiose atingiu 422 pessoas (PULESTON *et al.*, 2014). No período do evento não se detectaram oocistos de *Cryptosporidium* no manancial de captação. No entanto, a água de distribuição

apresentou uma pequena quantidade de oocistos. Investigações descobriram carcaça de coelho selvagem imediatamente abaixo da tubulação de entrada para retrolavagem do tanque de carvão ativado. Assumiu-se que os oocistos foram liberados a partir da carcaça do coelho. Foi o primeiro surto em que se identificou a espécie *Cryptosporidium cuniculus* como causador.

Em Baker City, Oregon (EUA), a estação de tratamento de água realizava a cloração, mas a água não era filtrada e 2.780 pessoas foram infectadas por *Cryptosporidium* em 2013 (DESILVA *et al.*, 2016). A contaminação da bacia hidrográfica por fezes de gado provavelmente foi a causa do surto. A dose de cloro combinada com tempo de contato no tratamento atingia a inativação mínima de 3,0 log de cistos de *Giardia*, mas não era efetiva para *Cryptosporidium*.

Em 2010, na cidade de Hemisksem na Bélgica houve um surto de gastroenterite que acometeu 222 pessoas (BRAEYE *et al.*, 2015). *Giardia lamblia* estava entre os agentes causadores do surto. O surto foi causado por carro de bombeiro que contaminou a água de distribuição ao coletar simultaneamente água da rede pública em hidrante e de manancial contaminado em combate de incêndio.

Nos últimos anos as atenções para ocorrência de surtos nos Estados Unidos têm sido voltadas para sistemas de poços particulares ou não conectados aos serviços públicos de água e esgoto. Houve aumento relativo de surtos de doenças de veiculação hídrica em sistemas não comunitários, em relação ao total de surtos, de 15% para 52% entre os períodos de 2009-2010 para 2011-2012 (BEER *et al.*, 2015).

3.5.2. MÉTODOS PARA A IDENTIFICAÇÃO DE *GIARDIA* SPP. E *CRYPTOSPORIDIUM* SPP.

Os métodos de detecção de *Giardia* e *Cryptosporidium* envolvem fases de concentração; purificação; e detecção, identificação e enumeração. A fase de concentração possui uma ou mais das seguintes etapas: filtração e recuperação de partículas retidas no filtro, precipitação química seguida por dissolução do precipitante, centrifugação e centrífugo-decantação.

O método validado para a detecção de *Giardia* e de *Cryptosporidium* da USEPA (agência de proteção ambiental dos Estados Unidos) 1623.1 (USEPA, 2012) reconhece três procedimentos para a concentração de amostras. São eles a filtração em cartucho pelos equipamentos Envirocheck™ e Filta-max™; ou centrifugação contínua-portátil. Envirocheck™ e Filta-max™ possuem elevados custos de equipamentos e de consumíveis e a centrifugação contínua-portátil foi adotada em poucos laboratórios. Em decorrências disso, o

método 1623.1 e seu precedente, 1623 (USEPA, 2005), têm apresentado concentração de publicações em países da América do Norte e da Europa, já que os custos associados podem ser proibitivos em países em desenvolvimento (EFSTRATIOU *et al.*, 2017a)

A concentração de *Giardia* e *Cryptosporidium* também é feita por filtração em membranas, por exemplo, de acetato de celulose e porosidade nominal de 1,2 µm (ALDOM e CHAGLA, 1995) ou de ésteres mistos de celulose com porosidade nominal de 3 µm (FRANCO *et al.*, 2001). Segundo Efstratiou *et al.* (2017a) a desvantagem da filtração em membranas quando comparada com em cartucho é a limitação do volume de amostra devido à colmatagem do filtro. Além destes métodos, a floculação em carbonato de cálcio (VESEY *et al.*, 1993) também é empregada, principalmente em matrizes de elevada turbidez. Neste último, a precipitação de partículas junto com os parasitos pode levar a impurezas na preparação final e diminuir a recuperação de (oo)cistos (ZARLENGA e TROUT, 2004). Além disso, o método afeta a viabilidade de (oo)cistos (CAMPBELL *et al.*, 1994). Os métodos de concentração possuem ainda a etapa de centrifugação, para obtenção de sedimento para a fase seguinte.

A fase de purificação pode ocorrer por separação por gradiente de densidade ou por separação imunomagnética – IMS. O Método 1623.1 (USEPA, 2012) prevê apenas o IMS. O método do gradiente de densidade é feito, entre outros, pela flutuação por sacarose (KOOMPAPONG *et al.*, 2009), que é uma alternativa barata, porém, com grandes perdas de organismos-alvo, e ainda aplicada onde os custos e disponibilidade da técnica de IMS tornam seu uso impraticável (EFSTRATIOU *et al.*, 2017a). No entanto, IMS é superior à flutuação em sacarose na remoção de impurezas, o que permite que maiores volumes de amostra sejam analisados, ademais, o volume final de sedimento do primeiro é muito inferior (LECHEVALLIER *et al.*, 2000), fato importante para a etapa seguinte.

A detecção prevista no Método 1623.1 (USEPA, 2012) é baseada na visualização em microscopia de imunofluorescência de (oo)cistos corados com anticorpos monoclonais e DAPI. Para a coloração, no Método 1623.1 são indicados kits comerciais como Merifluor™, Aqua-Glo™ e EasyStain™. A visualização em microscopia não permite a identificação de espécies dos parasitos. Este problema tem sido resolvido com a aplicação de ferramentas moleculares, que já forneceram significativas contribuições para o melhor entendimento da epidemiologia de *Giardia* e *Cryptosporidium* (THOMPSON e ASH, 2016).

3.6. DISTRIBUIÇÃO DE TEMPO DE RESIDÊNCIA E ENSAIOS HIDRODINÂMICOS

Elementos fluidos que entram em um reator e percorrem diferentes caminhos podem demorar tempos distintos para saída deste (LEVENSPIEL, 1999). A distribuição dos tempos de saída de cada elemento fluido saindo do reator é denominada distribuição do tempo de residência – DTR, ou E (do inglês *exit age distribution*) (LEVENSPIEL, 1999). Segundo Fogler (2004), a DTR não necessariamente é única de um reator, no entanto ela é capaz de indicar o tipo de mistura que ocorre neste e caracterizar o escoamento, provendo informações importantes.

A DTR é determinada experimentalmente por meio da injeção de uma solução inerte, denominada traçador, na entrada do reator estudado em um tempo $t=0$, então se realiza a leitura da concentração do traçador na saída, em função do tempo (FOGLER, 2004). O traçador empregado precisa apresentar algumas características: não ser reativo, possuir propriedades físicas similares as do meio fluido no reator, ser completamente solúvel na mistura e não adsorver nas paredes e outras superfícies do reator (FOGLER, 2004).

A perturbação no escoamento por meio de injeção de traçador pode ser do tipo pulso ou tipo degrau. Na perturbação do tipo pulso, uma quantidade de traçador é repentinamente injetada no reator no tempo mais curto possível (FOGLER, 2004). Em seguida, realiza-se o registro das medidas de concentração do traçador na saída do reator em relação ao tempo. A curva E (ou DTR) é obtida diretamente pela razão da concentração de saída (registrada em cada unidade de tempo) pela quantidade total injetada de traçador (LEVENSPIEL, 1999). Para realização de perturbação do tipo pulso, a dispersão de traçador deve ser insignificante entre o local de injeção e a entrada no sistema (FOGLER, 2004).

Jimenez *et al.* (1988) demonstraram efeito de cauda em curvas DTR em ensaios com perturbação do tipo pulso quando alguns traçadores são empregados (Figura 3-2). Estes autores explicaram que antes da introdução do traçador, os poros do meio granular possuem apenas água, de forma que a concentração do traçador nos poros (C_{CP}) é igual a zero. Assim que a perturbação em pulso percorre o meio, a concentração de traçador no fluxo principal (C_{CF}) aumenta e ocorre a formação de gradiente. Nesse momento (t_1), ocorre difusão de traçador do fluxo principal para os poros. Quando a perturbação do pulso termina (t_2), C_{CF} diminui e se torna menor que C_{CP} , assim, o gradiente é invertido e a difusão ocorre no outro sentido. Em ensaios hidrodinâmicos, a situação é detectada em longos decaimentos da curva resposta. Ou seja, a formação de cauda é decorrente das características do traçador e não do escoamento.

Figura 3-2 – Fenômeno de difusão responsável por formação de cauda em ensaios com traçadores e perturbação do tipo pulso, com entrada (t_1) e saída (t_2) do traçador em poros.

Fonte: Adaptado de Jimenez *et al.* (1988).

A perturbação do tipo degrau ocorre com injeção contínua de traçador em concentração constante. A injeção é mantida constantemente até que as leituras das concentrações de traçador na entrada e saída do reator sejam coincidentes (FOGLER, 2004). A normalização da curva de concentração de saída por tempo tem como resultado a curva F, que, por sua vez, pode ser diferenciada, gerando a curva E (LEVENSPIEL, 1999).

Fogler (2004) aponta as desvantagens da utilização da perturbação do tipo degrau: pode ser difícil manter constante a concentração de traçador na entrada; a obtenção da DTR envolve procedimentos de diferenciação, o que pode levar a erros sérios; requer grande quantidade de traçador, o que pode ser um problema econômico em caso de traçadores onerosos.

Em FLDs, ensaios com traçador foram realizados por pesquisas como as de Elliott *et al.*, (2008), Lynn *et al.* (2013) e Young-Rojanschi e Madramootoo (2015). Elliott *et al.* (2008) propõem abordagem em que se é possível analisar a ocorrência de efeitos de parede nos filtros. Não há formação de curva DTR por se tratar de filtros não contínuos e a abordagem não é capaz de gerar modelos baseados em extremos de idealidade (mistura completa e escoamento pistonado).

Segundo Elliott *et al.* (2008) a rápida ascensão da leitura de condutividade e rápida queda apresentada na Figura 3-3 são indícios do escoamento pistonado. Além disso, os autores calcularam o índice de dispersão de Morrill (MDI) (Equação 1 – TCHOBANOGLIOUS *et al.*, 2003), em sistemas de operação contínua com comportamento semelhante ao intermitente em

curva de condutividade por número de volumes do filtro (volume acumulado/ volume do filtro) (Figura 3-3).

$$MDI = \frac{t_{90}}{t_{10}} \quad (1)$$

Em que: t_{90} – tempo no qual 90% em massa do traçador passou pelo reator, t_{10} – tempo no qual 10% em massa do traçador passou pelo reator.

Figura 3-3 – Resultados dos ensaios em traçador conduzidos em FLD plástico

Fonte: Adaptado de Elliott *et al.* (2008)

Em virtude de intervalos entre alimentações, o tempo entre as porcentagens de saída de traçador pode ser demasiado em FLDs intermitentes, levando a falsas interpretações de resultados caso se aplique o MDI. Em consequência disso, o MDI modificado – MDI_m , proposto por Lynn *et al.* (2013), pode fornecer melhor interpretação de resultados, considerando a razão entre os volumes acumulados na saída de quantidades de traçador.

$$MDI_m = \frac{v_{90}}{v_{10}} \quad (2)$$

Em que: v_{90} – volume acumulado no qual 90% em massa do traçador passou pelo filtro, v_{10} – volume acumulado no qual 10% em massa do traçador passou pelo filtro.

O índice de curto circuito pode ser obtido pela Equação 3– Tchobanoglous *et al.* (2003).

$$I = \frac{t_i}{t_r} \quad (3)$$

Em que: I é o índice de curto circuito, t_i é o tempo em que o traçador aparece inicialmente e t_r é o tempo de residência teórico (razão do volume para vazão), em reatores pistonados $I=1$ e mistura perfeita $I=0$

3.7. CONSIDERAÇÕES FINAIS SOBRE A REVISÃO DE LITERATURA

O cenário global e nacional ainda possui regiões em que a falta de água potável é situação presente e causadora de danos à saúde pública e à qualidade de vida. O quadro foi apontado com dados atuais da Organização Mundial de Saúde, publicados em 2017, e do último Diagnóstico de Serviços de Água e Esgoto (para o Brasil), também de 2017. A tecnologia de FLD é apropriada para o fornecimento de água nessas localidades por sua simplicidade de implantação e manutenção.

No entanto, a difusão da abordagem pode ser melhorada com modelos de filtros de mais simples construção. A revisão bibliográfica permitiu levantar o histórico de desenvolvimento da FLD e a constatação da ausência de guias que instruem alternativas de construção de modelos de filtros. O único existente é o manual da construção de filtros em concreto de CAWST (2012), de difícil realização no contexto das comunidades isoladas brasileiras. Na presente tese houve contribuição nesse ponto, ao se detalhar a construção de unidades com materiais de PVC, facilmente encontrados em lojas de materiais de construção.

A implantação de FLD tem sido conduzida com modelos operando em fluxo intermitente. Até o momento da realização dos experimentos da tese não havia relatos científicos de estudos, ou implantação, de FLD em fluxo contínuo, em escala plena. O desafio para a implantação deste regime de escoamento é a manutenção da vazão de entrada constante, sem uso de bombeamento, o que na tese é abordado por meio do modelo de FLD contínuo com controle de nível por boia.

Os estudos para melhorar a eficiência de FLD exploraram especificidade de granulometria de meio filtrante; volume e frequência de adição de água, e tempo de pausa em filtros intermitentes; e restrição de fluxo. Na tese se apresentou a diminuição da taxa de filtração em filtros intermitentes com abordagem simples, com uso de boia.

Além disso, houve, por alguns trabalhos, tentativas de acelerar o amadurecimento de FLD, com uso de meio filtrante maduro (CAMPOS e OUTHWAITE, 2014) e com adição do

coagulante natural *Moringa oleífera* (GHEBREMICHAEL *et al.*, 2016). Nesta tese se apresentou como alternativa o uso do pó do cacto *Opuntia cochenillifera*.

A relevância dos protozoários *Giardia* e *Cryptosporidium* também foi apresentada. Os parasitos são frequentemente reportados em mananciais brasileiros (FRANCO *et al.*, 2001; CANTUSIO NETO *et al.*, 2010; DE ARAUJO *et al.*, 2018) e na tese também se considerou a remoção desses alvos por FLD, tema pouco explorado anteriormente.

4. MATERIAIS E MÉTODO

Na Figura 4-1 é apresentada a estrutura das etapas desenvolvidas na presente tese de doutorado.

Figura 4-1 – Estrutura do experimento

Fonte: o autor.

Os detalhes da construção dos filtros lentos domiciliares encontram-se no APÊNDICE 1 desta tese. Também são apresentados detalhes sobre o preparo dos materiais granulares utilizados, como o peneiramento e a lavagem do material. Os custos envolvidos na construção dos FLDs e o consumo de água para lavagem dos materiais granulares são apresentados nos Resultados desta tese.

4.1. ENSAIOS GRANULOMÉTRICO E DE DETERMINAÇÃO DE ÍNDICES FÍSICOS DO MEIO FILTRANTE

A areia fina preparada para utilização nos filtros lentos domiciliares (descrição em APÊNDICE 1) foi encaminhada para ensaio de distribuição granulométrica, realizado em agitador contendo peneiras com as aberturas indicadas na Tabela 4-1.

Tabela 4-1 – Peneiras utilizadas em ensaio de distribuição granulométrica

# ASTM	Abert. (mm)
10	2,00
18	1,00
30	0,590
50	0,297
70	0,210
100	0,150
140	0,105
170	0,090
200	0,074

Fonte: o autor.

Este ensaio permitiu a determinação da curva granulométrica e dos índices D_{10} , D_{60} e o coeficiente de uniformidade (CU). O ensaio foi realizado em conformidade com a NBR 11799/1990. As peneiras foram pesadas antes da agitação e após agitação, em balança semi-analítica.

No Laboratório de Mecânica dos Solos do Departamento de Geotecnia (EESC/USP) foram realizados ensaios de determinação de índices físicos da areia. Realizaram-se, também, ensaios de solubilidade da areia em ácido, em conformidade com a NBR 11799/1990.

4.2. CONCEPÇÃO DO SISTEMA DE ABASTECIMENTO DE ÁGUA DE ESTUDO AOS FILTROS LENTOS DOMICILIARES

As operações realizadas no presente estudo dependeram da instalação de uma plataforma de nível elevado para alimentação contínua, independente de energia elétrica. Para tanto, projetou-se um suporte metálico que foi construído na oficina mecânica da EESC/USP. O suporte permitiu a instalação de reservatórios em nível superior e inferior. Detalhes podem ser vistos na Figura 4-2.

O sistema de produção e abastecimento de água de estudo possuía um misturador (potência de 2 cv) posicionado acima de uma bombona de 200 litros, móvel por carrinho, na qual era preparada a água de estudo. Na Fase 1 da pesquisa era adicionada caulinita em água do poço profundo da EESC/USP com seguida homogeneização por meio do misturador. A água desta bombona era enviada, por bomba submersa, a outra de igual volume, abaixo do suporte metálico. A água era então recalçada ao reservatório superior que, por sua vez, alimentava os filtros de operação contínua e intermitente e recirculava a água para a bombona no nível inferior por meio de um extravasor, mantendo constante o nível do reservatório. Detalhes são mostrados na Figura 4-3, com aproximação sobre os reservatórios superior e inferior na Figura 4-4.

Figura 4-2 - Detalhes do sistema de abastecimento de água de estudo com (a) suporte para reservatório superior e (b) posicionamento de reservatório inferior

Fonte: o autor

Figura 4-3 – Detalhes do sistema de produção e abastecimento da água de estudo

Fonte: o autor

Figura 4-4 – Detalhes da recirculação da água entre reservatórios inferior (a) e superior (b) por tubo de recalque e canal extravasor

Fonte: o autor

Na Fase 1 da pesquisa foi fundamental a manutenção de nível constante do reservatório superior, pois o FCS (FLD contínuo sem boia) era alimentado por registro mantido aberto com

vazão referente à taxa de filtração pré-estabelecida. A variação de nível provocaria mudança na taxa de filtração e por esse motivo o sistema funcionava com dois reservatórios, sendo o superior sempre mantido em nível constante.

4.3. OPERAÇÃO CONTÍNUA E INTERMITENTE DOS FILTROS LENTOS DOMICILIARES

Alguns modelos de FLDs foram operados continuamente e outros intermitentemente ao longo da pesquisa. A alimentação intermitente seguiu proposta tradicional, a qual prevê um momento de disposição de volume a ser tratado seguido de um tempo de retenção da água no filtro (TR), no qual ocorre ação de tratamento da água repousada no interior do FLD. A alimentação com água de estudo ocorria em dois momentos do dia, às 9 horas e às 17 horas, conforme é ilustrado na Figura 4-5. Dessa forma, foi possível a investigação de 2 TRs, 16 horas (entre as 17 horas e as 9 horas do dia seguinte) e 8 horas (entre as 9 horas e as 17 horas).

O volume de cada alimentação intermitente foi de 16 litros, valor do volume de vazios do modelo de filtro utilizado nesta pesquisa. Dessa forma, foram tratados diariamente 32 litros de água de estudo em cada FLD intermitente.

Os filtros operados continuamente possuíam taxa filtração de $0,68 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, que é a taxa correspondente ao volume filtrado diário de 32 litros, volume fixado para comparação de desempenho entre todos os modelos de FLDs. A coleta da amostra afluenta era realizada às 16h30 com coleta da água filtrada às 9 horas do dia seguinte, conforme indicado na Figura 4-6. Este intervalo de 16h30min é o tempo médio de residência da água no modelo de filtro contínuo com boia, obtidos por meio da realização de ensaios hidrodinâmicos.

Na Fase 1 do experimento (*Fase 1 – seleção de projeto de filtros lentos domiciliares de alimentação contínua e intermitente*), a água utilizada para alimentação dos FLD intermitentes era proveniente do reservatório abaixo do suporte metálico (Figura 4-4a). Esta escolha é justificada pela observação de que a coleta de água do reservatório superior provoca distúrbio no nível deste, com sensível alteração de vazão de alimentação no FLD contínuo sem boia.

Figura 4-5 – Representação esquemática da operação de alimentação intermitente dos filtros lentos domiciliares

Fonte: o autor.

Figura 4-6 – Representação esquemática da operação de alimentação contínua dos filtros lentos domiciliares

Fonte: o autor.

Nesta Fase 1 acontecia a contaminação da água estudo com cultura de *E. coli* nos 2 reservatórios (acima e abaixo do suporte metálico). Na Fase 2 o reservatório inferior foi eliminado, pois se selecionou o projeto de FLD contínuo com boia, que não dependia de nível do reservatório constante. Além disso, a água de estudo utilizada na Fase 2 não recebeu contaminação artificial por cultura pura de *E. coli*, pois, por se tratar de água natural, já possuía contaminação por microrganismos no momento da coleta.

4.4. FASE 1 – SELEÇÃO DE PROJETO DE FILTROS LENTOS DOMICILIARES DE ALIMENTAÇÃO CONTÍNUA E INTERMITENTE

Dois modelos de filtros intermitentes foram concebidos, um modelo que utilizava dispositivo de controle de nível máximo e reservatório superior (FLD intermitente com boia – FI) e um modelo que seguia indicação tradicional, com recipiente difusor de fluxo no topo e sem controle de nível máximo (FLD intermitente sem boia – FIS). Na Figura 4-7 são apresentados detalhes dos dois modelos estudados. A principal diferença entre os modelos era o nível de água máximo sobre o meio filtrante, que chegava a 38 cm no FIS e não passava de 14 cm no FI.

Além da diferença de nível máximo de água, o FI recebeu cobertura do meio filtrante por manta não tecida (Figura 4-8). A hipótese inicial foi a de que o uso da manta não tecida sobre a camada filtrante poderia protegê-la de danos decorrentes da operação de limpeza, manutenção necessária ao fim de cada carreira de filtração.

De forma semelhante à operação intermitente, construíram-se dois protótipos de FLDs contínuos (Figura 4-9). Um projeto foi denominado FLD contínuo sem boia (FCS). O FCS possuía recipiente difusor de fluxo, posicionado da mesma maneira que o FIS (Figura 4-9a). A taxa de filtração nesta unidade era mantida por registro na saída de reservatório elevado. Conforme citado previamente nesse texto, o nível do reservatório superior foi cuidadosamente mantido constante nesta Fase 1 com o objetivo de se manter constante a vazão de saída do registro que alimentava o FCS. A vazão era monitorada diariamente. O registro na saída do FCS foi mantido completamente aberto.

Figura 4-7 – Corte parcial dos modelos de filtros lentos domiciliares (FLD) intermitentes estudados: a) sem boia (FIS), em período de pausa; b) sem boia, cheio; c) com boia (FI), em período de pausa; d) com boia, cheio

Fonte: o autor.

O outro projeto de filtro contínuo foi denominado FLD contínuo com boia (FC) (Figura 4-9b). Esse era alimentado por torneira-boia controladora de nível máximo, instalada na lateral do corpo do filtro e conectada ao reservatório superior. O FC possuía nível de água constante acima da camada filtrante com taxa de filtração controlada por registro na saída do filtro, com monitoramento diário por meio da medida da vazão filtrada.

Figura 4-8 – Manta não tecida posicionada sobre filtros lentos domiciliares: (a) Intermitente com boia (FI) e contínuo sem boia (FCS), (b) contínuo com boia (FC)

Fonte: o autor.

Figura 4-9 – Corte parcial dos modelos de filtros lentos domiciliares contínuos estudados. a) FLD contínuo sem boia (FCS); b) FLD contínuo com boia (FC)

Fonte: o autor.

Os dois FLDs contínuos receberam o encaixe de manta não tecida sobre o meio filtrante (Figura 4-8). A instalação da manta foi motivada por resultados obtidos nos *Testes preliminares de funcionamento dos filtros lentos domiciliares*.

A diferença essencial entre o FC e o FCS era o nível de água acima da camada superficial de areia. O primeiro possuía este nível fixado em aproximadamente 10 cm, enquanto o segundo apresentava nível inicial um pouco acima de 4 cm, no entanto variável, que evoluía juntamente com o incremento da perda de carga.

As variáveis turbidez remanescente e redução de *E. coli* foram consideradas no comparativo dos projetos de FLDs contínuos e intermitentes. Ainda, comparou-se a evolução da perda de carga com consequente duração de carreiras de filtração para o entendimento da diferença entre as concepções de filtros estudadas.

4.4.1. TESTES PRELIMINARES DO FUNCIONAMENTO DOS FILTROS LENTOS DOMICILIARES

Após concepção dos modelos de FLD da Fase 1 desta pesquisa foram realizadas avaliações do comportamento dos projetos, com o objetivo de verificar problemas construtivos e viabilidade operacional. Para estes testes, considerou-se o sistema de abastecimento apresentado na Figura 4-3, no entanto, utilizou-se apenas água do poço profundo da EESC/USP.

A vazão de água filtrada controlada por registro de saída do FLD contínuo com boia (FC) foi estabelecida em 22 mL min^{-1} (correspondente à taxa de $0,68 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) e foi avaliado se ocorreria necessidade de ajustes ao passar dos dias. A vazão proveniente do reservatório elevado que alimentava o FLD contínuo sem boia (FCS) também foi monitorada, para avaliar a viabilidade deste tipo de alimentação.

O uso ou não da manta não tecida sobre o topo da camada filtrante também foi considerado nestes testes preliminares.

4.4.2. ENSAIOS HIDRODINÂMICOS NOS FILTROS LENTOS DOMICILIARES

4.4.2.1. ENSAIOS COM SOLUÇÃO DE TRAÇADOR

Antes de se iniciar as carreiras de filtração dos FLDs foram realizados ensaios hidrodinâmicos com o objetivo de estudar o comportamento do meio líquido ao percorrer os elementos que compõem os filtros. Utilizou-se como traçador o cloreto de sódio comercial, com concentração de 100 mg L^{-1} em água subterrânea, extraída do poço profundo da EESC/USP, em conformidade com indicações contidas em Di Bernardo *et al.* (2011).

Devido à configuração dos filtros, que possuíam uma camada de água estacionária antes do meio filtrante, optou-se por realizar ensaios hidrodinâmicos com perturbação do tipo degrau. Esta camada funcionava como uma zona de alta dispersão do traçador, o que influenciaria negativamente o ensaio com perturbação do tipo pulso. Além disso, a perturbação do tipo degrau pôde minimizar o acontecimento de cauda na curva DTR ocorrida em perturbação do tipo pulso devido ao traçador.

Para o preparo da solução de traçador, pesava-se 1,5 g de cloreto de sódio e se misturava previamente em um béquer de 50 mL com posterior adição deste conteúdo em um reservatório elevado de 150 litros. A solução era misturada por cerca de 1 minuto com uma vassoura destinada somente a este fim.

Na realização dos ensaios com os FLDs alimentados continuamente, a solução de traçador alimentava o sistema de forma idêntica a uma operação regular do filtro. Ou seja, para o FC, com boia, a tubulação com solução de traçador alimenta o filtro, que tem seu nível de água mantido constante e sua taxa de filtração controlada pelo registro de saída. O FCS é alimentado continuamente com a taxa de filtração controlada pelo registro na entrada do sistema. Neste caso, o reservatório é mantido em nível constante por recirculação de solução de traçador com reservatório inferior.

Para os ensaios com FLDs alimentados de forma intermitente, coletava-se o volume de alimentação de 16 litros do reservatório com solução de traçador e dispunha-o no filtro. Posteriormente, faziam-se mais 2 alimentações sucessivas com solução de traçador. Respeitava-se o intervalo que levava para cada volume de alimentação ser filtrado entre as alimentações (cerca de 4 horas para FI e 3 horas e 30 min para FIS).

4.4.2.2. COLETA E TRATAMENTO DE DADOS DOS ENSAIOS HIDRODINÂMICOS

As curvas-respostas eram obtidas por meio da leitura da condutividade na saída dos FLDs por uma sonda *interface Go!link* (Vernier Software & Technology, EUA). Esta sonda era conectada a um computador no qual o *software Logger Lite* (Vernier Software & Technology, EUA) registrava os dados de condutividade, com intervalo de coleta e tempo de ensaio ajustável (Figura 4-10). Além disso, o software realizava a conversão da condutividade em concentração de NaCl (mg L^{-1}), por meio de calibração prévia em dois pontos (0 mg L^{-1} para água que saia do filtro antes da adição de traçador e 100 mg L^{-1} para solução de água do poço profundo da EESC/USP misturada a essa concentração de NaCl).

Figura 4-10 – Detalhes da coleta de dados em ensaio com a solução de traçador. (a) Leitura da condutividade por sonda, (b) armazenamento dos dados de coleta por *software* *Logger Lite*

Fonte: o autor.

Os dados coletados foram tratados com auxílio do *software* *OriginPro 8.5* (*OriginLab*®). Para os ensaios realizados, que eram do tipo degrau, inicialmente se fazia a normalização dos pontos obtidos de resposta de concentração de NaCl ($C(t)$), isso gerava como resultado a curva F (Equação 4 - LEVENSPEIL, 1999). A diferenciação da curva F levou à curva de distribuição do tempo de residência, ou curva E (Equação 5 – LEVENSPIEL, 1999), a partir da qual se tornou possível a obtenção de informações como tempo médio de detenção hidráulica - t_m (Equação 6 – FOGLER, 2004).

$$F(t) = \frac{C(t)}{C_{m\acute{a}x}} \quad (4)$$

$$\frac{dF}{dt} = E \quad (5)$$

$$t_m = \int_0^{\infty} t \cdot E(t) \cdot dt \quad (6)$$

O formato desta curva permitiu, também, interpretar padrões do escoamento no meio avaliado. Além disso, a partir da curva E ainda foi possível realizar a modelagem hidrodinâmica com base nos dois extremos de idealidade de escoamento (mistura completa e escoamento pistonado). Estes modelos dependeram da definição de algumas variáveis adimensionais, a partir do adimensional da Equação 7 – Θ (FOGLER, 2004). Então se definiu a distribuição do

tempo de residência adimensional – E_Θ (Equação 8 – FOGLER, 2004), variância – σ^2 (Equação 9 – FOGLER, 2004) e variância adimensional – σ_Θ^2 (Equação 10 – FOGLER, 2004).

$$\Theta = \frac{t}{t_m} \quad (7)$$

$$E_\Theta = t_m \cdot E(t) \quad (8)$$

$$\sigma^2 = \int_0^\infty (t - t_m)^2 \cdot E(t) \cdot dt \quad (9)$$

$$\sigma_\Theta^2 = \frac{\sigma^2}{t_m^2} \quad (10)$$

Com a definição das variáveis das equações 7 a 10 foi possível obter os modelos hidrodinâmicos de: N reatores de mistura completa; dispersão longitudinal de pequena intensidade e dispersão longitudinal de grande intensidade. Avaliou-se o modelo com melhor ajuste aos dados experimentais

O modelo de N reatores de mistura em série tem como parâmetro N (Equação 11 – LEVENSPIEL, 1999) e é representado pela Equação 12 (LEVENSPIEL, 1999).

$$N = \frac{1}{\sigma_\Theta^2} \quad (11)$$

$$E_\Theta = \frac{N \cdot (N \cdot \Theta)^{N-1}}{(N-1)!} e^{-N\Theta} \quad (12)$$

O modelo de dispersão longitudinal de pequena intensidade tem como parâmetro Pe (Equação 13 – Levenspiel, 1999) e é representado pela Equação 14 (LEVENSPIEL, 1999)

$$Pe = \frac{2}{\sigma_\Theta^2} \quad (13)$$

$$E_\Theta = \frac{1}{2 \cdot \sqrt{\pi \cdot \left(\frac{D}{u \cdot L}\right)}} \cdot \exp \left[-\frac{(1 - \Theta)^2}{4 \cdot \left(\frac{D}{u \cdot L}\right)} \right] \quad (14)$$

O modelo de dispersão longitudinal de grande intensidade tem como parâmetro Pe2 (Equação 15 – LEVENSPIEL, 1999) e é representado pela Equação 16 (LEVENSPIEL, 1999).

$$\sigma_{\Theta}^2 = \frac{2}{\frac{D}{u.L}^2} + \frac{8}{\left(\frac{D}{u.L}\right)^2} \quad (15)$$

$$E_{\Theta} = \frac{1}{2 \cdot \sqrt{\pi \cdot (Pe2)}} \cdot \exp \left[-\frac{(1 - \Theta)^2}{4 \cdot \Theta (Pe2)} \right] \quad (16)$$

4.4.3. PREPARO DA ÁGUA DE ESTUDO DA FASE 1

A água de estudo da Fase 1 visou simular a de um manancial com contaminação microbiológica e baixa turbidez. Para tanto, utilizou-se como fonte de preparo a água subterrânea proveniente do poço profundo da EESC/USP, que foi misturada com caulinita (Sigma-Aldrich® / Fluka 60609) por meio do misturador, mostrado no item *Concepção do sistema de abastecimento de água de estudo aos filtros lentos domiciliares*. Manteve-se a proporção de 18 mg de caulinita por litro de água subterrânea, a turbidez da mistura era verificada e se objetivava mantê-la sempre em 10 NTU.

Após a homogeneização com caulinita, a água era enviada a um reservatório inferior, com posterior recalque para reservatório superior e recirculação, conforme mostrado na Figura 4-3 e na Figura 4-4. A contaminação e mistura de *E. coli* acontecia tanto no reservatório inferior, quanto no superior. A contaminação era realizada ao nível de 10^3 UFC 100 mL^{-1} . Foram adquiridas linhagens liofilizadas de *E. coli* (ATCC 11229) junto à Fundação André Tosello para esta pesquisa. O protocolo de ativação das linhagens seguiu as recomendações da carta de envio pelo laboratório responsável.

As bactérias reativadas foram incubadas em meio de cultura (70122 Nutrient Broth Nº1 – Sigma-Aldrich®). O preparo do meio foi realizado se diluindo 6,25 g de meio nutriente em 250 mL de água deionizada. A solução era esterilizada em autoclave a 121°C por 15 minutos, conforme protocolo do fabricante. Em seguida, em temperatura ambiente, adicionavam-se as células reativadas em caldo nutriente. Após homogeneização, levava-se a solução a estufa a 36°C por 24 horas para incubação das bactérias.

Com o objetivo de evitar problemas como mutações espontâneas em procedimentos de repique, realizava-se a conservação das culturas preparadas de *E. coli* por congelamento (-8°C) em solução de glicerol, em diversos microtubos de centrífuga. Dessa forma, quinzenalmente realizava-se procedimento de incubação de células de *E. coli* para posterior contaminação da água de estudo.

4.5. FASE 2 – EFICIÊNCIAS DE FILTROS LENTOS DOMICILIARES NO TRATAMENTO DE ÁGUA NATURAL E ESTUDO DE ALTERNATIVA DE AMADURECIMENTO

Para a Fase 2 da presente pesquisa se consideraram os FLDs contínuo e intermitente com boia. O FI e FC foram selecionados conforme resultados da Fase 1. Nesta Fase 2 foram considerados, também, um modelo de mesma concepção de FI e um de FC, com o acréscimo de acelerador de amadurecimento. Estes modelos foram denominados de FCA (FLD contínuo com boia e com acelerador de amadurecimento) e FIA (FLD intermitente com boia e com acelerador de amadurecimento).

Como acelerador de amadurecimento se empregou o pó do cacto *Opuntia cochenillifera*, considerado eficiente como coagulante natural para águas com turbidez elevada (Freitas, 2017). A ação do pó do cacto pode acontecer em via de promover colmatação do topo do meio filtrante ou como nutriente para a formação da biomassa. A aplicação do acelerador de amadurecimento é explicada no subitem *Uso de acelerador de amadurecimento em filtros lentos domiciliares*.

4.5.1. ÁGUA DE ESTUDO DA FASE 2

Os FLDs receberam, nesta Fase 2, água proveniente do córrego Monjolinho, em um dos pontos de captação da Estação de Tratamento de Água da cidade de São Carlos – SP. Essa água já possuía contaminação microbiológica e, por esse motivo, não foi artificialmente contaminada com cultura pura de *E. coli*.

A água proveniente do manancial já tinha turbidez natural, desta forma, o misturador utilizado na pesquisa possuía a função de homogeneizar a água antes do envio para o reservatório elevado, sem adição de caulinita. Eliminou-se o uso do reservatório inferior, pois o FCS (FLD contínuo sem boia), que dependia de nível constante no reservatório superior, não foi utilizado nesta Fase 2.

A água natural, depois de homogeneizada, era recalçada ao reservatório elevado, para alimentação dos filtros contínuos, e, também, utilizada para encher bombonas de alimentação dos filtros intermitentes. Na Figura 4-11 são ilustrados detalhes do sistema de abastecimento de água de estudo aos FLDs. O reservatório elevado possuía duas bombas submersíveis que recirculavam a água em seu interior, com o objetivo de manter a homogeneidade.

Figura 4-11 – Detalhes do sistema de abastecimento de água de estudo aos filtros lentos domiciliares (FLDs) na Fase 2 do estudo

Fonte: o autor.

Por se tratar de água natural, esta estava sujeita a aumentos da turbidez em períodos chuvosos. Nestes dias, realizava-se a diluição da água natural com água subterrânea da EESC/USP, com homogeneização pelo misturador apresentado na Figura 4-11. Estabeleceu-se, como critério prático, a diluição da água natural quando a turbidez ultrapassasse 16 NTU.

O tratamento de água natural tornou viável a avaliação do amadurecimento dos FLDs. Para tanto, considerou-se a evolução da perda de carga, o consumo do oxigênio dissolvido (OD) e a avaliação dos microrganismos presentes sobre a manta não tecida posicionada na interface da água com o topo do meio filtrante. Ao fim da Fase 2 foram feitas análises de microscopia eletrônica de varredura de pedaço das mantas não tecidas e de perfil de OD com microssensores.

A água de estudo recebeu contaminação artificial por cistos de *Giardia* e oocistos de *Cryptosporidium* em momentos pontuais. Os cistos de *Giardia* spp. foram isolados pelo Laboratório de Protozoologia da UNICAMP. Os oocistos de *Cryptosporidium parvum* foram adquiridos da WaterborneTM, Estados Unidos, com certificado no ANEXO 1 desta tese.

Com o objetivo de se prevenir a aderência dos (oo)cistos em paredes de reservatórios e tubulações de passagem da água, optou-se por inocular alíquotas de suspensão de cada um destes protozoários diretamente sobre a camada de água acima dos meios filtrantes. Esta contaminação sempre antecedia os testes de detecção de protozoários na água filtrada.

Para os FLDs intermitentes, a contaminação era feita em um e dois ciclos de alimentação anteriores à coleta de 20 L água filtrada para a análise de protozoários (Figura 4-12). Para os FLDs contínuos, considerou-se inocular os (oo)cistos em três momentos, 24 h, 16 h 30 min e 8 h antes do início coleta de 20 L. Considerou-se 16 h 30 min o tempo médio de detenção obtido em ensaios hidrodinâmicos e as outras duas inoculações para aumentar a chance de detecção de (oo)cistos na coleta. A contaminação dos FLDs contínuos é mostrada na Figura 4-13.

Figura 4-12 – Demonstrativo da contaminação dos FLDs intermitentes com suspensão de (oo)cistos dos protozoários *Giardia* spp. e *Cryptosporidium* spp.

Fonte: o autor.

Figura 4-13 – Demonstrativo da contaminação dos FLDs contínuos com suspensão de (oo)cistos dos protozoários *Giardia* spp. e *Cryptosporidium* spp.

Fonte: o autor.

4.5.2. USO DE ACELERADOR DE AMADURECIMENTO EM FILTROS LENTOS DOMICILIARES

Inicialmente, estabeleceu-se critério de seleção do acelerador de amadurecimento com base no teor nutricional de carbono, nitrogênio e fósforo de cada item. Na Tabela 4-2 são

exibidos nutrientes avaliados como alternativa para acelerar o amadurecimento biológico dos FLDs.

Tabela 4-2 – Receita de nutrientes potencialmente utilizáveis para acelerar amadurecimento biológico dos FLDs

Receita (em 1 litro de água)	Concentração Carbono Total (mg L⁻¹)	Concentração Nitrogênio Total (mg L⁻¹)	Concentração Fósforo Total (mg L⁻¹)	Relação C:N:P
500 mg LP + 500 mg FM	120	7,70	2,52	48:3:1
500 mg LP + 500 mg A	108,14	8,03	2,03	53:4:1
1000 mg LP	195	5,46	3,97	49:1:1
1000 mg O	140,02	7,04	2,07	68:3:1
500 mg O + 500 mg A	114,28	6,36	0,95	120:8:1
700 mg A + 300 mg LP	74,30	3,42	1,20	62:3:1
800 mg A + 200 mg LP	57,22	5,04	1,94	30:3:1
500 mg LP + 250 mg A + 250 mg FM	108,72	7,24	3,00	36:2:1
500 mg A + 500 mg FM	11,98	2,66	1,20	10:2:1
500 mg A + 250 mg LP + 250 mg FM	62,72	6,36	2,75	23:2:1

Fonte: o autor. LP – leite em pó; FM – fécula de mandioca; A – aveia; O – pó de *Opuntia cochenillifera* preparado para solução de coagulante.

