

**UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
FACULDADE DE TECNOLOGIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL**

**AVALIAÇÃO DO USO DE MANTAS SINTÉTICAS NÃO
TECIDAS E AREIA GROSSA NA FILTRAÇÃO LENTA EM
ESCALA DOMICILIAR – ESTUDO COMPARATIVO**

MARÍLIA CUNHA ALMEIDA

ORIENTADORA: YOVANKA PÉREZ GINORIS

COORIENTADORA: CRISTINA CELIA SILVEIRA BRANDÃO

**DISSERTAÇÃO DE MESTRADO EM TECNOLOGIA AMBIENTAL E
RECURSOS HÍDRICOS**

BRASÍLIA/DF: AGOSTO – 2018

**UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
FACULDADE DE TECNOLOGIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL**

**AVALIAÇÃO DO USO DE MANTAS SINTÉTICAS NÃO TECIDAS E
AREIA GROSSA NA FILTRAÇÃO LENTA EM ESCALA
DOMICILIAR – ESTUDO COMPARATIVO**

MARÍLIA CUNHA ALMEIDA

**DISSERTAÇÃO SUBMETIDA AO DEPARTAMENTO DE
ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL DA FACULDADE DE
TECNOLOGIA DA UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA COMO PARTE
DOS REQUISITOS NECESSÁRIOS PARA A OBTENÇÃO DO GRAU
DE MESTRE EM TECNOLOGIA AMBIENTAL E RECURSOS
HÍDRICOS.**

APROVADA POR:

**Prof^ª Yovanka Pérez Ginoris, DSc. (ENC-UnB)
(Orientadora)**

**Prof. Marco Antonio Almeida de Souza, PhD (ENC-UnB)
(Examinador Interno)**

**Prof^ª Jazielli Carvalho Sá, DSc (ECT-UFRN)
(Examinador Externo)**

BRASÍLIA/DF, 20 DE AGOSTO DE 2018

FICHA CATALOGRÁFICA

ALMEIDA, MARILIA CUNHA

Avaliação do Uso de Mantas Sintéticas Não Tecidas e Areia Grossa na Filtração Lenta em Escala Domiciliar – Estudo Comparativo [Distrito Federal] 2018.

xx, 147p., 210 x 297 mm (ENC/FT/UnB, Mestre, Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos, 2018).

Dissertação de Mestrado – Universidade de Brasília. Faculdade de Tecnologia.

Departamento de Engenharia Civil e Ambiental.

1. Filtração lenta domiciliar

2. Materiais alternativos

3. Mantas não tecidas

4. Areia grossa

I. ENC/FT/UnB

II. Título (série)

REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA

ALMEIDA, M. C. (2018). Avaliação do Uso de Mantas Sintéticas Não Tecidas e Areia Grossa na Filtração Lenta em Escala Domiciliar – Estudo Comparativo. Dissertação de Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos, Publicação PTARH.DM 210/2018, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 137p.

CESSÃO DE DIREITOS

AUTOR: Marília Cunha Almeida.

TÍTULO: Avaliação do Uso de Mantas Sintéticas Não Tecidas e Areia Grossa na Filtração Lenta em Escala Domiciliar – Estudo Comparativo.

GRAU: Mestre

ANO: 2018

É concedida à Universidade de Brasília permissão para reproduzir cópias desta dissertação de mestrado e para emprestar ou vender tais cópias somente para propósitos acadêmicos e científicos. O autor reserva outros direitos de publicação e nenhuma parte dessa dissertação de mestrado pode ser reproduzida sem autorização por escrito do autor.

Marília Cunha Almeida

Rua Zé Governo, nº 108 – Alto Senhor do Bonfim

46.500-000 – Macaúbas – BA – Brasil

Endereço eletrônico: mariliaalmeida210@gmail.com

À minha família, ao meu pai Zivaldo, minha mãe Lúcia e irmãos Renan e Guto, por todo amor, carinho e incentivo ao longo do curso.

“Tudo tem o seu tempo determinado, há tempo para todo propósito debaixo do céu.

Há tempo de nascer, e tempo de morrer;

Tempo de plantar, e tempo de arrancar o que se plantou.

Tempo de matar, e tempo de curar;

Tempo de derrubar, e tempo de edificar.

Tempo de chorar, e tempo de rir;

Tempo de prantear, e tempo de dançar”

(Eclesiastes 3, 1-4)

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus, por ter me iluminado durante essa caminhada, ter me agraciado com pessoas maravilhosas ao meu lado e por me ajudar a aprender que as dificuldades nos tornam melhores.

Aos meus pais, Zivaldo e Lúcia, pelo amor, dedicação e por serem meu porto seguro, me apoiando e incentivando sempre. Aos meus irmãos, Renan e Guto, pelo incentivo, ligações e brincadeiras que me deixavam sempre mais leve. Muito obrigada!

Às minhas orientadoras, professoras Cristina e Yovanka, pela orientação, paciência e apoio. Pelos ensinamentos e conhecimentos transmitidos, pelos momentos compartilhados no laboratório. Sou grata pelo auxílio e dedicação.

Aos meus amigos, Ana, Thays, Rafa, Alice, Bárbara, Andriane, Dai, Zé e Hélio, que fizeram dessa jornada algo muito além de estudos. Vocês fizeram toda a diferença! Muito obrigada por todos os momentos compartilhados, alegrias, dificuldades, comilanças, risadas, choros, abraços, vocês me mostraram que estar sempre ali do lado foi essencial para que todos nós atingíssemos a nossa meta. Ter vocês durante o mestrado, tornou essa jornada mais leve, menos difícil, mais divertida e mais acolhedora. Vou levá-los em meu coração com um imenso carinho por toda vida.

À Thays e Bárbara, que além do convívio diário no PTARH, compartilhamos uma casa, e vocês fizeram desse convívio um lar e uma família, muito obrigada por todos os momentos compartilhados, pelos ensinamentos, pela amizade e pelo carinho de família que criamos durante nossa convivência de quase 24 h por dia. Vou sentir saudades!

Aos meus primos, Cíntia, Mema, Hermano, Davi e Vítor, que foram uma parte de aconchego e de carinho, representando toda a família que estava longe.

Às meninas que me receberam, Anne, Nielde e Thallyta, pela amizade, auxílio e carinho no início dessa jornada. Aos colegas do PTARH, Daniel, Andreia e Elisa, pelos momentos compartilhados e a disponibilidade em ajudar sempre que necessário.

Às colegas do laboratório: Carla Simone, Sara, Carla e Manuela, pelo auxílio prestado quando necessário. À Marcilene, por todo auxílio, apoio, companheirismo, histórias e risadas compartilhadas no laboratório, muito obrigada por estar presente e por sua amizade. Aos técnicos Boy e Sr. Artur, pelo auxílio e atenção dispostos a ajudar nos experimentos de laboratório.

Aos professores Juan Félix e Ennio Palmeira e ao mestrando Isac, da Geotecnia, pelo auxílio e concessão do laboratório e de material para a realização desse estudo.

A todos os professores do PTARH pelos ensinamentos compartilhados durante essa jornada.

Aos amigos da Pastoral da Juventude e do Caminho, pelo carinho, atenção e acolhida durante esse período em Brasília.

Ao CNPq, pela concessão do auxílio financeiro, indispensável para a minha dedicação no projeto.

A todos que direta ou indiretamente me ajudaram a concluir essa etapa. Muito obrigada!