A facilidade de se encontrar e preparar o acelerador de amadurecimento foi levada em conta para a sua seleção. Testou-se a solução de leite em pó com aveia, com dose de 200 mg de cada nutriente. No entanto, constatou-se persistência de mau cheiro na água de saída dos filtros, mesmo em seguidos dias após a aplicação. Além disso, o uso deste item tornou mais curta consideravelmente a carreira de filtração dos FLDs contínuos e intermitentes testados.

O pó do cacto *Opuntia cochenillifera* se mostrou como alternativa de uso possível, destacando-se por ter cheiro neutro e interessante relação de proporção entre os nutrientes carbono, nitrogênio e fósforo. A dose a ser aplicada foi otimizada ao longo do experimento e padronizada em 50 mg por dia para o FCA e em 15 mg por dia para o FIA.

O cacto *Opuntia cochenillifera* utilizado foi cultivado em área do Campus 2 da USP de São Carlos. O preparo foi adaptado de Miller *et al.* (2008) e adotava os passos descritos a seguir. Os cladódios dos cactos eram cortados e lavados. Retiravam-se os espinhos e se cortava em

cubos de aproximadamente 1 cm. Os cubos eram levados à estufa a 60 °C por um período de 24 horas. O material desidratado era levado a um processador de alimentos para formação do pó. O pó resultante era levado a peneira com abertura de 300 µm e o material que passava pela peneira era embalado a vácuo em porções de uso semanal. A porção de uso diário era pesada em recipientes com tampa e armazenada em geladeira por até uma semana antes da aplicação no FCA ou FIA.

4.5.3. ENSAIOS DE DESINFECÇÃO COM HIPOCLORITO DE SÓDIO

Análises demonstrativas do desempenho do desinfetante hipoclorito de sódio foram executadas em águas filtradas dos FLDs nesta Fase 2. A realização destes testes objetivou oferecer alternativa viável para tornar a água que saía dos FLDs segura para o consumo, uma vez que as unidades não eram capazes de eliminar completamente a contaminação por microrganismos.

Como solução de hipoclorito de sódio se utilizou o desinfetante de água para consumo que é fornecido pelo Ministério da Saúde (Figura 4-14). O rótulo do produto informava concentração de 2,38% de cloro ativo e era indicada a aplicação de 2 gotas para cada litro de água a ser tratada.

A dose média de hipoclorito de sódio recomendada ao usuário foi constada mediante determinação de volume médio das gotas e concentração de cloro ativo do produto por medida laboratorial (reagente Hach® powder pillows 21055-69 com método Hach® 8021). Em seguida, construiu-se a curva de demanda de cloro da água filtrada pelo FLD com pior desempenho na redução de microrganismos no momento do teste. Foi conferido se a dose recomendada pelo Ministério da Saúde era adequada à água efluente dos FLD.

Figura 4-14 – Hipoclorito de Sódio fornecido pelo Ministério da Saúde.

Ministério da Saúde

Hipoclorito de Sódio

Solução 2,5%

Proibido ao comércio

Conteúdo 50 mL

Desinfetante de água para o consumo humano

Fonte: o autor

A curva de demanda foi feita utilizando o aparelho de agitação mecânica de ensaios Jarteste e com método descrito a seguir. O tempo de contato pré-estabelecido para este ensaio foi de 30 minutos.

- Seis béqueres de 1 litro foram completados com água filtrada do FLD com pior desempenho para remoção de turbidez e redução de microrganismos no momento do teste.
- Os béqueres foram dispostos sob as paletas de agitação do aparelho de ensaios Jarteste e se ajustou a rotação de 100 rpm, correspondente ao gradiente de velocidade de 125 s^{-1} .
- No início do ensaio, no tempo 0, adicionou-se a dose de $0,2 \text{ mg L}^{-1}$ ao Béquer 1.
- A cada 10 minutos se adicionava uma dose de hipoclorito aos béqueres seguintes ($0,4$; $0,6$; $0,8$; $1,0$ e $1,2 \text{ mg L}^{-1}$)
- Seguindo 30 minutos do início do ensaio, coletava-se amostra do Béquer 1 para análise de cloro residual livre e cloro residual total e, a cada 10 minutos, dos béqueres seguintes.
- Traçou-se a curva de demanda de cloro com Eixo X apresentando o cloro dosado e o Eixo Y as frações de cloro residual.

Três ensaios com águas afluentes de cada FLD foram feitos com a dose recomendada pelo Ministério da Saúde contida no rótulo do produto, apresentado na Figura 4-14. Para cada ensaio, eram coletados cinco litros de água filtrada em uma bombona com tampa, a qual se

adicionava 10 gotas do hipoclorito de sódio. Agitava-se a bombona por um minuto, e, após 30 minutos, era adicionada solução de metabissulfito de sódio, para parar a reação do cloro. Para essa descloração, adicionava-se 3 mg L⁻¹ de metabissulfito de sódio para cada 1 mg L⁻¹ de cloro livre da amostra.

A presença de *E. coli* e coliformes totais foi analisada em triplicata de cada ensaio. O volume de um litro de cada réplica foi filtrado para a análise pelo método de Chromocult®.

4.6. ANÁLISES DE ROTINA

As águas afluentes e filtrada (coletadas conforme Figura 4-5 e Figura 4-6) foram analisadas rotineiramente para a avaliação do comportamento dos quatro modelos de FLD, na Fase 1, e das quatro unidades avaliadas na Fase 2.

Na pesquisa foram realizadas análises de: absorvância em $\lambda = 254$ nm, condutividade elétrica, OD, temperatura, turbidez, nitrato, carbono total dissolvido, carbono orgânico dissolvido, coliformes totais e *E. coli* (considerando APHA, AWWA e WEF, 2012) e *Giardia* e *Cryptosporidium* (Tabela 4-3). Todas as análises foram realizadas no LATAR.

Tabela 4-3 – Análises realizadas na pesquisa com frequência, método e equipamento

Variável	Método e Equipamento	Frequência média de análise semanal (Nº de dias)	
		Fase 1	Fase 2
Absorvância $\lambda = 254$ nm	Espectrofotômetro DR 5000		1
Carbono Orgânico Total	Método 5310	X	1
Condutividade elétrica	Método 2510 B Condutivímetro Digimed DM-32	5	5
Nitrogênio Nitrato	Método 4500 NO ₃ ⁻ B	x	1
Oxigênio Dissolvido (OD)	Método 4500 O	x	1
pH	Método potenciométrico. pHMETRO Digimed® DM-20	5	5
Temperatura	Termômetro de mercúrio	5	5
Turbidez	Turbidímetro HACH® 2100 N	5	5
Coliformes totais	Método membrana filtrante com Chromocult®	1	1
<i>Escherichia coli</i>	(9222) e/ou Colilert®	1	1
<i>Giardia</i>	Método de filtração em membranas (Franco, Rocha-	x	Pontual
<i>Cryptosporidium</i>	Eberhardt e Cantusio Neto, 2001)	x	Pontual

Fonte: o autor.

A contagem de *E. coli* e coliformes totais foi realizada, por padrão, pelo método Chromocult®. Na Fase 2, em uma sequência de 9 semanas de ensaio, a contagem de bactérias foi realizada simultaneamente pelos métodos Chromocult® e Colilert®. Foi possível analisar a diferença de sensibilidade entre os dois métodos, diante de diferentes níveis de contaminação.

Para o método Chromocult® diluía-se o Chromocult Coliform Ágar na proporção de 26,5g L⁻¹ em água deionizada, até a temperatura de 95 °C. Após a dissolução em aquecimento, a solução era levada à banho maria em 45 °C para resfriamento até a faixa de temperatura de 45 a 50 °C. Em uma placa de Petri de 90 mm de diâmetro se dispunha, cuidadosamente, 10 mL do ágar. O ágar sobre a placa de Petri em poucos minutos se solidificava. Filtrava-se 100 mL de amostra em membrana quadriculada de nitrato de celulose e porosidade de 0,45 µm e a dispunha, com a face filtrante virada para cima, sobre o ágar. As placas eram viradas a com tampa voltada para baixo e levadas à estufa em 36 °C por 24 h. Após incubação, fazia-se a contagem de colônias azuis (*E. coli*) e rosas (coliformes totais, não *E. coli*). Quando necessário, a amostra era diluída de forma que a contagem ideal estivesse entre 20 e 80 colônias, não excedendo 200 colônias.

O método Colilert® foi realizado de acordo com as recomendações do fabricante (IDEXX). Brevemente, adicionava-se 100 mL de água a ser analisada em um frasco previamente esterilizado. O conteúdo de reagente de um pacote era adicionado ao frasco com a água, que era tampado e agitado até completa dissolução do reagente. O conteúdo homogeneizado era levado a cartela Quanti-Tray 2000 e selado em seladora IDEXX Quanti-Tray. A cartela selada era levada à estufa em temperatura de 35 ± 0,5 °C por 24 h. Contava-se quadros amarelos (coliformes totais) e fluorescentes sob luz ultravioleta (*E. coli*). As contagens na cartela eram interpretadas com tabela do método, que fornecia resultado em Número Mais Provável (NMP) por 100 mL.

A análise de concentração dos metais Cádmio, Chumbo, Cobre, Cromo, Ferro, Manganês, Níquel e Zinco foi realizada para a água natural, proveniente do córrego Monjolinho (Fase 2), pelo Laboratório de Saneamento (EESC/USP), segundo procedimento de APHA, AWWA e WEF (2012).

4.6.1. ANÁLISE DE PERDA DE CARGA

Os FLDs eram dotados de sete pontos de tomadas piezométricas (tubos de silicone conectados a espigões) posicionados na seguinte conformação, de cima para baixo: 3 cm antes

do topo do meio filtrante; 2 cm de profundidade do meio filtrante; 12 cm de profundidade; 22 cm de profundidade; 32 cm de profundidade; 42 cm de profundidade; e 52 cm de profundidade.

Ao topo de cada filtro se instalou um receptor dos tubos de silicone, construído a partir de tubulação marrom de DN 20 mm com orifícios para o encaixe dos tubos. Para aferir a linha de energia correspondente a cada tomada piezométrica foram dispostas marcações de medida em papel milimetrado plastificado sobre a superfície dos filtros.

Diversas leituras foram feitas com o objetivo de se investigar a região de retenção de impurezas, a evolução da perda de carga, a taxa de filtração nos filtros intermitentes e a relação dessas variáveis com o desempenho dos FLDs. Considerou-se como variável a perda de carga (Δh) dividida por espessura do meio filtrante (L), em cada trecho, para facilitar o estudo.

Para os filtros contínuos a vazão era mantida constante, dessa forma não havia declínio da taxa de filtração que pudesse indicar perda de carga, como nos intermitentes. No entanto, com a retenção de impurezas, havia alteração nas leituras dos piezômetros dos modelos contínuos e intermitentes. A razão $\Delta h \text{ L}^{-1}$ pôde ser utilizada para acompanhar o avanço da carreira de filtração.

4.6.2. ANÁLISES DE OXIGÊNIO DISSOLVIDO

Os pontos de tomada piezométrica também foram utilizados para coleta de amostras para análise de concentração de OD. A coleta era feita inicialmente se descartando o líquido que ficava no tubo de silicone indicador de nível. Em seguida, o tubo de silicone era introduzido ao fundo de um frasco de vidro de tampa esmerilhada, inicialmente de 125 mL, no qual se realizava a coleta até o seu transbordamento (Figura 4-15). O frasco era segurado por uma pinça que o mantinha em nível próximo ao da saída da água pela tomada piezométrica.

Figura 4-15 – Coleta de amostra para análise de oxigênio dissolvido. Detalhe do tubo de silicone posicionado no fundo do frasco de tampa esmerilhada

Fonte: o autor

Com o avanço das carreiras de filtração foi observada diminuição significativa da vazão de coleta de amostra no ponto de coleta abaixo da interface entre a camada de água e o meio filtrante (segundo piezômetro). A retenção de impurezas promoveu dificuldade do escoamento da água e a coleta em frascos de 125 mL que, em alguns casos, passou a durar mais de quatro horas. A demora a tal ponto da coleta sujeitava a amostra a assimilação do oxigênio atmosférico. Os frascos foram então substituídos por outros semelhantes, mas de indicação de 60 mL, com o objetivo de tornar a coleta mais rápida.

A análise da concentração de OD foi feita pelo método de Winkler. A alternativa a esse método, leitura em oxímetro (método eletrométrico), se mostrou inviável, pois este aparelho funciona para leitura em fluxo, caso diferente da presente coleta. O método iodométrico (Winkler) apresenta maior acurácia que o método eletrométrico (APHA, AWWA e WEF, 2012).

Os pontos de interesse para a análise de concentração de OD foram: saída do reservatório elevado (água que entrava nos filtros), água estacionária acima do meio filtrante e ponto de tomada 2 cm abaixo da interface água e meio filtrante. Pressupôs-se que o topo do meio filtrante é a região de mais intensa atividade microbiológica, por esse motivo esses três pontos foram escolhidos para análise semanal. O último ponto de tomada piezométrica também foi considerado para algumas medidas.

4.6.3. ANÁLISE DE MICROSCOPIA DA CAMADA BIOLÓGICA DOS FILTROS LENTOS DOMICILIARES

A coleta de material para exame de microscopia foi feita com a retirada, ao final de carreiras de filtração, da manta não tecida colocada ao topo do meio filtrante. Executava-se a raspagem do material retido na manta, por uma espátula de Teflon® com ponta arredondada, com seguida disposição em frasco de coleta. O material coletado era repousado brevemente. Com uma pipeta *Pasteur* plástica se coletava amostra do sedimento do material repousado para disposição em lâmina de microscopia, previamente coberta por uma camada de ágar 1%. Após a disposição da amostra se fazia o fechamento da lâmina com uma lamínula e se aguardava 30 minutos para a leitura.

A identificação de protozoários de vida livre ciliados foi feita com ajuda da Dra. Sandra Yamashiro, à época doutoranda do Departamento de Biologia Animal da UNICAMP.

4.6.4. DETECÇÃO DE CISTOS DE *GIARDIA* SPP. E OOCISTOS DE *CRYPTOSPORIDIUM* SPP.

Para a detecção de cistos e oocistos dos protozoários *Giardia* e *Cryptosporidium* se considerou a concentração por filtração em membranas (FRANCO *et al.*, 2001), seguida de detecção por microscopia de imunofluorescência direta. Detalhes deste procedimento são apresentados no protocolo contido no APÊNDICE 2.

4.6.4.1. CONTROLE DA QUALIDADE ANALÍTICA DO MÉTODO DE CONCENTRAÇÃO DE CISTOS DE *GIARDIA* E OOCISTOS DE *CRYPTOSPORIDIUM*

O controle da qualidade analítica do método de detecção de (oo)cistos protozoários foi realizado antes da avaliação de desempenho dos FLDs na remoção desses parasitos. Inicialmente, inocularam-se alíquotas de suspensões purificadas pelo Laboratório de Protozoologia da Unicamp (*Giardia*) e da Waterborne™ (*C. parvum*) contendo (oo)cistos em um volume de 3 litros de água filtrada por um dos FLDs. O número médio dessas alíquotas foi estimado por meio da contagem de 3 poços de microscopia com 5 µL de cada suspensão purificada. O procedimento foi feito em quatro réplicas e número recuperado de cada réplica foi considerado para o cálculo da porcentagem de recuperação atingida pelo método. A porcentagem de recuperação do método é dada pela Equação (17).

$$P_s (\%) = \frac{R}{Al} \cdot 100 \quad (17)$$

Sendo:

P_s: Porcentagem de recuperação do método de concentração de protozoários utilizando alíquotas de suspensões concentradas de (oo)cistos como inóculo.

R: Número de (oo)cistos recuperados (enumerados) pelo método de detecção após procedimento de concentração na amostra.

Al: Número médio de (oo)cistos enumerados em três alíquotas de igual volume ao inoculado na amostra levada ao procedimento de concentração.

Posteriormente, considerou-se o controle da qualidade analítica por meio de suspensões comerciais da marca *Easy Seed*. Cada uma dessa suspensão possuía número de 100 cistos de *Giardia* spp. e 100 (oo)cistos de *Cryptosporidium* spp., determinados pela técnica de citometria de fluxo. De forma semelhante ao controle anterior, inoculou-se a suspensão *Easy Seed*TM em um volume de 3 litros de água filtrada por um FLD, de acordo com as instruções do fabricante. O procedimento foi realizado em quatro réplicas. O controle de qualidade pelo método *Easy Seed*TM é aceito no Método 1623.1 da USEPA (2012). A porcentagem de recuperação deste procedimento é dada pela Equação(18) .

$$P_e (\%) = \frac{R}{100} \cdot 100 \quad (18)$$

Sendo:

P_e: Porcentagem de recuperação do método de concentração de protozoários utilizando a suspensão comercial *Easy Seed* como inóculo.

R: Número de (oo)cistos recuperados (enumerados) pelo método de detecção após procedimento de concentração na amostra.

As porcentagens de recuperação encontradas pelos dois métodos de controle de qualidade analítica foram comparadas com os valores de referência do Método 1623.1 (USEPA, 2012). Esta metodologia de referência estabelece valores de média da porcentagem de recuperação e coeficiente de variação (desvio padrão relativo) para testes realizados com quatro réplicas.

4.6.4.2. EFICIÊNCIAS DOS FILTROS LENTOS DOMICILIARES NA REMOÇÃO DE CISTOS DE *GIARDIA* E OOCISTOS DE *CRYPTOSPORIDIUM*

Em decorrência de dificuldades para aquisição contínua e numerosa de cepas no Brasil, a água de estudo foi submetida a contaminações pontuais com alíquotas de suspensões

purificadas de *Giardia* e *Cryptosporidium*. A inoculação ocorria em conformidade com que se apresenta no item *Água de estudo da Fase 2*. Foi estipulada a contaminação da ordem de 10^3 cistos e oocistos por inoculação. Para a enumeração destas contaminações se considerou o preparo, em duplicata, de poços de lâmina de microscopia com de alíquotas de 5 μ L das mesmas suspensões utilizadas para as inoculações. O volume de suspensão a ser inoculado era determinado se considerando o valor médio das duas alíquotas de 5 μ L.

A coleta de 20 litros de água filtrada por cada FLD era considerada para o método de concentração por filtração em membranas. Buscou-se processar o maior volume possível de amostras com o objetivo de aumentar as chances de detecção dos cistos e oocistos dos parasitos considerados.

As bombonas de coleta de água filtrada eram previamente enxaguadas com solução de Tween® 80 0,1% (Tween® 80 a 0,1% e Antifoam-a a 0,01%), para se evitar a perda de (oo)cistos por adesão às paredes da bombona. O procedimento para a concentração das amostras seguido por preparo de lâmina de microscopia e exame em microscópio seguia o protocolo presente no APÊNDICE 2.

As cinco primeiras séries de testes foram realizadas com coleta de análise simultânea de águas dos quatro FLDs considerados na Fase 2 da tese. Com a intenção de se aumentar as chances de encontrar (oo)cistos nas águas filtradas, esquematizou-se uma sequência de cinco dias de contaminação seguida de análise de toda água filtrada por um dos filtros contínuos no período (FC). Esta ação se deu para investigar a possibilidade de transpasse dos (oo)cistos no meio filtrante. De forma semelhante, realizaram-se cinco ciclos de alimentação com contaminação por (oo)cistos e análise de toda água filtrada por um dos filtros intermitentes (FI).

4.6.5. ANÁLISES DE PERFIL DE OXIGÊNIO DISSOLVIDO COM MICROSENSORES

A aquisição de dados para a montagem de microperfis de OD foi realizada mediante a operação de micros sensores. As análises ocorreram ao final da operação da Fase 2 do estudo (água natural).

Amostras representativas do topo dos FLDs (região com presumível maior atividade microbiológica) foram coletadas por meio de uma peça adaptada, posicionada na interface água-areia dos FLDs (Figura 4-16). A peça era uma união roscável de diâmetro 1/2", com areia em seu interior, coberta por manta usada no FLD e colada sobre micro tela de inox para que a areia fosse mantida.

Para posicionamento da peça, recortou-se um pedaço da manta não tecida na região central dessa, local onde peça foi encaixada sobre o topo do meio filtrante. O pedaço cortado foi utilizado para a cobertura da peça. Cuidados foram tomados para que a superfície da peça após o encaixe estivesse na mesma posição do restante do filtro.

Após tempo de interesse (acúmulo de sedimentos e possível colonização por microrganismos), a peça era cuidadosamente retirada do topo do meio filtrante e colocada em um recipiente plástico para ser levada à análise. O recipiente permitia formação de lâmina de água de aproximadamente 1 cm, com o líquido retirado da região estacionária do FLD.

Microsensores eletroquímicos amperométricos do tipo *Clark* para medição de OD eram penetrados às amostras a partir da lâmina de água, com passos pré-programados. Os microsensores foram construídos no Laboratório de Microsensores, anexo ao LATAR (EESC – USP), conforme apresentado em Lamon (2014).

O equipamento possuía microeletrodos, os quais consistiam em sensores contendo um eletrodo de referência (anodo) do tipo Ag/AgCl e um eletrodo de trabalho (catodo) de platina, ambos imersos em solução eletrolítica (LAMON *et al.*, 2008). Os eletrodos tinham pontas sensíveis com diâmetro de 20 μm e o compartimento externo ao microsensor era uma micropipeta Pasteur com diâmetro afunilado por procedimentos específicos. Os componentes dos microsensores são apresentados na Figura 4-17.

Os microsensores eram conectados a uma fonte de alimentação e a um picoamperímetro (HP4140), cujos sinais de corrente medidos eram enviados a placa de aquisição de dados conectada a um computador (Figura 4-18 a). Os dados eram coletados em *software* que possuía opções de medição, registro e calibração. A calibração era feita em dois pontos, para 0 mg L^{-1} se utilizou água saturada com N_2 e para o segundo ponto se utilizou a água saturada com oxigênio (7,8 mg L^{-1}).

Depois de calibrados, os microsensores eram introduzidos verticalmente na amostra por sistema servo-motorizado fixado a micromanipulador com passos de 30 μm (Figura 4-18 b). Os dados foram plotados em curvas de profundidade *versus* OD. Os perfis possibilitaram interpretações a respeito da atividade microbiológica no topo dos FLDs.

Figura 4-16 – Peça adaptada para a retirada de amostra representativa do topo de filtros lentos domiciliares (FLD) para análise de perfil de oxigênio dissolvido

Fonte: o autor

Figura 4-17 – Componentes dos microsensores de oxigênio dissolvido

Fonte: Lamon *et al.* (2008)

Figura 4-18 – Sistema para medida de oxigênio dissolvido por microsensores eletroquímicos amperométricos com introdução de eletrodo vertical unidirecional em amostra de topo de filtro lento domiciliar

Fonte: o autor

4.6.6. MICROSCOPIA ELETRÔNICA DE VARREDURA

Ao fim da operação da Fase 2 dos FLDs, amostras de mantas não tecidas que recobria cada FLD foram levadas para o preparo com posterior análise em microscopia eletrônica de varredura – MEV. A coleta de amostra da manta se deu com uso da peça adaptada para análise de perfil OD com microssensores (Figura 4-16).

O preparo da amostra se deu no Laboratório de Processos Biológicos (LPB-EESC/USP). Cuidadosamente, retirou-se da peça adaptada o pedaço de manta e o dispôs em uma placa de Petri de diâmetro 90 mm. Em seguida, adicionou-se solução de glutaraldeído 3% (em tampão fosfato de sorensen 0,1 M pH 7,3) à placa de Petri contendo a manta em quantidade que recobrisse toda a amostra (Figura 4-19). Utilizaram-se peças como peso sobre a manta para que essa não flutuasse sobre a solução de glutaraldeído.

As placas de Petri contendo as amostras foram levadas à geladeira, sem serem tampadas, por 4 horas. Após esse contato, lavou-se as amostras 3 vezes com tampão fosfato (0,1 M e pH 7,8) em intervalo de 10 minutos. Depois disso, desidrataram-se as amostras com as seguintes sequencias de álcoois, todos com contato de 10 minutos: Álcool 50%; 70%; 80%; 90%; 95% e 100%.

As amostras desidratadas foram levadas à estufa em temperatura inferior a 60° C por 2 horas. Recortaram-se quadrados de lado 1 cm da região com maior densidade de sólidos de cada manta. Os quadrados foram colados com fita dupla face em suporte e levadas para recobrimento com ouro, na Central de Análises Químicas Instrumentais do Instituto de Química de São Carlos (CAQI-IQSC/USP).

As amostras recobertas com ouro foram analisadas na CAQI por meio do microscópio eletrônico de varredura Zeiss LEO 440. A microanálise qualitativa e semi-quantitativa de elementos químicos presentes em algumas formas visualizadas foi realizada com a técnica de espectroscopia por energia dispersiva de raios x (EDX).

Figura 4-19 – Amostra de manta não tecida retirada de filtro lento domiciliar coberta por solução de glutaraldeído 3% em preparo para microscopia eletrônica de varredura

Fonte: o autor.

4.7. MANUTENÇÃO DA CAMADA DE TOPO DOS FILTROS LENTOS DOMICILIARES

A operação de manutenção para limpeza do topo das camadas filtrantes dos FLDs era feita quando um indicador era atingido. Para os FLDs contínuos, o indicador era a diminuição da vazão de água filtrada. O momento da parada para a manutenção foi determinado para quando a unidade contínua não fosse mais capaz de filtrar a água à vazão de 22 mL min^{-1} , correspondente à taxa de filtração de $0,68 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$. A operação dos FLDs intermitentes era interrompida quando esses não fossem capazes de filtrar todo volume de uma alimentação (16 litros) no menor período de pausa do dia (período entre as 9 e 17 horas).

A limpeza era realizada retirando-se a manta do topo da camada de areia e raspando todo o material sobre ela. Ocorria lavagem da manta com água corrente com o objetivo de remover quanto o possível do material que a deixava escura. Simultaneamente, a manutenção do topo do meio filtrante seguia recomendações de CAWST (2012). A forma de limpeza feita na pesquisa é brevemente descrita a seguir.

A camada de água estacionária acima do meio filtrante era mantida e se agitava o meio com um bastão de vidro. Tomava-se o cuidado para que o movimento do bastão de vidro atingisse apenas 1 cm da profundidade do meio filtrante. Após a agitação, aguardava-se um

minuto para que a areia retornasse ao leito e se removia toda água estacionária. A água de estudo era colocada sobre o meio filtrante cuidadosamente até o nível aproximado de 5 cm.

Após a carga de água descrita, colocava-se a manta limpa sobre o meio filtrante e uma nova carreira de filtração era iniciada. Na Figura 4-20 se ilustra as etapas descritas na manutenção para limpeza do topo dos FLDs.

Figura 4-20 – Etapas da limpeza do topo dos filtros lentos domiciliares

Fonte: o autor

4.8. ANÁLISES ESTATÍSTICAS

Os testes estatísticos (testes de hipóteses e análises bivariadas) foram realizados com auxílio do software livre PAST (PALaeontological STatistics), desenvolvido por Hammer *et al.* (2001).

4.8.1. TESTES DE HIPÓTESES

Anteriormente à comparação estatística das eficiências realizou-se o teste de Shapiro-Wilk para analisar se os dados eram normalmente distribuídos. Em caso de não haver distribuição normal, se procedeu a comparações com testes não paramétricos.

O teste não paramétrico de Mann-Whitney foi aplicado, com nível de significância de 5% e hipótese nula de medianas iguais, para a análise de resultados entre pares comparados (p.e. comparação de eficiência de redução de *E. coli* entre dois FLDs). O p-valor apresentado em comparação de medianas indica a probabilidade de não haver correlação, considerando diferença estatística quando p menor que 0,05.

Para a comparação de mais de dois grupos (p.e. comparação de turbidez remanescente entre FI, FIS, FC e FCS) se utilizou o teste não paramétrico de Kruskal-Wallis (5% de significância), com teste a posteriori de Mann-Whitney pairwised.

4.8.2. ANÁLISES BIVARIADAS

O estudo de correlações entre variáveis de eficiências e auxiliares pode auxiliar o entendimento dos fatores intervenientes no bom funcionamento de FLDs. Para o presente estudo considerou-se como variáveis de eficiências a redução de *E. coli* e a turbidez remanescente. Como variáveis auxiliares, considerou-se o tempo de operação, em dias; o tempo após a última limpeza (manutenção) do topo do meio filtrante; a taxa de filtração, em FLDs intermitentes; a perda de carga (Δh) dividida por espessura de meio filtrante (L), de 0 a 2 cm do início do meio filtrante e de 0 a 52 cm. Para a Fase 2 se incluiu $\Delta h L^{-1}$ de 0 a 12 cm, pois se observou perda de meio filtrante em FIA e FCA no avanço do estudo.

Nas análises bivariadas também se consideraram a turbidez remanescente, quando as variáveis de eficiência correlacionada foram redução de *E. coli* (Fase 1 e Fase 2) e redução de coliformes totais (Fase 2). A concentração de *E. coli* afluenta foi considerada, quando a variável de desempenho foi a redução de *E. coli*. A concentração de coliformes totais afluenta foi incluída, para a variável de eficiência redução de coliformes totais. A turbidez afluenta foi correlacionada, quando a variável de eficiência foi a turbidez remanescente.

Os resultados das análises bivariadas são os valores da probabilidade de não haver correlação (p) e o coeficiente de correlação de Spearman (r_s). As variáveis foram consideradas correlacionadas para o valor de $p < 0,05$ (intervalo de confiança de 95%) e para $|r_s| > r_{s \text{ crítico}}$. O valor de $r_{s \text{ crítico}}$ é dependente do número de associações (n) e do intervalo de confiança e foi consultado em Larson e Farber (2012).

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados da tese são apresentados de acordo com a sequência da Figura 5-1. Embora a Fase 1 e 2 tenham sido realizadas em períodos distintos, conforme sequência da Figura 4-1, optou-se pela apresentação desses dados e discussão de forma conjunta por critério de organização. Ainda, na Figura 5-1 são apresentados objetivos específicos que se relacionam ao resultado pontuado. Alguns resultados foram acessórios à tese, de indispensável apresentação, mas não tiveram associação direta com os objetivos específicos.

Figura 5-1 – Sequência da apresentação dos resultados

Fonte: o autor. O.E.: objetivo específico; *FLD – filtro lento domiciliar; ** Fase 1 – seleção de projeto de FLD com fluxo intermitente e contínuo em águas pobres em nutrientes; *** Fase 2 – Eficiências de FLDs no tratamento de água natural e estudo de alternativa de acelerador de amadurecimento.

5.1. CONSTRUÇÃO DOS FILTROS LENTOS DOMICILIARES E PREPARO DOS MATERIAIS GRANULARES

5.1.1. PREPARO DOS MATERIAIS GRANULARES

Cada FLD demandou dois sacos de areia fina de 20 kg para composição do meio filtrante e um saco de areia grossa (20 kg) para preparação de uma camada do meio suporte. Os volumes de água consumidos na lavagem dos materiais granulares necessários para um FLD são apresentados na Tabela 5-1.

Tabela 5-1 – Valores de consumo de água para cada material granular utilizado na construção dos filtros lentos domiciliares

Material	Consumo de água por massa de material (L kg ⁻¹)	Consumo de água total (aproximado) (L)
Areia fina	50	2000
Areia grossa	20	400
Pedregulho fino	8	24
Pedregulho grosso	14	56
Total		2480

Fonte: o autor

O material granular adquirido como areia grossa apresentou baixo índice de grãos retidos na granulometria desejada. Por esse motivo ocorreu consumo tão elevado de material (20 kg) e, por consequência, de água para sua lavagem. A maior desvantagem da escolha da areia de construção civil para composição do meio filtrante é o consumo elevado de água para a sua limpeza, fator importante a ser considerado para a adoção deste material.

Para a lavagem de todos os materiais granulares referentes a um FLD, um turno do dia (quatro horas), em média, se fez necessário, considerando-se o trabalho de duas pessoas. O período de secagem das areias foi dependente do clima, no entanto, ao se considerar um dia ensolarado, cerca de seis horas (das 12 às 18 horas) foram suficientes, considerando o espalhamento completo da areia sobre mantas plásticas. A secagem dos pedregulhos finos e grossos demandou tempo inferior ao das areias.

O peneiramento de todos os materiais granulares necessários para um filtro levou, em média, três horas, considerando o trabalho de duas pessoas.

5.1.2. CUSTO DE CONSTRUÇÃO DO FILTRO LENTO DOMICILIAR

Os itens utilizados na construção dos FLDs, apresentados no APÊNDICE 1, tiveram seus valores de custo discriminados na Tabela 5-2, na qual se incluiu, também, outros materiais utilizados, a exemplo de cola adesiva. O custo total despendido, sem a inclusão da mão de obra, se encontra ao fim dessa tabela. Na Tabela 5-3 são apresentados os custos dos itens especiais necessários para a operação de cada FLD, bem como o custo total de cada unidade.

A montagem de cada filtro, que é descrita no APÊNDICE 1, demandou cerca de duas horas, sendo considerado o trabalho de duas pessoas para a atividade.

Tabela 5-2 – Custos dos itens utilizados para construção de um filtro lento domiciliar (agosto de 2018)

Item	Custo
1- Tampa de caixa sifonada DN250	R\$ 11,19
2- Porta tampa de caixa sifonada DN250	R\$ 8,82
3- 100 cm de tubulação branca DN250	R\$ 80,84
4- Caixa sifonada 250x50	R\$ 32,22
5- Luva de redução branca 50x40 (e anel de vedação de 50mm)	R\$ 1,96
6- 6 cm de tubulação branca DN40	R\$ 0,25
7- Joelho 90° branco DN 40	R\$ 1,40
8- 70 cm de tubulação branca DN40	R\$ 3,01
9- Joelho 90° branco DN40	R\$ 1,40
10- 6 cm de tubulação branca DN40	R\$ 0,25
11- Joelho 90° branco DN40	R\$ 1,40
12- Luva de redução branca 50x40	R\$ 1,79
13- 3 cm de tubulação branca DN50	R\$ 0,50
14- Redução excêntrica 75x50	R\$ 4,49
15- 5 cm de tubulação branca DN75	R\$ 11,04 / m
16- Cap branco DN75	R\$ 4,69
17- Adaptador soldável com anel de vedação 1/2"	R\$ 9,99
18- Nipel roscável 1/2"	R\$ 1,10
19- Registro em esfera metálico 1/2"	R\$ 9,84
20- Espigão de latão 1/2"x1/4"	R\$ 6,84
21-Solução de limpeza para cola Tigre	R\$ 10,66
22- Cola adesivo Tigre	R\$ 15,70
23- Fita crepe 25x50	R\$ 6,51
24- Lixa p/ferro 80	R\$ 2,71
Total	R\$ 228,60

Fonte: o autor

Tabela 5-3 – Custo de itens especiais instalados em cada filtro lento domiciliar e custo total de cada unidade (agosto de 2018)

Unidade	Itens especiais adicionais	Custo
FLD intermitente com boia (FI)	Balde 14 litros	R\$ 8,76
	Boia para filtro	R\$ 6,48
	Vela para filtro	R\$ 9,59
	Total FI	R\$ 253,43
FLD contínuo com boia (FC)	Torneira boia controladora de nível	R\$ 8,18
	Luva roscável 20 mm	R\$ 1,08
	Espigão plástico 1/2"x1/2"	R\$ 1,01
	Total FC	R\$ 238,87
FLD intermitente sem boia (FIS) e contínuo sem boia (FCS)	Balde de 14 litros	R\$ 8,76
	Total FCS e FIS	R\$ 237,36

Fonte: o autor

Para a mão de obra considerada para a construção de um filtro, incluindo a necessária para o preparo de materiais granulares, considerou-se o investimento de nove horas de trabalho de duas pessoas. Para o valor de mão de obra se utilizou a Tabela Sinap (ESTIMA, 2013), do ano de 2013 para o cargo “Encanador ou bombeiro hidráulico”, com atualização do valor (BCB, 2018) para a data de agosto de 2018. A Tabela 5-4 apresenta os valores de custo total para os modelos de filtros considerados nesta tese, para agosto de 2018.

Tabela 5-4 – Custo total para a concepção dos filtros lentos domiciliares (agosto de 2018)

Unidade	Descrição	Custo (8/2018)
FI	Custo de materiais	R\$ 253,43
	Custo de mão de obra	R\$ 180,37
	Total	R\$ 433,74
FC	Custo de materiais	R\$ 238,87
	Custo de mão de obra	R\$ 180,37
	Total FC	R\$ 419,24
FCS e FIS	Custo de materiais	R\$ 237,36
	Custo de mão de obra	R\$ 180,37
	Total	R\$ 417,73

Fonte: o autor

Os valores de custo apresentados na Tabela 5-4 variaram entre U\$ 106 e U\$ 102 em cotação do dólar feita em 24 de setembro de 2018. Os custos são referentes à construção de um único modelo e esses valores tendem a se reduzir caso se aumente a quantidade de unidades produzidas ou se obtenha doações das peças e materiais por instituições e empresas.

A versão de concreto de CAWST (2012) tem seus custos estimados em até U\$ 60 (Cdc, 2014), no entanto, não foram encontradas descrições detalhadas, com discriminação de mão de obra e materiais. O modelo em concreto necessita de ferramentas específicas, como as necessárias para a construção do molde que acomoda o cimento. Os custos de ferramentas desse modelo podem chegar a U\$ 1.000 (SMITH, 2013).

5.1.3. GRANULOMETRIA DO MEIO FILTRANTE

O ensaio de distribuição granulométrica do meio filtrante (areia fina de construção civil) é apresentado na Figura 5-2. Esta curva fornece os resultados que são expostos na Tabela 5-5, em comparação com o que é recomendado em manual de CAWST (2012). A areia utilizada não atinge as recomendações preestabelecidas para o diâmetro efetivo (D_{10}), coeficiente de uniformidade (CU) e porcentagem de grãos finos ($\phi < 0,10$ mm), embora os valores sejam próximos aos sugeridos.

Figura 5-2 – Ensaio granulométrico do meio filtrante (areia fina) utilizado na construção dos filtros lentos domiciliares

Fonte: o autor

Tabela 5-5 – Coeficientes granulométricos do meio filtrante utilizado na construção dos filtros lentos domiciliares e valores recomendados por CAWST (CAWST, 2012)

Coeficiente	Valores do meio filtrante	Valores recomendados (CAWST)
D ₁₀ (mm)	0,13	0,15 a 0,20
D ₆₀ (mm)	0,19	-
CU	1,46	1,5 a 2,5
Porcentagem em massa que passa pela peneira 0,10 mm	5,6%	< 4%

Fonte: o autor

Os índices granulométricos recomendados por CAWST (2012) se contextualizam ao filtro lento domiciliar previsto nesse manual. Os valores de diâmetro efetivo, juntamente com a espessura do meio filtrante e o coeficiente de uniformidade são estabelecidos em uma faixa restrita, com o objetivo de se atingir a taxa máxima de filtração de $0,4 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ ou $9,6 \text{ m}^3 \text{ m}^2 \text{ d}^{-1}$ (NGAI e BAKER, 2014).

Nas circunstâncias de difusão da filtração em escala domiciliar é importante ponderar sobre a dificuldade em se realizar ensaios granulométricos em comunidades isoladas, lugares onde se destina a aplicação da tecnologia e, portanto, dificuldade em atender perfeitamente recomendações pré-estabelecidas de granulometria. Faz-se outra ressalva a respeito da possível indisponibilidade de escolha entre múltiplas fontes de materiais granulares nesses locais.

Em CAWST (2012) recomenda-se a utilização de areia industrial em primeiro lugar, por possuir grãos heterogêneos; ser, provavelmente, mais livre de organismos patogênicos; além de ser mais econômica em termos de consumo de água para lavagem. Em segundo lugar, areia proveniente de talude de rio (que não esteja em contato com a água) e, após, areia proveniente do leito de rio, que possui grãos mais uniformes e necessita mais lavagens, para remoção de matéria orgânica. Priorizou-se, no presente estudo, a utilização de material mais facilmente adquirível.

5.1.4. ENSAIOS DE DETERMINAÇÃO DE ÍNDICES FÍSICOS DO MEIO FILTRANTE

Ensaio realizado no Departamento de Geotecnia – EESC/USP indicaram que o meio filtrante utilizado (areia fina de construção civil) possuía massa específica de sólidos (γ_s) $2,67 \text{ g.cm}^{-3}$. A partir dessa determinação foi possível se obter o índice de vazios da areia e, em seguida, determinar a porosidade máxima e mínima. Os resultados dos índices físicos da areia se encontram na Tabela 5-6.

Tabela 5-6 – Índices físicos da areia fina utilizada como meio filtrante dos filtros lentos domiciliares

Índice	γ_s	γ_s máx	γ_s mín	e mín	e máx	ε mín	ε máx
Físico	(g cm ⁻³)	(g cm ⁻³)	(g cm ⁻³)				
	2,67	1,63	1,47	0,63	0,82	0,39	0,45

Fonte: o autor. γ_s – massa específica de sólidos; γ_s máx – massa específica máxima; γ_s mín – massa específica mínima; e mín – índice de vazios mínimo; e máx – índice de vazios máximo; ε mín – porosidade mínima; ε máx – porosidade máxima.

A areia utilizada apresentou porosidade semelhante à de outras utilizadas em FLDs. O meio filtrante dos FLDs de Jenkins et al. (2011) possuía porosidade de 45%, enquanto o de Tundia *et al.* (2016) esteve em 39%.

5.1.5. DISTRIBUIÇÃO DO VOLUME DE VAZIOS NO INTERIOR DOS FILTROS LENTOS DOMICILIARES

O volume de água que ocupa o meio suporte dos filtros por reprodução da configuração deste em caixa sifonada seguida de preenchimento com água subterrânea foi estimado em 2,9 litros. Os volumes acima da camada de areia (1,87 litros) e nas tubulações de saída (0,83 litro) foram obtidos por cálculos considerando a geometria interna dos equipamentos. Considerou-se a porosidade mínima para o cálculo do volume no meio filtrante (10,57 litros). Observou-se que o filtro contínuo com boia possuía alguns acréscimos de volume em relação aos demais, estes detalhes são apresentados na Figura 5-3.

O volume retido no meio filtrante do FLD de CAWST (2012) é de 12,00 L e esse FLD possui altura de camada de areia semelhante ao da presente tese. A porosidade da areia prevista para o uso na construção desse FLD pode ser a causa da diferença de volumes. Os FLDs de Jenkins *et al.* (2011) retinham 19,50 L em seu meio filtrante, no entanto, possuíam área em planta maior que os da tese (diâmetro de 305 mm).

Figura 5-3 – Distribuição dos volumes de vazios no interior dos filtros lentos domiciliares

Fonte: o autor.

5.1.6. TESTES PRELIMINARES DE FUNCIONAMENTO DOS FILTROS LENTOS DOMICILIARES

Os ensaios preliminares realizados no FC (FLD contínuo com boia) sem uso de manta apresentaram como resultado declínio acentuado de vazão em poucos dias de operação. O sistema não era capaz de manter a taxa de aplicação superficial de aproximadamente $0,68 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, que tem 22 mL min^{-1} como vazão correspondente.

A operação se iniciou com o registro de saída do filtro apenas parcialmente aberto. A observação do declínio da vazão fez com que se fizesse necessária maior abertura do registro e em 7 dias o registro já trabalhava completamente aberto. Observou-se que o nível pré-estabelecido de 10 cm acima da camada de areia não era suficiente para manter a taxa de filtração desejada.

Uma investigação da camada superficial de areia demonstrou que essa apresentava-se com rearranjo dos grãos muito finos no topo (Figura 5-4), o que gerava obstrução do escoamento. Esse rearranjo ocorreu em decorrência das características do meio filtrante utilizado, que foi caracterizado em ensaio granulométrico como tendo alta porcentagem de grãos finos, acima das recomendações de CAWST (2012). A introdução da manta na interface da camada de areia com a água solucionou a ocorrência de rearranjo dos grãos muito finos no topo do leito filtrante.

Figura 5-4- Areia com rearranjo dos grãos após poucos dias de alimentação contínua de filtro lento domiciliar

Fonte: o autor.

A ocorrência de rearranjo de grãos muito finos no topo não foi relatada nos trabalhos consultados na elaboração da tese. A causa de carreiras curtas já foi apontada como a presença de algas e material vegetal na água afluenta, com adoção de protocolo de passagem da água em peneira para resolução do problema (YOUNG-ROJANSCHI e MADRAMOOTOO, 2014).

5.2. ENSAIOS HIDRODINÂMICOS EM FILTROS LENTOS DOMICILIARES

5.2.1. INVESTIGAÇÃO DE ANOMALIAS DE ESCOAMENTO

Os ensaios hidrodinâmicos realizados visaram identificar, inicialmente, a ocorrência de caminhos preferenciais ou efeito de parede nos filtros estudados. Para tanto, a análise gráfica apresentada na Figura 5-5 possibilitou a visualização do momento em que o traçador iniciava a sua saída junto à água filtrada. Na maioria dos filtros (FI, FCS e FIS) a saída do traçador se iniciava antes que fosse filtrado um volume de alimentação (16 litros).

A explicação para esta ocorrência é a concepção do filtro. Aproximadamente 3,7 litros (23%) do volume de interno do filtro é a soma do meio suporte com tubulações de saída. A citada região está suscetível à ocorrência de fácil difusão do traçador cloreto de sódio. Por outro lado, o FC possuía mais elevado nível de água estacionária, o que incrementa seu volume em aproximadamente 3 litros. Este fato fez com que a saída do traçador nesse filtro ocorresse mais tardiamente.

Figura 5-5– Análise da saída de traçador em relação ao número de volumes do FLD (ou volumes de alimentação intermitente) (a) filtro lento domiciliar – FLD intermitente com boia (FI); (b) FLD intermitente sem boia (FIS); (c) FLD contínuo com boia (FC); (d) FLD contínuo sem boia

Fonte: o autor.

O efeito investigado de caminhos preferenciais ou efeito de parede foi considerado desprezível no meio filtrante empregado, pois não houve saída de traçador no volume correspondente à camada de areia fina. O traçador saiu completamente dos FLDs com dois volumes de alimentação nos modelos de alimentação contínua. O mesmo não ocorreu com os filtros de operação intermitente (FI e FIS), provavelmente devido ao declínio da taxa de filtração que propiciou a difusão mais acentuada do traçador na camada de meio suporte e tubulações.

As investigações dos efeitos de dispersão puderam, ainda, serem concebidas de acordo com o índice de dispersão de Morrill – MDI. Este índice não tem funcionalidade para os FLDs intermitentes, pois ele é calculado em razão de tempos de saída de quantidades de traçador. No entanto, o MDI modificado – MDI_m (LYNN *et al.*, 2013) é capaz de dar respostas satisfatórias para modelos com operação intermitente e vazão variável. Na Tabela 5-7 se apresentam os

valores de MDI e MDI_m para os FLDs contínuos e intermitentes estudados. Os FLDs contínuos possuem mesmo resultado para MDI e MDI_m.

Tabela 5-7 – Índices de dispersão de Morrill – MDI e Índices de dispersão de Morrill modificado – MDI_m obtidos após ensaio de traçador com os protótipos de FLDs.

FLD	MDI	MDI _m
FC	1,78 ± 0,06	1,78 ± 0,06
FCS	1,67 ± 0,11	1,68 ± 0,11
FI	-	2,21 ± 0,04
FIS	-	2,38 ± 0,03

Fonte: o autor. FLD – filtro lento domiciliar; FC – FLD contínuo com boia; FCS – FLD contínuo sem boia; FI – FLD intermitente com boia; FIS – FLD intermitente sem boia.

Os resultados apresentados na Tabela 5-7 são próximos aos encontrados na literatura. Elliott *et al.* (2008) obtiveram MDI próximos a 1,3 em FLD com vazão que foi mantida constante para realizar o ensaio com traçador. A geometria interna de todos FLDs desta tese é de mesma proposta, de forma que o resultado de MDI do FCS poderia ser utilizado para caracterizar o escoamento dos FLDs intermitentes, segundo critério adotado por Elliott *et al.* (2008). Entretanto, os resultados de MDI_m são mais adequados para essa análise. Lynn *et al.* (2013) encontraram valores de MDI_m entre 2,86 e 3,01 durante a operação de FLD intermitente. A diferença destes resultados com os da Tabela 5-7 são explicados por variáveis como taxas de filtração superiores às do trabalho de Lynn *et al.* (2013).

O FC apresentou valor mais elevado de MDI em comparação ao FCS por conta de sua geometria. Este filtro operava com registro fechado na saída. Este registro promove o acúmulo de água em um suporte de 600 mL (concebido para futuras adaptações ao filtro como adição de material adsorvente). A zona da saída do FC é, portanto, mais uma região de ocorrência de difusão de traçador. Por esse motivo, o tempo para que 90% do traçador saísse do filtro foi bem superior ao do FCS.

Segundo Tchobanoglous e Stensel (2003), o valor 1,00 de MDI indica um reator pistonado ideal e 22,00 é referente a um reator de mistura completa. Os resultados desta tese e de outros trabalhos (BRADLEY *et al.*, 2011; LYNN *et al.*, 2013; YOUNG-ROJANSCHI e MADRAMOOTOO, 2015) apontam para o escoamento próximo ao fluxo em pistão nos FLDs.

5.2.2. DETERMINAÇÃO DE CURVAS DTR E TEMPO MÉDIO DE RESIDÊNCIA EM FLDs CONTÍNUOS

O segundo objetivo da realização dos ensaios hidrodinâmicos foi a obtenção do tempo médio de residência (ou de detenção hidráulica) de um elemento fluido nos FLDs contínuos. Para essa etapa, realizaram-se as sequências apontadas nas equações 4, 5 e 6 (*Coleta e tratamento de dados dos ensaios hidrodinâmicos*). Na Figura 5-6 é apresentada a curva F para os quatro FLDs. Não faz sentido a expressão de tempo de detenção hidráulica em sistemas descontínuos (FI e FIS). No entanto, no presente ensaio, estabeleceram-se alimentações sucessivas (taxa declinante até vazão desprezível com sucessiva nova alimentação) com o intuito de gerar curvas DTR, o que pode dar melhor entendimento do escoamento neste tipo de operação.

A curva DTR é obtida pela diferenciação da curva F (Equação 5). A curva DTR para os quatro FLDs é apresentada na Figura 5-7. Observou-se que os filtros intermitentes (FI e FIS) possuíam pico mais elevado e saída mais precoce de traçador em relação ao tempo. Tal fato se deu pela elevada taxa de filtração inicial dos dois filtros, muito superior às dos FLDs contínuos.

Para o FC o tempo médio de residência obtido foi de $991,34 \pm 8,14$ min (16h31min) e para o FCS $876,08 \pm 20,98$ min (14h36min) (equações 4, 5 e 6). O volume adicional que o FC possui na zona de entrada e saída fez com que o tempo médio de residência neste filtro fosse aproximadamente 2 horas superior ao tempo do FCS.

Em taxa de filtração de $1,22 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ Freitas (2017) encontrou o tempo médio de residência de 350 ± 22 min e Terin (2017) de 417 ± 32 min. As duas pesquisas utilizaram FLD de igual geometria à da tese. O trabalho de Young-Rojanschi e Madramootoo (2014) não considerou o cálculo do tempo médio de residência para a operação no fluxo contínuo.

Figura 5-6 – Curva F (normalização da curva Concentração de traçador x tempo)
(a) filtro lento domiciliar – FLD intermitente com boia (FI); (b) FLD intermitente sem boia (FIS); (c) FLD contínuo com boia (FC); (d) FLD contínuo sem boia (FCS)

Fonte: o autor.

Figura 5-7 – Curva E (distribuição do tempo de residência) (a) filtro lento domiciliar – FLD intermitente com boia (FI); (b) FLD intermitente sem boia (FIS); (c) FLD contínuo com boia (FC); (d) FLD contínuo sem boia (FCS)

Fonte: o autor.

5.2.3. MODELAGEM DO ESCOAMENTO NOS FLDs CONTÍNUOS

Os ensaios hidrodinâmicos permitiram, ainda, a realização da modelagem do escoamento baseada em extremos de idealidade. Empregaram-se modelos uniparmétricos baseados em: dispersão do fluxo em pistão (dispersão de baixa intensidade e alta intensidade) e compartimentos de mistura perfeita (modelo de n reatores de mistura completa – N-CSTR).

Nesta etapa, FLDs de operação intermitente não foram considerados. Os modelos gerados não têm aplicação para reatores ou filtros descontínuos. Os modelos obtidos para caracterização do escoamento no FC são apresentados na Figura 5-8. Entre todas as medidas, o modelo que apresentou melhor ajuste, segundo a correlação de Pearson, foi o de N-CSTR, embora não tenha havido diferença estatisticamente significativa entre os ajustes (teste Kruskal-Wallis ao nível de significância de 5%). Na Figura 5-8 também são apresentados os valores de parâmetros de cada modelo, de acordo com as equações 10 a 15.

Os modelos hidrodinâmicos que caracterizam o escoamento no FCS são apresentados na Figura 5-9. Da mesma forma que na análise anterior, não houve diferença estatisticamente significativa entre os três modelos (teste Kruskal-Wallis ao nível de significância de 5%).

Figura 5-8 - Modelos hidrodinâmicos com base em extremos de idealidade de escoamento para filtro lento domiciliar contínuo com boia (FC)

Fonte: o autor.

Nas figuras mostra-se que o modelo de N-CSTR é mais preciso na localização temporal dos picos de saída do traçador. Por outro lado, o modelo de dispersão de alta intensidade conseguiu melhor aproximação da magnitude do pico, no entanto, sempre com posicionamento atrasado.

Quanto maior o n do modelo N-CSTR mais próximo ao escoamento pistonado o reator se encontra. No presente estudo o FC apresentou valor de n 12,66 ($\pm 1,69$) e o FCS apresentou valor de n 43,33 ($\pm 22,48$). Esses valores indicam que o FCS possui escoamento mais próximo ao pistonado. Esse resultado era esperado, uma vez que o FC possui maiores volumes de água sem contato com meio filtrante (Figura 5-3).

Figura 5-9 – Modelos hidrodinâmicos com base em extremos de idealidade de escoamento para filtro lento domiciliar contínuo sem boia (FCS)

Fonte: o autor.

Em taxa de filtração de $1,22 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ Freitas (2017) encontrou valor de n de 11 ± 8 para modelo de igual geometria a de FC. Apesar das diferenças entre as taxas de filtração, a modelagem da presente tese e de Freitas (2017) encontraram valores próximos do parâmetro n , o que indicou similaridade dos FLDs em relação à proximidade do escoamento pistonado. Os artigos consultados com pesquisas de FLDs não apresentaram estudo de modelos baseados em extremos de idealidade.

5.3. ÁGUA DE ESTUDO DAS FASES 1 E 2

As características das águas de estudo desta tese são apresentadas na Tabela 5-8, para a Fase 1, e na Tabela 5-9, para a Fase 2. Nas duas fases se evidenciaram baixos valores de carbono orgânico total (COT), em especial na primeira. O baixo valor de COT na água afluyente aos FLDs foi desejado neste estudo visando avaliar o amadurecimento dos filtros nesta condição

extrema. A investigação dessa condição é especialmente importante porque a água subterrânea é fonte mais comumente reportada de afluente às instalações de FLD (NGAI *et al.*, 2014).

Tabela 5-8 – Características da água de estudo da Fase 1 (água subterrânea + caulinita)

	AE contínuo	AE intermitente _{16h}	AE intermitente _{8h}
Cor aparente (uH)	14,75 ± 6,15 (n=61)	17,70 ± 9,75 (n=63)	16,19 ± 4,45 (n=51)
pH	7,47 ± 0,27 (n=79)	7,43 ± 0,30 (n=84)	7,37 ± 0,32 (n=74)
Turbidez (NTU)	11,75 ± 5,87 (n=83)	10,92 ± 5,02 (n=85)	11,07 ± 4,45 (n=85)
COT (mg L ⁻¹)	0,29 ± 0,15 (n=6)	0,64 ± 0,28 (n=6)	NR
Absorbância _{254 nm} (cm ⁻¹)	0,005 ± 0,003 (n=5)	0,005 ± 0,001 (n=5)	NR
CE (µS cm ⁻¹)	49,38 ± 2,07 (n=83)	49,04 ± 2,82 (n=83)	49,17 ± 1,88 (n=74)
<i>Escherichia coli</i> (UFC 100 mL ⁻¹)	3.969 ± 4.184 (n=21)	5.021 ± 6.765 (n=19)	5.053 ± 6467 (n=16)
Temperatura (°C)	27,3 (n=78)	27,3 (n=78)	23,5 (n=80)

Fonte: o autor. AE: água de estudo; 16h e 8h: tempo total de retenção da água nos filtros intermitentes considerado; CE: condutividade elétrica; n= número de medidas consideradas; NR: medida não realizada

No entanto, diversas pesquisas publicadas têm utilizado águas afluentes com maior concentração de COT, entre 5 e 12 mg L⁻¹, oriunda de fonte natural (YOUNG-ROJANSCHI e MADRAMOOTOO, 2015; NAPOTNIK *et al.*, 2017) ou por adição de fração de esgoto à água afluente (KENNEDY *et al.*, 2013; LYNN *et al.*, 2013; NAIR *et al.*, 2014; ELLIOTT *et al.*, 2015; TUNDIA *et al.*, 2016). A prática de incremento de nutrientes tem como justificativas simular presença de esgoto em mananciais típicos de países em desenvolvimento, e acelerar o processo de amadurecimento dos filtros (ELLIOTT *et al.*, 2008).

A cor aparente da água da Fase 1 foi causada unicamente pela adição de caulinita, por esse motivo não houve medida de cor verdadeira, aquela medida após remoção de turbidez, por filtração em membrana (APHA, AWWA e WEF, 2012). A absorbância em 254 nm é uma variável substituta para COT e precursores de trihalometanos (EDZWALD *et al.*, 1985). A luz UV no comprimento 254 nm é absorvida por compostos orgânicos com estrutura aromática ou com ligações duplas, características de substâncias húmicas (EDZWALD e TOBIASON, 2011). Dessa forma, a água da Fase 1 apresentou valores absorbância em 254 nm no limite de detecção pelo método APHA, AWWA e WEF (2012), o que evidenciou o nível mínimo de matéria orgânica dissolvida nessa água.

Tabela 5-9 – Características da água de estudo da Fase 2 (água natural proveniente do córrego Monjolinho)

	AE contínuo e AE intermitente 16h	AE intermitente 8h
Cor aparente (uH)	53,49 ± 20,42 (n=85)	46,98 ± 16,93 (n=72)
Cor verdadeira (uH)	31,46 ± 5,96 (n=9)	NR
pH	7,10 ± 0,28 (n=84)	7,37 ± 0,28 (n=73)
Turbidez (NTU)	13,17 ± 6,18 (n=93)	10,09 ± 4,16 (n=80)
Carbono Orgânico Total (mg L ⁻¹)	1,55 ± 0,64 (n=16)	NR
Absorbância 254 nm (cm ⁻¹)	0,089 ± 0,029 (n=14)	NR
Condutividade Elétrica (µS cm ⁻¹)	45,90 ± 5,93 (n=78)	45,88 ± 5,60 (n=70)
<i>Escherichia coli</i> (UFC 100 mL ⁻¹)	771±822 (n=27)	356 ± 375 (n=25)
Coliformes totais (UFC 100 mL ⁻¹)	11.800 ± 4.567 (n=27)	8.500 ± 5.087 (n=26)
N-NO ₃ ⁻ (mg L ⁻¹)	0,686 ± 0,191 (n=10)	NR
Oxigênio Dissolvido (mg L ⁻¹)	7,18 ± 0,46 (n=22)	NR
Temperatura (°C)	27,6 ± 2,1 (n=100)	24,4 ± 1,7 (n=97)

Fonte: o autor. AE: água de estudo; 16h e 8h: tempo total de retenção da água nos filtros intermitentes considerado; n= número de medidas consideradas; NR: medida não realizada

A água da Fase 2 apresentou absorvância maior de luz UV 254 nm, em comparação à Fase 1, e, dessa forma, possuiu cor verdadeira. Os valores dessa absorvância na Fase 2 são inferiores a outros reportados na literatura de operação de FLDs, entre 0,10 e 0,29 cm⁻¹ (LYNN *et al.*, 2013; MAENG *et al.*, 2016).

Na Fase 1 (Tabela 5-8) se observou alto desvio padrão na contagem de *E. coli*. O fato foi devido ao aleatório crescimento das colônias por incubação em caldo nutriente no dia anterior aos testes, com detecção dessa concentração inoculada 24 h após a mistura com a água afluenta ao filtro. Na Fase 2 também houve considerável variação na contagem dos dois grupos de bactérias, que se deu por alterações naturais da água captada no manancial Monjolinho.

A concentração de alguns metais foi medida na água de estudo da Fase 2 (Tabela 5-10), a fim de se observar possíveis interferentes em métodos como o de medição de oxigênio dissolvido (Winkler) e de detecção de cloro. As concentrações medidas não foram interferentes aos métodos.

Tabela 5-10 - Concentração de metais dissolvidos da água de estudo da Fase 2 (água do córrego Monjolinho)

Metal	Concentração medida
Cádmio (mg Cd L ⁻¹)	0,005
Chumbo (mg Pb L ⁻¹)	0,05
Cobre (mg Cu L ⁻¹)	<0,003
Cromo (mg Cr L ⁻¹)	<0,005
Ferro (mg Fe L ⁻¹)	1,848

Tabela 5 10 (cont) - Concentração de metais da água de estudo da Fase 2 (água natural proveniente do córrego Monjolinho)

Metal	Concentração medida
Manganês (mg Mn L ⁻¹)	0,071
Níquel (mg Ni L ⁻¹)	0,008
Zinco (mg Zn L ⁻¹)	0,058

Fonte: o autor.

5.4. AVALIAÇÃO DA PERDA DE CARGA DOS FLDS DAS FASES 1 E 2

O avanço das carreiras de filtração é acompanhado da retenção de impurezas no meio filtrante e consequente aumento da perda de carga. Os FLDS intermitentes apresentam, também, declínio na taxa de filtração, proporcional ao aumento da perda de carga. Na Figura 5-10 apresentam-se as taxas máximas de filtração de FI e FIS, na Fase 1. Para a Fase 2, as taxas máximas de filtração de FI e FIA são apresentadas na Figura 5-11.

Distintas amplitudes das taxas máximas de filtração foram observadas entre FI e FIS na Fase 1 (Figura 5-10). Este fato aconteceu pelas diferenças nos níveis máximos de água acima do meio filtrante nas duas unidades (Figura 4-7). Em FIS o nível máximo da água atingia até 34 cm acima da zona de água estacionária e sua taxa de filtração máxima esteve próxima a 9 m³ m⁻² d⁻¹. Em FI o nível máximo mantinha-se constante em 10 cm acima da zona de água estacionária, enquanto houvesse água no reservatório acima da boia. Nessa unidade a taxa máxima de filtração esteve próxima a 5 m³ m² d⁻¹. O limite de 9,6 m³ m⁻² d⁻¹ (CAWST, 2012) foi respeitado em FI e FIS.

Na Fase 2 FI e FIA possuíam igual geometria, com boia controladora de nível máximo. Entretanto, FI apresentou, em **média**, maior taxa de filtração máxima no início das carreiras em comparação a FIA (Figura 5-11). Nesse último, a adição do acelerador de amadurecimento resultava em diminuição da taxa de filtração por parcial colmatção do meio filtrante.

Figura 5-10 – Taxa de filtração em função do tempo de operação em filtros lentos domiciliares intermitentes (a) com boia (FI) e (b) sem boia (FIS) na Fase 1 (água subterrânea + caulinita)

Fonte: o autor

Figura 5-11 – Taxa de filtração em função do tempo de operação em filtros lentos domiciliares intermitentes (a) com boia em sem acelerador de amadurecimento (FI) e (b) com boia e com acelerador de amadurecimento (FIA) na Fase 2 (água natural)

Fonte: o autor

Outras pesquisas avaliaram taxas de filtração máximas entre 21,6 e 2,4 $\text{m}^3 \text{m}^{-2} \text{d}^{-1}$ (STAUBER *et al.*, 2006; JENKINS *et al.*, 2011; YOUNG-ROJANSCHI e MADRAMOOTOO,

2014). O decaimento da taxa de filtração ao longo da operação se relaciona à melhoria do FLD na redução de microrganismos (STAUBER *et al.*, 2006; ELLIOTT *et al.*, 2008; AHAMMED e DAVRA, 2011; AHAMMED *et al.*, 2014; NAPOTNIK e JELLISON, 2014; ELLIOTT *et al.*, 2015). Por exemplo, na pesquisa de Elliott *et al.* (2008) a eficiência de redução de *E. coli* aumentou de 1,20 log, quando a taxa de filtração máxima era $7,2 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, para 3,50 log, ao fim da carreira de filtração (taxa de filtração máxima de $2,4 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$).

No entanto, se a queda da taxa de filtração for acentuada, o FLD precisa ter sua operação interrompida para efetuar a limpeza e isso pode acontecer após curtos períodos, como no FIS em comparação a FI (Figura 5-10). O reinício da carreira de filtração está associado à queda de eficiência da unidade (SINGER *et al.*, 2017), portanto, deseja-se que o filtro tenha carreiras de filtração prolongadas.

Na Fase 1 as melhores eficiências para redução de *E. coli* em FI ocorreram quando a taxa de filtração máxima se encontrou próximo a $1 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ e em FIS com valores de $3 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$. Na Fase 2 FI demonstrou sua melhor eficiência em redução de bactérias com taxa de filtração de $1,63 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, e FIA com $1,26 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$.

As carreiras de filtração em experimentos com FLDs possuem registros de duração entre 50 dias (ELLIOTT *et al.*, 2008) e 86 dias (NAIR *et al.*, 2014). Durante a Fase 1, FIS apresentou carreiras com durações de 9 a 32 dias (média 24 ± 10 dias), valores inferiores aos da literatura e a de FI, que apresentou duas carreiras, com durações de 84 e 85 dias. Por outro lado, na Fase 2, FI apresentou carreiras com durações de 15 a 49 dias (média 28 ± 11 dias) e FIA de 8 a 33 dias (média 18 ± 9 dias).

Menores durações das carreiras de filtração em FIA em relação a FI (Fase 2) eram previstas por ter havido uso de acelerador de amadurecimento, no entanto, não houve diferença estatística ($p = 0,140$). Fatores como especificações da areia, espessura do meio filtrante, volume diário filtrado e qualidade da água afluenta podem explicar variações nas carreiras de filtração de diferentes pesquisas com FLDs intermitentes.

Os FLDs contínuos tiveram carreiras de filtração com duração de 84 e 85 dias na Fase 1. Na Fase 2, FC apresentou carreiras de 49 a 76 dias (média 60 ± 14 dias) e FCA de 14 a 41 dias (média de 33 ± 13). A diferença de duração das carreiras foi significativa estatisticamente ($p = 0,049$), portanto o uso de acelerador de amadurecimento diminuiu a duração das carreiras de filtração nos FLDs contínuos.

No presente estudo os FLDs contínuos trabalharam com taxa de filtração constante que, dessa forma, não pôde ser utilizada como indicativa de perda de carga nessas unidades. Contudo, a leitura de piezômetros instalados ao longo da espessura dos leitos filtrantes

possibilitou o acompanhamento da perda de carga em todos os FLDs. Para facilitar a o estudo, utilizou-se a razão entre a perda de carga (Δh) e espessura do meio filtrante (L) na exposição dos resultados. A evolução dessa razão considerando 52 cm meio filtrante é apresentada na Figura 5-12, para os FLDs na Fase 1, e Figura 5-13 para os FLDs na Fase 2.

Figura 5-12 – Perda de carga entre primeiro e último piezômetro (Δh) dividida pela espessura do meio filtrante até o último piezômetro ($L=52$ cm) em filtro lento domiciliar: (a) intermitente com boia (FI); (b) intermitente sem boia (FIS); (c) contínuo com boia (FC); e (d) contínuo sem boia (FCS); em água subterrânea + caulinita (Fase 1)

Fonte: o autor

A perda de carga em todo meio filtrante de FI foi quase três vezes superior à de FIC, FC e FCC (Figura 5-12). O fato deveu-se, inicialmente, às maiores taxas de filtração, resultado da carga hidráulica disponível de 34 cm acima do nível estacionário logo após ser adicionada à unidade. Além disso, com o avanço das carreiras de filtração se observou rearranjo dos grãos mais finos no topo do meio filtrante com obstrução dos poros. Em consequência da elevada

perda de carga, as carreiras de filtração em FI eram curtas. Os outros filtros tiveram valores compatíveis entre si de perda de carga dividida por espessura de meio filtrante e não houve diferença de duração das carreiras de filtração entre eles.

Figura 5-13 – Perda de carga entre primeiro e último piezômetro (Δh) dividida pela espessura do meio filtrante até o último piezômetro ($L=52$ cm) em filtro lento domiciliar: (a) intermitente com boia (FI); (b) intermitente com boia e acelerador de amadurecimento (FIA); (c) contínuo com boia (FC); e (d) contínuo com boia e acelerador de amadurecimento (FCA); em água natural (Fase 2)

Fonte: o autor.

Na Fase 1 os filtros intermitentes FI (Figura 5-12a) e FIS (Figura 5-12b) apresentaram poucas alterações nas leituras dos últimos piezômetros. De forma diferente, os FLDs contínuos apresentaram progressão de perda de carga com respostas no último piezômetro ao longo das carreiras de filtração (Figura 5-12c, para FC e Figura 5-12d, para FCS). Na Fase 2 apenas o FIA

não apresentou alteração nas leituras do último piezômetro ao longo do tempo de estudo (Figura 5-13b).

Em FIS, na Fase 1, a perda de carga até a espessura de 52 cm de leito filtrante se manteve próxima a 31 cm. Na mesma fase, a perda de carga em FI até o mesmo ponto esteve ao redor de 10 cm. Na Fase 2, FIA apresentou perda de carga próxima a 16 cm e FI apresentou variações entre 5 cm e 13 cm. Em FLD intermitente de Campos e Outhwaite (2014) a perda de carga total variou de 6 a 10,4 cm, em meio filtrante de 40 cm, D_{10} 0,18 mm e CU 1,65.

Em relação aos FLDs contínuos, na Fase 1 a perda de carga total em FC e FCS variou de 2,6 cm a 10,5 cm. Na Fase 2 FC apresentou a mesma variação, no entanto FCA apresentou menor variação, entre 3,6 cm e 9 cm. Young-Rojanschi e Madramootoo (2014) não observaram mudanças significativas em leituras de piezômetros de filtros contínuos, possivelmente por adoção de menores taxas de filtração ($0,24 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) e por menor tempo de operação (58 dias) em comparação aos da presente pesquisa, além de diferente especificação de meio filtrante (D_{10} 0,17 mm e CU 2,06).

As perdas de carga com leitura nos últimos piezômetros não apresentaram ideia clara da evolução da carreira de filtração nos filtros intermitentes. Por outro lado, os primeiros centímetros do leito filtrante apresentaram melhor a dinâmica da retenção de impurezas e duração das carreiras de filtração. A perda de carga dividida pela espessura do meio filtrante nos primeiros 2 cm é demonstrada na Figura 5-14, para os FLDs da Fase 1.

Os valores apresentados na Figura 5-14 demonstram que a perda de carga se concentra no topo do meio filtrante nos FLDs. Na Fase 1, a cobertura da camada de areia por manta não tecida nos modelos FI, FC e FCS preveniu o rearranjo dos grãos mais finos no topo do meio filtrante que foi observada em FIS.

No início da operação FI apresentou valor de $\Delta h \text{ L}^{-1}$ nos primeiros 2 cm superior ao de FIS. Esse fato é devido a presença da manta em FI, cuja porosidade oferecia resistência à passagem da água em um primeiro momento. No entanto, a ocorrência de rearranjo de grãos muito finos no topo do meio filtrante no FIS gerou altos valores de perda de carga, que apresentou como efeito a curta duração das carreiras de filtração nesse filtro.

A evolução de $\Delta h \text{ L}^{-1}$ nos primeiros 2 cm para os FLDs da Fase 2 é apresentada na Figura 5-15. Em FIA e FCA ocorreram perdas de meio filtrante nas manutenções e por isso não foram notadas mudanças importantes de perda de carga a partir do dia 170 em FIA (Figura 5-15b) e a partir do dia 125 em FCA (Figura 5-15d).

Figura 5-14 – Perda de carga entre primeiro e segundo piezômetro (Δh) dividida pela espessura do meio filtrante até o segundo piezômetro ($L=2$ cm) em filtro lento domiciliar: (a) intermitente com boia (FI); (b) intermitente sem boia (FIS); (c) contínuo com boia (FC); e (d) contínuo sem boia (FCS); em água subterrânea + caulinita (Fase 1)

Fonte: o autor.

Para minimizar o efeito da perda de meio filtrante na interpretação da retenção de impurezas, apresenta-se na Figura 5-16 a perda de carga até 12 cm de leito filtrante, dividida pela espessura considerada nos FLDs da Fase 2. Os valores dessa Figura são inferiores aos da Figura 5-15, pois o desenvolvimento da *schmutzdecke* e obstrução dos poros ocorrem, em sua maior parte, nos primeiros centímetros. No entanto, é possível observar nos primeiros 12 cm o efeito da manutenção sobre a perda de carga nesse local.

Os altos valores de perda de carga no topo são explicados por a retenção de impurezas ser predominante nessa região e auxiliada pela presença da manta em FI, FC e FCS na Fase 1, e em todas as unidades na Fase 2. Em FIS, na Fase 1, a ausência da manta gerou o efeito de ainda maior no topo, pelo ocorrido rearranjo dos grãos muito finos no topo do meio filtrante.

Figura 5-15 – Perda de carga entre primeiro e segundo piezômetro (Δh) dividida pela espessura do meio filtrante até o segundo piezômetro ($L=2$ cm) em filtro lento domiciliar: (a) intermitente com boia (FI); (b) intermitente com boia e acelerador de amadurecimento (FIA); (c) contínuo com boia (FC); e (d) contínuo com boia e acelerador de amadurecimento (FCA); em água natural (Fase 2)

Fonte: o autor

O outro fator que gera maior perda de carga no topo é a estratificação do meio filtrante, que ocorre no momento da montagem do filtro se a água for adicionada antes da areia, conforme feito na presente pesquisa. Essa constatação foi confirmada por Young-Rojanschi e Madramootoo (2015), que observaram estratificação do meio filtrante em coluna de acrílico com disposição de água também anterior ao leito filtrante. A região com grãos mais finos apresenta maior perda de carga em comparação àquelas com grãos mais espessos.

Figura 5-16 – Perda de carga entre primeiro e terceiro piezômetro (Δh) dividida pela espessura do meio filtrante até o terceiro piezômetro ($L=12$ cm) em filtro lento domiciliar: (a) intermitente com boia (FI); (b) intermitente com boia e acelerador de amadurecimento (FIA); (c) contínuo com boia (FC); e (d) contínuo com boia e acelerador de amadurecimento (FCA); em água natural (Fase 2)

Fonte: o autor

A dinâmica da perda de carga dividida por espessura de leito filtrante em cada subcamada Fase 1 é apresentada para FI, FIS, FC e FCS respectivamente na Figura 5-17, Figura 5-18, Figura 5-19 e Figura 5-20. Para a Fase 2, a variável é apresentada para FI, FIA, FC e FCA, respectivamente nas Figura 5-21, Figura 5-22, Figura 5-23, e Figura 5-24. Essas figuras demonstram o protagonismo dos primeiros centímetros da camada de areia na retenção de impurezas.

Figura 5-17 – Perda de carga (Δh) dividida por espessura de meio filtrante (L) em subcamadas de filtro lento domiciliar intermitente com boia (FI) em água subterrânea + caulinita (Fase 1)

Fonte: o autor.

Figura 5-18 – Perda de carga (Δh) dividida por espessura de meio filtrante (L) em subcamadas de filtro lento domiciliar intermitente sem boia (FIA) em água subterrânea + caulinita (Fase 1)

Fonte: o autor.

Figura 5-19 – Perda de carga (Δh) dividida por espessura de meio filtrante (L) em subcamadas de filtro lento domiciliar contínuo com boia (FC) em água subterrânea + caulinita (Fase 1)

Fonte: o autor.

Figura 5-20 – Perda de carga dividida (Δh) por espessura de meio filtrante (L) em subcamadas de filtro lento domiciliar contínuo sem boia (FCS) em água subterrânea + caulinita (Fase 1)

Fonte: o autor

Figura 5-21 – Perda de carga (Δh) dividida por espessura de meio filtrante (L) em subcamadas de filtro lento domiciliar intermitente com boia (FI) em água natural (Fase 2)

Fonte: o autor

Figura 5-22 – Perda de carga (Δh) dividida por espessura de meio filtrante (L) em subcamadas de filtro lento domiciliar intermitente com boia e acelerador de amadurecimento (FIA) em água natural (Fase 2)

Fonte: o autor

Figura 5-23 – Perda de carga (Δh) dividida por espessura de meio filtrante (L) em subcamadas de filtro lento domiciliar contínuo com boia (FC) em água natural (Fase 2)

Fonte: o autor

Figura 5-24 – Perda de carga (Δh) dividida por espessura de meio filtrante (L) em subcamadas de filtro lento domiciliar contínuo com boia e acelerador de amadurecimento (FCA) em água natural (Fase 2)

Fonte: o autor

As camadas inferiores apresentaram decréscimo do valor da perda de carga dividida por espessura considerada em FLDs intermitentes. O escoamento encontrava menos resistência nas camadas inferiores e a diminuição da taxa de filtração, causada pela retenção de impurezas no topo, resultou em menores perdas de carga na região.

Nos filtros contínuos houve tendência de pouca alteração do valor da variável em camadas abaixo de 12 cm ao longo das carreiras de filtração. A perda de carga não estava sujeita às variações de taxas de filtração nessas unidades. Os valores encontrados de perda de carga em camadas inferiores de FLDs intermitentes e contínuos provavelmente são inerentes do meio filtrante limpo, com a função de reter de impurezas sendo responsabilidade pelo topo do meio filtrante.

A perda de meio filtrante constatada em FIA e FCA pode ser observada pelo incremento da leitura no terceiro piezômetro, correspondente à camada de 2 a 12 cm, respectivamente na Figura 5-22 e Figura 5-24.

A análise da perda de carga em diferentes camadas pode auxiliar a tomada de decisão a respeito da diminuição da espessura do leito filtrante em FLDs. Em modelos intermitentes essa redução implica em diminuir o volume de vazios e a capacidade de armazenamento de água do FLD em período de pausa. Por outro lado, em FLDs contínuos a redução de espessura pode ser vantajosa do ponto de vista econômico e operacional, com potencial manutenção de eficiências.

Apresentações gráficas alternativas da perda de carga estão presentes no APÊNDICE 3 desta tese.

5.5. AVALIAÇÃO DA REMOÇÃO DE TURBIDEZ DOS FLDs DA FASE 1 E 2

O acompanhamento da turbidez remanescente dos FLDs intermitentes ao longo de toda operação da Fase 1 é apresentado na Figura 5-25, para 16 h de TR, e na Figura 5-26, para 8 h de TR. Nessas figuras também se apresentam os valores de turbidez afluente aos filtros. A turbidez afluente sofreu consideráveis alterações, com média $10,99 \pm 5,07$ NTU, para a afluente ao período de 16 h de TR e média $12,71 \pm 9,72$ NTU, para a afluente às 8 h de TR. As alterações são devidas ao sistema de homogeneização da água de estudo, por recirculação com bombas submersíveis e acúmulo de material no fundo do reservatório.

Figura 5-25 – Turbidez em água de estudo (água subterrânea + caulinita) e filtro lento domiciliar intermitente com boia (FI) e sem boia (FIS) em tempo total de retenção da água no filtro de 16 horas (Fase 1)

Fonte: o autor

Figura 5-26 – Turbidez em água de estudo (água subterrânea + caulinita) e filtro lento domiciliar intermitente com boia (FI) e sem boia (FIS) em tempo total de retenção da água no filtro de 8 horas (Fase 1)

Fonte: o autor

Para a Fase 2, a turbidez remanescente dos filtros intermitentes se apresenta na Figura 5-27, para 16 h de TR, e Figura 5-28, para 8 h de TR. Nessa fase, o filtro com acelerador de amadurecimento iniciou-se com atraso de 49 dias em relação ao sem acelerador. O fato se deveu à troca do produto utilizado para o amadurecimento, o pó do cacto *Opuntia cochenillifera* foi usado a partir desse ponto. Os valores médios de turbidez para TR de 16h e 8h foram, respectivamente, $13,16 \pm 6,21$ NTU e $10,09 \pm 4,15$ NTU.

As manutenções do topo do meio filtrante são acompanhadas de aumento na turbidez remanescente dos FLDs. Nesse contexto, a Figura 5-25 e a Figura 5-26 mostram que FI se mostrou mais estável quanto à remoção de turbidez em comparação ao FIS, devido à maior ocorrência de manutenções no último.

Figura 5-27 – Turbidez em água de estudo (água natural) e em filtros lentos domiciliares intermitente com boia, sem (FI) e com acelerador (FIA) de amadurecimento, em tempo total de retenção da água no filtro de 16 horas (Fase 2)

Fonte: o autor

Os valores médios de turbidez remanescente e de remoção dessa variável ao longo de três períodos e em toda operação da Fase 1 e 2 são apresentados na Tabela 5-11. FI e FIS apresentaram igual remoção de turbidez em 16h de TR nos primeiros 25 dias da Fase 1. Entretanto, devido às manutenções ocorridas em FIS, entre 26 e 80 dias de operação FI apresentou menor turbidez remanescente em comparação ao primeiro para o TR de 16 h ($p=0,045$) e 8 h ($p=0,005$). Após o 80º dia não houve diferença entre a turbidez remanescente de FI e FIS, nos dois TRs (para, 16 h $p=0,831$ e para 8 h, $p=0,847$). Apesar da ocorrência de

duas manutenções em FIS após o dia 80, esse FLD atingiu maior resiliência contra o efeito dessa perturbação sobre a turbidez. Considerando toda operação, não houve diferença para TR de 16 h ($p=0,208$), com menor valor da variável para FI em TR de 8h ($p=0,041$).