RESUMO

AVALIAÇÃO DO USO DE MANTAS SINTÉTICAS NÃO TECIDAS E AREIA GROSSA NA FILTRAÇÃO LENTA EM ESCALA DOMICILIAR - ESTUDO COMPARATIVO

A filtração lenta é uma tecnologia de mais simples operação e manutenção, que se destaca como alternativa para o abastecimento de água em pequenas comunidades. Assim, vem se desenvolvendo o uso de tal tecnologia para o abastecimento domiciliar, ou seja, filtros em menores dimensões, operados pelos moradores e capazes de abastecer uma residência. Entretanto, aspectos como o custo de implantação e a limpeza realizada nos filtros podem reduzir a sua difusão nos domicílios, especialmente os rurais. Nesse sentido, o uso de areia de maior granulometria e o uso de mantas sintéticas não tecidas buscam reduzir os custos e facilitar a limpeza, que nesse caso seria feita apenas com a retirada e lavagem da manta não tecida. Com intuito de analisar essas questões, foram confeccionadas colunas de filtração em escala piloto, sendo operada em duas fases. Na primeira fase, buscou-se analisar a influência do uso de mantas e de areia grossa comparando com os filtros de areia fina. Já na segunda etapa, foram utilizadas duas mantas (uma de polipropileno e a outra de poliéster), para avaliar a relação entre o desempenho do tratamento e tais mantas. Como resultados, foi possível observar que a utilização de mantas não tecidas sobre o meio filtrante de areia, tanto de areia grossa quanto areia fina, tem pouca influência na remoção global de turbidez, *E. coli* e coliformes totais quando o filtro já se encontra amadurecido. É importante ressaltar a melhoria do tratamento ao utilizar mantas no período em que o filtro ainda se encontra em amadurecimento. Com o objetivo de avaliar a remoção de (oo)cistos de protozoários pelos filtros, foram empregadas microesferas fluorescentes de poliestireno como substitutas aos oocistos de *Cryptosporidium*. Foi observado que a granulometria mais grossa e a manta, quando o meio filtrante ainda não estava com a comunidade biológica totalmente estabelecida, influenciaram na redução da remoção de microesferas, apresentando, portanto, maiores concentrações efluentes. Entretanto, para o filtro amadurecido as reduções na concentração de microesferas alcançaram até 4 ordens de grandeza e a quantidade de microesferas retidas nas mantas mostrou-se significativa, especialmente para a manta de poliéster (M2). De tal modo, constatou-se que filtros de espessura reduzida, com areia grossa e dotados de mantas, apresentaram desempenho satisfatório para a remoção de turbidez, coliformes totais, *E. coli* e microesferas, quando amadurecidos.

ABSTRACT

EVALUATION OF USE OF NON-WOVEN SYNTHETIC MATERIALS AND THICK SAND IN STRAIGHT FILTERING ON HOUSEHOLD SCALE – COMPARATIVE STUDY

Slow filtration is a simpler operation and maintenance technology that stands out as an alternative to water supply in small communities. Thus, the use of such technology has been developed for the home supply, that is, filters in smaller dimensions, operated by the residents and able to supply a residence. However, aspects such as the cost of implantation and the cleaning done in the filters can reduce their diffusion for home use, especially the rural ones. In this sense, the use of sand of greater granulometry and synthetic non-woven blankets seek to reduce costs and facilitate cleaning, which in this case would be done only with the removal and washing of the non-woven blanket. In order to analyze these questions, pilot scale filtration columns were made and operated in two phases. In the first phase, we sought to analyze the influence of the use of blankets and coarse sand compared with fine sand filters. In the second stage, two blankets with different characteristics were used to evaluate the relationship between the performance of the treatment and those blankets. As a result, it was possible to observe that the use of non-woven blankets on the sand medium, both of coarse sand and fine sand, has little influence in the global removal of turbidity, *E. coli* and total coliforms when the filter is already matured. It is important to emphasize the treatment improved when using blankets in the period it takes for the filter to reach maturity. In order to evaluate the removal of protozoan (oo) cysts by the filters, polystyrene fluorescent microspheres were used as substitutes for *Cryptosporidium* oocysts. It was observed that the thicker granulometry and the blanket, when the filter medium was not already established with the biological community, influenced in the reduction of the microsphere removal, thus presenting higher effluent concentrations. However, for the ripened filter the reductions in microsphere concentration reached up to 4 orders of magnitude and the amount of microspheres retained in the blankets was significant, especially for the polyester synthetic non-woven (M2). Thus, it was verified that filters of reduced thickness, with thick sand and provided with blankets presented satisfactory performance for the removal of turbidity, total coliforms, *E. coli* and microspheres, when matured.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	1
2. OBJETIVOS	3
2.1. OBJETIVO GERAL	3
2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS	3
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	4
3.1. FILTRAÇÃO LENTA	4
3.1.2. Remoção de patógenos: mecanismos e influência de parâmetros de projeto e operacionais	8
3.2. USO DE MANTAS NA FILTRAÇÃO	27
3.3. MÉTODOS DE LIMPEZA DE FILTROS LENTOS.....	38
3.4. FILTRAÇÃO DOMICILIAR	39
4. METODOLOGIA.....	50
4.1. CONSIDERAÇÕES INICIAIS.....	50
4.2. INSTALAÇÃO EXPERIMENTAL	50
4.2.1. Descrição geral das unidades de filtração em escala piloto	50
4.2.2. Etapa 1: Confeção das unidades filtrantes piloto e testes preliminares. 53	53
4.2.3. Etapa 2: Ensaio de filtração	57
4.2.4. Avaliação da remoção de microesferas fluorescentes de poliestireno.....	59
4.3. PARÂMETROS DE QUALIDADE DA ÁGUA MONITORADOS.....	64
4.3.1. Clorofila - a.....	65
4.3.2. Contagem de microesferas fluorescentes	66
4.3.3. Contagem de partículas.....	67
4.4. ANÁLISE ESTATÍSTICA DOS DADOS.....	68
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO	70
5.1. FASE EXPERIMENTAL 1	70

5.2. FASE EXPERIMENTAL 2	94
5.3. CONSIDERAÇÕES SOBRE OS RESULTADOS DAS FASES EXPERIMENTAIS EXECUTADAS	119
6. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES	123
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	127
APÊNDICES	135
APÊNDICE A - ENSAIOS GRANULOMÉTRICOS	136
A.1. - CURVA GRANULOMÉTRICA DA AREIA GROSSA	136
APÊNDICE B – ENSAIO COM TRAÇADOR	138
APÊNDICE C – LAGO PARANOÁ	140
APÊNDICE D – CURVA DE FREQUÊNCIA DA TURBIDEZ	141
D.1. - FASE 1	141
D.2. - FASE EXPERIMENTAL 2	143
APÊNDICE E – CONTAGEM DE MICROESFERAS	145
E.1. - FASE EXPERIMENTAL 1	145
E.2. – FASE EXPERIMENTAL 2	147

LISTA DE TABELAS

Tabela 3.1 - Limites de parâmetros de qualidade da água bruta para filtração lenta	8
Tabela 3.2 - Avaliação da remoção de coliformes para diferentes condições operacionais	13
Tabela 3.3 - Efeitos das diferentes condições de operação para a remoção de <i>Giardia</i>	14
Tabela 3.4 - Efeito da taxa de filtração, da camada biológica e da densidade afluente na remoção de cistos de <i>Giardia</i> (Bellamy <i>et al.</i> , 1985a)	15
Tabela 3.5 - Remoção de fagos somáticos (Bauer <i>et al.</i> , 2010, modificado)	18
Tabela 3.6 - Fatores que influenciam a remoção de microrganismos na filtração lenta	20
Tabela 3.7 - Estudos sobre o emprego de substitutos aos oocistos de <i>Cryptosporidium sp.</i>	26
Tabela 3.8 - Propriedades das mantas sintéticas (Di Bernardo e Dantas, 2005; Koerner, 2005)	29
Tabela 3.9 - Valores usuais das principais propriedades das mantas sintéticas não tecidas (Di Bernardo e Dantas, 2005)	31
Tabela 3.10 - Propriedades das mantas utilizadas por Mbwette <i>et al.</i> (1990)	31
Tabela 3.11 - Propriedades da manta utilizada por Paterniani e Conceição (2004)	33
Tabela 3.12 - Propriedades da manta utilizadas por Santos e Paterniani (2014)	34
Tabela 3.13 - Características das mantas utilizadas por Graham <i>et al.</i> (1996)	35
Tabela 3.14 - Testes com bacteriófagos e poliovírus em filtros lentos com mantas	36
Tabela 3.15 - Especificações das mantas utilizadas por Pádua e Di Bernardo (1997)	37
Tabela 4.1 - Diâmetro de abertura das malhas utilizadas no peneiramento das areias	53
Tabela 4.2. - Características das areias utilizadas	54
Tabela 4.3 - Características das mantas não tecidas utilizadas	55
Tabela 4.4 - Métodos de análise utilizados para o monitoramento da qualidade da água ...	64
Tabela 5.1 - Parâmetros da qualidade da água do Lago Paranoá durante a Fase experimental 1 (filtros com e sem mantas não tecida na superfície)	71
Tabela 5.2 - Estatística descritiva das análises de pH realizadas na fase experimental 1 para a água filtrada	72
Tabela 5.3 - Estatística descritiva das análises de turbidez realizadas na fase experimental 1 para a água filtrada	75
Tabela 5.4 - Resultados do teste estatístico de Kruskal-Wallis para turbidez da água filtrada	76

Tabela 5.5 - Estatística descritiva das análises de coliformes totais nos efluentes dos filtros lentos realizadas na fase experimental 1.....	79
Tabela 5.6 - Estatística descritiva das análises de <i>E. coli</i> realizadas na fase experimental 1 para os filtros lentos.....	81
Tabela 5.7 - Concentração de microesferas na água afluente e efluente aos filtros lentos e quantidade de microesferas afluentes e efluentes aos filtros.....	86
Tabela 5.8 - Eficiência de remoção de microesferas nos filtros lentos (com e sem mantas não tecidas) na Fase experimental 1.....	87
Tabela 5.9 - Eficiência de remoção de partículas (%) dos filtros lentos durante os ensaios com microesferas fluorescentes realizados na fase experimental 1.....	90
Tabela 5.10 - Coeficiente da Correlação de Spearman para a concentração de microesferas e partículas na água filtrada.....	92
Tabela 5.11 - Classes dos microrganismos identificados na camada biológica formada na superfície de cada filtro lento na Fase experimental 1.....	93
Tabela 5.12 - Parâmetros da qualidade da água do Lago Paranoá durante a Fase experimental 2 (filtros com e sem mantas não tecida na superfície).....	95
Tabela 5.13 - Estatística descritiva dos valores de turbidez do efluente dos filtros lentos na fase experimental 2.....	96
Tabela 5.14 - Estatística descritiva das análises de cor aparente realizadas na fase experimental 2 para o efluente dos filtros lentos.....	98
Tabela 5.15 - Estatística descritiva dos valores de cor verdadeira do efluente dos filtros lentos na fase experimental 2.....	99
Tabela 5.16 - Estatística descritiva dos valores de absorvância UV _{254nm} realizadas na fase experimental 2 para o efluente dos filtros lentos.....	100
Tabela 5.17 - Estatística descritiva das análises de coliformes totais realizadas na fase experimental 2 para o efluente dos filtros lentos.....	101
Tabela 5.18 - Estatística descritiva das análises de <i>E. coli</i> realizadas na fase experimental 2 para o efluente dos filtros lentos.....	104
Tabela 5.19 - Concentração de microesferas na água afluente e efluente aos filtros lentos e número de microesferas afluentes e efluentes aos filtros.....	107
Tabela 5.20 - Eficiência de remoção de microesferas nos filtros lentos (com e sem mantas não tecidas) na Fase experimental 2.....	109
Tabela 5.21 - Eficiência de remoção de partículas (%) dos filtros lentos durante os ensaios com microesferas fluorescentes realizados na fase experimental 2.....	111

Tabela 5.22 - Coeficiente de Spearman para a concentração de partículas e microesferas na água filtrada.	113
Tabela 5.23 - Densidade de organismos (org./m ³) no biofilme retirado das mantas não tecida e dos primeiros centímetros de areia dos filtros lentos ao final da fase experimental 2 ...	117
Tabela 5.24 - Valores médios dos residuais dos parâmetros de qualidade da água estudados em ambas as fases nos efluentes dos filtros lentos	119
Tabela 5.25 - Comparação entre os dados de qualidade da água obtidos na Fase experimental 1 e 2, por meio do teste de Kruskal-Wallis.....	120
Tabela A.1 - Frações de areia peneiradas em porcentagem passante pelas peneiras	136
Tabela A.2 - Frações de areia peneiradas em porcentagem passante pela peneira	137
Tabela B.1 - Condutividade da água afluyente e efluente aos filtros lentos	138
Tabela E.1 - Cálculo da contagem de microesferas na Fase experimental 1.....	145
Tabela E.2 - Cálculo da contagem de microesferas na Fase experimental 2.....	147

LISTA DE FIGURAS

Figura 3.1 - Esquema de um Filtro lento (Huisman e Wood, 1974, modificado)	5
Figura 3.2 - Detalhe da estrutura dos fios (a) nas mantas não tecidas e (b) nas mantas tecidas	28
Figura 3.3 - Sistema de filtração utilizado por Santos e Paterniani (2014)	34
Figura 3.4 - Reposição de areia no filtro lento (Adaptado de Huisman e Wood, 1974)	38
Figura 3.5 - Filtro cerâmico doméstico (Bellingieri, 2004)	40
Figura 3.6 - Filtro domiciliar feito em concreto (medidas em metros)	43
Figura 3.7 - Filtro construído em pote de argila (Guchi <i>et al.</i> , 2014, modificado)	44
Figura 3.8 - Ilustração do filtro de maior escala desenvolvido por Amui e Moruzzi (2016). (a) reservatório de água bruta, (b) uma caixa de nível constante, (c) a unidade filtrante e (d) o reservatório de água filtrada	48
Figura 3.9 - Ilustração do filtro Momui desenvolvido por Amui e Moruzzi (2016). (a) vista lateral; (b) corte vertical.	49
Figura 4.1 - Configuração do sistema de filtração lenta em escala piloto	51
Figura 4.2 - Imagem do sistema de filtração lenta em escala piloto	52
Figura 4.3 - Pontos de instalação das tomadas de pressão nos filtros lentos	53
Figura 4.4 - Sequência da instalação da manta não tecida sobre a areia, (a) anel de borracha inferior sobre o flange, (b) disposição de duas mantas sobre a areia, e (c) o anel de borracha superior para garantir a vedação.	56
Figura 4.5 - Arranjo dos filtros na (a) Fase experimental 1 e na (b) Fase experimental 2.	58
Figura 4.6 - Esquema de coleta de amostra ao longo dos ensaios de adição das microesferas fluorescentes	60
Figura 4.7 - Ilustrações simplificadas dos procedimentos para análise de microesferas fluorescentes de poliestireno	67
Figura 4.8 - Fluxograma das etapas de análises estatísticas dos dados	69
Figura 5.1 - Turbidez da água bruta e no efluente dos filtros lentos de areia durante a Fase experimental 1	73
Figura 5.2 - Perfil de variação de coliformes totais na água bruta e no efluente dos filtros lentos de areia durante a Fase experimental 1.	78
Figura 5.3 - Perfil de variação de <i>E. coli</i> na água bruta e no efluente dos filtros lentos de areia durante a Fase experimental 1	80