Figura 5-28 – Turbidez em água de estudo (água natural) e em filtros lentos domiciliares intermitente com boia, sem (FI) e com acelerador (FIA) de amadurecimento, em tempo total de retenção da água no filtro de 8 horas (Fase 2)

Fonte: o autor

Na Fase 2 o uso de acelerador de amadurecimento melhorou a eficiência de remoção de turbidez para os filtros intermitentes. Houve diferença significativa de turbidez remanescente e de remoção considerando todo o tempo de operação para esses filtros. Embora tenha havido melhoria de eficiência em FIA ($p<0,001$), os filtros intermitentes da Fase 2 não geraram águas com turbidez média inferior a 1 NTU nos períodos considerados na Tabela 5-11.

A eficiência de remoção de turbidez da água natural (Fase 2) nos filtros intermitentes foi inferior à da água de poço acrescida de caulinita (Fase 1), conforme as Figuras 4-25 a 4-28 e Tabela 5-11. O valor máximo de turbidez aceitável pela OMS é de 5,0 NTU (WHO, 2017), com a recomendação de até 1,0 NTU para que a cloração seja efetiva. No Brasil, a Portaria de Consolidação Nº 5 de setembro de 2017 (Brasil, 2017b) estabelece, para filtração lenta, o valor máximo de turbidez de 1,0 NTU.

Tabela 5-11 – Turbidez remanescente média (T. rem.) e remoção de turbidez média (Remoç.) em filtros lentos domiciliares (FLD) na Fase 1 e 2

0 - 25 dias			26 – 80 dias		Após 80 dias		Toda operação	
	T. rem. (NTU)	Remoç.	T. rem. (NTU)	Remoç.	T. rem. (NTU)	Remoç.	T. rem. (NTU)	Remoç.
Fase 1 (168 dias) (média ± desvio padrão)								
FI _{16h}	1,43 ± 0,29	85% ± 4%	0,84 ± 0,48	92% ± 5%	0,71 ± 0,27	92% ± 4%	0,89 ± 0,44	91% ± 5%
FIS _{16h}	1,43 ± 0,44	85% ± 6%	1,27 ± 0,90	88% ± 8%	0,74 ± 0,36	92% ± 7%	1,04 ± 0,66	89% ± 7%
FI _{8h}	1,59 ± 0,55	86% ± 5%	0,92 ± 0,52	92% ± 5%	1,07 ± 0,41	90% ± 5%	1,13 ± 0,52	90% ± 5%
FIS _{8h}	1,73 ± 0,52	83% ± 5%	1,47 ± 0,61	87% ± 6%	1,11 ± 0,53	89% ± 6%	1,33 ± 0,60	88% ± 6%
FC	1,74 ± 0,30	82% ± 4%	1,04 ± 0,58	91% ± 5%	1,18 ± 1,20	89% ± 4%	1,24 ± 0,91	88% ± 5%
FCS	3,80 ± 1,57	61% ± 17%	1,21 ± 0,58	89% ± 8%	1,63 ± 0,98	83% ± 6%	1,90 ± 1,36	81% ± 14%
Fase 2 (204 dias para FI e FC, 155 dias para FIA e FCA) (média ± desvio padrão)								
FI _{16h}	4,72 ± 2,33	13% ± 56%	3,40 ± 2,25	75% ± 16%	2,10 ± 1,19	84% ± 10%	2,84 ± 1,96	72% ± 33%
FIA _{16h}	2,85 ± 2,12	79% ± 13%	1,83 ± 0,97	86% ± 8%	1,61 ± 1,22	87% ± 11%	1,93 ± 1,43	85% ± 11%
FI _{8h}	3,56 ± 0,91	46% ± 24%	3,51 ± 1,80	63% ± 22%	2,89 ± 2,23	69% ± 30%	3,17 ± 1,98	64% ± 28%
FIA _{8h}	2,60 ± 1,98	80% ± 13%	2,48 ± 1,52	85% ± 8%	1,86 ± 1,02	81% ± 8%	2,26 ± 1,74	78% ± 10
FC	2,68 ± 0,58	53% ± 12%	2,41± 1,45	81% ± 11%	1,26 ± 0,81	89% ± 10%	1,79 ± 1,19	82% ± 16%
FCA	2,89 ± 1,69	78% ± 11%	2,08 ± 0,93	84% ± 9%	1,06 ± 0,52	91% ± 9%	1,81 ± 1,26	85% ± 11%

Fonte: o autor. FI – FLD intermitente com boia; FIS – FLD intermitente sem boia; FC -FLD contínuo com boia; FCS – FLD contínuo sem boia; FIA – FLD intermitente com boia e acelerador de amadurecimento; FCA – FLD contínuo com boia e acelerador de amadurecimento; 16h e 8h – tempo total de retenção da água nos filtros intermitentes; em negrito, valores de turbidez remanescente média abaixo de 1 NTU.

Na Fase 1 os filtros intermitentes geraram águas com turbidez sempre abaixo de 5,0 NTU. Nessa fase FI e FIS apresentaram, respectivamente, 60% e 48% das amostras com turbidez abaixo de 1,0 NTU, considerando os 2 TRs, Na Fase 2, FI e FIA tiveram 12% e 6%, respectivamente, das amostras com turbidez acima de 5,0 NTU, considerando os 2 TRs; e ainda, 5% e 13%, respectivamente, de amostras com turbidez abaixo de 1 NTU.

As eficiências médias para a remoção de turbidez dos FLDs intermitentes na Fase 1 estiveram próximas às de Kennedy *et al.* (2013), que atingiram remoção inicial de 79% e final de 91%, e Ahammed e Davra (2011), com remoção média de 93%. Ambas as pesquisas citadas utilizaram acréscimo de esgoto na água de estudo, com objetivo de diminuir o tempo para que os filtros ficassem biologicamente maduros.

Na Fase 2 o FI apresentou eficiência média de remoção de turbidez próxima às encontradas por Frank *et al.* (2014) (75%). No entanto, estes autores observaram eficiência de remoção de 70% quando a turbidez da água de estudo foi inferior a 20 NTU, em água tratada desclorada e acrescida de esgoto bruto. A remoção de turbidez do FIA esteve próxima a encontrada em FLD intermitente de Young e Rojanschi (2014) (87%), que também utilizaram água natural, entretanto de uma fonte mais rica de nutrientes ($COT = 12 \text{ mg L}^{-1}$) em comparação à da Fase 2.

O TR de 16 h favoreceu a geração de águas com turbidez inferior estatisticamente às do TR de 8 h para FI ($p=0,004$) e FIS ($p<0,001$), na Fase 1, e para FIA ($p=0,008$), na Fase 2 (Tabela 5-12). No entanto, para o FI na Fase 2 não houve diferença estatística entre os valores de turbidez remanescente ($p=0,111$), embora a remoção da variável para este filtro tenha sido superior no TR de 16 h ($p<0,001$). A maior remoção de turbidez em TR de 16 h em comparação ao de 8 h em FI (Fase 2) é explicada por ter havido valores mais altos de turbidez afluente no primeiro.

Tabela 5-12 – Comparação* entre as medianas de turbidez remanescente dos filtros lentos domiciliares na Fase 1 e 2

Fase 1					
	FI _{16h}	FIS _{16h}	FI _{8h}	FIS _{8h}	FC
FIS _{16h}	FI _{16h} =FIS _{16h}				
FI _{8h}	FI _{16h} <FI _{8h}	FIS _{16h} =FI _{8h}			
FIS _{8h}	FI _{16h} <FIS _{8h}	FIS _{16h} <FIS _{8h}	FI _{8h} <FIS _{8h}		
FC	FI _{16h} <FC	FIS _{16h} <FC	FI _{8h} =FC	FIS _{8h} =FC	
FCS	FI _{16h} <FCS	FIS _{16h} <FCS	FI _{8h} <FCS	FIS _{8h} <FCS	FC<FCS
Fase 2					
	FI _{16h}	FIA _{16h}	FI _{8h}	FIA _{8h}	FC
FIA _{16h}	FI _{16h} >FIA _{16h}				
FI _{8h}	FI _{16h} =FI _{8h}	FIA _{16h} <FI _{8h}			
FIA _{8h}	FI _{16h} >FIA _{8h}	FIA _{16h} <FIA _{8h}	FI _{8h} >FIA _{8h}		
FC	FI _{16h} >FC	FIA _{16h} =FC	FI _{8h} >FC	FIA _{8h} >FC	
FCA	FI _{16h} >FCA	FIA _{16h} =FCA	FI _{8h} >FCA	FIA _{8h} =FCA	FC=FCA

Fonte: o autor.*Comparação estatística pelo teste de Kruskal-Wallis com 5% de significância e teste a posteriori de Mann-Whitney; Os sinais de desigualdade (“<” menor ou “>” maior) ou de igualdade (“=”) indicam, respectivamente, se o modelo de FLD apresentou ou não mediana da variável diferente estatisticamente do modelo comparado; FI e FIS: FLD intermitente com boia e sem boia, respectivamente, com 16 h de tempo de retenção no filtro; FCC: FLD contínuo com boia; FC: FLD contínuo sem boia.

Jenkins *et al.* (2011) encontraram melhoria de remoção de turbidez em TR de 16 h em comparação ao de 5 h. Os autores argumentaram que os processos biológicos e físico-químicos que ocorrem no leito filtrante precisam de tempo suficiente para limpar os espaços de poros e para adsorção de contaminantes no biofilme antes que a próxima dose de água seja adicionada.

Os valores de turbidez remanescente dos filtros contínuos na Fase 1 e 2 são apresentados, respectivamente, na Figura 5-29 e Figura 5-30. Na Fase 1, a mediana da eficiência em remoção de turbidez de FC foi superior à de FCS ($p < 0,001$) (Tabela 5-12). FCS apresentou maior demora na estabilização da variável nas duas carreiras de filtração estudadas, conforme maior diferença de valores de turbidez nos primeiros 25 dias de operação (Tabela 5-11).

Em relação aos valores de referência da OMS e legislação brasileira (BRASIL, 2017b), para a Fase 1, FC apresentou 40% de suas amostras com turbidez abaixo de 1,0 NTU e apenas 1 amostra (1%) com turbidez acima de 5,0 NTU (no dia seguinte a manutenção ocorrida). Em FCS, 21% das amostras estiveram abaixo de 1,0 NTU e duas amostras (2%) acima de 5,0 NTU (no primeiro dia de operação e após a manutenção).

Figura 5-29 – Turbidez em água de estudo (água subterrânea + caulinita) e em filtro lento domiciliar contínuo com boia (FC) e sem boia (FCS) (Fase 1)

Fonte: o autor

Figura 5-30 – Turbidez em água de estudo (água natural) e em filtro lento domiciliar com boia, sem (FC) e com acelerador de amadurecimento (FCA) (Fase 2)

Fonte: o autor

Na Fase 2 não houve diferença entre a mediana da turbidez remanescente de FC e FCA ao longo de todo estudo ($p=0,878$) (Tabela 5-12). A operação de FCA iniciou-se com atraso de 49 dias devido à substituição do produto utilizado para acelerar o amadurecimento do filtro. Observou-se maior remoção de turbidez no FCA em comparação ao FC nos primeiros 25 dias ($p<0,001$) (Tabela 5-11), no entanto, não houve diferença entre as medianas de turbidez remanescente ($p=0,299$). Essa diferença de resultado ocorreu por FC e FCA terem sido submetidos a águas com turbidez afluyente diferentes em seus períodos iniciais (respectivamente, médias de $6,0 \pm 2,0$ NTU e $13,2 \pm 2,8$ NTU).

As águas filtradas pelos FLDs da Fase 2 apresentaram, respectivamente, 32% e 27% de turbidez abaixo de 1,0 NTU para FC e FCA. Em FC, apenas uma amostra apresentou turbidez acima de 5,0 NTU (após primeira manutenção). Duas amostras de FCA tiveram turbidez acima de 5,0 NTU (no início da operação e após uma das manutenções).

Os FLDs contínuos em escala de bancada de Young-Rojanschi e Madramootoo (2014) produziram águas com turbidez remanescente média de $0,4 \pm 0,2$ NTU, a partir de turbidez afluyente de $12,6 \pm 7,3$ NTU. A remoção encontrada pelos autores é superior às atingidas pelos os FLDs contínuos da Fase 1 e 2 (Tabela 5-11). Esse estudo em bancada foi realizado com taxa de filtração de $0,24 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, por bombeamento com energia elétrica, e condições de ambiente controladas, além de tratar águas com maior quantidade de nutrientes em comparação às águas da Fase 1 e da Fase 2.

Em resultado semelhante ao de FC na Fase 2, Freitas (2017) obteve remoção média de turbidez de 81% em FLD contínuo a partir de água pré-clarificada pelo coagulante *Opuntia cochenillifera*, com turbidez afluyente média de 7,8 NTU. Essa pesquisa ocorreu paralela à presente tese e seu FLD contínuo possuía projeto idêntico ao FC (Fase 1 e 2) e FCA, no entanto, com taxa de filtração de $1,22 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$.

Os filtros intermitentes com TR de 16 h geraram águas com turbidez inferior aos dos contínuos na Fase 1 (Tabela 5-12). O resultado não se repetiu na Fase 2. Os mecanismos de filtração envolvidos na remoção de turbidez para os filtros intermitentes atuaram melhor para água subterrânea adicionada de caulinita, em comparação aos contínuos. Enquanto que para a água natural os filtros contínuos foram mais consistentes na remoção da variável, em comparação aos intermitentes.

Um aumento abrupto de turbidez foi observado no dia 167 após o início da Fase 2 (Figura 5-31). Os FLDs intermitentes geraram águas com turbidez superior a 5,0 NTU quando a turbidez afluyente atingiu o pico de 44 NTU. Por outro lado, os FLDs contínuos foram capazes de produzir água com pouca alteração de turbidez em relação aos dias anteriores ao pico.

Figura 5-31 – Efeito do pico de turbidez em água natural (Fase 2) sobre filtros lentos domiciliares (FLD)

Fonte: o autor. FI – FLD intermitente com boia e sem adição de acelerador de amadurecimento; FIA – FLD intermitente com boia e com adição de acelerador de amadurecimento; FC – FLD contínuo com boia e sem acelerador de amadurecimento; FCA – FLD contínuo com boia e com acelerador de amadurecimento; 16 h – tempo de retenção da água no filtro intermitente.

A água da Fase 2 representou um desafio real para a tecnologia de FLD. Houve maior dificuldade para remoção de turbidez para água natural, em comparação àquela do poço com

adição de caulinita. Os FLDs não atingiram, em média, o requisito estabelecido na Portaria de Consolidação Nº 5 (BRASIL, 2017b). Entretanto, na última carreira de filtração estudada, FC e FCA foram capazes de atingir rapidamente o valor de 1,0 NTU. Dessa forma, a operação em fluxo contínuo tem maior potencial para alcançar os requisitos legais de qualidade da água do Brasil, em comparação à operação intermitente.

5.6. AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DE REDUÇÃO DE BACTÉRIAS DOS FLDs DA FASE 1 E 2

5.6.1. AVALIAÇÃO DA REDUÇÃO DE BACTÉRIAS PELO MÉTODO CHROMOCULT®

O avanço das carreiras de filtração de FLDs é associado à melhora na capacidade em remover microrganismos por essas unidades (ELLIOTT *et al.*, 2008; KENNEDY *et al.*, 2013; ELLIOTT *et al.*, 2015). Além disso, o tempo total de residência da água no filtro (JENKINS *et al.*, 2011; CHAN *et al.*, 2015) e a temperatura da água (ARNOLD *et al.*, 2016) também exercem influência nesse desempenho.

Na Figura 5-32 apresentam-se as reduções de *E. coli* nos FLDs intermitentes da Fase 1, em TR de 16 horas, juntamente com os valores de temperatura da água filtrada em função do tempo de operação. Observou-se aumento da redução de *E. coli* pelo FI até o momento de sua manutenção para limpeza de topo do meio filtrante, no dia 84. O desempenho do FIS em remover *E. coli* foi afetado pelas sucessivas manutenções e, por isso, não se observou aumento progressivo de performance, como para o FI. A evolução da redução de *E. coli* em FLD intermitentes para o TR de 8 h na Fase 1 é apresentada na Figura 5-33, com comportamento semelhante ao do TR de 16 h.

Para a Fase 2, na Figura 5-34 e Figura 5-35 apresentam-se os comportamentos para redução de *E. coli* ao longo do período de operação nos filtros intermitentes em TR de 16h e 8h, respectivamente, com as temperaturas correspondentes.

Figura 5-32 – Temperatura e redução de *Escherichia coli* em água de estudo (água subterrânea adicionada de caulinita) em função do tempo de operação em filtro lento domiciliar intermitente com boia (FI) e sem boia (FIS) em tempo total de retenção da água no filtro de 16 horas (Fase 1)

Fonte: o autor

Figura 5-33 – Temperatura e redução de *Escherichia coli* em água de estudo (água subterrânea adicionada de caulinita) em função do tempo de operação em filtro lento domiciliar intermitente com boia (FI) e sem boia (FIS) em tempo total de retenção da água no filtro de 8 horas (Fase 1)

Fonte: o autor

Figura 5-34 – Temperatura e redução de *Escherichia coli* em água de estudo (água natural) em função do tempo de operação em filtro lento domiciliar intermitente com boia, sem (FI) e com (FIA) acelerador de amadurecimento em tempo total de retenção da água no filtro de 16 horas (Fase 2)

Fonte: o autor

A mais baixa temperatura registrada na Fase 1 juntamente com análises de *E. coli* foi 12°C e ocorreu no dia 113 pela manhã (Figura 5-32). Neste dia não foi possível perceber a queda de performance dos FLDs intermitentes na redução dessa variável, pois o teste anterior ocorreu após a manutenção, momento de fragilidade dos FLDs. Somente no dia 153 o decaimento da temperatura a 15°C se mostrou importante no desempenho de FI e FIS em reduzir *E. coli* em 16 h de TR (Figura 5-32), caindo, respectivamente de 2,50 log para 1,30 log, e de 1,90 log para 1,20 log.

Na Fase 2 não houve alterações relevantes de temperatura que afetassem a eficiência dos FLDs em reduzir bactérias. No entanto, a tendência de aumento de eficiência de redução de *E. coli* com o avanço das carreiras não foi uma regra nessa fase. Houve comportamento variável nos primeiros dias de operação para FI. Além disso, destaca-se a queda de eficiência em remoção de *E. coli* pelos FLDs intermitentes no evento de aumento abrupto da turbidez (próximo a 42 NTU) no dia 167 (Figura 5-31). Nesse dia a eficiência de redução de *E. coli* em FI caiu de 1,92 log para 1,20 log e em FIA caiu de 2,70 log para 0,87 log, em relação aos testes anteriores.

Figura 5-35 – Temperatura e redução de *Escherichia coli* em água de estudo (água natural) em função do tempo de operação em filtro lento domiciliar intermitente com boia, sem (FI) e com (FIA) acelerador de amadurecimento em tempo total de retenção da água no filtro de 8 horas (Fase 2)

Fonte: o autor

Para a Fase 1 as reduções de *E. coli* mínimas em FI e FIS foram, respectivamente, 0,42 log e 0,30 log, em testes após a manutenção do dia 84 e em TR de 8 h. A redução máxima nessa fase para FI foi 2,41 log e para FIS 1,95 log, ambos em TR de 16 h. A OMS estabeleceu o patamar de eficiência de redução de *E. coli* de 1,00 log para a tecnologia de FLD, com eficiência máxima esperada de 3,00 log (WHO, 2017). FI apresentou reduções acima de 1,00 log em 80% dos testes realizados e FIS em 70%. De forma diferente de algumas pesquisas (BAUMGARTNER *et al.*, 2007; JENKINS *et al.*, 2011), incluiu-se na presente tese os dados de eficiência referentes ao início das carreiras de filtração e após manutenções, o que pode ter diminuído a eficiência global.

Na Fase 2 os menores valores de redução de *E. coli* para FI e FIA foram, respectivamente, 0,68 log e 0,70 log, em TR de 8 h para ambos, após a primeira manutenção de FI e início de operação de FIA. As maiores reduções nessa fase foram, respectivamente, 3,00 log e 3,61 log, para FI e FIA, em TR de 16 h. FI e FIA tiveram, respectivamente, 89% e 91% de amostras como reduções acima de 1,00 log.

As piores eficiências de redução de bactérias na Fase 1 em comparação à Fase 2 são explicadas pelos seguintes motivos, na segunda houve maior tempo de estudo; melhores

condições de desenvolvimento da *schmutzdecke*; e menor variação de temperaturas entre os testes. Outros trabalhos observaram variações em valores de redução de FLD intermitentes como de 0,50 log a 3,19 log (JENKINS *et al.*, 2011) e de 0,50 log a 2,00 log (YOUNG-ROJANSCHI e MADRAMOOTOO, 2014).

Os valores de *E. coli* remanescente e de eficiência de redução de *E. coli* em diferentes períodos da operação dos FLDs na Fase 1 e 2 são apresentados na Tabela 5-13.

Tabela 5-13 – *Escherichia coli* remanescente (*E. coli* Rem.) e redução de *E. coli* (Reduç.) em filtros lentos domiciliares (FLD) na Fase 1 (água subterrânea + caulinita) e 2 (água natural)

0 - 20 dias			20 – 80 dias		Após 80 dias		Toda operação	
<i>E. coli</i> Rem. (UFC 100 mL ⁻¹)	Reduç. (log)		<i>E. coli</i> Rem. (UFC 100 mL ⁻¹)	Reduç. (log)	<i>E. coli</i> Rem. (UFC 100 mL ⁻¹)	Reduç. (log)	<i>E. coli</i> Rem. (UFC 100 mL ⁻¹)	Reduç. (log)
Fase 1 (153 dias)								
FI _{16h}	1165 ± 1534	0,69 ± 0,35	93 ± 58	1,70 ± 0,52	186 ± 207	1,43 ± 0,61	308 ± 604	1,40 ± 0,61
FIS _{16h}	940 ± 1259	0,84 ± 0,43	266 ± 175	1,19 ± 0,39	237 ± 367	1,42 ± 0,46	354 ± 524	1,26 ± 0,45
FI _{8h}	120 (1 teste)	1,25 (1 teste)	380 ± 410	1,56 ± 0,02	195 ± 286	1,33 ± 0,60	208 ± 274	1,37 ± 0,51
FIS _{8h}	510 (1 teste)	0,63 (1 teste)	395 ± 247	1,401 ± 0,34	135 ± 168	1,30 ± 0,58	218 ± 215	1,25 ± 0,54
FC	395 ± 544	1,37 ± 0,66	30 ± 38	2,14 ± 0,43	54 ± 95	2,52 ± 0,75	94 ± 209	2,22 ± 0,71
FCS	45 ± 35	1,74 ± 0,29	87 ± 143	1,81 ± 0,22	124 ± 254	2,33 ± 0,89	99 ± 193	2,06 ± 0,68
Fase 2 (202 dias para FI e FC, 153 dias para FIA e FCA)								
FI _{16h}	16 ± 16	1,58 ± 0,58	6 ± 5	2,04 ± 0,68	14 ± 19	2,01 ± 0,58	12 ± 16	1,96 ± 0,61
FIA _{16h}	3 ± 7	2,52 ± 1,18	9 ± 15	2,37 ± 0,68	20 ± 47	2,21 ± 0,74	13 ± 34	2,32 ± 0,79
FI _{8h}	11 ± 9	1,72 ± 0,58	16 ± 13	1,38 ± 0,63	16 ± 21	1,55 ± 0,37	15 ± 17	1,53 ± 0,37
FIA _{8h}	10 ± 9	1,67 ± 0,87	10 ± 14	1,78 ± 0,64	14 ± 21	1,92 ± 0,48	12 ± 16	1,82 ± 0,48
FC	3 ± 3	1,80 ± 0,26	2 ± 3	2,44 ± 0,78	2 ± 7	2,67 ± 0,47	2 ± 5	2,51 ± 0,60
FCA	4 ± 7	2,43 ± 1,11	6 ± 14	2,48 ± 0,53	< 1	2,76 ± 0,18	3 ± 9	2,60 ± 0,56

Fonte: o autor. FI – FLD intermitente com boia; FIS – FLD intermitente sem boia; FC -FLD contínuo com boia; FCS – FLD contínuo sem boia; FIA – FLD intermitente com boia e acelerador de amadurecimento; FCA – FLD contínuo com boia e acelerador de amadurecimento; 16h e 8h – tempo total de retenção da água (TR) nos filtros intermitentes; em negrito, *E. coli* remanescente abaixo de 10 UFC 100 mL⁻¹.

Os FLDs da Fase 1 foram submetidos à contaminação artificial com concentrações consideravelmente maiores (Tabela 5-8) que na água natural (Tabela 5-9) da Fase 2. Por esse motivo os valores de *E. coli* remanescente nos FLDs da Fase 1 são superiores aos da Fase 2,

embora também a redução da bactéria tenha sido superior nos FLDs da última. No APÊNDICE 4 são apresentados gráficos com contagens de bactérias remanescentes ao longo do tempo de operação nas duas fases.

A eficiência de redução de bactérias em FLDs intermitentes é influenciada por fatores como a relação entre volume a ser adicionado ao filtro e o volume de vazios do meio filtrante; período entre uma dose de água no filtro e a seguinte; e estágio de amadurecimento da camada biológica. Por essa razão, existe variabilidade entre as eficiências das pesquisas publicadas.

Stauber *et al.* (2006) apresentaram valores médios de 1,52 log de redução de *E. coli*, tratando 40 L por dia em uma dose única diária. Lynn *et al.* (2013) encontraram média de 1,70 log de redução para a mesma bactéria ao tratar 18 L diários. Young-Rojanschi e Madramootoo (2015), em escala de bancada e com dose única diária encontraram 1,80 log de redução de *E. coli*. Os valores apresentados na Tabela 5-13 para FLDs intermitentes na Fase 1 e 2 estão próximos aos comumente reportados.

A comparação estatística da eficiência de redução de *E. coli* entre todos os FLDs, intermitentes nos dois TRs e contínuos, é apresentada na Tabela 5-14. Na Fase 1 não houve diferença entre a redução da bactéria em FI nos dois TRs ($p=0,954$). Para FIS, na mesma fase, também não houve diferença entre o TR de 16 h e de 8 h na redução da variável considerada ($p=0,975$).

Por outro lado, na Fase 2 o TR foi determinante para eficiências de redução de *E. coli*, tanto para FI ($p=0,040$) como para FIA ($p=0,027$). Nos dois casos, o TR mais longo favoreceu a redução da bactéria, conforme valores da Tabela 5-13. A melhoria de eficiência com maior TR converge com resultados da pesquisa de Jenkins *et al.* (2011), na qual o maior TR (16 h) gerou aumento médio de 0,29 log de redução de coliformes termotolerantes em relação ao menor (5 h).

Em curtos TRs, os mecanismos de retenção física de bactérias podem assumir papel importante em detrimento de mecanismos biológicos (FRANK *et al.*, 2014). Especula-se que a condição de escassez de nutrientes da Fase 1 impossibilitou a formação de camada biológica plena nos FLDs intermitentes, que tivesse papel protagonista na redução de *E. coli* e, por esse motivo, não houve diferença entre as reduções dos TRs de 16 h e 8 h. Em contrapartida, na Fase 2 a camada biológica resultou em diferenças entre as reduções da bactéria dos TRs longos e curtos em FI e FIA, embora a água de estudo tivesse quantidade de nutrientes inferior às comumente reportadas na literatura (ELLIOTT *et al.*, 2008; LYNN *et al.*, 2013; NAPOTNIK *et al.*, 2017).

Tabela 5-14 – Comparação* entre as medianas de redução de *Escherichia coli* nos filtros lentos domiciliares na Fase 1 e 2.

Fase 1					
	FI _{16h}	FIS _{16h}	FI _{8h}	FIS _{8h}	FC
FIS _{16h}	FI _{16h} =FIS _{16h}				
FI _{8h}	FI _{16h} =FI _{8h}	FIS _{16h} =FI _{8h}			
FIS _{8h}	FI _{16h} =FIS _{8h}	FIS _{16h} =FIS _{8h}	FI _{8h} =FIS _{8h}		
FC	FI _{16h} <FC	FIS _{16h} <FC	FI _{8h} <FC	FIS _{8h} <FC	
FCS	FI _{16h} <FCS	FIS _{16h} <FCS	FI _{8h} <FCS	FIS _{8h} <FCS	FC=FCS
Fase 2					
	FI _{16h}	FIA _{16h}	FI _{8h}	FIA _{8h}	FC
FIA _{16h}	FI _{16h} <FIA _{16h}				
FI _{8h}	FI _{16h} >FI _{8h}	FIA _{16h} >FI _{8h}			
FIA _{8h}	FI _{16h} =FIA _{8h}	FIA _{16h} >FIA _{8h}	FI _{8h} =FIA _{8h}		
FC	FI _{16h} <FC	FIA _{16h} =FC	FI _{8h} <FC	FIA _{8h} <FC	
FCA	FI _{16h} <FCA	FIA _{16h} =FCA	FI _{8h} <FCA	FIA _{8h} <FCA	FC=FCA

Fonte: o autor.*Comparação estatística pelo teste de Kruskal-Wallis com 5% de significância e teste a posteriori de Mann-Whitney; Os sinais de desigualdade (“<” menor ou “>” maior) ou de igualdade (“=”) indicam, respectivamente, se o modelo de FLD apresentou ou não mediana da variável diferente estatisticamente do modelo comparado; FI e FIS: FLD intermitente com boia e sem boia, respectivamente, com 16 h de tempo de retenção no filtro; FCC: FLD contínuo com boia; FC: FLD contínuo sem boia

Não foram observadas diferenças entre as eficiências de redução de *E. coli* de FI e FIS na Fase 1, em ambos TR de 16 h ($p=0,572$) e de 8 h ($p=0,622$). De outra forma na Fase 2 o FIA apresentou redução da bactéria superior à do FI em TR de 16 h ($p=0,040$), sem haver diferença significativa em TR de 8 h ($p=0,113$). Estes resultados sugerem que o uso do acelerador de amadurecimento melhora a redução de bactérias a partir de um determinado tempo de contato da água com o FLD.

A água da Fase 2 apresentou elevada quantificação de coliformes totais. Esse grupo de bactérias foi considerado para comparação de eficiências entre os FLDs nessa fase. As reduções de coliformes totais em FI e FIA em função do tempo e com as temperaturas correspondentes são apresentadas na Figura 5-36 (TR de 16 h) e Figura 5-37 (TR de 8 h). De forma semelhante à redução de *E. coli*, as manutenções da camada de topo se associam a quedas de eficiências para redução de coliformes totais. Os valores de coliformes totais remanescentes e de redução deste grupo de bactérias em diferentes períodos da operação para os FLDs da Fase 2 são apresentados na Tabela 5-15.

Figura 5-36 – Temperatura e redução de coliformes totais em água de estudo (água natural) em função do tempo de operação em filtro lento domiciliar intermitente com boia, sem (FI) e com (FIA) acelerador de amadurecimento em tempo total de retenção da água no filtro de 16 horas (Fase 2)

Fonte: o autor.

Figura 5-37 – Temperatura e redução de coliformes totais em água de estudo (água natural) em função do tempo de operação em filtro lento domiciliar intermitente com boia, sem (FI) e com (FIA) acelerador de amadurecimento em tempo total de retenção da água no filtro de 8 horas (Fase 2)

Fonte: o autor.

Os resultados de pesquisas anteriores apontaram eficiência de redução de coliformes totais inferiores às de *E. coli*. Lynn *et al.* (2013) obtiveram 1,20 log de redução média do primeiro grupo e 1,70 log para o segundo. Chan *et al.* (2015) e Baumgartner *et al.* (2007) alcançaram reduções médias respectivamente de 1,09 log e 0,70 log para coliformes totais, sem demonstração de dados para *E. coli*.

Os valores médios de redução de coliformes totais em toda operação dos FLDs intermitentes oscilaram entre 1,88 log e 2,31 log. Não foram observadas diferenças entre valores de redução de *E. coli* e coliformes totais em FI e FIA na Fase 2, em contradição aos resultados da literatura.

A contaminação por coliformes totais foi próxima de 10 vezes superior à de *E. coli* (Tabela 5-9), e não houve detecção do último grupo em algumas amostras de água filtrada (APÊNDICE 4). O número máximo da redução dos dois grupos de bactérias vinculou-se, portanto, à contaminação da água de estudo, o que pode ter subestimado o potencial de reduzir *E. coli* pelos FLDs.

Tabela 5-15 – Coliformes totais remanescentes (C. totais Rem.) e redução de coliformes totais (Reduç.) em filtros lentos domiciliares (FLD) na Fase 2 (água natural)

0 - 20 dias			20 – 80 dias		Após 80 dias		Toda operação	
C. totais Rem. (UFC 100 mL ⁻¹)	Reduç. (log)		C. totais Rem. (UFC 100 mL ⁻¹)	Reduç. (log)	C. totais Rem. (UFC 100 mL ⁻¹)	Reduç. (log)	C. totais Rem. (UFC 100 mL ⁻¹)	Reduç. (log)
Fase 2 (202 dias para FI e FC, 153 dias para FIA e FCA)								
FI _{16h}	54 ± 32	2,17 ± 0,21	79 ± 62	2,27 ± 0,38	87 ± 86	2,36 ± 0,56	80 ± 74	2,31 ± 0,47
FIA _{16h}	52 ± 51	2,61 ± 0,78	86 ± 104	2,41 ± 0,68	132 ± 210	2,35 ± 0,58	102 ± 159	2,42 ± 0,62
FI _{8h}	73 ± 66	2,19 ± 0,18	188 ± 179	1,80 ± 0,40	170 ± 231	1,87 ± 0,40	164 ± 202	1,88 ± 0,39
FIA _{8h}	83 ± 47	1,96 ± 0,31	118 ± 149	1,79 ± 0,43	146 ± 201	2,14 ± 0,48	126 ± 162	2,00 ± 0,43
FC	40 ± 36	2,40 ± 0,42	20 ± 20	2,96 ± 0,67	36 ± 56	2,86 ± 0,55	32 ± 46	2,82 ± 0,58
FCA	38 ± 50	2,77 ± 0,83	99 ± 83	2,21 ± 0,50	12 ± 15	3,18 ± 0,35	46 ± 64	2,78 ± 0,65

Fonte: o autor. FI – FLD intermitente com boia; FIS – FLD intermitente sem boia; FC -FLD contínuo com boia; FCS – FLD contínuo sem boia; FIA – FLD intermitente com boia e acelerador de amadurecimento; FCA – FLD contínuo com boia e acelerador de amadurecimento; 16h e 8h – tempo total de retenção da água (TR) nos filtros intermitentes.

A comparação das medianas entre os FLDs intermitentes nos dois TRs e contínuos para a redução de coliformes totais na Fase 2 é apresentada na Tabela 5-16. De forma diferente da redução de *E. coli*, não houve diferença entre FI e FIA para redução de coliformes totais em TR

de 16 h ($p=0,484$) e TR de 8 h ($p=0,455$). Entretanto, de igual maneira ao outro grupo, o TR de 16 h resultou maiores reduções de coliformes totais em comparação ao TR de 8 h para FI ($p=0,004$). Para FIA, a maior redução de coliformes totais no TR de 16 h em comparação ao de 8 h não demonstrou significado estatístico ($p=0,061$).

Tabela 5-16 – Comparação* entre as medianas de redução de coliformes totais nos filtros lentos domiciliares na Fase 2

Fase 2					
	FI _{16h}	FIA _{16h}	FI _{8h}	FIA _{8h}	FC
FIA _{16h}	FI _{16h} =FIA _{16h}				
FI _{8h}	FI _{16h} >FI _{8h}	FIA _{16h} >FI _{8h}			
FIA _{8h}	FI _{16h} =FIA _{8h}	FIA _{16h} =FIA _{8h}	FI _{8h} =FIA _{8h}		
FC	FI _{16h} <FC	FIA _{16h} =FC	FI _{8h} <FC	FIA _{8h} <FC	
FCA	FI _{16h} <FCA	FIA _{16h} =FCA	FI _{8h} <FCA	FIA _{8h} <FCA	FC=FCA

Fonte: o autor.*Comparação estatística pelo teste de Kruskal-Wallis com 5% de significância e teste a posteriori de Mann-Whitney; Os sinais de desigualdade (“<” menor ou “>” maior) ou de igualdade (“=”) indicam, respectivamente, se o modelo de FLD apresentou ou não mediana da variável diferente estatisticamente do modelo comparado; FI e FIS: FLD intermitente com boia e sem boia, respectivamente, com 16 h de tempo de retenção no filtro; FCC: FLD contínuo com boia; FC: FLD contínuo sem boia.

As reduções de *E. coli* em função do tempo de operação com temperatura correspondente em FLDs contínuos na Fase 1 e 2 são apresentadas, respectivamente, na Figura 5-38 e Figura 5-39. As reduções de coliformes totais por FLDs contínuos na Fase 2 são apresentadas na Figura 5-40.

Nas duas fases os FLDs contínuos foram capazes de reduzir acima de 1,00 log bactérias de modo consistente. Na Fase 1, apenas no primeiro teste FC não foi capaz de reduzir 1,00 log de *E. coli* e FCS apresentou valores acima do patamar em toda operação. Na Fase 2, FC foi capaz de reduzir acima de 1,00 log de *E. coli* e de coliformes totais em toda operação. FCA reduziu abaixo de 1,00 log de *E. coli* no primeiro teste apenas (1º dia), com reduções acima do patamar de 1,00 log para coliformes totais em toda operação.

Na Fase 1 não se observou o efeito negativo da única manutenção dos FLDs contínuos na redução de *E. coli*. Por outro lado, a temperatura de 12°C no dia 113 foi acompanhada de queda de eficiência em reduzir a bactéria em comparação à medida anterior (Figura 5-38). Essas quedas de eficiência foram de 2,27 para 1,47 log e de 1,82 para 1,02 log, respectivamente para FC e FCS.

Figura 5-38 – Temperatura e redução de *Escherichia coli* em água de estudo (água subterrânea adicionada de caulinita) em função do tempo de operação em filtro lento domiciliar contínuo com boia (FC) e sem boia (FCS) (Fase 1)

Fonte: o autor.

Figura 5-39 – Temperatura e redução de *Escherichia coli* em água de estudo (água natural) em função do tempo de operação em filtro lento domiciliar contínuo com boia, sem (FC) e com (FCA) acelerador de amadurecimento (Fase 2)

Fonte: o autor.

Figura 5-40 – Temperatura e redução de coliformes totais em água de estudo (água natural) em função do tempo de operação em filtro lento domiciliar contínuo com boia, sem (FC) e com (FCA) acelerador de amadurecimento (Fase 2)

Fonte: o autor.

As manutenções ocorridas na Fase 2 foram associadas à queda de eficiência de FC e FCA em reduzir *E. coli* e coliformes totais (Figura 5-39 e Figura 5-40). No entanto, fatores como baixo número quantificado de *E. coli* na água de estudo em alguns dias nessa fase explicam diminuições de valores de redução não acompanhados de uma manutenção. FC e FCA apresentaram enumeração de *E. coli* abaixo de 1 UFC 100 mL⁻¹ em, respectivamente, 46% e 66% das amostras analisadas (detalhes em APÊNDICE 4), o que tornou mais altos valores de eficiência efeitos de maiores enumerações da bactéria na água de estudo.

Os FLDs contínuos em escala de bancada de Young-Rojanschi e Madramootoo (2014) apresentaram reduções médias de *E. coli* de 3,71 log, com eficiência variando de 2,00 log a quase 5,00 log, com taxa de filtração de 0,24 m³ m⁻² d⁻¹. Freitas (2017) encontrou redução média da bactéria de 2,10 log em FLD contínuo, com taxa de filtração de 1,22 m³ m⁻² d⁻¹. Os resultados da Tabela 5-13 apontam, para as duas fases, reduções de *E. coli* entre 2,06 log e 2,60 log em FC (nas duas fases), FCS e FCA.

Diferenças de eficiências de FLDs contínuos entre as pesquisas de Young-Rojanschi e Madramootoo (2014), Freitas (2017) e a presente tese são explicadas por fatores como a taxa de filtração, o tipo de água de estudo e metodologias de coleta e análises. Em Freitas (2017) e na presente tese se considerou o tempo médio de residência na água do filtro para a coleta de água filtrada, com análise seguida à coleta. Em Young-Rojanschi e Madramootoo (2014) a água

filtrada era coletada por 24 h para então a amostra composta ser analisada e as bactérias comparadas com a enumeração da água afluyente.