Figura 5.4 - Variação da densidade de <i>E. coli</i> na água filtrada pelos filtros lentos na Fase experimental 1	81
Figura 5.5 - Perda de carga nos filtros lentos durante a Fase experimental 1	82
Figura 5.6 - Concentração de microesferas na água bruta e na água efluente dos filtros durante os ensaios realizados na Fase experimental 1	84
Figura 5.7 - Microesferas aderidas ao biofilme formado na areia do FLA 1 (a) e na manta do FLA 2 (b), imagens obtidas com aumento de 100X.....	89
Figura 5.8 - Contagem de partículas na água afluenta (AB) e efluente aos filtros lentos durante os ensaios com microesferas fluorescentes realizados na Fase experimental 1	90
Figura 5.9 - Concentrações de partículas e de microesferas. (a) Partículas de 2,0 a 3,0 µm, (b) Partículas de 4,0 a 6,0 µm e (c) Partículas de 8,0 a 15 µm.....	91
Figura 5.10 - Turbidez da água bruta e no efluente dos filtros lentos de areia durante a Fase experimental 2	96
Figura 5.11 - Variação de turbidez na água filtrada pelos filtros lentos na Fase experimental 2	97
Figura 5.12 - Cor aparente da água bruta e do efluente dos filtros lentos durante a Fase experimental 2	98
Figura 5.13 - Coliformes totais na água bruta e no efluente dos filtros lentos de areia durante a Fase experimental 2	100
Figura 5.14 - Variação da densidade de coliformes totais na água filtrada pelos filtros lentos na Fase experimental 2	102
Figura 5.15 - <i>E. coli</i> na água bruta e no efluente dos filtros lentos de areia durante a Fase experimental 2	103
Figura 5.16 - Variação da densidade de <i>E. coli</i> na água filtrada pelos filtros lentos na Fase experimental 2	104
Figura 5.17 - Perda de carga nos filtros lentos durante a Fase experimental 2	105
Figura 5.18 - Concentração de microesferas na água bruta e na água efluente dos filtros durante os ensaios realizados na Fase experimental 2.....	106
Figura 5.19 - Concentração de microesferas retiradas da camada biológica formada nas mantas e areia dos filtros lentos ao final da Fase experimental 2	110
Figura 5.20 - Concentração de partículas na água afluenta (AB) e na água efluente aos filtros lentos durante os ensaios com microesferas fluorescentes realizados na Fase experimental 2	112

Figura 5.21 - Concentração de partículas e microsferas (a) Partículas de 2,0 a 3,0 μm (b) Partículas de 4,0 a 6,0 μm e (c) Partículas de 8,0 a 15 μm	113
Figura 5.22 - Densidade de microrganismos no biofilme retirado das mantas e dos primeiros centímetros de areia dos filtros lentos, dispostos por classes	115
Figura 5.23 - Microrganismos encontrados no biofilme dos filtros (a) Classe Clitellata, ordem <i>Oligochaeta</i> . (b) Classe Rhizopoda, gênero <i>Centropyxes</i> . (c) Classe Rhizopoda, ordem Amoebida. (d) Classe Rotatoria, Ordem Bdelloidea. (e) Classe Actinopoda, Ordem <i>Heliozoa</i> . (f) Classe Ciliata, gênero <i>Epistylis</i> . (g) Classe Rhizopoda, Gênero <i>Euglypha</i> . (h) Classe <i>Gastrotricha</i> . (i) Classe Rotatoria, Gênero <i>Keratella</i> . (j) Classe Ciliata, Gênero <i>Stentor</i> . (l) Classe Ciliata, Gênero <i>Vorticella</i> . (m) Classe <i>Nematoda</i> (n) Classe Rotatoria, Ordem Monogononta. (o) Classe Ciliata, Gênero Euplotes. Imagens obtidas com aumento de 100X.	118
Figura A.1 - Curva granulométrica da areia grossa.....	136
Figura A.2 - Curva granulométrica da areia fina.....	137
Figura B.1 - Perfil temporal de variação da condutividade obtido a partir do ensaio com traçador	139
Figura C.1 - Localização da Bacia do Lago Paranoá	140
Figura D.1 - Curva de frequência da turbidez para a água filtrada pelos filtros de areia grossa (FLA 1 e FLA 2) durante a Fase Experimental 1	141
Figura D.2 - Curva de frequência da turbidez para a água filtrada pelos filtros de areia fina (FLA 3 e FLA 4) durante a Fase Experimental 1	142
Figura D.3 - Curva de frequência da turbidez para a água filtrada pelos filtros de areia grossa (FLA 1 e FLA 2) durante a Fase Experimental 2	143
Figura D.4 - Curva de frequência da turbidez para a água filtrada pelos filtros de areia fina (FLA 3 e FLA 4) durante a Fase Experimental 2	144

LISTA DE EQUAÇÕES

Equação 3.1.....	30
Equação 4.1.....	63
Equação 4.2.....	65
Equação 4.3.....	67

LISTA DE SÍMBOLOS, NOMENCLATURAS E ABREVIACÕES

ABINT	Associação Brasileira das Indústrias de Não Tecidos
ABNT	Associação Brasileira de normas técnicas
C_u	coeficiente de uniformidade
conc.	concentração
d_{10}	diâmetro efetivo
d_f	diâmetro das fibras da manta
ETA	Estação de Tratamento de Água
FCFU	unidades formadoras de células fluorescentes
FCFU/m L	unidades formadoras de células fluorescentes por mililitros
FLA	filtro lento de areia
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
log	logaritmo
LSA	Laboratório de Saneamento Ambiental
m/h	metro por hora
M1	manta 1
M2	manta 2
min	minutos
NBR	Norma Brasileira
nm	nanômetros
NMP	número mais provável
OD	oxigênio dissolvido
PBST	solução Tween 20
pH	potencial hidrogeniônico

PVC	policloreto de vinila
	.	
RAB	reservatório de água bruta
	.	
RNC	reservatório de nível constante
	.	
S_{0m}	superfície específica
	.	
S1	situação 1
	.	
S2	situação 2
	.	
S3	situação 3
	.	
S4	situação 4
	.	
S5	situação 5
	.	
uC	unidade de cor
	.	
UnB	Universidade de Brasília
	.	
uT	unidades de turbidez
	.	
UV	ultravioleta
	.	
ϵ_{0m}	porosidade da manta
	.	
λ_0	coeficiente de filtrabilidade da manta
	.	
ρ_{fm}	massa específica das fibras da manta
	.	
°C	graus celsius
	.	
μm	micrômetros
	.	

1. INTRODUÇÃO

O acesso a água de boa qualidade e quantidade adequada ao atendimento das necessidades básicas da população está diretamente relacionado a saúde e qualidade de vida da sociedade, contribuindo para a redução da incidência de diversas doenças.

O abastecimento de água ainda é um desafio em várias comunidades isoladas, especialmente em zonas rurais, devido às dificuldades encontradas na implantação de rede de abastecimento de água e de sistema de tratamento de água. Desse modo, o fornecimento de água potável à toda a sociedade, demanda a busca de novas tecnologias ou a adequação de tecnologias existentes às realidades locais.

Dentre as tecnologias de tratamento de água, a filtração lenta se destaca por ser capaz de produzir água de qualidade satisfatória, em particular à qualidade microbiológica da água, não utilizar produtos químicos e possuir operação simplificada e de baixo custo. No Brasil, a adoção dessa tecnologia é beneficiada pelo clima tropical, que favorece o desempenho dos filtros lentos, devido ao papel significativo dos mecanismos biológicos na purificação da água.

Entretanto, algumas condições limitam o uso de filtros lentos em larga escala, a começar pela exigência de água bruta de melhor qualidade e maior disponibilidade de área, sendo, portanto, mais usual a sua aplicação em pequenas comunidades.

Por causa de suas características, particularmente a elevada remoção de patógenos, os filtros lentos passaram a ser estudados e utilizados como uma tecnologia de tratamento de água domiciliar, com menores dimensões e com a finalidade de abastecer uma residência, seja com volume suficiente para atender às necessidades de água potável ou a todas as demandas de água de uma residência. Nesse caso, os filtros lentos podem ser operados de modo intermitente ou contínuo, o que depende também da fonte de água a ser utilizada.

Como forma de difundir a implantação dos filtros lentos em escala domiciliar em comunidades que carecem de acesso à água potável, além da redução da escala, se faz necessário o uso de materiais alternativos, que minimize os custos, preserve a qualidade da água tratada e simplifique a operação.

O uso de tecnologias e materiais alternativos é uma forma de adequar o tratamento de água às características e necessidades de populações isoladas, com o objetivo de atingir a universalização do saneamento básico e, assim, a melhoria da saúde pública. Nesse contexto, o uso de areia grossa e de mantas sintéticas não tecidas são exemplos de materiais alternativos que podem tornar a filtração lenta uma tecnologia viável de ser instalada em residências e operados pelos próprios moradores.

A remoção de impurezas da água bruta em filtros lentos ocorre, principalmente, devido à formação de uma camada biológica na superfície do meio filtrante, onde se concentra grande parte da perda de carga. Assim, para recuperar a capacidade operacional do filtro, a limpeza é realizada pela raspagem dos primeiros centímetros de areia. As mantas sintéticas não tecidas são materiais porosos capazes de reter partículas, assim, o seu uso sobre a areia pode favorecer a retenção da maior parte das impurezas, preservando a areia e possibilitando a realização da limpeza apenas pela lavagem das mantas.

O uso da manta sobre a camada de areia pode também possibilitar a utilização de areia grossa, ou seja, que possui diâmetro efetivo maior do que o usualmente utilizado na filtração lenta, pois a manta será uma barreira a mais para as partículas, melhorando a qualidade da água filtrada, e, devido a sua menor taxa de desenvolvimento de perda de carga, possibilitará o aumento da carreira de filtração.

A combinação de mantas sintéticas e areia grossa pode tornar mais prático o procedimento de limpeza dos filtros e reduzir o custo da tecnologia, tanto pelo uso de areia de menor custo quanto pela redução da camada de areia. Entretanto, é importante avaliar a qualidade microbiológica da água filtrada, com o intuito de aliar as vantagens do uso de tais materiais alternativos à segurança microbiológica da água produzida.

Nesse contexto, o presente trabalho visa avaliar a aplicabilidade de filtros lentos de areia grossa e mantas não tecidas na produção de água microbiologicamente segura em domicílios onde não há acesso à água tratada.

2. OBJETIVOS

2.1. OBJETIVO GERAL

Avaliar a influência do uso de meio filtrante de espessura reduzida composto de manta sintética não tecida e areia grossa no desempenho de filtros lentos domiciliares.

2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Avaliar a influência da granulometria da areia e da adoção de mantas sintéticas não tecidas na qualidade microbiológica da água produzida na filtração lenta;
- Analisar a influência do grau de amadurecimento do filtro lento com as mantas na remoção de microesferas fluorescentes de tamanho similar aos oocistos de *Cryptosporidium*;
- Analisar a influência da espessura reduzida do meio filtrante e da baixa taxa de filtração no desempenho de filtros lentos de areia convencional e de areia grossa;
- Avaliar o impacto do uso de mantas não tecidas de polipropileno e de poliéster na penetração de impurezas no meio filtrante e na qualidade da água produzida, em filtros com granulometria convencional e areia grossa;
- Avaliar a influência do uso de mantas e da granulometria do meio filtrante na diversidade de organismos zooplanctônicos estabelecidos nos filtros;
- Avaliar a capacidade das mantas na retenção de microesferas fluorescentes de tamanho similar aos oocistos de *Cryptosporidium*.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1. FILTRAÇÃO LENTA

3.1.1. ASPECTOS GERAIS

Os filtros lentos de areia são caracterizados por operar com taxa de filtração muito baixa (0,1 a 0,2 m/h), usar areia fina, como meio filtrante, e não necessitar de produtos químicos, como coagulantes (Logsdon, 1991).

Em função dessas características, ocorre a formação de um filme gelatinoso na interface água – areia, conhecido como camada biológica ou *Schmutzdecke* (Huisman e Wood, 1974). Essa camada biológica é determinante para a efetividade do tratamento na filtração lenta. A composição biológica dessa camada varia de filtro para filtro, e depende da qualidade da água bruta, das condições climáticas e ambientais, e da duração da carreira de filtração. Geralmente, na *Schmutzdecke* são encontradas algas, detritos, bactérias, protozoários, invertebrados, entre outros (Logsdon, 1991).

O desenvolvimento da camada biológica, conhecido como período de amadurecimento do filtro, se dá ao longo da operação do filtro até que a maturidade biológica seja atingida, o que pode ocorrer em questão de semanas ou meses.

O amadurecimento depende das partículas previamente aderidas à superfície dos grãos de areia, portanto, depende das características da água bruta. Quando a água afluyente possui uma elevada qualidade, o amadurecimento do filtro se torna mais difícil de ser alcançado. Assim, Weber-Shirk e Dick (1997a) observaram que em filtros lentos que recebem água afluyente com partículas de maiores dimensões, a remoção de *Escherichia coli* (*E. coli*) e de partículas tende a ser melhor do que em aqueles que recebem água afluyente apenas com partículas pequenas.

Bellamy *et al.* (1985a) citaram a temperatura e a concentração de nutrientes na água como dois fatores importantes com relação à maturação do filtro. Bauer *et al.* (2010) apontaram que o amadurecimento do filtro depende da formação de uma matriz biológica, não só no topo e nos primeiros centímetros do meio filtrante, como também no interior do leito de areia.

Os filtros lentos, assim como os filtros rápidos, possuem uma coluna de água sobrenadante ao meio filtrante, a qual fornece a carga necessária para a água percolar através dele (Huisman e Wood, 1974). Além da função hidráulica, essa camada de água nos filtros lentos assume um importante papel no estabelecimento e manutenção da comunidade biológica do biofilme. Por esse motivo não é desejável que o nível de água no filtro em operação fique abaixo da superfície da areia, pois isso prejudicaria as comunidades biológicas ali desenvolvidas.

O nível da coluna de água acima do meio filtrante pode ser variável ou constante ao longo do tempo. Segundo Di Bernardo e Dantas (2005), quando a carga hidráulica acima do leito de areia é mantida constante, a água permanece mais tempo dentro do filtro, o que possibilita a sedimentação de partículas maiores. No entanto, quando o nível varia ao longo da carreira de filtração, o tempo de permanência da água no filtro também varia, e cresce com o passar do tempo de operação, devido ao depósito gradativo de impurezas no meio filtrante. Devido à qualidade satisfatória da água efluente produzida e da maior facilidade na operação, existe uma tendência a operar filtros lentos com nível variável e taxa constante.

Além da coluna de água sobrenadante e do meio filtrante, tipicamente constituído por uma camada única de areia, os filtros lentos apresentam uma camada suporte, que sustenta o meio e impede que o material fino entre no sistema de drenagem, utilizado para coletar a água filtrada. Na Figura 3.1 é apresentado um desenho ilustrativo de um filtro lento e seus componentes.

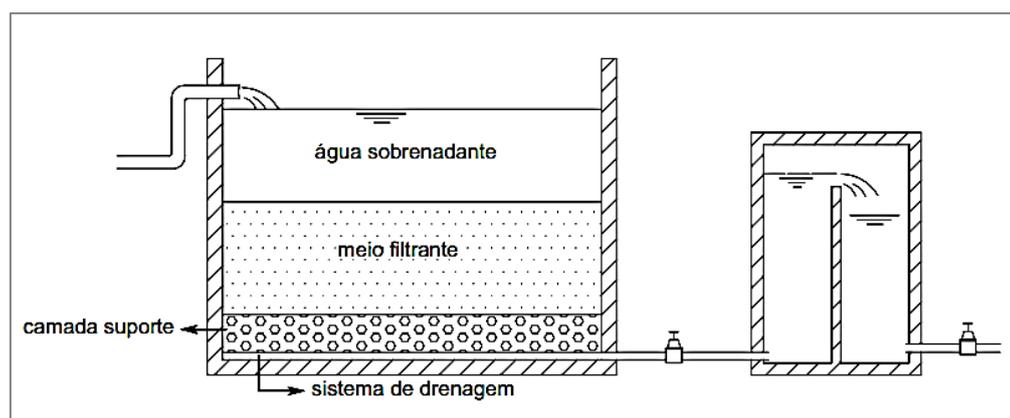


Figura 3.1 - Esquema de um Filtro lento (Huisman e Wood, 1974, modificado)

O meio filtrante de um filtro lento é caracterizado principalmente por sua espessura, pelo diâmetro efetivo (d_{10}) e coeficiente de uniformidade (C_u), sendo que todos se configuram como parâmetros de

projeto que devem ser escolhidos de acordo com as necessidades de tratamento e com os testes de tratabilidade prévios.