Entre os modelos de FLDs contínuos estudados na Fase 1 não houve diferença significativa para a redução de *E. coli* ($p=0,490$) (Tabela 5-14). Na Fase 2 também não se observou diferença entre FC e FCA para redução de *E. coli* ($p=0,669$) e de coliformes totais ($p=0,795$) (Tabela 5-16). No entanto, ao se comparar de FLDs contínuos e intermitentes em redução bactérias, observou-se melhor eficiência dos primeiros na Fase 1 (Tabela 5-14). Na Fase 2, a comparação entre FC e os dois TRs de FI demonstrou melhor eficiência do primeiro em redução de *E. coli* e coliformes totais (Tabela 5-14 e Tabela 5-16).

A adição de acelerador de amadurecimento melhorou a eficiência do FLD intermitente. Dessa forma, não houve diferença estatística entre FIA em TR de 16 h e FC para redução de *E. coli* ($p=0,535$), e entre FIA (TR 16 h) e FCA para redução de *E. coli* ($p=0,392$) e coliformes totais ($p=0,090$). No entanto, os FLDs contínuos apresentaram melhor eficiência que FIA em TR de 8 h para redução dos dois grupos de bactérias considerados.

A legislação brasileira a respeito de potabilidade da água (Brasil, 2017b) exige ausência de *E. coli* e coliformes totais em 100 mL em água para o consumo humano. Deve haver métodos de desinfecção da água filtrada por usuários de FLDs. No item *Ensaio de desinfecção com hipoclorito de sódio* se experimentou a desinfecção por produto distribuído pelo Ministério da Saúde, em postos de atendimento à população.

5.6.2. AVALIAÇÃO DA REDUÇÃO DE BACTÉRIAS PELO MÉTODO COLILERT®

A redução de *E. coli* pelo método Colilert® nos filtros intermitentes em TR de 16 h e 8 h são apresentadas, respectivamente, na Figura 5-41 e Figura 5-42. Nesse estudo de nove semanas foi possível observar o efeito da manutenção na eficiência de redução de *E. coli* em FI e FIA, nos dois TR estudados. No dia 167 houve queda de eficiência de redução da bactéria por FI sem associação à manutenção. A queda é explicada pelo aumento abrupto da turbidez afluyente, conforme discutido no item anterior.

Figura 5-41 – Redução de *Escherichia coli* em água natural em função do tempo de operação de filtro lento domiciliar intermitente com boia, sem (FI) e com (FIA) acelerador de amadurecimento, em tempo total de retenção da água no filtro de 16 horas (Fase 2), pelo método Colilert®

Fonte: o autor.

Figura 5-42 – Redução de *Escherichia coli* em água natural em função do tempo de operação de filtro lento domiciliar intermitente com boia, sem (FI) e com (FIA) acelerador de amadurecimento, em tempo total de retenção da água no filtro de 8 horas (Fase 2), pelo método Colilert®

Fonte: o autor

Em FIA a redução esteve abaixo do patamar de 1,00 log esperado para FLD (WHO, 2017) somente nos testes realizados próximos a uma manutenção. Em FI, a remoção esteve abaixo do patamar somente após o aumento abrupto de turbidez do dia 167, em TR de 8 h. Os filtros contínuos geraram águas com ausência de contaminação por *E. coli* na maioria dos testes pelo método Colilert®, as exceções ocorreram nos dias 184 e 185, quando FC e FCA estavam em recuperação após a manutenção. A Figura 5-43 demonstra a redução de *E. coli* nessas unidades, sempre acima do patamar de 1,00 log (WHO, 2017) e próximas a 3,00 log. A variação dos valores de redução se deu por ter ocorrido mudanças na contagem de *E. coli* no afluente, ao invés de variações devido ao estágio de amadurecimento.

Figura 5-43 – Redução de *Escherichia coli* em água natural em função do tempo de operação de filtro lento domiciliar contínuo com boia, sem (FC) e com (FCA) acelerador de amadurecimento, pelo método Colilert® (Fase 2)

Fonte: o autor

As reduções de coliformes totais pelo método Colilert® no estudo de 9 semanas são apresentadas na Figura 5-44, Figura 5-45 e Figura 5-46, respectivamente para FLDs intermitentes em TR de 16h, TR de 8h, e para FLDs contínuos.

A eficiência de redução de coliformes totais pelos FLDs contínuos foi notadamente superior à dos intermitentes no período estudado. Houve ausência de coliformes totais em FC pelo método Colilert® nos dias 147, 168 e 175. Em FCA, não se detectaram coliformes totais nos dias 168, 175 e 197.

Figura 5-44 – Redução de coliformes totais em água natural em função do tempo de operação de filtro lento domiciliar intermitente com boia, sem (FI) e com (FIA) acelerador de amadurecimento, em tempo total de retenção da água no filtro de 16 horas, pelo método Colilert® (Fase 2)

Fonte: o autor.

Figura 5-45 – Redução de coliformes totais em água natural em função do tempo de operação de filtro lento domiciliar intermitente com boia, sem (FI) e com (FIA) acelerador de amadurecimento, em tempo total de retenção da água no filtro de 8 horas, pelo método Colilert® (Fase 2)

Fonte: o autor.

Figura 5-46 – Redução de coliformes totais em água natural em função do tempo de operação de filtro lento domiciliar contínuo com boia, sem (FC) e com (FCA) acelerador de amadurecimento, em tempo total de retenção da água no filtro de 8 horas, pelo método Colilert® (Fase 2)

Fonte: o autor.

No dia de operação 181 ocorreu manutenção simultânea de FI, FIA, FC e FCA. O evento possibilitou investigar a recuperação da eficiência de redução de bactérias de todos os modelos em paralelo. O método Colilert® foi utilizado nessa avaliação, em função da maior facilidade de ser realizado, em comparação ao Chromocult®. Os valores de *E. coli* remanescente e coliformes totais remanescente, no período de recuperação, são apresentados, respectivamente, na Figura 5-47 e Figura 5-48.

Os resultados da recuperação permitem interpretar que os modelos operados em fluxo contínuo têm suas eficiências menos afetadas por manutenção. Após o 4º dia de manutenção, não se quantificou *E. coli* em FC e FCA. Em relação ao uso do acelerador de amadurecimento, FIA apresentou contagem de *E. coli* inferior a 5 NMP 100 mL⁻¹ no 2º dia após a manutenção, fato que ocorreu em FI no 4º dia. A quantificação de coliformes totais de FI no 4º dia também se assemelhou à de FIA no 2º dia.

Figura 5-47 – *Escherichia coli* remanescente pelo método Colilert® em período de recuperação após manutenção do dia 183 de filtros lentos domiciliares (FLD) tratando água natural (Fase 2)

Fonte: o autor. FC – FLD contínuo com boia sem acelerador de amadurecimento; FCA – FLD contínuo com boia e acelerador de amadurecimento; FI – FLD intermitente com boia sem acelerador de amadurecimento; FIA – FLD intermitente com boia com acelerador de amadurecimento; 16 h: tempo de retenção da água nos FLDs intermitentes.

Figura 5-48 – Coliformes totais remanescente pelo método Colilert® em período de recuperação após manutenção do dia 183 de filtros lentos domiciliares (FLD) tratando água natural (Fase 2)

Fonte: o autor. FC – FLD contínuo com boia sem acelerador de amadurecimento; FCA – FLD contínuo com boia e acelerador de amadurecimento; FI – FLD intermitente com boia sem acelerador de amadurecimento; FIA – FLD intermitente com boia com acelerador de amadurecimento; 16 h: tempo de retenção da água nos FLDs intermitentes.

Entre os modelos contínuos, o uso de acelerador de amadurecimento apresentou pequena melhora de redução de *E. coli* e coliformes totais no período de recuperação. Os testes com resultados na Figura 5-47 e Figura 5-48 foram realizados em período avançado da operação dos FLDs, o que pode ter contribuído para pouca diferença de resultado entre FC e FCA. Esses modelos já deviam ter desenvolvido camada biológica mais resiliente ao efeito da manutenção.

A enumeração do grupo *E. coli* pelo método Colilert® comparada com a feita pelo método de membrana filtrante com Chromocult® é apresentada na Figura 5-49, para água natural e filtrada pelos FLDs. Para água natural houve pouca diferença de contagem de *E. coli* entre os dois métodos quando esta esteve abaixo de 500 UFC 100 mL⁻¹ no método Chromocult®. Em enumerações acima de 1000 UFC 100 mL⁻¹ (pelo método Chromocult®) o método Colilert apresentou contagens mais altas. Em águas filtradas, o método Colilert® apresentou presença de *E. coli* em 47% das amostras em comparação a 42% do método Chromocult®, nas mesmas amostras analisadas.

Figura 5-49 – Enumeração comparada de *Escherichia coli* pelos métodos Chromocult® e Colilert® em (a) água natural; e (b) água filtrada por filtros lentos domiciliares

Fonte: o autor.

A comparação entre os dois métodos para o grupo coliformes totais se encontra na Figura 5-50. Para a água natural, quando a contagem esteve abaixo de 15.000 UFC 100 mL⁻¹

(pelo método Chromocult®) o método Colilert® resultou em menores valores de enumeração, com resultado inverso para contagem acima dessa referência. Para água filtrada houve contagem semelhante para valores de coliformes totais abaixo de 50 UFC 100 mL⁻¹ (método Chromocult®), no entanto, o método Colilert® foi menos sensível em contagens abaixo de 8 UFC 100 mL⁻¹ (método Chromocult®). Em 100% das amostras avaliadas no período de comparação houve identificação de coliformes totais pelo método Chromocult®, enquanto que pelo método Colilert® houve ausência do grupo de bactérias em 18% das amostras (todas filtradas de FC ou FCA).

Figura 5-50 - Enumeração comparada de coliformes totais pelos métodos Chromocult® e Colilert® em (a) água natural; e (b) água filtrada por filtros lentos domiciliares

Fonte: o autor.

A presença de *E. coli* e coliformes totais pelos métodos de membrana filtrante (com Chromocult®) e Colilert® em água subterrânea foi avaliada por Maheux *et al* (2015). De forma semelhante às águas filtradas da presente tese, os autores encontraram positividade superior pelo método Chromocult® dos dois grupos de bactérias na matriz estudada. Apesar do resultado de maior sensibilidade em matriz de baixa turbidez e menores custos associados, o método Chromocult® apresenta o inconveniente de crescimento de colônias atípicas (não alvo) nas membranas (LANGE *et al.*, 2013).

A maior contagem de coliformes totais em águas limpas no método Chromocult® em comparação ao Colilert® pode, no entanto, subestimar o potencial de reduzir esse grupo de bactérias por técnicas de tratamento de água. Em testes com ferramentas moleculares Maheux *et al.* (2017) atestaram, em experimento, 41,8% de colônias de coliformes totais contadas pelo método como falsos positivos.

5.7. ENSAIOS DE DESINFECÇÃO COM HIPOCLORITO DE SÓDIO

O método laboratorial indicou que o produto hipoclorito de sódio fornecido pelo Ministério da Saúde possuía concentração de 2,28% (m/v) e a dose recomendada de 2 gotas em um litro era equivalente a $2,91 \text{ mg L}^{-1}$.

Os comportamentos das concentrações de cloro residual livre e total em água filtrada por FI (FLD com água filtrada de pior qualidade microbiológica no momento do teste) são apresentados na Figura 5-51. Avaliaram-se doses inferiores à recomendação pelo produto com o objetivo de se verificar o ponto de cloração mínima, aquele em que são superadas as demandas de cloro para oxidação da matéria orgânica e inorgânica da água.

Uma curva típica de demanda de cloro possui comportamento do cloro residual total dividido em trecho ascendente, com formação de residual combinado; seguido de trecho descendente, com decomposição dos compostos até ponto de cloração mínima; a partir do qual o cloro aplicado permanece na forma livre (trecho ascendente). A água de estudo possuía baixo conteúdo de matéria orgânica e inorgânica. Por esse motivo, o ponto mínimo de cloração da água filtrada foi, provavelmente, abaixo da dose de $0,2 \text{ mg L}^{-1}$, com valor difícil de se obter experimentalmente.

O ensaio apresentado na Figura 5-51 demonstra que a partir da dose de 1 mg L^{-1} de cloro se obtém residual livre acima de $0,73 \text{ mg L}^{-1}$, após 30 minutos de contato. A OMS indica que para haja efetiva desinfecção, a concentração de cloro livre deve ser superior a $0,50 \text{ mg L}^{-1}$ após 30 minutos de contato (WHO, 2017). Dessa forma, a dose recomendada pelo produto utilizado ($2,91 \text{ mg L}^{-1}$) é superior à necessária para atingir o cloro residual desejado. Na sequência do ensaio, uma dose aplicada de cloro de $3,00 \text{ mg L}^{-1}$ gerou cloro residual livre de $2,10 \text{ mg L}^{-1}$ após 30 minutos.

Figura 5-51 – Comportamento da concentração de cloro residual livre e cloro residual total após tempo de contato de 30 minutos em água filtrada por filtro lento domiciliar intermitente com boia (FI) com água natural afluyente (Fase 2)

Fonte: o autor. Características da água: $\text{NO}_3^- = 0,5 \text{ mg L}^{-1}$; $\text{Abs } 254 \text{ nm} = 0,047$; Carbono orgânico total = $2,05 \text{ mg L}^{-1}$; cor verdadeira = $11,8 \text{ uC}$; Turbidez: $2,43 \text{ NTU}$; Condutividade elétrica: $46,06 \mu\text{S cm}^{-1}$; $\text{pH} = 7,24$; *E. coli* = $5 \text{ UFC } 100 \text{ mL}^{-1}$; coliformes totais = $59 \text{ UFC } 100 \text{ mL}^{-1}$.

Pesquisa de Wilhelm *et al.* (2018) apontou que a dose de cloro de $1,88 \text{ mg L}^{-1}$, inferior à da presente tese, foi suficiente para manter residuais aceitáveis após 8 horas em águas com turbidez inferior a 10 NTU em mais de uma centena de fontes de 22 países. Dessa forma, a concentração residual de cloro livre pode ser utilizada como controle da qualidade microbiológica. Como exemplo, em estudo feito no Bangladesh, Luoto *et al.* (2011) apontaram ausência de *E. coli* em todas as águas tratadas no ponto de uso por cloro nas quais se detectou cloro residual.

Os três testes de desinfecção das águas filtradas de cada FLD, realizados em triplicata, resultou em ausência dos grupos de bactérias indicadores de qualidade (*E. coli* e coliformes totais). A ausência dos indicadores era esperada devido à dose utilizada, seguindo recomendação do rótulo do produto, com geração de cloro residual livre suficiente.

A dose de cloro utilizada apresentou resultados satisfatórios de inativação de bactérias. No entanto, em caso de difusão da técnica em populações, fatores como aceitação do usuário alvo devem ser levados em conta para a definição da dose a ser aplicada. Em Dhaka, Bangladesh, o limite médio de cloro residual livre de $0,70 \text{ mg L}^{-1}$ era percebido pela população

e a aceitação esteve limitada ao valor de 1,16 mg L⁻¹ (CRIDER *et al.*, 2018), valor abaixo dos residuais aplicados na presente tese.

Apesar de efetivo, o emprego do hipoclorito de sódio não deve ser tomado como ação isolada de tratamento. Os FLDs possuem função fundamental no tratamento, como retenção de sólidos e microrganismos. Em levantamento feito na comunidade de Água Branca do Cajari, no Amapá, Rolim Neto (2016) encontrou contaminação por *E. coli* e coliformes totais em águas de 90% de domicílios que relatavam realizar apenas a cloração. Nesse levantamento, as fontes de água utilizadas possuíam turbidez que variaram de 1 a 8 NTU.

5.8. ANÁLISES BIVARIADAS

Na Tabela 5-18 apresentam-se os resultados das análises bivariadas entre a redução de *E. coli* e cada variável auxiliar e entre a turbidez remanescente e variáveis auxiliares, na Fase 1, para os FLDs intermitentes com TR de 16 h e para os FLDs contínuos.

Para a Fase 2, os resultados das análises bivariadas entre redução de bactérias (*E. coli* e coliformes totais) e variáveis auxiliares são apresentados na Tabela 5-19, enquanto que na Tabela 5-20 se apresentam as correlações entre turbidez remanescente e variáveis auxiliares. Os resultados da Tabela 5-19 e da Tabela 5-20 são referentes aos FLDs intermitentes com TR de 16 h e aos FLDs contínuos.

A perda de carga nos primeiros 2 cm se apresentou como variável auxiliar com maior correlação com redução de *E. coli* nos FLDs da Fase 1 (Tabela 5-18). Em oposição a esses resultados, na Fase 2 (Tabela 5-19) a turbidez da água filtrada foi a variável com o melhor ajuste para a redução dos dois grupos de bactérias considerados.

Os filtros da Fase 1 atingiram mais rápida estabilidade para turbidez remanescente em comparação aos da Fase 2. Esse fato se deu por a água natural ter apresentado agentes causadores de turbidez de mais difícil remoção pelos FLDs que a caulinita adicionada à água subterrânea. Como consequência disso, a melhora gradual da turbidez remanescente na Fase 2 foi acompanhada de avanço da eficiência de redução de bactérias, enquanto que na Fase 1 os baixos valores de turbidez filtrada foram atingidos mais rapidamente que as maiores reduções de *E. coli*.

Tabela 5-17 - Análise bivariada da redução de *Escherichia coli* e da turbidez remanescente com coeficientes de correlação de Spearman entre variáveis de interesse na operação de filtros lentos domiciliares (FLD) em água subterrânea + caulinita (Fase 1)

Redução de <i>E. coli</i>								
		Tempo (dias)	Tempo A.M. (dias)	TFM	$\Delta h \text{ L}^{-1}$ L= 0 a 52 cm	$\Delta h \text{ L}^{-1}$ L= 0 a 2 cm	Turbidez (água filtrada)	<i>E. coli</i> Afluen- te
FI	$ r_s $	0,334	0,863	0,793	0,419	0,851	0,502	0,071
(n=18)	p	0,176	<0,001	0,002	0,083	<0,001	0,033	0,780
FIS	$ r_s $	0,569	0,516	0,502	0,343	0,486	0,580	0,084
(n=18)	p	0,014	0,028	0,0334	0,163	0,048	0,011	0,742
FC	$ r_s $	0,625	0,428		0,476	0,467	0,432	0,233
(n=19)	p	0,004	0,071		0,039	0,043	0,065	0,335
FCS	$ r_s $	0,419	0,415		0,112	0,255	0,509	0,359
(n=19)	p	0,074	0,077		0,648	0,292	0,260	0,121
Turbidez (água filtrada)								
		Tempo (dias)	Tempo A.M. (dias)	TFM	$\Delta h \text{ L}^{-1}$ L= 0 a 52 cm	$\Delta h \text{ L}^{-1}$ L= 0 a 2 cm	Turbidez Afluente	
FI	$ r_s $	0,555	0,483	0,454	0,001	0,358	0,001	
(n=51)	p	<0,001	<0,001	0,001	0,991	0,010	0,990	
FIS	$ r_s $	0,442	0,595	0,287	0,136	0,441	0,123	
(n=51)	p	0,001	0,001	0,050	0,362	0,002	0,411	
FC	$ r_s $	0,579	0,610		0,708	0,708	<0,001	
(n=38)	p	<0,001	<0,001		<0,001	<0,001	0,998	
FCS	$ r_s $	0,375	0,724		0,648	0,645	0,044	
(n=39)	p	0,018	<0,001		<0,001	<0,001	0,789	

Fonte: o autor. Tempo: dias desde o início da operação; tempo A.M.: dias após manutenção do topo do meio filtrante; $\Delta h \text{ L}^{-1}$, perda de carga no piezômetro dividida pela espessura do leito filtrante até o piezômetro (L); TFM: taxa de filtração máxima; $|r_s|$: módulo do coeficiente de correlação de Spearman; p-valor: probabilidade de não correlação; FI: FLD intermitente com boia; FIS: intermitente sem boia; FC: FLD contínuo com boia; FCS: FLD contínuo sem boia; n: número de associações. Em negrito, correlação significativa ($p < 0,05$).

A melhora da redução de *E. coli* com avanço das carreiras de filtração foi mais marcada na Fase 1. Na Fase 2, FI, FIA e FC apresentaram correlação de eficiência de redução de *E. coli* e coliformes totais com tempo após manutenção, entretanto, menos significativas que com a turbidez filtrada.

Tabela 5-18 - Análise bivariada da redução de *Escherichia coli* e de coliformes totais com coeficientes de correlação de Spearman entre variáveis de interesse na operação de filtros lentos domiciliares (FLD) intermitentes com 16 h de retenção e contínuos em água natural (Fase 2)

Redução de <i>E. coli</i>									
		Tempo (dias)	Tempo A.M. (dias)	TFM	$\Delta h \text{ L}^{-1}$ L= 0 a 2 cm	$\Delta h \text{ L}^{-1}$ L= 0 a 12 cm	$\Delta h \text{ L}^{-1}$ L= 0 a 52 cm	Turbi- dez (água filtrada)	<i>E. coli</i> afluente
FI	$ r_s $	0,106	0,420	0,395	0,478	0,485	0,331	0,737	0,446
(n=26)	p	0,605	0,032	0,058	0,014	0,012	0,098	<0,001	0,022
FIA	$ r_s $	0,237	0,583	0,468	0,332	0,272	0,273	0,699	0,523
(n=21)	p	0,314	0,007	0,037	0,152	0,244	0,242	<0,001	0,008
FC	$ r_s $	0,383	0,499		0,516	0,215	0,330	0,634	0,852
(n=26)	p	0,054	0,009		0,007	0,292	0,099	<0,001	<0,001
FCA	$ r_s $	0,049	0,259		0,037	0,206	0,523	0,291	0,583
(n=21)	p	0,831	0,256		0,872	0,369	0,269	0,200	0,005
Redução de coliformes totais (C. totais)									
		Tempo (dias)	Tempo A.M. (dias)	TFM	$\Delta h \text{ L}^{-1}$ L= 0 a 2 cm	$\Delta h \text{ L}^{-1}$ L= 0 a 12 cm	$\Delta h \text{ L}^{-1}$ L= 0 a 52 cm	Turbi- dez (água filtrada)	C. totais afluente
FI	$ r_s $	0,019	0,509	0,412	0,501	0,522	0,391	0,694	0,341
(n=26)	p	0,925	0,008	0,036	0,009	0,006	0,047	<0,001	0,088
FIA	$ r_s $	0,092	0,673	0,394	0,162	0,262	0,307	0,864	0,272
(n=21)	p	0,700	0,001	0,085	0,495	0,264	0,188	<0,001	0,246
FC	$ r_s $	0,333	0,409		0,690	0,640	0,683	0,676	0,192
(n=26)	p	0,096	0,038		<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	0,598
FCA	$ r_s $	0,571	0,230		0,414	0,087	0,076	0,747	0,006
(n=21)	p	0,006	0,315		0,061	0,705	0,742	<0,001	0,977

Fonte: o autor. Tempo: dias desde o início da operação; tempo A.M.: dias após manutenção do topo do meio filtrante; $\Delta h \text{ L}^{-1}$, perda de carga no piezômetro dividida pela espessura do leito filtrante até o piezômetro (L); TFM: taxa de filtração máxima; $|r_s|$: módulo do coeficiente de correlação de Spearman; p-valor: probabilidade de não correlação; FI: FLD intermitente com boia; FIA: intermitente com boia e acelerador de amadurecimento; FC: FLD contínuo com boia; FCA: FLD contínuo com boia e acelerador de amadurecimento; n: número de associações. Em negrito, correlação significativa ($p < 0,05$)

A correlação entre redução de *E. coli* e *E. coli* afluente não foi significativa para 3 FLDs da Fase 1. No entanto, para a Fase 2 essa variável foi significativa para todos os modelos. Nessa última a contaminação média por *E. coli* era uma ordem de grandeza inferior à da Fase 1. Em consequência disso, foi frequente na Fase 2 a não detecção de *E. coli* nas águas filtradas, de forma que os valores de redução variavam de acordo com o valor de contaminação, o que não ocorria na Fase 1.

Tabela 5-19 - Análise bivariada da turbidez remanescente com coeficientes de correlação de Spearman entre variáveis de interesse na operação de filtros lentos domiciliares (FLD) intermitentes com 16 h de retenção e contínuos em água natural (Fase 2)

		Tempo (dias)	Tempo A.M. (dias)	TFM	$\Delta h L^{-1}$ L= 0 a 2 cm	$\Delta h L^{-1}$ L= 0 a 12 cm	$\Delta h L^{-1}$ L= 0 a 52 cm	Turbidez Afluente
FI	$ r_s $	0,478	0,326	0,694	0,277	0,281	0,098	0,098
(n=60)	p	<0,001	0,011	<0,001	0,033	0,031	0,456	0,458
FIA	$ r_s $	0,485	0,260	0,314	0,081	0,346	0,259	0,121
(n=65)	p	<0,001	0,041	0,013	0,527	0,006	0,041	0,348
FC	$ r_s $	0,474	0,559		0,356	0,417	0,450	0,033
(n=54)	p	<0,001	<0,001		0,008	0,002	<0,001	0,809
FCA	$ r_s $	0,792	0,333		0,357	0,085	0,059	0,216
(n=54)	p	<0,001	0,015		0,008	0,539	0,668	0,116

Fonte: o autor. Tempo: dias desde o início da operação; tempo A.M.: dias após manutenção do topo do meio filtrante; $\Delta h L^{-1}$, perda de carga no piezômetro dividida pela espessura do leito filtrante até o piezômetro (L); TFM: taxa de filtração máxima; $|r_s|$: módulo do coeficiente de correlação de Spearman; p-valor: probabilidade de não correlação; FI: FLD intermitente com boia; FIA: intermitente com boia e acelerador de amadurecimento; FC: FLD contínuo com boia; FCA: FLD contínuo com boia e acelerador de amadurecimento; n: número de associações. Em negrito, correlação significativa ($p < 0,05$).

A turbidez remanescente se correlacionou com a taxa máxima de filtração no FI na Fase 1, e no FI e FIA na Fase 2 (Tabela 5-18 e Tabela 5-20). Essa correlação também foi observada por Napotnik *et al.* (2017). Entende-se que independente da matriz adotada, a redução da taxa máxima de filtração é acompanhada pela redução da turbidez filtrada.

Em ambas as fases, o tempo após a manutenção e o tempo de operação correlacionaram-se com a turbidez filtrada em todos FLDs. Na Fase 2, a idade do filtro (tempo de operação) foi a variável mais significativamente correlacionada à turbidez remanescente. Dessa forma, o avanço da carreira de filtração e o tempo total de operação, ou idade do filtro, estão associados à produção de águas com menor turbidez.

A turbidez afluente não apresentou correlação com a turbidez filtrada na Fase 1 (Tabela 5-18) e Fase 2 (Tabela 5-20). Este estudo foi mantido com valores médios de $11,75 \pm 5,87$ para afluente a filtros contínuos e $10,99 \pm 5,04$ para afluentes a filtros intermitentes, ambos na Fase 1, e de $13,16 \pm 6,18$ NTU na Fase 2, para contínuos e intermitentes. Napotnik *et al.* (2017) e Tundia *et al.* (2016) também não obtiveram correlação entre turbidez de entrada e filtrada e Nair *et al.* (2014) não observaram mudança na turbidez filtrada com aumento progressivo da turbidez de entrada.

Embora as análises bivariadas tenham indicado que a turbidez filtrada não se correlacionou com a de entrada, na Fase 2 o aumento abrupto da turbidez na água de estudo do

dia 167 (Figura 5-31) resultou em impacto na turbidez filtrada dos modelos intermitentes. A turbidez de entrada aumentou de 10,7 para 44,5 NTU e resultou em aumento da turbidez filtrada de 1,95 para 7,22 NTU em FI e de 0,73 NTU para 6,63 NTU em FIA.

A perda de carga dividida por espessura de leito filtrante se correlacionou com a turbidez filtrada em todos os FLDs da Fase 1 para os primeiros 2 cm de leito (Tabela 5-18). Na Fase 2 observou-se perda de meio filtrante em decorrência de manutenções em FIA e FCA, por isso, considerou-se também a espessura de até 0 a 12 cm para análise da variável em questão (Tabela 5-20). Apenas em FCA não houve correlação entre turbidez filtrada e a perda de carga dividida por espessura de leito filtrante de 0 a 12 cm.

5.9. ANÁLISES DE ROTINA

Os resultados de monitoramento de variáveis de rotina são apresentados na Tabela 5-20, para a Fase 1, e Tabela 5-21, para a Fase 2. As tabelas contêm informação de remoção, redução ou consumo da variável em relação às águas de estudo (Tabela 5-8 e Tabela 5-9).

Não houve alteração da condutividade elétrica entre as águas de estudo e filtrada, nas duas fases. Em resultado divergente, Young-Rojanschi e Madramootoo (2015) encontraram aumento do pH e condutividade elétrica nas águas filtradas. Os autores especularam ocorrência de lixiviação do meio filtrante com resultado nessas variáveis, em experimento com TRs de 24, 36 e 48 h. Em FLDs construídos em concreto o aumento de pH na água filtrada foi atribuído a lixiviação de carbonato de cálcio (MURPHY *et al.*, 2010).

A diferença fundamental entre a Fase 1 e 2 é o conteúdo de matéria orgânica das águas de estudo. Essa diferença se reflete nos resultados das variáveis COT e absorbância em 254 nm. Na Fase 1 se observou, em geral, aumento das variáveis em questão (em comparação à afluente), ainda que os valores no filtrado tenham sido baixos, para o COT entre 0,37 e 0,55 mg L⁻¹, e absorbância em 254 nm entre 0,007 e 0,008 cm⁻¹.

Na Fase 2 houve diminuição do COT, com exceção de FI, e de absorbância em 254 nm. Kennedy *et al.* (2012) e Lynn *et al.* (2013) encontraram, respectivamente, remoções médias de COT de 14% e 26% em FLDs. Os últimos obtiveram, também, remoção de 36% de absorbância em 254 nm.

Tabela 5-20 – Características das águas filtradas por filtros lentos domiciliares (FLD) tratando água subterrânea adicionada de caulinita (Fase 1)

	FI _{16h}		FIS _{16h}		FI _{8h}		FIS _{8h}		FC		FCS	
	Média ±dp	Rem. ± dp	Média ±dp	Rem. ± dp	Média ±dp	Rem. ± dp	Média ±dp	Rem. ± dp	Média ±dp	Rem. ± dp	Média ±dp	Rem. ± dp
Cor aparente (uH)	0,51 ± 0,75	97% ± 3%	0,66 ± 0,87	96% ± 5%	0,96 ± 0,87	94% ± 5%	1,32 ± 1,31	92% ± 11%	0,98 ± 0,99	93% ± 11%	0,98 ± 0,99	93% ± 11%
pH	7,42 ± 0,32	NA	7,43 ± 0,19	NA	7,47 ± 0,15	NA	7,46 ± 0,16	NA	7,56 ± 0,08	NA	7,56 ± 0,08	NA
Turbidez (NTU)	0,88 ± 0,44	91% ± 5%	1,03 ± 0,66	89% ± 7%	1,13 ± 0,52	90% ± 5%	1,33 ± 0,60	88% ± 6%	1,24 ± 0,91	88% ± 5%	1,24 ± 0,91	88% ± 5%
COT (mg L ⁻¹)	0,41 ± 0,35	37 ± 30%	0,37 ± 0,32	39% ± ±31%	NR	NR	NR	NR	0,55 ± 0,40	-86% ± 100%	0,50 ± 0,42	-57% ± 69%
Absorbância _{254 nm} (cm ⁻¹)	0,008± 0,005	-58% ± 103%	0,007 ± 0,004	-75% ± 109%	NR	NR	NR	NR	0,007 ± 0,004	-46% ± 71%	0,007 ± 0,004	-46% ± 71%
Condutividade Elétrica (µS cm ⁻¹)	49,61 ± 3,99	NA	49,84 ± 3,29	NA	49,49 ± 3,18	NA	49,34 ± 3,11	NA	49,61 ± 3,99	NA	49,61 ± 3,99	NA
<i>Escherichia coli</i> (UFC 100 mL ⁻¹)	308 ± 604	91,5% ± ±10,6%	354 ± 524	91,4% ± 8,1%	195 ± 286	91,9% ± ±10,2%	208 ± 274	90,2%± 14,8%	94 ± 209	98,1% ± 3,3%	94 ± 209	98,1% ± ± 2,4%
Temperatura (°C)	20,9 ± 3,6	NA	20,9 ± 3,6	NA	24,0 ± 3,3	NA	24,0 ± 3,3	NA	20,5 ± 3,7	NA	20,5 ± 3,8	NA

Fonte: o autor. FI: FLD intermitente com boia; FIS: FLD intermitente sem boia; FC: FLD contínuo com boia; FCS: FLD contínuo sem boia; 8 h e 16 h: tempo total de retenção em filtros intermitentes Rem: porcentagem média de remoção ou redução (se negativo, aumento); dp: desvio padrão; NA: não se aplica; NR: não realizado.

Tabela 5-21 – Características das águas filtradas por filtros lentos domiciliares (FLD) tratando água natural (Fase 2).

	FI _{16h}		FIA _{16h}		FI _{8h}		FIA _{8h}		FC		FCA	
	Média ±dp	Rem. ± dp	Média ±dp	Rem. ± dp	Média ±dp	Rem. ± dp	Média ±dp	Rem. ± dp	Média ±dp	Rem. ± dp	Média ±dp	Rem. ± dp
Cor aparente (uH)	14,03 ± 8,39	69% ± 23%	9,25 ± 5,18	82% ± 15%	14,92 ± 7,43	65% ± 16%	10,21 ± 5,96	76% ± 11%	8,38 ± 5,12	80% ± 16%	7,50 ± 4,39	84% ± 13%
pH	7,24 ± 0,14	NA	7,23 ± 0,13	NA	7,23 ± 0,12	NA	7,24 ± 0,14	NA	7,27 ± 0,10	NA	7,24 ± 0,10	NA
Turbidez (NTU)	2,84 ± 1,96	72% ± 33%	1,93 ± 1,43	85% ± 11%	3,17 ± 1,98	64% ± 28%	2,26 ± 1,74	78% ± 10%	1,79 ± 1,19	82% ± 16%	1,81 ± 1,26	85% ± 11%
COT (mg L ⁻¹)	1,52 ± 0,61	-1% ± 37%	1,17 ± 0,50	17% ± 29%	NR	NR	NR	NR	1,06 ± 0,43	30% ± 20%	1,02 ± 0,50	17% ± 29%
Absorbância _{254 nm} (cm ⁻¹)	0,041 ± 0,013	48% ± 26%	0,035 ± 0,015	57% ± 23%	NR	NR	NR	NR	0,029 ± 0,014	64% ± 20%	0,027 ± 0,013	67% ± 23%
Nitrogênio Nitrato (mg L ⁻¹)	0,490 ± 0,122	27% ± 10%	0,450 ± 0,150	33% ± 16%	NR	NR	NR	NR	0,412 ± 0,187	40% ± 16%	50% ± 12%	0,346 ± 0,147
Condutividade Elétrica (µS cm ⁻¹)	46,44 ± 5,97	NA	47,06 ± 5,48	NA	44,99 ± 6,13	NA	44,93 ± 5,89	NA	47,30 ± 5,98	NA	47,60 ± 4,72	NA
<i>Escherichia coli</i> (UFC 100 mL ⁻¹)	12 ± 16	97,1% ± 4,3%	13 ± 34	97,8% ± 4,4%	15 ± 17	95,1% ± 5,6%	12 ± 16	96,5% ± 5,5%	2 ± 5	99,0% ± 2,2%	3 ± 9	98,8% ± 3,7%
Coliformes totais (UFC 100 mL ⁻¹)	80 ± 74	99,2% ± 0,7%	102 ± 159	99,1% ± 1,2%	164 ± 202	98,1% ± 2,0%	126 ± 162	98,7% ± 1,5%	32 ± 46	99,7% ± 0,5%	46 ± 64	99,5% ± 0,7%
OD <i>schmutzdecke</i> (mg L ⁻¹)	5,59 ± 0,62	22% ± 7%	5,50 ± 1,02	26% ± 12%	NR	NR	NR	NR	6,58 ± 0,68	8% ± 8%	6,65 ± 0,41	16% ± 8%
Temperatura (°C)	22,3 ± 1,6	NA	22,3 ± 1,6	NA	25,5 ± 1,9	NA	25,5 ± 1,9	NA	22,2 ± 1,5	NA	22,2 ± 1,5	NA

Fonte: o autor. FI: filtro lento domiciliar (FLD) intermitente com boia; FIA: FLD intermitente com boia e acelerador de amadurecimento; FC: FLD contínuo com boia; FCA: FLD contínuo com boia e acelerador de amadurecimento; 8 h e 16 h: tempo total de retenção em filtros intermitentes Rem: porcentagem média de remoção, redução ou consumo (se negativo, aumento); dp: desvio padrão; NA: não se aplica; NR: não realizado; OD *schmutzdecke*: concentração de oxigênio dissolvido medida a 2 cm de profundidade do leito filtrante.

O nitrogênio na forma de nitrato esteve abaixo da curva de detecção do espectrofotômetro na Fase 1. Na Fase 2 houve redução da variável em todos os FLDs. O resultado é diferente do observado nos FLDs de Young-Rojanschi e Madramootoo (2015), nos quais houve diminuição da concentração nitrogênio total e aumento da de nitrato. Na Fase 2 a concentração de nitrogênio na forma de nitrito esteve abaixo da detecção nos testes realizados nas águas afluentes e filtradas. A frequência de dois abastecimentos diários de água nos filtros intermitentes favoreceu a manutenção de níveis de OD adversos à atuação de bactérias desnitrificantes.

Young-Rojanschi e Madramootoo (2015) abasteciam o filtro com volume correspondente apenas à camada de areia fina. Por esse motivo, parte do volume correspondente à dose de água anterior permanecia retida no filtro após nova adição de água. Essa fração que permanecia no filtro atingia concentração de OD próximas à anaerobiose. Essa condição pode favorecer a desnitrificação (redução do nitrato a nitrito e nitrito a nitrogênio gasoso).

Murphy *et al.* (2010) observaram ocorrência simultânea de nitrificação e desnitrificação em FLD, com aumento da concentração de nitrito na água filtrada. A produção de águas com concentração de nitrogênio na forma de nitrito acima do limite da OMS (WHO, 2017) de 3 mg L^{-1} é especialmente um risco onde a fonte a ser tratada é próxima a áreas agrícolas, com alto uso de fertilizantes, ou haja presença de contaminação por fezes humanas ou animais (MURPHY *et al.*, 2010). A legislação brasileira referente à água potável (BRASIL, 2017b) limita a concentração de nitrogênio na forma de nitrito a 1 mg L^{-1} , e a forma de nitrato a 10 mg L^{-1} . A preocupação quanto ao nível de nitrito se relaciona ao risco de meta-hemoglobinemia.

A Fase 1 aconteceu entre fevereiro e agosto de 2016 e a Fase 2 entre setembro de 2016 e abril de 2017. A Fase 1 ocorreu, em parte, no período de inverno, por isso, observaram-se menores médias e maiores variação da temperatura da água filtrada, em comparação à Fase 2. Nas duas fases as amostras do TR de 8 h tinham maiores temperaturas em comparação às do TR de 16 h porque as do mais curto período eram coletadas no período da tarde e as outras no da manhã (Figura 4-5).

5.10. CONSIDERAÇÕES SOBRE O TEMPO DE AMADURECIMENTO

A duração do tempo de amadurecimento segundo critérios envolvendo turbidez e redução de bactérias é apresentada na Tabela 5-22. Ainda que o comportamento das variáveis turbidez remanescente, redução de *E. coli* e redução de coliformes totais (Fase 2, apenas) tenha

sido explorado em tópicos específicos, a análise seguinte é destinada a encontrar critérios de quando considerar cada FLD como maduro, segundo resultados da tese.

Tabela 5-22 – Tempo necessário (dias) para se atingir critério de amadurecimento de filtros lentos domiciliares (FLD)

Fase 1				
Critério	FI	FIS	FC	FCS
Turbidez < 1 NTU	35	57	47	47
Est. de turbidez remanescente	NO	NO	NO	NO
Redução <i>E. coli</i> > 1,00 log	28	55	21	14
Maior redução* de <i>E. coli</i>	67	137	137	137
Est. de redução de <i>E. coli</i>	NO	NO	NO	NO
Ausência de <i>E. coli</i>	NO	NO	137	137
Fase 2				
	FI	FIA	FC	FCA
Turbidez < 1 NTU	117	89	110	99
Est. de turbidez remanescente	NO	NO	NO	NO
Redução <i>E. coli</i> > 1,00 log	13	7	7	7
Maior redução de <i>E. coli</i> **	70	7	28	7
Maior redução de CT***	98	21	70	21
Est. de redução de <i>E. coli</i> **	70	7	28	7
Ausência de <i>E. coli</i>	70	7	28	7

Fonte: o autor. FI: FLD intermitente com boia; FIS: FLD intermitente sem boia; FC: FLD contínuo com boia; FCS: FLD contínuo sem boia; FIA: FLD intermitente com boia e acelerador de amadurecimento; FCA: FLD contínuo com boia e acelerador de amadurecimento; Est. : estabilidade; NO: Não observado; CT: coliformes totais;*maior redução que foi alcançada pela unidade;**não houve estabilidade porque redução de *E. coli* na Fase 2 variou com o valor afluente, considerou-se o critério da ausência; *** a redução de CT na Fase 2 variou de forma independente do valor afluente.