Como dito anteriormente, em geral, o meio filtrante utilizado em filtros lentos é de granulometria mais fina, com diâmetros efetivos na faixa de 0,15 a 0,30 mm, segundo Logsdon (1991), ou 0,25 a 0,35 mm, de acordo com a NBR 12.216/1992, ou ainda 0,15 a 0,35, segundo Huisman e Wood (1974). No entanto, as areias finas próprias para a filtração lenta possuem um custo elevado e podem apresentar carreiras de filtração menores, necessitando de uma frequência maior de limpezas (Muhammad *et al.*, 1996).

Os resultados obtidos por Muhammad *et al.* (1996) evidenciaram que a utilização de areia muito fina (diâmetro efetivo dos grãos menor que 0,45 mm) melhora apenas marginalmente a qualidade da água filtrada, assim, não se justificando o uso de areia fina de custo elevado, uma vez que as carreiras de filtração para diâmetros de areia menores podem ser mais curtas, devido à obstrução dos poros ser mais rápida.

Os resultados obtidos no estudo de McConeel *et al.* (1984) demonstraram que a areia de construção civil, peneirada ou não peneirada, é eficiente para a remoção de reovírus na filtração lenta, corroborando a substituição das areias finas tradicionalmente utilizadas na filtração lenta por areia de construção localmente disponível, que possuem menor custo e ainda mantém a água potável segura, em relação a vírus.

Os principais fatores que influenciam a duração da carreira de filtração são: a taxa de filtração, o tamanho dos grãos de areia e a qualidade da água bruta. A taxa de acúmulo de impurezas dependerá dessas características, que podem favorecer o acúmulo de impurezas no meio e, portanto, aumentar a perda de carga, sendo necessário realizar a limpeza do filtro (Logsdon, 1991).

A limpeza realizada nos filtros lentos usualmente se dá pela raspagem dos primeiros 2 a 3 cm da superfície da areia, onde se concentram a maior parte das impurezas. A depender das características do meio filtrante e da água afluyente, pode ser necessária a remoção de um volume maior de areia. Normalmente, após seguidas raspagens se faz necessário a substituição do meio filtrante de areia ou sua reconstituição, pois, devido aos volumes retirados, a espessura se reduz.

A raspagem da superfície do meio remove a camada biológica formada, o que impacta na eficiência de remoção de partículas. No entanto, segundo Logsdon (1991), perturbações no meio filtrante de areia durante a limpeza dos filtros podem ser mais prejudiciais à qualidade da água efluente do que a própria remoção da *Schmutzdecke*, sendo que, quando a raspagem é feita cuidadosamente, não afeta a remoção de vírus e turbidez.

Uma maior taxa de filtração aumenta a concentração de partículas afluentes ao filtro, possibilitando obstrução mais rápida dos poros. Ao mesmo tempo, areia constituída de grãos de menores dimensões possuem poros menores, o que facilita a sua obstrução. Além disso, água com menor qualidade tende a apresentar partículas de dimensões variadas que são carregadas ao filtro, favorecendo o desenvolvimento da comunidade biológica e também a retenção das próprias partículas. Desse modo, maiores taxas, menores grãos e menor qualidade da água afluente concorrem para carreiras de filtração menores.

O aumento da taxa de filtração também proporciona menores eficiências de remoção de bactérias do grupo coliforme, turbidez e cor (Muhammad *et al.*, 1996) e, apesar de reduzir os custos de construção, podem aumentar os custos operacionais, pois a frequência de limpeza pode aumentar (Bellamy *et al.*, 1985b).

Além disso, menores taxas de filtração correspondem a maiores tempos de detenção de água, possibilitando a atuação dos mecanismos de transporte e aderência das impurezas para a superfície dos grãos de areia no interior do meio filtrante bem como de adesão à superfície do biofilme. As taxas de filtração baixas também reduzem a força de cisalhamento, responsável pelo desprendimento das partículas aderidas ao meio filtrante, melhorando a qualidade da água filtrada (Anderson *et al.*, 2009).

Apesar das vantagens que a filtração lenta apresenta, alguns fatores vêm limitando o uso de tal tecnologia, os principais são: a necessidade de extensas áreas para implantação, quando comparada com os filtros rápidos, e a exigência de água bruta de melhor qualidade, em especial com relação a cor e turbidez. A Tabela 3.1 apresenta alguns limites recomendados na literatura para qualidade da água bruta para a filtração lenta.

Os filtros lentos têm sido utilizados como uma alternativa tecnológica para tratamento de água em pequena escala, seja para uso unifamiliar ou em pequenas comunidades, como demonstram os

trabalhos realizados por Baker e Duke (2006), Elliott *et al.* (2006), Gottinger *et al.* (2011), Guchi *et al.* (2014), entre outros.

Tabela 3.1 - Limites de parâmetros de qualidade da água bruta para filtração lenta

Características da água bruta	Valores recomendados	
	Logsdon (1991)	Di Bernardo (1993)
Turbidez (uT)	5	10
Cor verdadeira (uH)	-	5
Ferro (mg/L)	0,3	1
Manganês (mg/L)	0,05	0,2
Coliformes totais (NMP/100mL)	-	1000
Algas (clorofila-a)	0,5 µg/L	250 UPA/mL

3.1.2. Remoção de patógenos: mecanismos e influência de parâmetros de projeto e operacionais

Os mecanismos de remoção de impurezas nos filtros lentos de areia são divididos em mecanismos físico-químicos e biológicos. Os primeiros são típicos da filtração em profundidade, característica dos filtros rápidos, e compreendem: ação de coar ou peneiramento; mecanismos de transporte, como interceptação, sedimentação e difusão, e mecanismos de adesão. Espera-se que esses mecanismos sejam mais eficazes na filtração lenta em comparação com a filtração rápida devido às baixas taxas de filtração aplicadas, aos maiores tempos de detenção e à granulometria mais fina da areia, utilizada como meio filtrante (Logsdon, 1991).

A ação de coar ou peneiramento é o mecanismo mais perceptível que ocorre no filtro, pelo qual as partículas de dimensões maiores do que os interstícios do meio filtrante são retidas fisicamente, predomina no topo do leito e a eficiência de retenção de partículas não depende da taxa de filtração. Ao longo do tempo de operação do filtro, as partículas retidas ocupam as aberturas dos poros, o que melhora a eficiência do peneiramento, e possibilita a remoção de partículas menores. No entanto, o aumento da eficiência é acompanhado pelo aumento da resistência à passagem da água pelo meio filtrante (perda de carga), o que leva à necessidade de limpeza periódica do filtro (Huisman e Wood, 1974; Logsdon, 1991).

O mecanismo de peneiramento atuante no filtro é mais eficiente em poros menores, ou seja, é favorecido pela areia mais fina, entretanto, o mecanismo de sedimentação que ocorre no interior do

meio filtrante é mais atuante em meios filtrantes com grãos que apresentam áreas superficiais maiores, logo, está associado a grãos de areia maiores, pois sua eficiência depende da relação entre a velocidade de sedimentação da partícula e a área superficial disponível (Huisman e Wood, 1974).

A utilização de areia mais fina evita a penetração mais profunda das impurezas no meio filtrante, tal como ocorre nos filtros de areia grosseira. Por isso, os filtros de areia mais grossa podem apresentar um custo adicional em sua manutenção, pois devido à penetração mais profunda das impurezas no meio filtrante, a raspagem da superfície deve ser mais profunda, para retirar toda a areia suja, alguns casos podem levar à necessidade da substituição da areia por completo (Angraini *et al.*, 2015; Angraini *et al.*, 2014; Logsdon, 1991). Apesar disso, com o uso da areia mais grossa, a perda de carga se desenvolve em menores taxas, resultando em maiores carreiras de filtração (Logsdon, 1991).

As partículas de menores dimensões que não são retidas pela superfície e conseguem adentrar o meio filtrante, são conduzidas até a superfície dos grãos de areia mediante a atuação dos mecanismos de transporte, uma vez em contato com a superfície do grão as partículas ficam aderidas caso a interação ‘grão – partícula’ ou ‘partícula – partícula’ favoreça a ação das forças de adesão (Logsdon, 1991). Nos filtros lentos, a presença do biofilme, formado pelos microrganismos, e as substâncias poliméricas extracelulares excretadas por eles, podem favorecer a adesão das partículas aos grãos coletores.

Muhammad *et al.* (1996) observaram que, ao reduzir a espessura do leito de areia, de 0,73 m para 0,40 m, houve uma menor remoção de turbidez e cor, utilizando areias com diferentes tamanhos efetivos (0,20, 0,30 e 0,40 mm) e uma taxa de filtração de 0,1 m/h. Os autores concluíram que, ao diminuir o número de grãos coletores, a capacidade do leito de remover as partículas e a matéria orgânica que conferem essas características à água também foi reduzida.

Uma característica da areia importante é sua carga superficial naturalmente negativa. Assim, mediante a atração eletrostática, os grãos atraem para a sua superfície as partículas de cargas positivas. No entanto, as partículas de origem orgânica, bem como as bactérias e outros microrganismos, também possuem carga superficial negativa, levando a repulsão entre ambas. Esse é um dos motivos pelo qual a areia limpa de um filtro recém posto em operação não remove eficientemente bactérias e partículas inorgânicas, por exemplo. Entretanto, quando o filtro começa seu processo de amadurecimento partículas de cargas positivas vão sendo atraídas pelos grãos de areia até ocorrer a reversão de cargas, e assim, as partículas negativas passam a ser atraídas pelos grãos coletores (Huisman e Wood, 1974).

Dentre os mecanismos de remoção que ocorrem nos filtros lentos, os mecanismos biológicos são os mais relevantes à qualidade microbiológica da água filtrada, e são eles, especialmente, que diferenciam os filtros lentos e os rápidos. Segundo Logsdon (1991), os principais mecanismos biológicos sugeridos são: predação, remoção de detritos por organismos detritívoros, como os vermes aquáticos, inativação natural, decomposição biológica da matéria orgânica, adsorção, efeito bactericida do sol, efeito bactericida de algas e melhoria da aderência das partículas na superfície da areia.

Na água bruta afluyente aos filtros, são levados diversos grupos de microrganismos oriundos do ecossistema aquático que possibilitam o desenvolvimento da atividade biológica dentro dos filtros. Esses microrganismos se desenvolvem, dependendo das concentrações de nutrientes presentes na água bruta, necessários para o metabolismo dos diferentes grupos microbianos. A atividade bacteriana é mais pronunciada na superfície da areia, onde, também, ocorre grande parte da remoção de impurezas, e vai decrescendo com a profundidade à medida que os nutrientes vão se tornando mais escassos (Huisman e Wood, 1974). Além dos nutrientes, outros fatores influenciam o desenvolvimento da comunidade biológica do filtro; são eles, o pH, a temperatura, a taxa de filtração e a qualidade da água bruta (Gottinger *et al.* 2011).

A concentração de nutrientes na água bruta é um dos fatores que mais influenciam na eficiência do tratamento, pois afeta o desenvolvimento da camada biológica e dos organismos predadores dos patógenos. De acordo com Bauer *et al.* (2010), as remoções de microrganismos obtidas para águas com baixos níveis de poluição foram menores do que as observadas em estudos que utilizaram uma mistura de água e esgoto, especialmente, devido ao rápido desenvolvimento da comunidade biológica nos filtros que receberam a mistura.

Ao adicionar esgoto sintético à água bruta, buscando aumentar a concentração afluyente de nutrientes, Bellamy *et al.* (1985b) observaram um aumento na eficiência de remoção de turbidez, o que pode estar relacionado ao aumento da produção de polímeros microbianos extracelulares pelos microrganismos. De acordo com Wotton (2002), as algas, bactérias e outros organismos presentes na coluna d'água liberam compostos poliméricos, exopolímeros, que promovem a floculação e agregação de partículas e, portanto, auxiliam na remoção de impurezas no filtro lento.

Outra condição que afeta o desenvolvimento da comunidade biológica e, portanto, o desempenho do filtro, é a temperatura, uma vez que valores baixos inibem o metabolismo dos organismos, levando a uma menor taxa de crescimento. Anderson *et al.* (2009) demonstraram que em temperaturas abaixo de

10 °C a remoção de vírus MS2 foi menor (0,2 a 0,5 log) do que para temperaturas acima de 20 °C (0,9 a 1,3 log). No entanto, como em países de clima tropical as temperaturas médias normalmente são superiores a 20 °C, a influência da temperatura não é tão relevante, podendo ser desconsiderada nos estudos.

De acordo com Kubare e Haarhoff (2010), na camada biológica que se estende aproximadamente de 5 a 10 cm a partir do topo do meio filtrante ocorre a inativação de patógenos e a remoção de compostos orgânicos da água afluyente. A profundidade restante do meio filtrante tem como função principal restringir a migração de bactérias para a água filtrada, propiciando os processos de aderência e inanição dos organismos na superfície dos grãos coletores, o que reforça a importância da adoção de uma profundidade mínima.

Com o intuito de avaliar a influência dos mecanismos biológicos predominantes no desempenho do filtro lento para a remoção de *E. coli* e partículas de dimensões similares, Weber-Shirk e Dick (1997b) analisaram um filtro com o emprego de azida de sódio, para inibir a atividade microbiológica, e outro sem essa substância. Ao comparar os tamanhos das partículas remanescentes no efluente de cada filtro, os autores observaram que a remoção de partículas com tamanhos na faixa de 0,75 a 2,0 µm ocorreu com predominância dos mecanismos biológicos, pois, no decorrer do tempo de operação do filtro com atividade biológica e o amadurecimento do meio filtrante, a remoção das partículas dessa faixa de tamanhos melhorava significativamente. Esses resultados corroboraram a relação entre o amadurecimento dos filtros e a melhoria da qualidade da água filtrada.

Por outro lado, na remoção das partículas de dimensões maiores que 2,0 µm, houve a prevalência dos mecanismos físico-químicos, o que, segundo Weber-Shirk e Dick (1997a, b), não quer dizer que não há remoção de tais partículas por meios biológicos, mas sim que a remoção físico-química predominou.

O amadurecimento do filtro está associado ao desenvolvimento da camada biológica contendo biopolímeros que interagem por meio de processos de sorção com as partículas. Apesar dos tamanhos das partículas influenciarem a eficiência das interações, espera-se que partículas com uma ampla gama de tamanhos se ligue a tais polímeros (Weber-Shirk e Dick, 1997b). Além disso, o desenvolvimento do biofilme também promove melhorias no peneiramento, pois contribui para a redução dos poros do meio filtrante.

Em outro estudo realizado por Weber-Shirk e Dick (1999), foi avaliado o papel do crisófito, um heterótrofo flagelado isolado da água efluente do filtro lento, na remoção de patógenos. Os autores demonstraram que por causa do seu tamanho é improvável que o crisófito seja capaz de ingerir protozoários patogênicos, como (oo)cistos de *Cryptosporidium* e *Giardia*, no entanto, esse organismo foi capaz de remover mais de 99,7 % de *E. coli* na coluna de água num período de 1 dia, enquanto que o filtro sem a presença desse microrganismo foi capaz de atenuar a densidade de *E. coli* em apenas 10 % no mesmo período. Assim, a densidade de *E. coli* na água filtrada diminuiu mais rapidamente nos filtros lentos de areia amadurecidos do que nos filtros isentos desse organismo flagelado. Os resultados do estudo permitiram corroborar a hipótese levantada por Weber-Shirk e Dick (1997b), de que os mecanismos com maior probabilidade de atuação na remoção de bactérias no filtro lento são a adesão ao biofilme e a predação.