De forma prática, o *Biosand Filter Construction Manual* (CAWST, 2012) estabelece o período de 30 dias para completa formação da camada biológica de FLD. Há indicação de que após esse período ocorra a estabilidade da eficiência de redução de patógenos. Caso se considere o critério de redução de bactérias acima de 1,00 log, os FLDs da pesquisa apresentaram o tempo de amadurecimento inferior ao estabelecido em CAWST (2012), com exceção de FIS (Fase 1). A definição do tempo de amadurecimento como aquele em que se alcança um valor esperado para as reduções de bactérias foi utilizada por alguns trabalhos (ELLIOTT *et al.*, 2006; NAIR *et al.*, 2014).

Entretanto, a definição do tempo de amadurecimento pode se tornar uma tarefa difícil ao se considerar que a operação de FLD apresenta tendência de melhora de eficiências, sem necessariamente estabilizar, até o momento de sua interrupção. A manutenção do topo precisa ser feita por haver acúmulo de perda de carga e o reinício da carreira de filtração é acompanhado

de quedas das eficiências. Por esse motivo, não se observou estabilidade da turbidez remanescente nos FLDs da Fase 1 e 2.

Um exemplo de não alcance de estabilidade foi demonstrado por Kennedy *et al.* (2013). Estes autores observaram em seus FLDs que mesmo após 30 dias iniciais, quando se atingiu 1,00 log de redução de *E. coli*, eficiência continuou aumentando, com média superior a 2,00 log, de forma que o amadurecimento do filtro ainda ocorria.

Na literatura sobre filtração lenta convencional o leito de areia é considerado biologicamente maduro quando não ocorre mudanças na eficiência de redução de bactérias, depois de ultrapassado o tempo de amadurecimento (BARRETT *et al.*, 1991). Por esse critério não foi possível determinar tempo de amadurecimento na Fase 1. A operação ocorreu no inverno e o fator de mudança de temperatura pode ter atrapalhado o alcance de estabilidade pelos FLDs.

Na Fase 2, houve rápida estabilidade na redução de *E. coli*, que se apresentava em baixo número no afluente. No entanto, houve variações em seguida às manutenções. Nessa Fase 2 o grupo de coliformes totais representou um desafio de mais difícil redução por suas maiores contagens na água de estudo. O critério maior redução de coliformes totais se aproximou mais da definição de Barrett *et al.* (1991) para o amadurecimento, embora as manutenções tenham provocado variações nas eficiências de redução.

Ao se considerar o critério maior redução alcançada de bactérias pela unidade, *E. coli* para Fase 1 e coliformes totais para Fase 2, os tempos de amadurecimento são descritos a seguir. Na Fase 1, FI apresentou 67 dias para o amadurecimento (2,30 log de redução); e os outros (FIS, FC e FCS), 137 dias (respectivamente, 1,90; 3,40 e 3,40 log de redução). Na Fase 2, FI demorou 98 dias para o amadurecimento (3,60 log de redução); FIA, 21 dias (3,60 log); FC, 70 dias (4,18 log); e FCA, 21 dias (3,70 log).

Na Fase 1 houve média de 119 ± 35 dias para o amadurecimento, considerando todos FLDs; na Fase 2, 73 ± 38 dias. Dessa forma, o tipo de água interferiu no amadurecimento dos filtros.

A respeito do uso de acelerador de amadurecimento na Fase 2, na operação intermitente houve redução do tempo de amadurecimento considerando qualquer critério (Tabela 5-22). Para operação contínua também houve redução do tempo, considerando critério maior redução de bactérias, embora para FCA tenha sido observada menor estabilidade em comparação à FC em decorrência de mais manutenções.

5.11. ANÁLISES DE CONSUMO DE OXIGÊNIO DISSOLVIDO

Os valores de OD da água de estudo e a 2 cm de profundidade do leito filtrante em função do tempo de operação da Fase 2 são apresentados na Figura 5-52 e Figura 5-53, respectivamente, para FLDs intermitentes e contínuos. Esperava-se a diminuição do OD na região da *schmutzdecke* (coleta a 2 cm de profundidade) com o avanço das carreiras de filtração, em decorrência do amadurecimento dos FLDs. No entanto, esse comportamento não foi uma regra.

Figura 5-52 – Oxigênio dissolvido em função do tempo de operação em água de estudo e a 2 cm de profundidade do meio filtrante de filtro lento domiciliar intermitente sem (FI) e com (FIA) acelerador de amadurecimento

Fonte: o autor.

O método de coleta dependia da captação da água por tubos de silicone, nas profundidades consideradas, conforme apresentado na seção *Materiais e Método*. Com o passar da operação a região de coleta a 2 cm da interface com a água se apresentava com o fluxo cada vez mais obstruído. Este fato ocasionou coletas mais demoradas e provável maior assimilação do oxigênio atmosférico, enviesando a medida.

Ao uso do acelerador de amadurecimento esperava-se o efeito do aumento do consumo de OD. Nos FLDs intermitentes observaram-se menores valores de OD para FIA em comparação a FI até o dia 120 (Figura 5-52), não havendo diferença estatística em toda a operação ($p=0,458$). Para os FLDs contínuos a tendência de maior consumo de OD em FCA

em comparação à FC foi mantida em todo estudo (Figura 5-53) com confirmação de diferença por teste estatístico ($p=0,017$).

Figura 5-53 – Oxigênio dissolvido em água de estudo e a 2 cm de profundidade do meio filtrante de filtro lento domiciliar contínuo sem (FC) e com (FCA) acelerador de amadurecimento

Fonte: o autor.

Na Figura 5-54 demonstra-se o perfil de OD com tomada de amostra na região de água estacionária; 2 cm abaixo da interface água-areia; e a 52 cm abaixo dessa interface. As medidas foram semanais entre os dias 182 e 202 da operação na Fase 2. Os FLDs intermitentes apresentaram maior consumo de OD na *schmutzdecke*, sem haver consumo adicional da variável no final do leito filtrante. Os FLDs contínuos apresentaram diminuição progressiva de OD até o final do leito filtrante. A tendência dos perfis converge com as medidas de Young-Rojanschi e Madramootoo (2014), embora esse trabalho tenha encontrado maiores consumos de OD, com medições por sensores instalados nas posições pré-determinadas.

No fluxo intermitente uma porção de água inicial percorre rapidamente a região onde há maior atividade microbológica e consumo de OD (*schmutzdecke*). Em seguida, no tempo de pausa, outra porção de água fica em contato com a *schmutzdecke* e tem parte de seu OD consumido. Por outro lado, em FLDs contínuos todas as porções de água atravessam lentamente a região da *schmutzdecke* e percorrem o restante do leito filtrante com a mesma velocidade.

Figura 5-54 – Perfil de oxigênio dissolvido em filtros lentos domiciliares, intermitente (a) sem (FI) e (b) com (FIA) acelerador de amadurecimento, contínuo (c) sem (FC) e (d) com (FCA) acelerador de amadurecimento, em medidas com variação temporal entre dias 182 e 202 da operação

Fonte: o autor.

No estudo de Young-Rojanschi e Madramootoo (2014) encontraram-se condições anóxicas em profundidade de 5 a 10 cm de FLD intermitente com pausa de 24 horas. Essa condição não é desejada, pois pode ocorrer redução do nitrato a nitrito, conforme observado por Murphy *et al.* (2010). Kennedy *et al.* (2012) também sugerem a ocorrência de desnitrificação em FLD intermitente por terem notado redução da concentração de nitrato na água filtrada. No entanto, esses pesquisadores sugerem que o fenômeno é provável de ocorrer em camadas inferiores do leito filtrante, onde influíram haver mais escassez de oxigênio.

As medidas da presente tese e do trabalho de Young-Rojanschi e Madramootoo (2014) demonstraram que a menor concentração de OD em FLDs intermitentes ocorre no topo e não na base como especulado por Kennedy *et al.* (2012). Em outro trabalho, Young-Rojanschi e

Madramootoo (2015) constataram que períodos de pausa mais prolongados (48 h e 72 h) levaram ao maior consumo de OD no topo.

Segundo Young-Rojanschi e Madramootoo (2015), espera-se que o pico de consumo de OD ocorra entre a superfície da areia e a 5 cm de profundidade. Essa pesquisa se utilizou de sensores instalados na lateral do filtro e se admitiu como limitação a ausência de sensores imediatamente na *schmutzdecke*. Essa limitação pode ser superada mediante o emprego de microssensores, capazes de fornecer informações precisas de concentração de OD em locais específicos.

5.12. ANÁLISES DE PERFIS DE OXIGÊNIO DISSOLVIDO COM MICROSENSORES

Em aplicações de microssensores para medida da espessura de biofilmes, considera-se a superfície desse o local onde há o primeiro ponto de inflexão do perfil de OD (LEWANDOWSKI e BEYENAL, 2014; SARTI *et al.*, 2016). O eletrodo atravessa o biofilme até o contato com uma superfície rígida. Então a espessura do biofilme é determinada pela distância entre o primeiro ponto de inflexão do perfil e a localização da superfície. No entanto, em FLDs as superfícies de crescimento de biofilmes são os grãos de areia e, no caso da presente tese, também a manta não tecida. O eletrodo é penetrado sem a restrição de meio rígido que indique o contato com o suporte de crescimento de biofilme.

Os microperfis de OD de FI, FIA, FC e FCA são apresentados na Figura 5-55. A coleta de dados não permitiu inferências sobre espessura de biofilme, da forma com que vem sendo aplicada para crescimento desse sobre meio suporte. Todavia, os perfis possibilitaram a investigação sobre zonas onde há maior consumo de OD, pois o eletrodo penetrou o meio intersticial do leito filtrante.

Figura 5-55 – Microperfis de oxigênio dissolvido (OD), com ajuste polinomial e derivada segunda do ajuste, de filtro lento domiciliar (FLD): a) FI; b) FIA; c) FC; d) FCA; em água natural (Fase 2)

Fonte: o autor. FI: FLD intermitente com boia; FIA: FLD intermitente com boia e acelerador de amadurecimento; FC: FLD contínuo com boia; FCA: FLD contínuo com boia e acelerador de amadurecimento.

Com a finalidade de identificar regiões dos perfis nas quais ocorriam mudanças importantes na concentração de OD, identificaram-se pontos de inflexão. Para tanto, realizou-se o ajuste dos valores medidos e se obteve a derivada segunda da equação dos ajustes. O valor “0” da derivada segunda é o ponto de inflexão do perfil. Considerou-se a zona de maior atividade da *schmutzdecke* aquela entre os dois primeiros pontos de inflexão dos ajustes

Os perfis de OD em função da profundidade das amostras do topo dos FLDs com destaque para regiões de interesse são apresentados na Figura 5-56. A região onde há decaimento linear da concentração do substrato é a camada limite de difusão (LEWANDOWSKI, 1994). O ponto 0 foi definido como o ponto médio entre as duas inflexões.

A região com maior consumo de OD de FI apresentou aproximadamente 8 mm de espessura, em FIA se aproximou de 4 mm, em FC de 2 mm e em FCA um pouco maior que 3 mm.

Nas medidas consideradas o valor mínimo de OD registrado esteve próximo a 2 mg L^{-1} em todos os FLDs.

Os perfis de OD ao longo dos leitos filtrantes dos FLDs apresentados na Figura 5-54 (seção *Análises de consumo de oxigênio dissolvido*) indicam que em fluxo contínuo há decréscimo da concentração da variável do topo até a base. No entanto, a técnica de microssensores possui sofisticação de medida em espaço intersticial onde se forma a *schmutzdecke*. Na Figura 5-56 se observa que o microperfil vertical pode apresentar região de menor concentração de OD acima de outra com maior concentração (Figura 5-56d). Esse fato pode ter ocorrido por biofilmes não se desenvolverem de maneira homogênea, havendo regiões de difusão de OD.

A tomada de perfis por microssensores penetrados ao meio intersticial do leito filtrante traz informações precisas sobre a concentração de OD na seção considerada. A retirada de amostras de porções representativas de diferentes profundidades do leito filtrante seguida de medida com microssensores responderia com precisão a dinâmica do OD em FLDs contínuos e intermitentes. Essa informação se faz importante para a identificar a possibilidade de decaimento de OD a 0 mg L^{-1} e orientar a respeito de frequência de alimentação em FLDs intermitentes e taxa de filtração em FLDs contínuos.

Figura 5-56 – Perfil de oxigênio dissolvido (OD) ao longo de espessura (a) FI; (b) FIA; (c) FC; (d) FCA

Fonte: o autor. FI: FLD intermitente com boia; FIA: FLD intermitente com boia e acelerador de amadurecimento; FC: FLD contínuo com boia; FCA: FLD contínuo com boia e acelerador de amadurecimento.

5.13. DETECÇÃO DE (OO)CISTOS DE *GIARDIA* E *CRYPTOSPORIDIUM*

5.13.1. CONTROLE DE QUALIDADE

Os resultados do controle analítico da metodologia de detecção de cistos de *Giardia* e oocistos de *Cryptosporidium* utilizando como inóculo uma suspensão purificada são apresentados na Tabela 5-23. Estimou-se a contaminação da água filtrada de FLD em um número médio de 373 cistos de *Giardia* spp. e 1853 oocistos de *C. parvum* (número estimado pela média da contagem de três poços de suspensão de igual volume ao inoculado nas águas que foram levadas à etapa de concentração de protozoários).

As recuperações apresentadas na Tabela 5-23, excetuando-se o coeficiente de variação (CV) para *Cryptosporidium*, enquadram-se nos critérios de aceitação da metodologia pelo método 1623.1 (USEPA, 2012) (*Cryptosporidium*: recuperação de 38 a 100%, CV: 37% e *Giardia*: recuperação de 22 a 100%, CV: 39%).

Tabela 5-23 – Resultados de recuperação de cistos de *Giardia* spp. e oocistos de *C. parvum* em ensaio de controle da qualidade do método de concentração de protozoários por filtração em membranas com inóculo de suspensão purificada em água filtrada de filtro lento domiciliar

Número do teste/ parasitos enumerados	1	2	3	4	Média	Desv pad	CV
<i>Giardia</i> spp.	234	304	301	288,00	297,67	8,50	3%
<i>C. parvum</i>	1027	1332	502	620,00	818,00	449,03	55%
% de recuperação							
<i>Giardia</i> spp.	63%	82%	81%	77%	80%	2%	3%
<i>C. parvum</i>	55%	72%	27%	33%	44%	24%	55%
1623.1							
<i>Giardia</i> spp.					22 a 100%		39%
<i>Cryptosporidium</i> spp.					38 a 100%		37%

Fonte: o autor. Desv pad: desvio padrão; CV: coeficiente de variação (desvio padrão dividido pela média)
1623.1: padrão de aceitação do método USEPA (2012) 1623.1

O controle de qualidade também foi feito com número inferior de cistos (100) e oocistos (100), por meio da suspensão comercial *Easy Seed*TM. Os resultados deste ensaio são apresentados na Tabela 5-24.

Tabela 5-24 – Resultados de recuperação de cistos de *Giardia* spp. e oocistos de *Cryptosporidium* spp. em Ensaio de controle da qualidade do método de concentração de protozoários por filtração em membranas com inóculo de Easy Seed™ em água filtrada de filtro lento domiciliar

Número do teste / % de recuperação	1	2	3	4	Média	Desv pad	CV
<i>Giardia</i> spp.	39%	39%	80%	70%	63%	21%	34%
<i>Cryptosporidium</i> spp	9%	14%	11%	11%	12%	2%	14%
1623.1							
<i>Giardia</i> spp.					22 a 100%		39%
<i>Cryptosporidium</i> spp.					38 a 100%		37%

Fonte: o autor. Desv pad: desvio padrão; CV: coeficiente de variação (desvio padrão dividido pela média) 1623.1: padrão de aceitação do método USEPA (2012) 1623.1

Os testes de controle de qualidade com *Easy Seed*™ indicaram a recuperação de oocistos de *Cryptosporidium* abaixo do critério de aceitação estabelecido em USEPA (2012). Houve maior índice de perdas de oocistos quando se inoculou menor número. A recuperação de cistos de *Giardia* se apresentou satisfatória, de acordo com USEPA (2012).

Outras pesquisas também apresentaram baixos índices de recuperação de oocistos de *Cryptosporidium* pelo método de filtração em membranas. Embora cada matriz apresente particularidades, os resultados desta tese são próximos aos encontrados por (Medeiros e Daniel, 2015) ($12,5 \pm 5,0\%$), em esgoto doméstico, sem a etapa de purificação por separação imunomagnética (IMS). Enquanto Santos (2015) obteve $5,6 \pm 2,8\%$ de recuperação em efluente da etapa de flotação de esgoto doméstico, com etapa de IMS Maciel e Sabogal-Paz (2016) apresentaram recuperações de $5,0 \pm 10,0\%$ e $5,7 \pm 3,1\%$, respectivamente sem e com IMS, em matriz de alta turbidez.

Por outro lado, a recuperação de cistos de *Giardia* tem índices satisfatórios pelo método de concentração utilizado nesta tese. Medeiros e Daniel (2015) encontraram $67,5 \pm 12,6\%$ de recuperação em matriz de baixa turbidez de etapa de tratamento de esgoto doméstico sem IMS, Maciel e Sabogal (2016) encontraram $80,0 \pm 16\%$ em matriz de turbidez elevada, também sem IMS. Santos e Daniel (2016) obtiveram $67 \pm 11,3\%$ de recuperação do parasito, com uso de IMS, em efluente de flotação de esgoto doméstico.

Na presente tese 100% dos sedimentos concentrados na etapa de concentração foram dispostos em lâminas para a etapa de visualização em microscopia. Dessa forma não se incorreu

em erros provenientes de tomadas de alíquotas, com usos de fator de multiplicação para quantificar (oo)cistos nos volumes concentrados.

Entretanto, a passagem dos volumes considerados nas membranas resultou em acúmulos de sujidades para as etapas seguintes do procedimento de concentração. Consequência disso foi a geração de poços com sólidos que dificultavam a visualização dos parasitos, em comparação aos com suspensão purificada. A visualização de cistos e oocistos se baseou principalmente na técnica de IFA, pois a densidade de sólidos inviabilizava as técnicas confirmatórias de DAPI e DIC, na maioria dos casos. As comparações de imagens entre suspensão purificadas e após o procedimento de concentração são apresentadas na Figura 5-57, para cistos de *Giardia*, e Figura 5-58, para oocistos de *C. parvum*.

Figura 5-57 – Visualização de cisto de *Giardia* (a) de suspensão purificada e (b) após procedimento de concentração por filtração em membranas de água filtrada por filtro lento domiciliar. Técnicas de: 1) IFA; 2) DAPI; 3) DIC. Barras de escala: 10 μ m

Fonte: o autor

Figura 5-58 – Visualização de cisto de *Cryptosporidium parvum* (a) de suspensão purificada e (b) após procedimento de concentração por filtração em membranas de água filtrada por filtro lento domiciliar. Técnicas de: 1) IFA; 2) DAPI; 3) DIC. Barras de escala: 10 μ m

Fonte: o autor

5.13.2. REMOÇÃO DE CISTOS DE *GIARDIA* E OOCISTOS DE *CRYPTOSPORIDIUM* EM FILTROS LENTOS DOMICILIARES

Os resultados das detecções de cistos de *Giardia* e oocistos de *C. parvum* em ensaios com contaminação desses parasitos são apresentados, respectivamente, na Tabela 5-25 e Tabela 5-26. Não houve detecção de cistos de *Giardia*, enquanto que se identificou um oocisto de *C. parvum* em duas coletas, uma proveniente de FCA e outra de FI.

Tabela 5-25 – Número inoculado e detecção de cistos de *Giardia* em coleta de 20 litros de água filtrada de filtros lentos domiciliares – FLD

Teste N°	Número inoculado (por contaminação*)	Detectado em FI (cistos / 20 litros)	Detectado em FIA (cistos / 20 litros)	Detectado em FC (cistos / 20 litros)	Detectado em FCA (cistos / 20 litros)
1	1504	ND	ND	ND	ND
2	1596	ND	ND	ND	ND
3	1428	ND	ND	ND	ND
4	894	ND	ND	ND	ND
5	1344	ND	ND	ND	ND
6	1792	NR	NR	ND	NR
7	1792	NR	NR	ND	NR
8	1792	NR	NR	ND	NR
9	1792	NR	NR	ND	NR
10	1792	NR	NR	ND	NR
11	1818	ND	NR	NR	NR
12	2424	ND	NR	NR	NR
13	2424	ND	NR	NR	NR
14	2424	ND	NR	NR	NR
15	2424	ND	NR	NR	NR

Fonte: o autor. FI: FLD intermitente com boia; FIA: FLD intermitente com boia e acelerador de amadurecimento; FC: FLD contínuo com boia; FCA: FLD contínuo com boia e acelerador de amadurecimento; * FLD intermitentes receberam contaminações em 1 e 2 alimentações antes da coleta de 20 litros; FLD contínuos receberam contaminações em 24 h, 16 h e 8 h anterior a coleta de 20 litros; ND: não detectado; NR: teste não realizado no FLD

Ao se considerar todos os FLDs, foram analisadas 30 amostras e volume total de 600 litros. Em 93% das amostras não houve detecção de nenhum dos parasitos. Duas formas observadas apresentaram similaridade com oocisto de *Cryptosporidium* e foram consideradas como tal. Por haver dificuldades de visualização com técnicas confirmatórias de DAPI e DIC, a identificação não foi precisa. No entanto, as formas foram comparadas com oocistos visualizados de suspensão purificada utilizada na contaminação das águas de entrada. A comparação entre as formas identificadas como oocistos e oocisto da suspensão purificada é apresentada na Figura 5-59.

Tabela 5-26 – Número inoculado e detecção de oocistos de *Cryptosporidium* em coleta de 20 litros de água filtrada de filtros lentos domiciliares – FLD

Teste Nº	Número inoculado (por contaminação*)	Detectado em FI (cistos / 20 litros)	Detectado em FIA (cistos / 20 litros)	Detectado em FC (cistos / 20 litros)	Detectado em FCA (cistos / 20 litros)
1	3706	ND	ND	ND	ND
2	2790	ND	ND	ND	ND
3	2178	ND	ND	ND	ND
4	1178	ND	ND	ND	ND
5	3630	ND	ND	ND	1
6	4040	NR	NR	ND	NR
7	4040	NR	NR	ND	NR
8	4040	NR	NR	ND	NR
9	4040	NR	NR	ND	NR
10	4040	NR	NR	ND	NR
11	2557	ND	NR	NR	NR
12	3443	ND	NR	NR	NR
13	3443	1	NR	NR	NR
14	3443	ND	NR	NR	NR
15	3443	ND	NR	NR	NR

Fonte: o autor. FI: FLD intermitente com boia; FIA: FLD intermitente com boia e acelerador de amadurecimento; FC: FLD contínuo com boia; FCA: FLD contínuo com boia e acelerador de amadurecimento; * FLD intermitentes receberam contaminações em 1 e 2 alimentações antes da coleta de 20 litros; FLD contínuos receberam contaminações em 24 h, 16 h e 8 h anterior a coleta de 20 litros; ND: não detectado; NR: teste não realizado no FLD

A tecnologia de filtração lenta é eficiente para a remoção dos protozoários em questão. São esperadas remoções de oocistos de *Cryptosporidium* como 4,00 log (SCHULER *et al.*, 1991) e 4,70 log (HIJNEN *et al.*, 2007). Ao considerar os números de (oo)cistos inoculados nos FLDs dessa pesquisa, a taxa de remoção variou entre 2,95 log e 3,60 log, levando em conta os 2 parasitos, de forma que maiores valores de contaminação poderiam resultar em maiores valores de remoção.

Pesquisas ainda indicam que há baixo risco de acúmulo desse parasito no leito filtrante de filtros lentos, possivelmente por ação do zooplankton (HELLER e DE BRITO, 2006; HIJNEN *et al.*, 2007). No entanto, a remoção em FLD foi pouco abordada por pesquisas. Palmateer *et al.* (1999) realizaram contaminação pontual da ordem de 10^6 oocistos e 10^5 cistos. Somente após o 6º dia dessa contaminação massiva foram detectados oocistos, e no 7º dia se detectou 241 oocistos, não havendo detecção de cistos por todo experimento.

Figura 5-59 - Visualização de formas identificadas como oocisto de *Cryptosporidium parvum* em: água filtrada de (a) Filtro Lento Domiciliar – FLD intermitente com boia (FI), (b) FLD contínuo com boia e acelerador de amadurecimento; (c) suspensão purificada . Técnica de (1) IFA, (2) DAPI. Barras de escala: 5 μ m

Fonte: o autor

A contaminação experimentada por Palmateer *et al.* (1999) que resultou em transpasse de oocistos é pouco provável em águas utilizadas para o tratamento em FLDs. No entanto, as baixas doses infectantes de oocistos de *Cryptosporidium* reforçam ressalvas quanto à segurança da tecnologia para a remoção do parasito. Métodos potencialmente utilizáveis de pós-tratamento por desinfecção como a cloração possuem baixa efetividade para inativar oocistos (KORICH *et al.*, 1990).

A espessura do meio filtrante pode ser determinante para a retenção de (oo)cistos. Em filtros lentos em escala piloto, Heller e De Brito (2006) observaram penetração de oocistos em até 60 cm do leito, com ausência do parasito em subcamadas inferiores. O FLD da presente tese possuía 58 cm de leito filtrante e espessuras superiores às aplicadas podem tornar difícil a difusão da tecnologia. Adeyemo *et al.* (2015) utilizaram FLD com leito filtrante de apenas 15 cm e vazão máxima de 6,84 L h⁻¹ (área superficial não informada). Esses autores encontraram de 4 a 8% de transpasse de oocistos de *Cryptosporidium* e de 4 a 7% de transpasse de cistos de *Giardia* nas águas filtradas.

A análise em microscopia que objetivou diagnosticar sobre a presença de (oo)cistos de *Giardia* e *Cryptosporidium* resultou, também, na visualização de microrganismos maiores (Figura 5-60).

Figura 5-60 – Microrganismos visualizados em microscopia de fluorescência para identificação de (oo)cistos de *Giardia* e *Cryptosporidium* em água filtrada

Fonte: o autor.

Bichai *et al.* (2014) observaram transporte de oocistos internalizados em rotíferos através do leito filtrante de filtro lento. Dessa forma, existem riscos associados à presença de organismos que transportem parasitos em suas formas de resistência sem afetar suas viabilidades.

5.14. MICROSCOPIA DA CAMADA BIOLÓGICA DOS FILTROS LENTOS DOMICILIARES

Nas figuras seguintes são apresentadas imagens de microscopia do material raspado sobre a manta não tecida dos FLDs na Fase 2 desta tese. De modo geral, não houve diferenças de densidade e diversidade dos organismos observados, no entanto, amostras de FI, FIA, FC e FCA estão expostas em separado, respectivamente, em Figura 5-61, Figura 5-62, Figura 5-63 e Figura 5-64.

Algumas diferenças entre o material analisado sobre as mantas dos FLDs foram notadas apenas na primeira visualização, no dia 49 da operação. Nesse momento se visualizou mais atividades de organismos do filo Rotífera em FC em comparação à FI (FIA e FCA ainda não haviam começado a operação). No dia descrito ambos também demonstravam protozoários de vida livre ciliados (abundantes) e flagelados, algas filamentosas, diatomáceas e nematoides.

Em coletas feitas em período avançado da operação se visualizou organismos maiores, como anelídeo do gênero *Aelosoma* (Figura 5-64e) e crustáceos similar a *Alona* spp. (Figura 5-62a) e à subclasse Copepoda (Figura 5-64a).

Ciliados da classe Himenostomatida são considerados colonizadores primários da *schmutzdecke* (GODDARD, 1980). Por esse motivo houve predomínio desses organismos, entre os eucariotas, na primeira visualização realizada do material raspado da manta de FI e FC. Himenostomatidas como *Tetrahymena* spp. foram demonstrados como predadores vorazes de *E. coli*, assim como flagelados (especificamente *Monosiga brevicollis*) em filtros lentos de pesquisa de Haig (2014). Segundo Goddard (1980) a colonização inicial do biofilme ocorre por ciliados pequenos, que requerem menos alimentos, com colonização mais tardia por espécies maiores.

Entre 8 taxonomias listadas por Lloyd (1974) em superfície de *schmutzdecke*, protozoários e rotíferos foram os mais abundantes, em conformidade com o observado na presente tese. Metazoários rotíferos possuem fundamental importância na ecologia de biofilmes, pois predam microrganismos menores, mantendo a capacidade de retenção de bactérias por adsorção no meio filtrante e biofilme (WOTTON, 2002). Além disso, juntamente com ciliados fazem *grazing* seletivo de bactérias, resultando em formação de biofilmes com

características otimizadas de absorção de nutrientes e carbono orgânico dissolvido (BOHME *et al.*, 2009).

Figura 5-61 – Microrganismos visualizados sobre a manta de filtro lento domiciliar intermitente com boia (FI) em tratamento de água natural (Fase 2); (a) e (b) ciliados da ordem Himenostomatida; (c) e (e) alga filamentosa; (d) protozoário flagelado (f) alga *Closterium* sp.

Fonte: o autor.

Figura 5-62 – Microrganismos visualizados sobre manta de filtro intermitente com boia e acelerador de amadurecimento (FIA) em tratamento de água natural (Fase 2); (a) crustáceo similar a *Alona* spp.; (c) aparente fitoplancton; (d) rotífero; (e) protozoário flagelado; (f) nematoíde

Fonte: o autor.

Figura 5-63 – Microrganismos visualizados sobre manta de filtro contínuo com boia (FC) em tratamento de água natural (Fase 2); (a) similar a ciliado *Aspidisca cicata*; (b) e (c) ciliado ordem Himenostomatida; (d) nematoide e alga filamentosa; (f) similar a *Vorticella* spp.

Fonte: o autor.

Figura 5-64 – Microrganismos visualizados sobre manta de filtro lento domiciliar contínuo com boia a acelerador de amadurecimento em tratamento de água natural (Fase 2); (a) crustáceo cepopode (b) rotífero; (c) anelídeo; (d) arcela; (e) aelosoma próximo a rotífero; (f) bactérias

Fonte: o autor.

Em visualizações realizadas após o centésimo dia de operação observaram-se nos FLDs oligoquetas *Aelosoma* spp. Segundo Lloyd (1974) oligoquetas e nematoides são comuns em filtros maduros quando há presença de detritos. *Aelosoma* spp. é reportado como habitante de meio intersticial e especula-se que a espécie migre para a superfície quando o nível de oxigênio

dissolvido no meio é baixo (LODGE, 1979). Oligoquetas alimentam-se de algas, microrganismos, exopolímeros e sedimentos, e, ao cavar no meio intersticial, produzem mucos, que previnem abrasão do meio, fornece sítios adicionais de adsorção e melhoram sua porosidade (WOTTON, 2002).

Os crustáceos copépodes observados (Figura 5-64a) são pouco presentes e raramente abundantes em filtros lentos (LLOYD, 1974). Eles são encontrados na superfície, embora não sejam habitantes do sistema intersticial e possivelmente se alimentam de material depositado na superfície do filtro (LODGE, 1979).

Os resultados qualitativos da ecologia dos FLDs demonstram que os protozoários e metazoários recorrentes se assemelham ao reportado para a filtração lenta convencional. A análise foi realizada em material raspado sobre a superfície da manta, de forma que o meio intersticial pode resultar em informações diferentes das apresentadas (exemplo, possível ausência de crustáceos).

A exploração da ecologia de FLDs, inclusive com ferramentas de biologia molecular, em conjunto com resultados de eficiências, pode fornecer informações importantes a respeito do funcionamento dos filtros. Fatores da ecologia como variações sazonais, com tempo de amadurecimento e com impacto de manutenção têm potencial de serem investigados para compreensão melhor da tecnologia.

5.15. MICROSCOPIA ELETRÔNICA DE VARREDURA DAS MANTAS

A visualização em MEV das mantas não tecidas antes de serem utilizadas nos FLDs é apresentada na Figura 5-65. Pelos diferentes aumentos se nota as estruturas lisas, sem nenhum tipo de depósito entre as fibras ou sobre elas.

Na Figura 5-66 são apresentadas imagens da manta sobre o FI. Nessas visualizações foi possível observar denso material, entre as fibras da manta, no menor aumento (Figura 5-66a), e sobre as fibras (Figura 5-66b). Observou-se a presença de bactérias do tipo bacilos (Figura 5-66c) e cocos (Figura 5-66d), dispostas sobre camada espessa de material orgânico (maior porcentagem de carbono pela técnica de EDX). Após o procedimento de limpeza (Figura 5-66e e f) as fibras apresentaram pequenas alterações em relação às mantas não utilizadas.

Figura 5-65 – Imagens de microscopia eletrônica de varredura de manta não tecida antes do uso em filtros lentos domiciliares

Fonte: o autor.

A manta que recobria FIA tem sua visualização por MEV apresentada na Figura 5-67. Pelo menor aumento é possível notar uma camada espessa de material recobrindo toda a superfície (Figura 5-67a). O uso do acelerador de amadurecimento promoveu acúmulo de material de colmatção, o que foi visto também sobre as fibras (Figura 5-67b). Um dos objetos visualizados se assemelhou a um cisto de *Giardia* em tamanho e formato ovalado (Figura 5-67c). A estrutura apresentada na Figura 5-67d se aparenta à adesão de microrganismo por matriz polimérica extracelular, no entanto, a técnica de EDX indicou composição por precipitado de sílica. A manta após o procedimento de limpeza (Figura 5-67e e f) apresentou algumas ranhuras e pouca alteração em relação à não utilizada.

Imagens da manta que estava sobre FC apresentam-se na Figura 5-68. Esta manta apresentou a camada menos densa de colmatção, quando comparada à de outros filtros (Figura 5-68a), no entanto, houve formação de precipitado de aparência fortemente aderido (Figura 5-68b).

Figura 5-66 – Microscopia eletrônica de varredura de manta não tecida retirada de filtro lento domiciliar intermitente com boia (FI); (a) deposição de sedimentos sobre manta e grãos de areia; (b) recobrimento dos fios da manta; (c) visualização de bactéria do tipo bacilo; (d) forma semelhante a bactéria do tipo cocus; (e) e (f) manta não tecida após limpeza

Fonte: o autor.

Figura 5-67 – Microscopia eletrônica de varredura de manta não tecida retirada de filtro lento domiciliar intermitente com boia e acelerador de amadurecimento (FIA); (a) sedimentos sobre manta; (b) fios da manta recobertos; (c) forma semelhante a um cisto de *Giardia* spp.; (d) colonização do meio; (e) e (f) manta não tecida após a limpeza

Fonte: o autor.

Figura 5-68 – Microscopia eletrônica de varredura de manta não tecida retirada de filtro lento domiciliar contínuo com boia (FC); (a) sedimento sobre a manta; (b) manta recoberta; (c); (d) carapaça de diatomácea; (e) e (f) manta após a limpeza

Fonte: o autor.

O material denso da Figura 5-68c foi determinado com picos de carbono pela técnica de EDX. Visualizaram-se carapaças de sílica de diatomácea (Figura 5-68d). A manta após a limpeza (Figura 5-68e e f) mostrou-se mais alterada em comparação às dos outros FLDs.

A manta sobre FCA tem suas imagens em MEV apresentadas na Figura 5-69. De forma semelhante ao FIA, o uso de acelerador de amadurecimento gerou camada densa de colmatação sobre as fibras (Figura 5-69 a e b). Observaram-se carapaças de diatomáceas sobre superfícies densas (Figura 5-69 c e d). A respeito das mantas após o procedimento de limpeza (Figura 5-69 e f), houve menos alterações em comparação à manta sobre FC, semelhante às de FI e FIA, tendo como referência a manta não utilizada (Figura 5-65).

As análises em MEV possibilitaram a visualização de acúmulo de material entre as fibras. Dentre as mantas observadas a que recobria FIA apresentou a camada de colmatação mais espessa. A adição de acelerador de amadurecimento provavelmente contribuiu para a maior densidade do material de cobertura, assim como houve maior colmatação em FCA em relação à FC. Entretanto, após o procedimento de limpeza, a manta sobre FC foi a que se apresentou mais alterada em relação àquela não levada aos filtros. A esse fato, possivelmente por esse FLD ter recebido menos manutenções (limpeza) que os outros, houve mais possibilidade de danos permanentes às fibras por ação de microrganismos que ficaram mais tempo em contato sem a perturbação da manutenção.

A presença de precipitados minerais, principalmente de sílica, foi comumente observada em todas as mantas, assim como a retenção de diatomáceas. Houve poucos microrganismos aderidos visualizados, possivelmente os protozoários e metazoários livres natantes foram lavados durante a preparação das amostras. A visualização da estrutura de biofilmes foi comprometida devido à técnica de MEV empregada.

O preparo de amostras para MEV convencional envolve desidratação, que muda consideravelmente biofilmes devido ao colapso de substâncias poliméricas extracelulares (JOUBERT e PILLAY, 2008). A mudança ocorre porque o biofilme tem mais 97% de sua composição por água (ZHANG *et al.*, 1998). Como alternativa a essa limitação, o MEV criogênico com congelamento instantâneo da amostra consegue preservar as estruturas de matrizes exopoliméricas (KACHLANY *et al.*, 2001).

Uma outra solução, a técnica de MEV ambiental foi utilizada por Joubert e Pillay (2008) para análise de amostras de *schmutzdecke* de filtro lento em escala de bancada. Foram levadas partículas de areia para visualização em sucessivas semanas de colonização microbiana nessa pesquisa. Nessa técnica não há preparação da amostra, e, por isso, não houve colapso das estruturas do biofilme, que puderam ser visualizadas pelos autores.

Figura 5-69 – Microscopia eletrônica de varredura de manta não tecida sobre filtro lento domiciliar contínuo com acelerador de amadurecimento (FCA); (a) e (b) sedimentos densos sobre a manta; (c) e (d) carapaças de diatomáceas; (e) e (f) manta não tecida após a limpeza

Fonte: o autor.

No contexto da presente tese, a visualização do conteúdo raspado das mantas em alta resolução poderia trazer respostas sobre diferenças de formação de biofilme entre os modelos

de FLDs estudados. O uso ou não do acelerador de amadurecimento e a operação fluxo contínuo e intermitente podem fazer com que haja diferenças fundamentais na camada biológica, com respostas nas eficiências dos FLDs.

6. SÍNTESE DOS RESULTADOS

A construção de um FLD em PVC demandou 18 h de trabalho (9 h por pessoa, considerando 2 pessoas trabalhando), sem considerar o tempo necessário para a secagem de materiais granulares e esperas para secagem de colas. O custo estimado para cada filtro variou entre R\$ 417,73 e R\$ 433,74, em valores de agosto de 2018. O custo de mão de obra variou entre 42% e 44%, em relação ao custo total.

Os valores apresentados superaram em cerca de U\$ 40,00 a estimativa encontrada para o custo do FLD em concreto (CDC, 2014). Entretanto, o FLD em PVC apresentado na tese possui vantagens como facilidade e rapidez de montagem, que pode ser feita no próprio local, independência de conhecimentos específicos de construção civil e possibilidade de recebimento de materiais por doação de empresas fabricantes ou pelo poder público.

No estudo da Fase 1 (afluente água de poço adicionada de caulinita) quando se comparou FI e FIS, evidenciou-se que o primeiro possuiu menores taxas máximas de filtração ($4,5$ versus $8,0 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$), no início das carreiras, e maior duração de carreiras de filtração. O uso da boia, que reduziu o nível máximo de água sobre o meio filtrante, em conjunto com a manta, que ajudou a prevenir a colmatção do meio filtrante, possibilitou que FI tivesse maiores tempos de carreiras de filtração (84 e 85 dias), em comparação à FIS (24 ± 10 dias).

A medida de perda de carga no primeiro piezômetro dividida pela distância entre o topo do meio filtrante e o piezômetro ($\Delta h L^{-1}$, com $L=2 \text{ cm}$) foi a variável que descreveu melhor a evolução da perda de carga nos FLDs. Por essa medida se observou crescimento rápido da variável em FIS, com valores máximos cerca de três vezes superior aos máximos de FI, em decorrência das diferenças de nível máximo entre os dois FLDs e da ausência da manta no primeiro.

Apesar das diferenças em taxas de filtração, perda de carga e duração de carreiras de filtração entre FI e FIS, não se observaram diferenças estatísticas para esses FLDs nas variáveis turbidez filtrada (respectivamente, $0,89 \pm 0,44$ e $1,04 \pm 0,66 \text{ NTU}$; $p=0,208$) e redução de *E. coli* (respectivamente, $1,40 \pm 0,61$ e $1,26 \pm 0,45 \text{ log}$; $p=0,603$), em TR de 16 h. Em TR de 8 h FI apresentou menor turbidez remanescente que FIS ($1,13 \pm 0,52 \text{ NTU}$ e $1,33 \pm 0,60 \text{ log}$; $p=0,041$), mas não houve diferença para redução de *E. coli* ($1,37 \pm 0,51$ e $1,25 \pm 0,54 \text{ log}$; $p=0,621$). O maior TR resultou em menor turbidez remanescente para FI ($p=0,004$) e FIS ($p<0,001$), não afetando a redução de *E. coli* nos dois FLDs (respectivamente, $p=0,926$ e $p=0,973$).

Na comparação entre FC e FCS, ainda na Fase 1, constatou-se que o primeiro apresentou mais rápida evolução da perda de carga, nas duas carreiras de filtração estudadas. FC também apresentou, estatisticamente, menor turbidez remanescente que FCS ($1,24 \pm 0,91$ e $1,90 \pm 1,36$ NTU; $p < 0,001$). A manutenção afetou mais a remoção de turbidez de FCS em comparação a FC. Para a redução de *E. coli* não houve diferença de eficiência entre os dois FLDs (respectivamente, para FC e FCS, $2,22 \pm 0,71$ e $2,06 \pm 0,68$ log; $p = 0,521$).

Ao comparar os FLDs contínuos e intermitentes da Fase 1, obtiveram-se melhor eficiência dos intermitentes para remoção de turbidez (p.e. FI_{16h} e FC, $p < 0,001$) e melhor eficiência dos contínuos para a redução de *E. coli* (p.e. FI_{16h} e FC, $p = 0,024$). A esses resultados excetuam-se as comparações da turbidez remanescente dos FLDs intermitentes com TR de 8 h com o FC, nas quais não houve diferença entre as medianas (p.e. FC e FI_{8h}; $p = 0,320$).

Para a Fase 2, operação com água natural, escolheram-se os modelos FI e FC. Adotaram-se mais dois modelos, FIA e FCA, com geometria idêntica aos primeiros, mas com adição de acelerador de amadurecimento na operação. O acelerador de amadurecimento foi o pó do cacto *Opuntia cochenillifera*.

Na comparação das taxas de filtração máximas entre FI e FIA, o primeiro apresentou maiores valores da variável apenas nas primeiras carreiras de filtração. Em relação à perda de carga, ao se considerar todo meio filtrante, FIA apresentou maior perda de carga (expressa pela variável $\Delta h \text{ L}^{-1}$) que FI. No topo do meio filtrante houve comportamento parecido de $\Delta h \text{ L}^{-1}$ para FI e FIA.

Em ambos TRs de 16 h e 8 h a turbidez remanescente de FIA foi inferior à de FI (para 16 h FIA e FI, $1,93 \pm 1,43$ e $2,84 \pm 1,96$ NTU; $p = 0,049$; para 8h, respectivamente, $2,26 \pm 1,74$ e $3,17 \pm 1,98$ NTU; $p < 0,001$). Para a redução de *E. coli*, FIA apresentou melhor eficiência que FI no TR de 16 h ($2,32 \pm 0,79$ e $1,96 \pm 0,61$ log; $p = 0,040$), sem diferenças entre os dois no TR mais curto ($1,82 \pm 0,48$ e $1,53 \pm 0,37$ log; $p = 0,113$). Ao comparar os dois TRs, em FIA houve melhor eficiência para redução de bactérias no TR mais longo ($p = 0,027$), o que também ocorreu em FI ($p = 0,024$).

Para redução de coliformes totais não houve diferença entre FI e FIA, em ambos TR mais longo (respectivamente, $2,31 \pm 0,56$ e $2,42 \pm 0,62$ log; $p = 0,484$) e mais curto (respectivamente, $1,88 \pm 0,39$ e $2,00 \pm 0,43$ log; $p = 0,455$). No entanto, o TR mais longo favoreceu a eficiência de FI ($p = 0,004$), sem diferenças observadas para FIA ($p = 0,061$).

Na Fase 2, FI apresentou carreiras de filtração de 28 ± 11 dias (sete carreiras) e FIA com duração de 18 ± 9 dias (sete carreiras). Não houve diferença estatística ($p = 0,139$) para a duração das carreiras de filtração desses dois filtros.

A respeito dos FLDs contínuos na Fase 2, entre FC e FCA não houve diferença para turbidez remanescente (respectivamente, $1,79 \pm 1,19$ e $1,81 \pm 1,26$ NTU; $p=0,878$), redução de *E. coli* (respectivamente, $2,51 \pm 0,60$ e $2,60 \pm 0,56$ log; $p=0,668$) e redução de coliformes totais (respectivamente, $2,82 \pm 0,58$ e $2,78 \pm 0,65$ log; $p=0,795$). FC apresentou carreiras com tempo médio de 60 ± 14 dias (três carreiras) e FCA 33 ± 13 dias (quatro carreiras), com diferença estatística entre os dois ($p=0,049$).

O tempo de amadurecimento dos FLDs nas duas fases foi ponderado. Caso se considere como critério o tempo para que se atingisse a maior redução de bactérias, na Fase 1, FI levou 67 dias (2,30 log para *E. coli*), FIS, FC e FCS, 137 dias (respectivamente, 1,90; 3,40 e 3,40 log para *E. coli*); na Fase 2, FI levou 98 dias (3,60 log para CT), FIA e FCA 21 dias (respectivamente 3,60 e 3,70 log para CT), e FC 28 dias (4,18 log para CT).

Nas análises bivariadas, a perda de carga nos primeiros 2 cm foi a variável operacional mais relevante redução de *E. coli* nos FLDs da Fase 1 e o tempo após a manutenção para a turbidez remanescente. Para a Fase 2, a turbidez remanescente foi a variável com maior correlação com redução de microrganismos. Nessa fase, para a variável turbidez filtrada, houve maior importância da variável tempo de operação (idade do filtro).

O controle de qualidade da metodologia de recuperação de cistos de *Giardia* e oocistos de *Cryptosporidium* com suspensão *Easy Seed*® resultou em $63\% \pm 21\%$ de recuperação do primeiro e $12\% \pm 2\%$ do segundo. Não houve detecção de cistos em águas filtradas e se detectou um oocisto em dois testes de 30 realizados.

Medidas de consumo de OD, na Fase 2, demonstraram maior atividade no topo da camada filtrante de FCA em comparação a FC ($p= 0,017$). Por essa medida não houve diferenças comprovadas entre FIA e FI para toda a operação. Em medidas de OD por microsensores, no espaço intersticial, a concentração mínima da variável em FI, FIA e FCA apresentou-se perto de 2 mg L^{-1} , enquanto que para FC esteve um pouco abaixo de 4 mg L^{-1} .

Na investigação da ecologia da camada biológica observaram-se protozoários ciliados e flagelados; metazoários rotíferos, nematoides e anelídeos oligoquetas, além de crustáceos. Não foi possível se observar diferenças entre as ecologias dos quatro FLDs. No entanto, em observação próxima do dia 50 havia predomínio de ciliados e presença de rotíferos, enquanto que nas outras (após 100º dia) também foi possível constatar maior presença de organismos grandes, como oligoquetas.

Pela análise em MEV das mantas notou-se que o FIA foi aquele com maior acúmulo de sedimentos em comparação aos outros. Enquanto FC apresentou a manta com menor

densidade de camada de colmatação. Por outro lado, após o procedimento de lavagem, os fios da manta que estava sobre FC se apresentaram mais desgastados em relação aos demais.

7. CONSIDERAÇÕES SOBRE AS HIPÓTESES

A hipótese 1, a respeito da melhoria da eficiência dos FLDs intermitentes e contínuos com o uso da boia não pôde ser confirmada. Nos modelos intermitentes não houve diferenças para turbidez remanescente e redução de *E. coli*. No entanto, atestou-se benefício do uso da boia, em conjunto com a manta não tecida, em prolongar as carreiras de filtração. Nos filtros contínuos, não houve diferença na redução de *E. coli*, entretanto, houve menor turbidez remanescente naquele com boia. A esse fato, especula-se que por ter havido um nível de água um pouco maior em FC, havia maior pressão de água sobre o meio filtrante, com rearranjo de grãos finos do meio e melhoria na retenção de sólidos suspensos. Ademais, a operação de FC era mais simples que a de FCS, pois não dependia de manter constante o nível do reservatório elevado. Além disso, o controle da taxa em FC era feito na saída do filtro, com a passagem de água limpa pelo registro. Em FCS, o controle da taxa era feito na água de entrada, cujos sólidos presentes obstruíam o orifício do registro, alterando constantemente a vazão de entrada.

A hipótese 2, a respeito da diminuição do tempo de amadurecimento com uso de acelerador foi confirmada. Ao se considerar o critério tempo para que a maior redução de bactérias pela unidade seja alcançada, houve melhora no fluxo intermitente e contínuo. No fluxo intermitente, com o uso do acelerador houve melhoria global na turbidez remanescente e eficiências de redução de *E. coli*, em TR de 16 h. No entanto, no TR de 8h não houve diferença para a redução da bactéria entre FIA e FI, o que indica que o acelerador foi efetivo apenas para o maior período. Por outro lado, no fluxo contínuo não houve melhoria global com o uso do acelerador, que, no entanto, apresentou o efeito indesejado de tornar as carreiras de filtração mais curtas.

8. CONCLUSÕES

O custo médio dos FLDs superou R\$ 400,00. No entanto, a aplicação da tecnologia se torna viável ao considerar a possibilidade de doações de materiais e o desconto dos valores de mão de obra, se o próprio usuário participar da construção.

Em estudo sobre o controle de nível na operação intermitente, juntamente com uso de manta não tecida, não houve melhora de eficiências para turbidez remanescente e redução de *E. coli*. No entanto, houve efeito na perda de carga e taxas de filtração com geração de carreiras de filtração mais longas em FI em comparação a FIS.

O controle de nível no fluxo contínuo resultou em melhor turbidez remanescente para FC em relação a FCS, sem diferenças para a redução de *E. coli*.

Em estudo sobre o uso do pó de cacto como acelerador de amadurecimento, no fluxo intermitente FIA apresentou turbidez remanescente inferior à de FI, bem como maior redução de *E. coli*, entretanto apenas no maior TR considerado. Sobre a redução de coliformes totais, não houve diferença entre FIA e FI. A medida de OD não evidenciou diferenças entre as duas unidades.

Na operação contínua, o acelerador de amadurecimento não melhorou a eficiência. Por outro lado, houve menor duração das carreiras em FCA, em comparação a FC. A medida de OD mostrou que, entre os dois, houve maior consumo da variável no topo de FCA.

Em medidas de perfis de OD com microssensores no espaço intersticial do leito filtrante, a partir do topo, observou-se maior espessura de região com baixa concentração de OD em FLDs intermitentes, em comparação aos contínuos. Os menores valores de OD em FI, FIA e FCA foram semelhantes (próximos a 2 mg L^{-1}), sendo menores que os de FC (próximo a 4 mg L^{-1}).

Nas comparações entre o fluxo intermitente e contínuo, em água subterrânea adicionada de caulinita, a operação intermitente resultou menor turbidez remanescente, no entanto, menor redução de *E. coli*, em comparação ao contínuo. Em água natural, a operação contínua demonstrou melhor eficiência para turbidez, redução de *E. coli* e coliformes totais, em comparação à intermitente.

Em 30 testes realizados para detecção de (oo)cistos de *Giardia* e *Cryptosporidium* apenas dois atestaram a presença de um oocisto em 20 litros analisados. Um destes testes foi em FCA e outro em FI. Os resultados foram insuficientes para fazer comparações de eficiências entre o fluxo intermitente e contínuo ou o uso do acelerador de amadurecimento.

O tempo de amadurecimento para estudo em água subterrânea adicionada de caulinita foi superior ao encontrado no estudo com água natural. O uso do cacto *Opuntia cochenillifera* foi capaz de reduzir o tempo de amadurecimento em FLDs contínuos e intermitentes, segundo critérios de maior redução alcançada de microrganismos.

O estudo de microscopia na Fase 2 demonstrou que a ecologia da camada biológica do FLD é semelhante àquela reportada em filtro lento convencional. Houve predomínio de ciliados, presença de flagelados e comum observação de metazoários rotíferos, nematoides e anelídeos. Não houve diferenças entre os FLDs.

As análises bivariadas apontaram relevância da perda de carga nos primeiros 2 cm na Fase 1, tanto para redução de *E. coli*, como para turbidez remanescente. Na Fase 2, a redução de bactérias apresentou alta correlação com o valor de turbidez filtrada. A turbidez filtrada, nessa fase, se correlacionou com o tempo de operação em todos os filtros.

Ao se considerar os critérios de eficiências e duração das carreiras de filtração, o FC foi o modelo de filtro com resultados mais satisfatórios entre os estudados na presente tese.

9. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ADEYEMO, F. E.; KAMIKA, I.; MOMBA, M. N. B. Comparing the effectiveness of five low-cost home water treatment devices for *Cryptosporidium*, *Giardia* and somatic coliphages removal from water sources. **Desalination and Water Treatment**, v. 56, n. 9, p. 2351-2367, Nov 2015.

ADL, S. M. et al. The Revised Classification of Eukaryotes. **Journal of Eukaryotic Microbiology**, v. 59, n. 5, p. 429-493, Sep-Oct 2012.

AHAMMED, M. M.; DAVRA, K. Performance evaluation of biosand filter modified with iron oxide-coated sand for household treatment of drinking water. **Desalination**, v. 276, n. 1-3, p. 287-293, Aug 2 2011.

AHAMMED, M. M.; SOLANKI, C.; NAIR, A. T. **Long-term performance evaluation of biosand filters modified with zero-valent iron**. 2014

AIKEN, B. A. et al. An Assessment of Continued Use and Health Impact of the Concrete Biosand Filter in Bonao, Dominican Republic. **American Journal of Tropical Medicine and Hygiene**, v. 85, n. 2, p. 309-317, Aug 2011

ALDOM, J. E.; CHAGLA, A. H. Recovery of cryptosporidium oocysts from water by a membrane-filter dissolution method. **Letters in Applied Microbiology**, v. 20, n. 3, p. 186-187, Mar 1995. ISSN 0266-8254.

ANKARKLEV, J. et al. Behind the smile: cell biology and disease mechanisms of *Giardia* species. **Nature Reviews Microbiology**, v. 8, n. 6, p. 413-422, Jun 2010

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION, AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION, WATER ENVIRONMENT FEDERATION. **Standard Methods for the Examination of Water & Wastewater: 22nd ed**. Washington, DC: American Public Health Association 2012.

ARNOLD, N.; ARCHER, A.; BARKDOLL, B. Bacterial adaptation and performance of household biosand water filters in differing temperatures. **Water Science and Technology-Water Supply**, v. 16, n. 3, p. 794-801, Jun 2016.

ASHBOLT, N.; GRABOW, W. O. K.; SNOZZI, M. Indicators of microbial water quality. In: BARTRAM, L. F. A. J. (Ed.). **Guidelines, Standards and Health: Assessment of risk and risk management for water-related infectious disease**. London, UK: IWA Publishing, 2001.

BAIN, R. et al. Global assessment of exposure to faecal contamination through drinking water based on a systematic review. **Tropical Medicine & International Health**, v. 19, n. 8, p. 917-927, Aug 2014. ISSN 1360-2276. Disponível em: <<Go to ISI>://WOS:000338936600004 >.

BARRETT, J. M.; BRYCK, J.; JANONIS, B. A. **Manual of Design for Slow Sand Filtration**. AWWA Research Foundation and American Water Works Association, 1991.

BARTELT, L. A.; SARTOR, R. B. Advances in understanding *Giardia*: determinants and mechanisms of chronic sequelae. **F1000Prime Reports**, v. 7, 2015.

BAUMGARTNER, J.; MURCOTT, S.; EZZATI, M. Reconsidering 'appropriate technology': the effects of operating conditions on the bacterial removal performance of two household drinking-water filter systems. **Environmental Research Letters**, v. 2, n. 2, Apr-Jun 2007.

BANCO CENTRAL DO BRASIL (BCB). Calculadora do cidadão. 2018. Disponível em: <<https://www3.bcb.gov.br/CALCIDADA0/publico/corrigirPorIndice.do?method=corrigirPorIndice#>>. Acesso em: 25 de setembro de 2018.

BEATTY, J. K. et al. *Giardia duodenalis* induces pathogenic dysbiosis of human intestinal microbiota biofilms. **International Journal for Parasitology**, v. 47, n. 6, p. 311-326, May 2017.

BEER, K. D. et al. Surveillance for Waterborne Disease Outbreaks Associated with Drinking Water - United States, 2011-2012. **Mmwr-Morbidity and Mortality Weekly Report**, v. 64, n. 31, p. 842-848, Aug 2015.

BELLAMY, W. D.; HENDRICKS, D. W.; LOGSDON, G. S. Slow sand filtration - influences of selected process variables. **Journal American Water Works Association**, v. 77, n. 12, p. 62-66, 1985.

BELLAMY, W. D. et al. Removing giardia cysts with slow sand filtration. **Journal American Water Works Association**, v. 77, n. 2, p. 52-60, 1985.

BICHAÏ, F. et al. Predation and transport of persistent pathogens in GAC and slow sand filters: A threat to drinking water safety? **Water Research**, v. 64, p. 296-308, Nov 1 2014.

BOHME, A.; RISSE-BUHL, U.; KUSEL, K. Protists with different feeding modes change biofilm morphology. **Fems Microbiology Ecology**, v. 69, n. 2, p. 158-169, Aug 2009.

BRADLEY, I. et al. Iron oxide amended biosand filters for virus removal. **Water Research**, v. 45, n. 15, p. 4501-4510, Oct 1 2011.

BRAEYE, T. et al. A large community outbreak of gastroenteritis associated with consumption of drinking water contaminated by river water, Belgium, 2010. **Epidemiology and Infection**, v. 143, n. 4, p. 711-719, Mar 2015.

BRANDÃO, C. C. S. et al. (1998) Uso da filtração em múltiplas etapas no tratamento de águas com elevado teor de algas In: **Asociación Peruana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental; AIDIS**. Gestión ambiental en el siglo XXI. Lima, APIS, 1998. p.1-13, Ilus, tab

BRASIL. **Boletim epidemiológico: hepatites virais 2017**. Secretaria de vigilância em saúde. Ministério da Saúde. 2017a

_____. **Portaria de consolidação Nº5, de 28 de setembro de 2017**. Ministério da Saúde. 2017b.

_____. Sistema de Informações Hospitalares do SUS. 2017c. Disponível em: < <http://tabnet.datasus.gov.br/cgi/tabcgi.exe?sih/cnv/niuf.def> >. Acesso em: novembro de 2017.

BROWN, C.; NEVES-SILVA, P.; HELLER, L. The human right to water and sanitation: a new perspective for public policies. **Ciencia & Saude Coletiva**, v. 21, n. 3, p. 661-670, Mar 2016. ISSN 1413-8123.

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

CAMPBELL, A. T. et al. Viability of cryptosporidium-parvum oocysts concentrated by calcium-carbonate flocculation. **Journal of Applied Bacteriology**, v. 76, n. 6, p. 638-639, Jun 1994. ISSN 0021-8847.

CAMPOS, L. C.; OUTHWAITE, R. Performance optimisation of household biosand filters. **Progress in Slow Sand and Alternative Biofiltration Processes: Further Developments and Applications**, 2014.

CANTUSIO NETO, R. et al. Cryptosporidium spp. and Giardia spp. in surface water supply of Campinas, Southeast Brazil. **Water Science and Technology**, v. 62, n. 1, p. 217-222, 2010

CENTRE FOR AFFORDABLE WATER AND SANITATION TECHNOLOGIES CAWST. **Biosand Filter Construction Manual**. Calgary, Canada: CAWST 2012.

_____. **Annual Report 2016**. Calgary: Centre for Affordable Water and Sanitation Technology. 2017

_____. **Biosand Filter Manual Design, Construction, & Installation**. Calgary, Alberta, Canada: Centre for Affordable Water and Sanitation Technology 2007.

CENTERS FOR DISEASE CONTROL AND PREVENTION CDC. Slow Sand Filtration. 2014. Disponível em: < <https://www.cdc.gov/safewater/sand-filtration.html> >. Acesso em: Março de 2018.

CHAN, C. C. V. et al. Investigation of the Effect of Grain Size, Flow Rate and Diffuser Design on the CAWST Biosand Filter Performance. **International Journal for Service Learning in Engineering**, v. 10, n. 1, p. 1-23, 2015.

CLASEN, T. F. et al. Interventions to improve water quality for preventing diarrhoea. **Cochrane Database of Systematic Reviews**, n. 10, 2015.

CRIDER, Y. et al. Can you taste it? Taste detection and acceptability thresholds for chlorine residual in drinking water in Dhaka, Bangladesh. **Science of the Total Environment**, v. 613, p. 840-846, Feb 2018.

DE ARAUJO, R. S. et al. Detection and molecular characterization of *Cryptosporidium* species and *Giardia* assemblages in two watersheds in the metropolitan region of Sao Paulo, Brazil. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 25, n. 15, p. 15191-15203, May 2018.

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. (Mestrado). Hidráulica e Saneamento, Escola de Engenharia de São Carlos, USP, São Carlos, SP.

DESILVA, M. B. et al. Communitywide cryptosporidiosis outbreak associated with a surface water-supplied municipal water system - Baker City, Oregon, 2013. **Epidemiology and Infection**, v. 144, n. 2, p. 274-284, Jan 2016.

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

DUKE, W. F. et al. The use and performance of BioSand filters in the Artibonite Valley of Haiti: a field study of 107 households. **Rural Remote Health**, v. 6, n. 3, 2006.

EARWAKER, P.; WEBSTER, J. **Evaluation of the long-term sustainability of biosand filters in rural Ethiopia**. Water, sanitation and hygiene: sustainable development and multisectoral approaches. United Nations Conference Centre, Addis Ababa, Ethiopia: Water, Engineering and Development Centre (WEDC) Loughborough University of Technology 2009.

EDZWALD, J. K.; BECKER, W. C.; WATTIER, K. L. Surrogate parameters for monitoring organic-matter and thm precursors. **Journal American Water Works Association**, v. 77, n. 4, p. 122-132, 1985.

EDZWALD, J. K.; TOBIASON, J. E. Chemical Principles, Source Water Composition, and Watershed Protection. In: EDZWALD, J. K. (Ed.). **Water Quality & Treatment**. Denver, Colorado: Mc Graw Hill, 2011.

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

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, May 2017b.

EINARSSON, E.; MA'AYEH, S.; SVARD, S. G. An up-date on Giardia and giardiasis. **Current Opinion in Microbiology**, v. 34, p. 47-52, Dec 2016.

ELLIOTT, M.A. et al. Investigation of E-coli and Virus Reductions Using Replicate, Bench-Scale Biosand Filter Columns and Two Filter Media. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 12, n. 9, p. 10276-10299, Sep 2015.

_____. Reductions of E-coli, echovirus type 12 and bacteriophages in an intermittently operated household-scale slow sand filter. **Water Research**, v. 42, n. 10-11, 2008.

_____. The operation, flow conditions and microbial reductions of an intermittently operated, household scale slow sand filter. In: GIMBEL, R.; GRAHAM, N. J. D., *et al* (Ed.). **Recent Progress in Slow Sand and Alternative Biofiltration Processes**. London, UK.: IWA Publishing, 2006.

ESTIMA, L. C. Sicro e Sinapi: uso obrigatório engessa inovação. 2013. Disponível em: < <http://infraestruturaurbana17.pini.com.br/solucoes-tecnicas/27/artigo288522-2.aspx> >. Acesso em: 17 de agosto de 2018.

FENG, Y.; XIAO, L. Zoonotic Potential and Molecular Epidemiology of Giardia Species and Giardiasis. **Clinical Microbiology Reviews**, v. 24, n. 1, p. 110-+, Jan 2011.

IORE, M. M.; MINNINGS, K.; IORE, L. D. Assessment of biosand filter performance in rural communities in southern coastal Nicaragua: an evaluation of 199 households. **Rural and Remote Health**, v. 10, n. 3, Jul-Sep 2010.

FOGLER, H. S. **Elements of Chemical Reaction Engineering, Third Edition**. Prentice-Hall, 2004.

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. **Revista do Instituto de Medicina Tropical de Sao Paulo**, v. 43, n. 2, p. 109-111, March-April 2001.

FRANK, T. E. et al. The effect of increasing grain size in biosand water filters in combination with ultraviolet disinfection. **Journal of Water Sanitation and Hygiene for Development**, v. 4, n. 2, p. 206-213, 2014.

FREITAS, B. L. S. D. **Filtros lentos em escala domiciliar como alternativa de tratamento de águas com risco microbiológico em comunidades isoladas**. 2017. 206 (Mestrado). Hidráulica e Saneamento, Universidade de São Paulo, São Carlos, SP.

GHEBREMICHAEL, K.; ERGAS, S.; ALCANTAR, N. Enhancement of the Performance of a Biosand Filter Using Pumice Media and Natural Coagulant Dosing. **World Environmental and Water Resources Congress 2016: Environmental, Sustainability, Groundwater, Hydraulic Fracturing, and Water Distribution Systems Analysis**, p. 256-264, 2016.

GIBBONS, C. L. et al. Measuring underreporting and under-ascertainment in infectious disease datasets: a comparison of methods. **Bmc Public Health**, v. 14, Feb 2014.

GODDARD, M. R. **The ecology of protozoan populations of slow sand filters, with particular reference to the ciliates**. 1980. (Ph.D.). University of London.

GUZMAN-HERRADOR, B. et al. Waterborne outbreaks in the Nordic countries, 1998 to 2012. **Eurosurveillance**, v. 20, n. 24, Jun 2015.

HAIG, S.-J. **Characterising the functional ecology of slow sand filters through environmental genomics**. 2014. (PhD Thesis). College of Science and Engineering, University of Glasgow.

HAIG, S. J. et al. Stable-isotope probing and metagenomics reveal predation by protozoa drives E-coli removal in slow sand filters. **Isme Journal**, v. 9, n. 4, p. 797-808, Apr 2015.

HALLIEZ, M. C. M.; BURET, A. G. Extra-intestinal and long term consequences of Giardia duodenalis infections. **World Journal of Gastroenterology**, v. 19, n. 47, p. 8974-8985, Dec 2013.

HAMMER, O.; HARPER, D. A.; RYAN, P. D. **PAST-palaeontological statistics, ver. 1.89**. Paleontological Museum, University of Oslo, Noruega 2001.

HELLER, L.; DE BRITO, L. L. A. The retention of Cryptosporidium sp oocysts at varying depths in slow sand filters: A pilot study. **Journal of Water Supply Research and Technology-Aqua**, v. 55, n. 3, p. 193-206, May 2006.

HENDRICKS, David. **Fundamentals of water treatment unit processes: physical, chemical, and biological**. New York, Crc Press, 2011.

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

HIJNEN, W. A. M. et al. Removal and fate of Cryptosporidium paruum, Clostridium perfringens and small-sized centric diatoms (Stephanodiscus hantzschii) in slow sand filters. **Water Research**, v. 41, n. 10, p. 2151-2162, May 2007.

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

HWANG, H. G. et al. Risk Assessment of the Schmutzdecke of Biosand Filters: Identification of an Opportunistic Pathogen in Schmutzdecke Developed by an Unsafe Water Source. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 11, n. 2, p. 2033-2048, Feb 2014.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA IBGE. **Pesquisa Nacional de Saneamento Básico 2008**. Rio de Janeiro. Brasil. 2010.

IWASE, N.; NAKAMOTO, N. A study of protistan movement speed and filtration rate in slow sand filter as an ecological purification system. **Progress in Slow Sand and Alternative Biofiltration Processes: Further Developments and Applications**, p. 85-89, 2014.

JENKINS, M. W.; TIWARI, S. K.; DARBY, J. Bacterial, viral and turbidity removal by intermittent slow sand filtration for household use in developing countries: Experimental investigation and modeling. **Water Research**, v. 45, n. 18, p. 6227-6239, Nov 15 2011.

JIMENEZ, B. et al. DEXTRAN BLUE COLORANT AS A RELIABLE TRACER IN SUBMERGED FILTERS. **Water Research**, v. 22, n. 10, p. 1253-1257, Oct 1988. ISSN 0043-1354.

JOUBERT, E. D.; PILLAY, B. Visualisation of the microbial colonisation of a slow sand filter using an Environmental Scanning Electron Microscope. **Electronic Journal of Biotechnology**, v. 11, n. 2, Apr 15 2008.

KACHLANY, S. C. et al. Structure and carbohydrate analysis of the exopolysaccharide capsule of *Pseudomonas putida* G7. **Environmental Microbiology**, v. 3, n. 12, p. 774-784, Dec 2001.

KENNEDY, T. J. et al. Determining the operational limits of the biosand filter. **Water Science and Technology-Water Supply**, v. 13, n. 1, p. 56-65, 2013 2013.

_____. Hydraulic Loading Rate Effect on Removal Rates in a BioSand Filter: A Pilot Study of Three Conditions. **Water Air and Soil Pollution**, v. 223, n. 7, p. 4527-4537, Sep 2012.

KOOMPAPONG, K.; SUTTHIKORNCHAI, C.; SUKTHANA, Y. Cryptosporidium Oocyst Detection in Water Samples: Flootation Technique Enhanced with Immunofluorescence Is as Effective as Immunomagnetic Separation Method. **Korean Journal of Parasitology**, v. 47, n. 4, p. 353-357, Dec 2009.

KORICH, D. G. et al. Effects of ozone, chlorine dioxide, chlorine, and monochloramine on cryptosporidium-parvum oocyst viability. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 56, n. 5, May 1990.

LAMON, A. W. **Aplicação de microsensores no monitoramento de oxigênio dissolvido, potencial REDOX e temperatura em estudos limnológicos.** 2014. 139 (Mestrado). Ciências da Engenharia Ambiental, Escola de Engenharia de São Carlos / USP, São Carlos - SP.

LAMON, A. W. et al. **Sistema avançado para avaliação de crescimento de biofilme aeróbio/anaeróbio por meio de microsensores.** XXXI CONGRESO INTERAMERICANO AIDIS. Santiago, Chile: AIDIS 2008.

LANGE, B.; STRATHMANN, M.; OSSMER, R. Performance validation of chromogenic coliform agar for the enumeration of *Escherichia coli* and coliform bacteria. **Letters in Applied Microbiology**, v. 57, n. 6, p. 547-553, Dec 2013.

LARSON, R.; FARBER, B. **Elementary Statistics**. Pearson Prentice Hall, 2012.

LECHEVALLIER, M. W.; ABBASZADEGAN, M.; DI GIOVANNI, G. D. Detection of infectious *Cryptosporidium parvum* oocysts in environmental water samples using an integrated cell culture-PCR (CC-PCR) system. **Water Air and Soil Pollution**, v. 123, n. 1-4, p. 53-65, Oct 2000.

LECLERC, H. et al. Advances in the bacteriology of the Coliform Group: Their suitability as markers of microbial water safety. **Annual Review of Microbiology**, v. 55, p. 201-234, 2001.

LEE, D. **Development of a Prototype of an Individual Slow Sand Filter For Intermittent Use in the Philippines.** University of Calgary. Canada. 1991

LEVENSPIEL, O. **Chemical reacting engineering.** Industrial & engineering chemistry research, 1999.

LEWANDOWSKI, Z. Dissolved-oxygen gradients near microbially colonized surfaces. **Biofouling and Biocorrosion in Industrial Water Systems**, p. 175-188, 1994.

LEWANDOWSKI, Z.; BEYENAL, H. **Fundamentals of Biofilm Research Second Edition.** CRC Press, 2014.

LLOYD, B. **The functional microbial ecology of slow sand filters.** 1974. Department of Biological Sciences, University of Surrey.

LODGE, D. V. **An ecological study of the meiofauna of slow sand filters, with masticular.** 1979. (Ph.D). University of London

LUOTO, J. et al. What Point-of-Use Water Treatment Products Do Consumers Use? Evidence from a Randomized Controlled Trial among the Urban Poor in Bangladesh. **Plos One**, v. 6, n. 10, Oct 20 2011.

LYNN, T. J. et al. Dynamic performance of biosand filters. **Journal American Water Works Association**, v. 105, n. 10, p. 71-72, Oct 2013.

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**, v. 14, n. 3, p. 369-378, Jun 2016.

MAENG, M. et al. 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, Apr 2016.

MAHEUX, A. F. et al. Comparison of MI, Chromocult (R) coliform, and Compass CC chromogenic culture-based methods to detect *Escherichia coli* and total coliforms in water using 16S rRNA sequencing for colony identification. **Journal of Water and Health**, v. 15, n. 3, p. 353-359, Jun 2017.

_____. Comparison of four beta-glucuronidase and beta-galactosidase-based commercial culture methods used to detect *Escherichia coli* and total coliforms in water. **Journal of Water and Health**, v. 13, n. 2, p. 340-352, 2015.

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

MAUCLAIRE, L.; SCHURMANN, A.; MERMILLOD-BLONDIN, F. Influence of hydraulic conductivity on communities of microorganisms and invertebrates in porous media: a case study in drinking water slow sand filters. **Aquatic Sciences**, v. 68, n. 1, p. 100-108, Jan 2006.

MEDEIROS, R. C.; DANIEL, L. A. Comparison of selected methods for recovery of *Giardia* spp. cysts and *Cryptosporidium* spp. oocysts in wastewater. **Journal of Water and Health**, v. 13, n. 3, p. 811-818, 2015.

MILLER, S. M. et al. Toward understanding the efficacy and mechanism of *Opuntia* spp. as a natural coagulant for potential application in water treatment. **Environmental Science & Technology**, v. 42, n. 12, p. 4274-4279, Jun 2008.

MURPHY, H. M.; MCBEAN, E. A.; FARAHBAKHS, K. Nitrification, denitrification and ammonification in point-of-use biosand filters in rural Cambodia. **Journal of Water and Health**, v. 8, n. 4, p. 803-817, 2010.

NAIR, A. T.; AHAMMED, M. M.; DAVRA, K. Influence of operating parameters on the performance of a household slow sand filter. **Water Science and Technology-Water Supply**, v. 14, n. 4, p. 643-649, 2014.

NAKAMOTO, N. Food chain is the key in ecological purification system: new concept and new name of slow sand filter. **Progress in Slow Sand and Alternative Biofiltration Processes: Further Developments and Applications**, p. 77-84, 2014.

NALLARI, A. "All we want are toilets inside our homes!" The critical role of sanitation in the lives of urban poor adolescent girls in Bengaluru, India. **Environment and Urbanization**, v. 27, n. 1, p. 73-88, Apr 2015.

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

NAPOTNIK, J. A.; BAKER, D.; JELLISON, K. L. Effect of Sand Bed Depth and Medium Age on Escherichia coli and Turbidity Removal in Biosand Filters. **Environmental Science & Technology**, v. 51, n. 6, p. 3402-3409, Mar 2017.

NGAI, T. K. K.; BAKER, D. L. Recent advances in household biosand filter design. **Progress in Slow Sand and Alternative Biofiltration Processes: Further Developments and Applications**, p. 319-330, 2014.

NGAI, T. K. K. et al. Global Review of the Adoption, Use, and Performance of the Biosand Filter. **Progress in Slow Sand and Alternative Biofiltration Processes: Further Developments and Applications**, p. 309-317, 2014

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

PARSONS, D. S.; JEFFERSON, B. **Introduction to potable water treatment processes**. Blackwell Pub., 2006.

PINKERTON, R. et al. Early Childhood Diarrhea Predicts Cognitive Delays in Later Childhood Independently of Malnutrition. **American Journal of Tropical Medicine and Hygiene**, v. 95, n. 5, p. 1004-1010, Nov 2016.

PULESTON, R. L. et al. The first recorded outbreak of cryptosporidiosis due to *Cryptosporidium cuniculus* (formerly rabbit genotype), following a water quality incident. **Journal of Water and Health**, v. 12, n. 1, p. 41-50, 2014

REHN, M. et al. Post-infection symptoms following two large waterborne outbreaks of *Cryptosporidium hominis* in Northern Sweden, 2010-2011. **Bmc Public Health**, v. 15, Jun 2015.

ROLIM NETO, R. D. M. **Abastecimento de Água e Esgotamento Sanitário da Comunidade Água Branca do Cajari, Resex Cajari, AP: avaliação e formulação de alternativas**. 2016. 144 (Mestrado). Engenharia Hidráulica e Saneamento, USP, São Carlos, SP.

ROSADO-GARCIA, F. M. et al. Water-borne protozoa parasites: The Latin American perspective. **International Journal of Hygiene and Environmental Health**, v. 220, n. 5, p. 783-798, Jul 2017.

RYAN, U.; FAYER, R.; XIAO, L. H. Cryptosporidium species in humans and animals: current understanding and research needs. **Parasitology**, v. 141, n. 13, p. 1667-1685, Nov 2014.

RYAN, U. et al. It's official - Cryptosporidium is a gregarine: What are the implications for the water industry? **Water Research**, v. 105, p. 305-313, Nov 2016.

RYAN, U.; ZAHEDI, A.; PAPARINI, A. Cryptosporidium in humans and animals a one health approach to prophylaxis. **Parasite Immunology**, v. 38, n. 9, p. 535-547, Sep 2016.

SANTOS, P. R. D. **Ocorrência e remoção dos protozoários patogênicos Giardia spp. e Cryptosporidium spp. em sistemas de tratamento de esgoto sanitário**. 2015. 177 (Mestrado). Engenharia Hidráulica e Saneamento, EESC/ USP, São Carlos - SP.

SARTI, A. et al. A new device to select carriers for biomass immobilization and application in an aerobic/anaerobic fixed-bed sequencing batch biofilm reactor for nitrogen removal. **Water Science and Technology**, v. 74, n. 11, p. 2666-2674, Dec 2016.

SAWYER, K.; PERRON, C.; COLLINS, M. R. Optimizing intermittent slow sand filters (biosand) construction for more consistent microbial removals. **Progress in Slow Sand and Alternative Biofiltration Processes: Further Developments and Applications**, p. 339-345, 2014.

SCHULER, P. F.; GHOSH, M. M.; GOPALAN, P. Slow sand and diatomaceous-earth filtration of cysts and other particulates. **Water Research**, v. 25, n. 8, p. 995-1005, Aug 1991.

SHEIKH, M. A. et al. Prevalence of Waterborne Diseases in Exposed and Unexposed Clusters Using Biosand Filters in a Rural Community, Sindh, Pakistan. **Exposure and Health**, v. 8, n. 2, p. 193-198, Jun 2016. ISSN 2451-9766.

SHIELDS, J. M. et al. Inactivation of Cryptosporidium parvum under chlorinated recreational water conditions. **Journal of Water and Health**, v. 6, n. 4, p. 513-520, Dec 2008.

SIMNER, P. J. Medical Parasitology Taxonomy Update: January 2012 to December 2015. **Journal of Clinical Microbiology**, v. 55, n. 1, p. 43-47, Jan 2017.

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

SIQUEIRA-CASTRO, I. C. V. et al. First report of predation of *Giardia* sp cysts by ciliated protozoa and confirmation of predation of *Cryptosporidium* spp. oocysts by ciliate species. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 23, n. 11, p. 11357-11362, Jun 2016.

SISSON, A. J. et al. An assessment of long-term biosand filter use and sustainability in the Artibonite Valley near Deschapelles, Haiti. **Journal of Water Sanitation and Hygiene for Development**, v. 3, n. 1, p. 51-60, 2013.

SMITH, A. W. **Sandstorm: a biosand filter designed for small-scale enterprises**. 36th WEDC International Conference. Nakuru, Kenya 2013.

SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO SNIS. **Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos 2015**. Brasil 2017.

SOBSEY, M. D. et al. Point of use household drinking water filtration: A practical, effective solution for providing sustained access to safe drinking water in the developing world. **Environmental Science & Technology**, v. 42, n. 12, Jun 15 2008.

STAUBER, C. E. et al. Characterisation of the biosand filter for *E. coli* reductions from household drinking water under controlled laboratory and field use conditions. **Water Science and Technology**, v. 54, n. 3, p. 1-7, 2006.

_____. Evaluation of the Impact of the Plastic BioSand Filter on Health and Drinking Water Quality in Rural Tamale, Ghana. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 9, n. 11, p. 3806-3823, Nov 2012.

STOTT, R. et al. Predation of *Cryptosporidium* oocysts by protozoa and rotifers: implications for water quality and public health. **Water Science and Technology**, v. 47, n. 3, p. 77-83, 2003.

TALLON, P. et al. Microbial indicators of faecal contamination in water: A current perspective. **Water Air and Soil Pollution**, v. 166, n. 1-4, p. 139-166, Sep 2005.

TCHOBANOGLOUS, G. B., FRANKLIN LOUIS; STENSEL, H. D. **Wastewater Engineering Treatment and Reuse/Metcalf & Eddy Inc**. New York, NY: McGraw-Hill 2003.

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. 187 (Mestrado). Hidráulica e Saneamento, Universidade de São Paulo, São Carlos, SP.

THOMPSON, R. C. A.; ASH, A. Molecular epidemiology of *Giardia* and *Cryptosporidium* infections. **Infection Genetics and Evolution**, v. 40, p. 315-323, Jun 2016.

TIWARI, S.-S. K. et al. Intermittent slow sand filtration for preventing diarrhoea among children in Kenyan households using unimproved water sources: randomized controlled trial. **Tropical Medicine & International Health**, v. 14, n. 11, p. 1374-1382, Nov 2009.

TRIPLE-QUEST. **Hydraid (R) BioSand Water Filter Installation Manual: C. Engineering (Ed.)** 2010.

TUNDIA, K. R.; AHAMMED, M. M.; GEORGE, D. The effect of operating parameters on the performance of a biosand filter: a statistical experiment design approach. **Water Science and Technology-Water Supply**, v. 16, n. 3, p. 775-782, Jun 2016. ISSN 1606-9749.

UNITED NATIONS UN. The Millennium Development Goals Report 2015. 2015. Disponível em: [http://www.un.org/millenniumgoals/2015_MDG_Report/pdf/MDG%202015%20rev%20\(July%201\).pdf](http://www.un.org/millenniumgoals/2015_MDG_Report/pdf/MDG%202015%20rev%20(July%201).pdf) >. Acesso em: novembro de 2017.

UNGER, M.; COLLINS, M. R. Assessing the Role of the Schmutzdecke in Pathogen Removal in Riverbank and Slow Sand Filtration. In: GIMBEL, R.; GRAHAM, N., et al (Ed.). **Recent Progress in Slow Sand and Alternative Biofiltration Processes**: IWA Publishing, 2006. p.512.

_____. Assessing Escherichia coli removal in the schmutzdecke of slow-rate biofilters. **Journal American Water Works Association**, v. 100, n. 12, p. 60-73, Dec 2008. ISSN 0003-150X.

USEPA, U. S. E. P. A. **Method 1623: Cryptosporidium and Giardia in Water by Filtration/IMS/FA** 2005.

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

VANDERZWAAG, J. C. et al. Field Evaluation of Long-Term Performance and Use of Biosand Filters in Posoltega, Nicaragua. **Water Quality Research Journal of Canada**, v. 44, n. 2, p. 111-121, 2009 2009. ISSN 1201-3080.

VESEY, G. et al. A New Method For The Concentration Of Cryptosporidium Oocysts From Water. **Journal of Applied Bacteriology**, v. 75, n. 1, p. 82-86, Jul 1993.

VOTH-GAEDDERT, L. E.; CUDNEY, E. A.; OERTHER, D. B. Primary Factors Statistically Associated with Diarrheal Occurrences. **Environmental Engineering Science**, v. 35 n.8. 2018.

WAKELIN, S. et al. Microbial community structure of a slow sand filter schmutzdecke: a phylogenetic snapshot based on rRNA sequence analysis. **Water Science and Technology-Water Supply**, v. 11, n. 4, p. 426-436, 2011.

WEBER-SHIRK, M. L.; DICK, R. I. Bacterivory by a chrysophyte in slow sand filters. **Water Research**, v. 33, n. 3, p. 631-638, Feb 1999.

WHO, W. H. O. **Guidelines for Drinking-water Quality Fourth edition Incorporating the first addendum**. Geneva: World Health Organization 2017.

WORLD HEALTH ORGANIZATION AND UNITED NATIONS CHILDREN'S FUND. **Key Facts from JMP 2015 Report**: Geneva: World Health Organization (WHO) and the United Nations Children's Fund (UNICEF) 2015.

_____. **Progress on drinking water, sanitation and hygiene: 2017 update and SDG baselines**. Geneva, Switzerland: Geneva: World Health Organization (WHO) and the United Nations Children's Fund (UNICEF) 2017.

WIDERSTROM, M. et al. Large Outbreak of *Cryptosporidium hominis* Infection Transmitted through the Public Water Supply, Sweden. **Emerging Infectious Diseases**, v. 20, n. 4, p. 581-589, Apr 2014.

WILHELM, N. et al. Sodium hypochlorite dosage for household and emergency water treatment: updated recommendations. **Journal of Water and Health**, v. 16, n. 1, p. 112-125, Feb 2018.

WOTTON, R. S. Water purification using sand. **Hydrobiologia**, v. 469, n. 1-3, p. 193-201, Feb 2002.

YOUNG-ROJANSCHI, C.; MADRAMOOTOO, C. Intermittent versus continuous operation of biosand filters. **Water Research**, v. 49, p. 1-10, Feb 1 2014. ISSN 0043-1354. Disponível em: <<Go to ISI>://WOS:000330601400001 >.

_____. Comparing the performance of biosand filters operated with multiday residence periods. **Journal of Water Supply Research and Technology-Aqua**, v. 64, n. 2, p. 157-167, 2015.

ZARLENGA, D. S.; TROUT, J. M. Concentrating, purifying and detecting waterborne parasites. **Veterinary Parasitology**, v. 126, n. 1-2, p. 195-217, Dec 2004.

ZHANG, X. Q.; BISHOP, P. L.; KUPFERLE, M. J. Measurement of polysaccharides and proteins in biofilm extracellular polymers. **Water Science and Technology**, v. 37, n. 4-5, p. 345-348, 1998.

APÊNDICE 1

1. CONSTRUÇÃO DO MODELO BASE DE FILTROS LENTOS EM ESCALA DOMICILIAR

A construção dos Filtros Lentos em Escala Domiciliar – FLDs utilizados nessa pesquisa é baseada no modelo inovador proposto por Magalhães e Sabogal Paz (2013). Este filtro é construído com tubulações de PVC, que tem vantagens como maior facilidade de aquisição de materiais e de deslocamento quando comparado ao tradicional modelo construído em concreto, indicado em CAWST (2012). A Tabela 0-1 apresenta a relação de materiais utilizados na construção de um FLD base. Os procedimentos de lixamento, limpeza e colagem das tubulações e acessórios seguiram instruções contidas em cola específica para este fim (Adesivo plástico para PVC – marca Tigre).

Tabela 0-1 - Materiais utilizados na construção de um filtro lento em escala domiciliar a partir do topo até o registro de saída

Tampa	1- Tampa de caixa sifonada DN250
	2- Porta tampa de caixa sifonada DN250
Corpo do filtro	3- 100 cm de tubulação branca DN250
	4- Caixa sifonada 250x50
Tubulação de saída	5- Luva de redução branca 50x40 (e anel de vedação de 50mm)
	6- 6 cm de tubulação branca DN40
	7- Joelho 90° branco DN 40
	8- 70 cm de tubulação branca DN40
	9- Joelho 90° branco DN40
	10- 6 cm de tubulação branca DN40
	11- Joelho 90° branco DN40
	12- 3 de tubulação branca DN40
	13- Luva de redução branca 50x40
	14- Redução excêntrica 75x50
Peça com registro de saída	15- Luva soldável DN75
	16- 3 cm de tubulação branca DN75
	17- Cap branco DN75
	18- Adaptador soldável com anel de vedação 1/2"
	19- Nipel roscável 1/2"
	20- Registro em esfera metálico 1/2"
	21- Espigão de latão 1/2"x1/2"

Fonte: o autor

O modelo básico de FLD empregado utiliza a relação de materiais apresentada na Tabela 0-1. Na Figura 1 apresenta-se modelo básico de FLD, com todas suas peças desmontadas e indicação de setores do filtro.

Figura 1 - Peças utilizadas para a montagem do filtro lento domiciliar, com divisão em setores de montagem

Fonte: o autor

2. ETAPAS PARA MONTAGEM DOS FILTROS LENTOS DOMICILIARES

O filtro lento domiciliar pode ser dividido em setores de montagem, são eles corpo do filtro, tubulação de saída e peça de saída com registro. Esses setores devem ser montados individualmente para posterior encaixe com os outros.

2.1. CORPO DO FILTRO

- A tubulação de diâmetro 250 mm é utilizada como corpo do filtro. Este material é comumente comercializado em peças de 6 metros, sendo critério do estabelecimento comercial a venda em frações menores.

- O tubo deve ser cortado na medida de 100 cm, para tanto, marcações com caneta devem ser feitas para indicar o local de serragem. Objetiva-se traçar a marcação tão precisa

quanto possível, pois irregularidades atrapalham o encaixe da peça com a base do filtro (caixa sifonada DN 250 mm).

- Após o corte com serra do tubo de diâmetro 250 mm, utiliza-se lixa para retirada de rebarbas.

- Em seguida, limpa-se a superfície lixada com um pano úmido. As duas superfícies do material cortado passam pelo mesmo procedimento.

- O tubo e caixa sifonada devem ser lavados e secados com pano antes da colagem. As extremidades a serem coladas recebem a Solução Preparadora (Solução Preparadora marca Tigre®, ou similar) antes da conexão.

- A caixa sifonada e a extremidade do tubo a ser colado recebem o Adesivo de PVC incolor em abundância (Adesivo de PVC marca Tigre®, ou similar). A conexão com o tubo deve acontecer logo em seguida.

- A conexão do tubo de 250 mm com a caixa sifonada deve ser feita, preferencialmente, em duas pessoas. Uma delas deve segurar a caixa sifonada e a outra empurrar o tubo. Aproximadamente 3 cm do tubo serão encaixados na caixa sifonada (Figura 2).

Figura 2 – Conexão do corpo doo filtro lento domiciliar (tubulação de diâmetro 250 mm) à base (caixa sifonada de diâmetro 250 mm)

Fonte: o autor

2.2. TUBULAÇÃO DE SAÍDA

- O tubo de diâmetro 40 mm é cortado em 3 peças. Duas de 6 cm e uma de 70 cm. Cuidados como a precisão na marcação do corte são tomados.

- Faz-se o lixamento das superfícies serradas para remoção de rebarbas e acabamento, com seguida limpeza com pano úmido.

- Um pedaço de 6 cm do tubo de diâmetro 40mm é colado à luva de redução 50x40 mm. Para a colagem, utiliza-se a Solução Preparadora seguida do Adesivo de PVC nas superfícies previamente limpas (Figura 3)

- A outra extremidade do tubo de 6 cm é colada ao joelho de diâmetro 40 mm. Faz-se as recomendações de colagem descritas anteriormente. De forma semelhante, faz-se a colagem dos 70 cm de tubo de diâmetro 40 mm (Figura 4).

Figura 3 – Tubulação de saída dos filtros lentos domiciliares – Parte 1

Fonte: o autor

Figura 4 – Tubulação de saída dos filtros lentos domiciliares – Parte 2

Fonte: o autor

- As demais peças que compõe a tubulação de saída são conectadas também com cola como se indica a Figura 5. Cola-se, inicialmente, a redução 50x40 a 3 cm de tubulação 40 mm, que então é colado a um joelho 40 mm. O conjunto é colado a 6 cm de tubulação 40 mm e então a mais um joelho de 40 mm. Essa peça é, finalmente, colada aos 70 cm de tubulação de diâmetro 40 mm.

Figura 5 – Tubulação de saída dos filtros lentos domiciliares – Parte 3

Fonte: o autor

- O conjunto montado conforme mostra Figura 5 é encaixado à base do filtro utilizando-se anel de vedação para conexão de tubo de 50 mm (Figura 6). Utiliza-se óleo vegetal como lubrificante. Esta conexão dá-se por encaixe como previsão de descargas de fundo, além de conferir possibilidade de inclinação da tubulação de saída. A inclinação permite reduzir a altura da água estacionária acima do meio filtrante.

Figura 6 – Encaixe do corpo do filtro lento domiciliar com tubulação de saída

Fonte: o autor

- Após período de 24 horas de secagem de todas as colas do conjunto corpo do filtro e tubulação de saída, realiza-se o teste de vazamentos do filtro. O teste consiste em encher o conjunto montado com água até a sua saída pela tubulação de saída. Marca-se o nível estacionário da água e após 24 horas é verificado se houve vazamentos, por sinais físicos ou por abaixamento do nível da água.

2.3. PEÇA DE SAÍDA COM REGISTRO

- O registro de saída dos FLDs é encaixado por rosca na peça adaptador soldável com anel de vedação 1/2". Para o encaixe do adaptador soldável realiza-se um furo, com serra-copo em furadeira, de diâmetro 30 mm na peça CAP de 75 mm (Figura 7).

Figura 7 – Montagem do conjunto CAP – Adaptador soldável que recebe registro de saída dos filtros lentos domiciliares

Fonte: o autor.

- A parte de rosca do adaptador conecta-se um nipel roscável de 1/2" (Figura 8). O registro de saída é encaixado, também por rosca, no nipel (Figura 8). O registro de saída pode ser conectado a um espigão de latão.

Figura 8 – Encaixe de Nipel e registro no conjunto CAP – Adaptador soldável

Fonte: o autor.

- As demais peças da tubulação de saída são encaixadas. Os encaixes não recebem anel de vedação e nenhuma espécie de pasta lubrificante de maneira a se evitar o contato da água filtrada com produtos de potencial toxicidade. As peças são: redução excêntrica 75x50 mm,

luva de diâmetro 75 mm e 3 cm de tubulação de 75 mm (previamente serrado, lixado e limpo). Na Figura 9 mostra-se a disposição dessas peças.

Figura 9 – Peças para montagem do registro de saída dos filtros lentos domiciliares

Fonte: o autor.

- A peça montada conforme Figura 9 é encaixada, sem cola nem anel de vedação, à tubulação de saída do FLD, em estrutura da Figura 6. Essa etapa final da montagem é mostrada na Figura 10. Um dispositivo anti-sifonamento deve ser instalado no joelho para se evitar a ocorrência de sifão. O dispositivo pode ser um espigão rosqueado a furo no joelho.

Figura 10 – Encaixe da peça com registro de saída à modelo base de filtro lento domiciliar

Fonte: o autor.

3. FILTROS LENTOS EM ESCALA DOMICILIAR COM OPERAÇÃO INTERMITENTE

O modelo base de filtro lento em escala domiciliar deve receber complemento por materiais específicos de acordo com a proposta de operação. Na Tabela 2 apresentam-se estes materiais aplicados aos FLDs intermitentes.

Tabela 2 - Modo de operação e material específico adicional de cada projeto de filtro lento em escala domiciliar – FLD intermitente

PROJETO	Modo de operação	Material específico para modo de operação
FI (FLD intermitente com boia)	Alimentação Intermitente e nível máximo controlado por boia	Balde conectado a boia controladora de nível para filtro de vela cerâmica
FIS (FLD intermitente sem boia)	Alimentação intermitente e sem controle de nível máximo	Placa difusora construída a partir de fundo de balde

Fonte: o autor.

3.1. FILTRO LENTO EM ESCALA DOMICILIAR INTERMITENTE COM BOIA

- Um balde de 14 litros recebe no centro da base um furo de diâmetro de 13 mm. Para passagem da água para a boia controladora de nível se utiliza uma vela de filtro descartada. A parte cerâmica da vela é retirada.
- O parafuso plástico da vela de filtro é encaixado no orifício do balde de 14 litros. O parafuso é, externamente ao balde, envolvido com anel de silicone seguido de aperto com porca plástica. Tanto o anel de silicone como a porca plástica são componentes da vela de filtro descartada (Figura 11). O aperto não pode ser muito forte, pois o material plástico pode se quebrar com o ato.
- A boia controladora de nível própria para filtros de vela cerâmica é rosqueada ao parafuso plástico conectado ao balde (Figura 11).
- O material balde com boia controladora de nível é colocado sobre o corpo do filtro.
- O balde pode receber no topo 20 cm de tubulação de 250 mm, seguido do conjunto porta-tampa e tampa de caixa sifonada.

Figura 11 – Montagem da torneira-boia encaixada parafuso de filtro de vela cerâmica para filtro lento em escala domiciliar intermitente com boia

Fonte: o autor.

3.2. FILTRO LENTO EM ESCALA DOMICILIAR INTERMITENTE SEM BOIA

- Um balde de 14 litros recebe furos com tamanho uniforme (diâmetro 1 a 1,3 mm) por meio do uso de um prego mantido quente em fogo para facilitar a perfuração. Busca-se o espaçamento uniforme entre os furos (Figura 12).

Figura 12 – Balde perfurado utilizado como difusor de fluxo em filtro lento em escala domiciliar intermitente sem boia e contínuo sem boia

Fonte: o autor

4. FILTROS LENTOS EM ESCALA DOMICILIAR CONTÍNUOS

Na Tabela 3 são apresentados os materiais complementares ao modelo base de FLD para a operação contínua.

Tabela 3 – Modo de operação e material específico adicional de cada projeto de filtro lento em escala domiciliar – FLD contínuo

PROJETO	Modo de operação	Material específico para modo de operação
FC (FLD contínuo com boia)	Alimentação contínua e nível constante de água no filtro controlado por boia	Torneira-boia controladora de nível para bebedouros
FCS (FLD contínuo sem boia)	Alimentação contínua por registro após reservatório	Placa difusora construída a partir de fundo de balde

Fonte: o autor

4.1. FILTRO LENTO EM ESCALA DOMICILIAR CONTÍNUO COM BOIA

- Ao corpo do FLD faz-se um furo de diâmetro 20 mm com serra-copo. O furo é posicionado a 12 cm da altura da água no nível estacionário (altura a partir da qual se começa a saída de água pela tubulação de saída do filtro).
- A peça torneira-boia para bebedouros é encaixada ao orifício (Figura 13).
- Uma luva roscável de 1/2" é rosqueada à tubulação de entrada da torneira-boia encaixada ao filtro.
- Um espigão plástico de 1/2" é rosqueado à luva roscável e recebe o encaixe de uma mangueira de jardim preta que por sua vez é conectada ao reservatório que alimenta os FLDs contínuos.

Figura 13 – Torneira-boia e posicionamento do encaixe no filtro lento em escala domiciliar contínuo com boia. FONTE: o autor.

Fonte: o autor

4.2. FILTRO LENTO EM ESCALA DOMICILIAR CONTÍNUO SEM BOIA

- Um balde de 14 litros recebe furos com tamanho uniforme (diâmetro 1 a 1,3 mm) por meio do uso de um prego mantido quente em fogo para facilitar a perfuração. Busca-se o espaçamento uniforme entre os furos (Figura 12).
- Um registro de esfera metálico é previamente conectado ao reservatório elevado. Ao registro se rosqueia um espigão plástico de 1/2", o qual recebe o encaixe de uma mangueira plástica transparente que leva água do reservatório ao FLD. A mangueira deve ser mantida esticada, sem formação de decida seguida de subida de nível.
- Para a operação, o registro em esfera metálico é mantido em abertura suficiente para a vazão de alimentação desejada.
- Ajustes na abertura do registro são necessários, pois sensíveis mudanças de nível e obstruções no registro de saída por sólidos em suspensão da água de estudo provocam alteração na vazão de alimentação.

5. COMPOSIÇÃO, PREPARO E DISPOSIÇÃO NOS FILTROS DE MATERIAIS GRANULARES

A concepção de cada FLD é realizada com a instalação de duas camadas: camada filtrante e camada suporte, conforme CAWST (2012) Figura 14– A. A camada filtrante é composta somente por areia que passe por peneira com abertura de 1 mm.

A camada suporte é composta por três subcamadas: areia grossa de construção civil; pedregulho fino e pedregulho grosso. A distribuição e espessura das camadas são apresentadas na Figura 14 – B. A camada suporte possui uma estratificação a mais que o modelo de CAWST (2012), tal medida visa garantir a manutenção do meio filtrante na camada prevista.

Figura 14 – Distribuição de camadas de materiais granulares. a) - modelo de filtro de concreto e b) – modelo de filtro de PVC construído para esta pesquisa

Fonte: a) Adaptado de CAWST (2012); b) o autor.

- Todos os materiais granulares são lavados em baldes até que a água de lavagem se apresentasse visualmente límpida e com turbidez em torno de 10 NTU. Este procedimento segue recomendações de CAWST (2012), com exceção da lavagem do meio filtrante areia fina, a qual é indicada até um ponto intermediário de turbidez nesse manual. Os volumes consumidos na lavagem devem ser registrados.

- Após a lavagem, os materiais granulares devem ser espalhados em lonas plásticas e deixados abaixo de incidência de radiação solar até suas completas secagens. Em seguida, o peneiramento destes materiais é realizado. Na Tabela 4 é indicado o limite granulométrico da camada de meio filtrante e subcamadas de meio suporte, bem como as peneiras comerciais que podem ser utilizadas para essa separação.

- Posteriormente, com todos os materiais granulares limpos e peneirados, ocorre a disposição desses nos FLDs. Os filtros são, inicialmente, inclinados para evitar choques na colocação dos primeiros pedregulhos grossos.

- Em seguida, posiciona-se uma trena metálica ao fundo e mantêm-se os filtros na posição vertical (Figura 15– A). A trena deve possuir marcação do nível 7,5 cm (final da camada de

pedregulho grosso), 12,5 cm (final da camada de pedregulho fino) e 17,5 cm (final da camada de areia grossa) (Figura 15– B).

- A disposição dos materiais granulares prossegue com a disposição de cada material granular em sua camada correspondente, iniciando-se pela continuação da disposição do pedregulho grosso (Figura 15– C).

Tabela 4 – Limites granulométricos de camadas e subcamadas dos FLDs e peneiramento dos materiais granulares

Camada	Subcamada	Granulometria	Peneira comercial
Meio filtrante (areia fina)	-	$\emptyset < 1,5 \text{ mm}$	Material que passou por peneira de fubá
Suporte	Areia grossa	$1,5 \text{ mm} < \emptyset < 3 \text{ mm}$	Retido entre peneira de arroz e de fubá
	Pedregulho fino	$5 \text{ mm} < \emptyset < 8 \text{ mm}$	Retido entre peneira de café e de feijão
	Pedregulho grosso	$12 \text{ mm} < \emptyset < 15 \text{ mm}$	Retido entre tela metálica e tela plástica

- O pedregulho fino é disposto acima do pedregulho grosso até a segunda marcação da trena (Figura 15 – D).

- Na sequência, dispõe-se a camada de areia grossa, até a última marca feita na trena (Figura 15– E).

- Após a disposição da areia grossa, a trena é retirada cuidadosamente. Adiciona-se, lentamente, 12 litros de água ao filtro (Figura 15– F).

- Então se adiciona areia fina, cuidadosamente, sem que o nível de areia ultrapassasse o da água, quando isso estiver próximo de ocorrer, adiciona-se mais água. Isso é feito até que o nível de areia atinja o ponto desejado, 5 cm abaixo da altura da saída pela tubulação. Adiciona-se mais água, até que comece sua saída (Figura 15– G).

- O procedimento de adição de água antes da camada de areia fina visa diminuir a ocorrência de caminhos preferenciais e efeitos de parede no meio filtrante (Ahmmed, 2011; Young-Rojanchi, 2014).

Figura 15 – Sequência para a disposição dos materiais granulares nos filtros lentos em escala domiciliar

Fonte: o autor

Aproximadamente 6 kg de meio filtrante limpo e peneirado (areia fina) foram separados para a realização de ensaios granulométricos e ensaios de determinação de índices físicos da areia.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AHAMMED, M. M.; DAVRA, K. Performance evaluation of biosand filter modified with iron oxide-coated sand for household treatment of drinking water. **Desalination**, v. 276, n. 1-3, p. 287-293, Aug 2, 2011. ISSN 0011-9164.

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

MAGALHÃES, E. V.; SABOGAL PAZ, L. P. **Filtração Lenta Domiciliar como Alternativa de Tratamento de Água para Comunidades Isoladas do Brasil - Desafios na Construção**. Relatório Final. Pesquisa de Iniciação Científica PIBIC/CNPq/USP. 2013.

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

APÊNDICE 2

Protocolo para Detecção de cistos de *Giardia* spp. e oocistos de *Cryptosporidium* spp.

1. CONCENTRAÇÃO DE CISTOS DE *GIARDIA* SPP. E OOCISTOS DE *CRYPTOSPORIDIUM* SPP. PELO MÉTODO DE FILTRAÇÃO EM MEMBRANAS. ADAPTADO DE FRANCO ET AL. (2001)

As etapas executadas para a concentração de protozoários são brevemente resumidas no esquema da Figura 1. Todo material com o qual a água a ser examinada entre em contato (por exemplo, bombona de coleta) deve ser previamente enxaguado com a solução de eluição *Tween*® 80 a 0,1% (*Tween* 80 0,1% e Antifoam-a 0,01% em água Milli-Q).

- Uma membrana de ésteres mistos de celulose (diâmetro de 47 mm e porosidade nominal de 3 µm) é encaixada no sistema porta-filtro.
- As paredes do sistema porta-filtro são enxaguadas com solução de *Tween*® 80 0,1%.
- A Bomba a vácuo é ligada, o vácuo nunca deve ultrapassar 600 mm Hg. A amostra é disposta à filtração e esta ocorre até o ponto de gotejamento, quando deve ocorrer a troca da membrana.
- Anota-se o volume filtrado por cada membrana, para o controle do procedimento.
- Enxágues periódicos das paredes do porta-filtro ocorrem durante a filtração da amostra.
- Após a interrupção do vácuo no sistema de filtração, a membrana é cuidadosamente retirada por uma pinça metálica e transferida a uma placa de Petri previamente enxaguada com solução de *Tween*® 80 0,1%.
- Executa-se suaves raspagens do material sobre a membrana com alça plástica macia, encontrada no Kit Merifluor® e comum em procedimentos de repique de microbiologia.
- São 3 sequências de raspagens. Cada uma delas é feita sempre na mesma direção e sentido (direção vertical, de baixo para cima). Deve ser conduzida de maneira suave, pois a membrana de ésteres mistos de celulose é suscetível a rasgos.
- Ocorre uso de uma alça auxiliar, para segurar a ponta da membrana enquanto a raspagem é feita. Um acessório que mantenha a placa de Petri inclinada é utilizado para melhorar o escoamento da solução de eluição (Figura 2).
- Após a primeira raspagem, elui-se a membrana com aproximadamente 1 mL de solução de *Tween*® 80 0,1%, disposto por meio de pipeta pasteur plástica.

Figura 1 – Esquema resumido das etapas de concentração de cistos de *Giardia* spp. e oocistos de *Cryptosporidium* spp. pelo método de filtração em membranas

Fonte: Adaptado de Maciel (2014)

- O material eluído é homogeneizado por meio de ações de coleta e dispensa de pipeta pasteur plástica. Este material é transferido para um tubo de centrifuga de 15 m L (com prévia marcação de 200 µL).

Figura 2 – Acessório que mantém placa de Petri em inclinação para facilitar o escoamento da solução de eluição em método de concentração de (oo)cistos de protozoários

Fonte: o autor.

- Em seguida, rotaciona-se a membrana em 90° e repete-se os procedimentos de raspagem e eluição.
- O processo de raspagem e eluição é repetido novamente (terceira série de raspagens).
- Utiliza-se 20 minutos para as três séries de raspagens e eluições (aproximadamente 10 minutos para as raspagens e 10 minutos para as eluições).
- O tubo de centrifugação de 15 mL é preenchido com a eluição do material raspado da membrana e levado à centrífuga ajustada à rotação de 1.500 G, por 15 minutos.
- Após a primeira centrifugação, descarta-se, cuidadosamente, 12 mL da sobrenadante (Deixa-se o sobrenadante à marca de 3 mL do tubo de centrífuga). Os movimentos de sucção do sobrenadante por uma pipeta pasteur são feitos sempre na parte de cima do líquido, afim de se evitar distúrbios do sedimento (*pellet*).
- O material restante no tubo de centrífuga é homogeneizado em aparelho de vórtex.
- O tubo de centrífuga é completado à marca de 15 mL com água Milli-Q.
- Ocorre a segunda centrifugação, igualmente por 15 minutos à rotação de 1500 G.
- Faz-se o descarte do sobrenadante, cuidadosamente, até a marcação prévia de 200 µL no tubo de centrífuga.
- Homogeneiza-se o sedimento e sobrenadante, inicialmente em aparelho de vórtex, tomando-se cuidado para não haver espalhamento do material nas paredes do tubo. Em seguida, a homogeneização é feita por uma pipeta automática com ponteira de 100 µL previamente enxaguada em solução de Tween® 80 0,1%. Esta etapa de homogeneização pode ser demorada, a depender da quantidade de sedimento da amostra.
- Dispõe-se 100 µL de material homogeneizado na etapa anterior em um poço de lâmina de microscopia (com a mesma ponteira utilizada para homogeneização). Novamente,

homogeneíza-se o material restante no tubo de centrífuga com seguida disposição do volume restante em outro poço de lâmina de microscopia.

2. PREPARO DA LÂMINA DE MICROSCOPIA

O preparo da lâmina de microscopia segue indicações do fabricante *Merifluor*®

- A amostra disposta sobre o poço da lâmina de microscopia é deixada em repouso para secagem. A completa secagem pode ser demorada, por isso, convencionou-se a disposição da amostra no final de um dia de trabalho para prosseguimento do preparo da lâmina no dia seguinte.
- Antes de iniciar o procedimento de preparo, os reagentes do kit *Merifluor*® e a solução de DAPI devem ser retirados da refrigeração, para serem utilizados em temperatura ambiente.
- Dispõe-se 10 µL de metanol absoluto sobre a amostra, já seca.
- Aguarda-se 10 minutos e leva-se a lâmina a uma câmara escura e úmida (placa de Petri recoberta por papel alumínio contendo pedaço de papel umedecido).
- Dispõe-se uma gota do reagente de detecção do kit *Merifluor*® (tampa azul) seguida de uma gota de contra corante (tampa verde), também do kit *Merifluor*®. A alça plástica presente no kit pode ser utilizada caso se necessite espalhar os reagentes sobre poço.
- Após a aplicação dos reagentes, a lâmina deve permanecer na câmara úmida e escura fechada por 30 minutos.
- Em seguida, a lâmina é retirada da câmara e faz-se três lavagens, de 10 µL cada, e com intervalo de 1 minuto, com solução tampão presente no kit *Merifluor*® diluída 20 vezes. Durante a lavagem, a lâmina pode ser inclinada para ajudar o escoamento do líquido de lavagem. Cuidados devem ser tomados para a permanência da amostra no poço.
- Após a lavagem com a solução tampão, dispõe-se duas gotas do reagente DAPI. A lâmina é novamente levada a câmara escura e úmida, por 10 minutos.
- Repete-se o procedimento de 3 lavagens com solução tampão diluída 20 vezes.
- Lava-se a lâmina com 10 µL de água Milli-Q, com a finalidade de se evitar a formação de cristais na lâmina.
- Após um minuto, aplica-se sobre a amostra uma gota do meio de montagem presente no kit *Merifluor*® e recobre-se o poço da lâmina de microscopia com uma lamínula.
- A solução selante *Covergrip-coverslip* é utilizada nas bordas da lamínula com a lâmina para melhorar a sua fixação.

3. EXAME DA LÂMINA POR MICROSCOPIA DE FLUORESCÊNCIA

O exame da lâmina previamente preparada com os reagentes do *kit Merifluor®* é feito seguindo-se as instruções do Método 1623.1 (USEPA, 2012).

- Analisa-se os poços preparados para a microscopia de fluorescência utilizando-se filtro previamente estabelecido para reação de imunofluorescência direta – RID (excitação $\lambda = 450$ a 490 nm e barreira $\lambda = 520$ nm).
- A visualização em RID ocorre a partir do aumento de 200x, para identificação de organismos similares a cistos de *Giardia* spp. e oocistos de *Cryptosporidium* spp. A confirmação de aspectos morfológicos ocorre no aumento de 400x.
- Como oocisto de *Cryptosporidium* spp., identifica-se objetos ovóides ou esféricos com 4 a 6 μm de diâmetro, em cor maçã verde fluorescente. Como cisto de *Giardia* spp. identifica-se objetos ovóides, com 8 a 18 μm de comprimento e 5 a 15 μm de largura.
- Ocorre visualização em filtro DAPI (excitação $\lambda = 365$ a 400 nm e barreira $\lambda = 395$ nm) para confirmação das formas observada. O objeto alvo deve apresentar uma ou mais das seguintes características, válidas para cistos e oocistos: i) coloração azul interna, sem distinção do núcleo e membrana verde (DAPI negativo); ii) intensa coloração interna azul (DAPI positivo); e iii) até 4 núcleos distintos, em coloração azul (DAPI positivo).
- A visualização com filtro DIC (microscopia de contraste interferencial diferencial) deve ser procedida como forma de confirmação. São considerados os seguintes critérios para a confirmação da presença dos (oo)cistos: i) (oo)cisto vazio; ii) (oo)cisto com estrutura amorfa; iii) oocisto de *Cryptosporidium* spp. com estrutura interna – 1 a 4 esporozoítos por oocistos e cistos de *Giardia* spp. com um tipo de estrutura interna – núcleo ou axonemas, ou ambos.
- A contagem de objetos confirmados como cisto de *Giardia* spp. ou oocistos de *Cryptosporidium* spp. é registrada em caderno.

4. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

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. **Revista do Instituto de Medicina Tropical de São Paulo**, v. 43, n. 2, p. 109-111, March-April 2001.

MACIEL, Paulo Marcos Faria. **Remoção de *Giardia* spp. e *Cryptosporidium* spp. em águas de abastecimento com turbidez elevada utilizando cloreto de polialumínio: estudo em escala de bancada e desafios analíticos**. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo, 2014.

United States Environmental Protection Agency. **Method 1623.1: *Cryptosporidium* and *Giardia* in Water by Filtration/IMS/FA** 2012.

APÊNDICE 3

1. PERDAS DE CARGA NA FASE 1

Figura 1 – Evolução da porcentagem da perda de carga total atribuída a cada subcamada do filtro lento domiciliar intermitente com boia (FI) na primeira carreira de filtração na Fase 1 (água subterrânea + caulinita)

Fonte: o autor

Figura 2 – Evolução da perda de carga atribuída a cada subcamada do filtro lento domiciliar intermitente com boia (FI) na primeira carreira de filtração na Fase 1 (água subterrânea + caulinita)

Fonte: o autor

Figura 3 – Evolução da porcentagem da perda de carga total atribuída a cada subcamada do filtro lento domiciliar intermitente com boia (FI) na segunda de filtração na Fase 1 (água subterrânea + caulinita)

Fonte: o autor

Figura 4 – Evolução da perda de carga atribuída a cada subcamada do filtro lento domiciliar intermitente com boia (FI) na segunda carreira de filtração na Fase 1 (água subterrânea + caulinita)

Fonte: o autor

Figura 5 – Evolução da porcentagem da perda de carga total atribuída a cada subcamada do filtro lento domiciliar intermitente sem boia (FIS) na primeira carreira de filtração na Fase 1 (água subterrânea + caulinita)

Fonte: o autor

Figura 6 – Evolução da perda de carga atribuída a cada subcamada do filtro lento domiciliar intermitente sem boia (FIS) na primeira carreira de filtração na Fase 1 (água subterrânea + caulinita)

Fonte: o autor

Figura 7 – Evolução da porcentagem da perda de carga total atribuída a cada subcamada do filtro lento domiciliar intermitente sem boia (FIS) na sétima carreira de filtração na Fase 1 (água subterrânea + caulinita)

Fonte: o autor

Figura 8 – Evolução da perda de carga atribuída a cada subcamada do filtro lento domiciliar intermitente sem boia (FIS) na sétima carreira de filtração na Fase 1 (água subterrânea + caulinita)

Fonte: o autor

Figura 9 – Evolução da porcentagem perda de carga total atribuída a cada subcamada do filtro lento domiciliar contínuo com boia (FC) na primeira carreira de filtração na Fase 1 (água subterrânea + caulinita)

Fonte: o autor

Figura 10– Evolução da perda de carga atribuída a cada subcamada do filtro lento domiciliar contínuo com boia (FC) na primeira carreira de filtração na Fase 1 (água subterrânea + caulinita)

Fonte: o autor

Figura 11– Evolução da porcentagem perda de carga total atribuída a cada subcamada do filtro lento domiciliar contínuo com boia (FC) na segunda carreira de filtração na Fase 1 (água subterrânea + caulinita)

Fonte: o autor

Figura 12– Evolução da perda de carga atribuída a cada subcamada do filtro lento domiciliar contínuo com boia (FC) na segunda carreira de filtração na Fase 1 (água subterrânea + caulinita)

Fonte: o autor

Figura 13 – Evolução da porcentagem da perda de carga total atribuída a cada subcamada do filtro lento domiciliar contínuo sem boia (FCS) na primeira carreira de filtração na Fase 1 (água subterrânea + caulinita)

Fonte: o autor

Figura 14 – Evolução da perda de carga atribuída a cada subcamada do filtro lento domiciliar contínuo sem boia (FCS) na primeira carreira de filtração na Fase 1 (água subterrânea + caulinita)

Fonte: o autor

Figura 15 – Evolução da porcentagem da perda de carga total atribuída a cada subcamada do filtro lento domiciliar contínuo sem boia (FCS) na segunda carreira de filtração na Fase 1 (água subterrânea + caulinita)

Fonte: o autor

Figura 16 – Evolução da perda de carga atribuída a cada subcamada do filtro lento domiciliar contínuo sem boia (FCS) na primeira carreira de filtração na Fase 1 (água subterrânea + caulinita)

Fonte: o autor

2. PERDAS DE CARGA NA FASE 2

Figura 17– Evolução da porcentagem da perda de carga total atribuída a cada subcamada do filtro lento domiciliar intermitente com boia (FI) na primeira carreira de filtração na Fase 2 (água natural)

Fonte: o autor.

Figura 18 – Evolução da perda de carga atribuída a cada subcamada do filtro lento domiciliar intermitente com boia (FI) na primeira carreira de filtração na Fase 2 (água natural)

Fonte: o autor

Figura 19 – Evolução da porcentagem da perda de carga total atribuída a cada subcamada do filtro lento domiciliar intermitente com boia (FI) na sétima carreira de filtração (última completa) na Fase 2 (água natural)

Fonte: o autor

Figura 20 – Evolução da perda de carga total atribuída a cada subcamada do filtro lento domiciliar intermitente com boia (FI) na sétima carreira de filtração (última completa) na Fase 2 (água natural)

Fonte: o autor

APÊNDICE 4

1. PRESENÇA DE *ESCHERICHIA COLI* EM FILTROS LENTOS EM ESCALA DOMICILIAR NA FASE 1

Figura 1 – *Escherichia coli* remanescente de filtro lento domiciliar intermitente com (FI) e sem boia (FIS), em tempo de residência de 16 horas, na Fase 1 (água subterrânea + caulinita)

Fonte: o autor

Figura 2– *Escherichia coli* remanescente de filtro lento domiciliar intermitente com (FI) e sem boia (FIS), em tempo de residência de 8 horas, na Fase 1 (água subterrânea + caulinita)

Fonte: o autor

Figura 3— *Escherichia coli* remanescente de filtro lento domiciliar contínuo com (FC) e sem boia (FCS), na Fase 1 (água subterrânea + caulinita)

Fonte: o autor. O valor “0” não é representado em eixo em escala logarítmica, por isso, onde se indica 0,1 não houve contagem *E. coli*.

2. PRESENÇA DE *ESCHERICHIA COLI* E COLIFORMES TOTAIS EM FILTROS LENTOS EM ESCALA DOMICILIAR NA FASE 2

Figura 4 – *Escherichia coli* remanescente de filtro lento em escala domiciliar intermitente com boia, sem (FI), e com acelerador de amadurecimento (FIA), em período de residência de 16 horas na Fase 2 (água natural)

Fonte: o autor. O valor “0” não é representado em eixo em escala logarítmica, por isso, onde se indica 0,1 não houve contagem de *E. coli*.

Figura 5 – Presença de *Escherichia coli* em filtro lento em escala domiciliar intermitente com boia, sem – FI, e com acelerador de amadurecimento – FIA, em período de residência de 8 horas na Fase 2 (água natural)

Fonte: o autor. O valor “0” não é representado em eixo em escala logarítmica, por isso, onde se indica 0,1 não houve contagem de *E. coli*.

Figura 6 – Presença de *Escherichia coli* em filtro lento em escala domiciliar contínuo com boia, sem – FC, e com acelerador de amadurecimento – FCA na Fase 2 (água natural)

Fonte: o autor. O valor “0” não é representado em eixo em escala logarítmica, por isso, onde se indica 0,1 não houve contagem de *E. coli*.

Figura 7 – Presença de coliformes totais em filtro lento em escala domiciliar intermitente com boia, sem – FI, e com acelerador de amadurecimento – FIA, em período de residência de 16 horas na Fase 2 (água natural)

Fonte: o autor

Figura 8 – Presença de coliformes totais em filtro lento em escala domiciliar intermitente com boia, sem – FI, e com acelerador de amadurecimento – FIA, em período de residência de 8 horas na Fase 2 (água natural)

Fonte: o autor

Figura 9 – Presença de coliformes totais em filtro lento em escala domiciliar contínuo com boia, sem – FC, e com acelerador de amadurecimento – FCA na Fase 2 (água natural)

Fonte: o autor

ANEXO 1

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.

Lot #: 10-16	Date shed: 4/30/16
Total number of oocysts provided: 1×10^6	Date purified: 5/1/16

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.