Outro aspecto que pode influenciar na eficiência de remoção de bactérias é a densidade afluenta, entretanto, de acordo com Bellamy *et al.* (1985b), se a densidade bacteriana permanecer dentro da faixa aproximada de 1 a 1.000 colônias/mL, isso não afeta a sua remoção pelo filtro lento. Densidades afluentes maiores, no entanto, resultam em maiores densidades na água filtrada.

Bellamy *et al.* (1985a) estudaram diferentes situações que podem acontecer em filtros lentos, conforme resumido na Tabela 3.2. As taxas de filtração utilizadas nesse estudo foram de 0,04 m/h, 0,12 m/h e 0,40 m/h, a areia utilizada possuía um diâmetro efetivo de 0,28 mm, meio filtrante com espessura de 0,96 m e camada suporte com espessura de 0,46 m.

Como pode ser observado, Bellamy *et al.* (1985a) obtiveram a menor densidade de coliformes totais no efluente, 40 coliformes/100 mL, com adoção da taxa de 0,04 m/h na situação S1, o que equivale a uma remoção de 99,996 %. Com o aumento da taxa de filtração para 0,12 m/h e 0,40 m/h, as menores densidades obtidas foram de 1.000 coliformes/100 mL e 4.000 coliformes/100 mL, ambas para a situação S1. Desse modo, foi possível observar que o aumento da taxa de filtração ocasionou reduções na eficiência do tratamento significativas, aumentando o residual em duas ordens de grandeza (S1 e S2). Enquanto mantendo-se o meio amadurecido e removendo a *Schmutzdecke*, a densidade efluente foi igual a 300 coliformes/100 mL, situação S2, um aumento de uma ordem de grandeza quando comparado a situação S1. Ao remover a *Schmutzdecke* com perturbações no meio filtrante durante a limpeza (S3), a remoção teve uma queda mais significativa, alcançando 10.000 coliformes/100 mL na água filtrada, ambos para a taxa de 0,04 m/h.

Tabela 3.2 - Avaliação da remoção de coliformes para diferentes condições operacionais (Bellamy *et al.*, 1985a)

Condição de operação	Remoção (%)			Conc. efluente (coliformes/100 mL)			
	Taxa de filtração (m/h)			Taxa de filtração (m/h)			
	0,04	0,12	0,40	0,04	0,12	0,40	
S1	Comunidade biológica do leito desenvolvida e presença de <i>Schmutzdecke</i> estabelecida	99,996	99,896	99,615	40	1.000	4.000
S2	<i>Schmutzdecke</i> removida	99,97	99,003	97,182	300	10.000	28.000
S3	<i>Schmutzdecke</i> removida e perturbações no leito de areia	99,042	95,311	93,806	10.000	47.000	62.000
S4	Substituição da areia do meio filtrante, mas camada suporte permaneceu amadurecida	--	92,991	--	--	70.000	--
S5	Filtro em operação recente, sem atingir o amadurecimento	--	--	84,838	--	--	154.000

Portanto, é possível concluir que a remoção de coliformes diminui com o aumento da taxa de filtração, com distúrbios ocorridos no meio filtrante de areia devido à limpeza e com o pouco desenvolvimento da comunidade biológica, especialmente no meio filtrante.

Na eficiência de remoção de bactéria, Bellamy *et al.* (1985b) avaliaram diferentes diâmetros efetivos (0,13; 0,28 e 0,62 mm), e observaram que a remoção de bactérias (*E. coli*) reduziu com o aumento do diâmetro dos grãos de areia, com remoções de 99,4 %, 98,6 % e 96 %, respectivamente. Para o maior diâmetro efetivo associado (0,62 mm) a remoção alcançou 96 %, em filtros com a comunidade biológica estabelecida.

Os filtros lentos também são capazes de remover (oo)cistos de protozoários, como *Giardia* e *Cryptosporidium*. Segundo Bellamy *et al.* (1985a), os fatores que podem influenciar essa remoção são a temperatura, a taxa de filtração, os nutrientes, a concentração de (oo)cistos afluente, a concentração de bactérias afluente e a maturidade biológica do meio filtrante de areia.

De acordo com Bellamy *et al.* (1985a), a maturidade biológica do meio filtrante de areia foi o fator que se mostrou mais determinante na eficiência de remoção dos cistos de *Giardia*, pois mesmo para um

filtro com a *Schmutzdecke* removida, mas mantendo o meio filtrante maduro, a porcentagem de remoção dos cistos não foi significativamente alterada, como pode ser observado na Tabela 3.3.

Tabela 3.3 - Efeitos das diferentes condições de operação para a remoção de *Giardia* (Bellamy *et al.*, 1985a)

Condição de operação	Idade da camada biológica (semanas)	Tempo de operação (semanas)	Conc. afluyente (cistos/L)	Conc. efluente (cistos/L)	Remoção (%)
S5 Filtro em operação recente, sem atingir o amadurecimento	0	0	2.000	17,05	99,15
S1 Comunidade biológica do leito desenvolvida e presença de <i>Schmutzdecke</i>	10	80	2.000	0,0	100
S4 Substituição da areia do meio filtrante, mas camada suporte permaneceu amadurecida	0	0*/67**	3.692	0,0	100
S1 Comunidade biológica do leito desenvolvida e presença de <i>Schmutzdecke</i>	4	67	3.692	0,0	100
S2 <i>Schmutzdecke</i> removida	0	26	420	2,014	99,520
S2	0	69	1.500	0,0	100
S1 Comunidade biológica do leito desenvolvida e	3	29	500	0,243	99,949
S1 presença de <i>Schmutzdecke</i>	17	68	5.075	0,0	100

*tempo de operação da areia **tempo de operação da camada suporte

DeLoyde *et al.* (2006) também verificaram que um dos fatores mais importantes para a remoção de (oo)cistos de protozoários (*Cryptosporidium* e *Giardia*) é a maturidade do meio filtrante. Com um tempo de maturação de 15 meses e uma taxa de filtração de 0,4 m/h, as remoções alcançaram 4,5 log, para *Cryptosporidium*, e 4,9 log para *Giardia*, mesmo em baixa temperatura da água durante o experimento (3,6 °C) e com apenas 4 dias de operação do filtro após a limpeza do filtro (remoção da *Schmutzdecke*). Os autores observaram que a maturidade do filtro lento melhora a remoção dos (oo)cistos de protozoários mesmo na ausência de uma *Schmutzdecke* estabelecida, pois um dia após a limpeza (remoção da camada biológica da superfície) a remoção de oocistos de *Cryptosporidium* atingiu 3,7 log, e mais de 4,8 log, de remoção de cistos de *Giardia*, mesmo a uma taxa de 0,8 m/h. No entanto, o meio filtrante de areia possuía 11 meses de operação, o que aponta para a influência que a comunidade biológica bem estabelecida exerce na remoção desses patógenos.

Analisando a remoção de oocistos de *Cryptosporidium*, Timms *et al.* (1995) utilizaram um filtro de areia de 0,50 m de profundidade e uma taxa de 0,30 m/h, com uma densidade no afluente de cerca de 4.000 oocistos/L. Não foi detectado nenhum oocisto em um volume amostral de água filtrada de 8 L, correspondendo a eficiência de 99,997 % de remoção de oocistos. É interessante ressaltar que, mesmo com o aumento da taxa para 0,40 m/h, não foi observada piora na qualidade da água filtrada. Assim, os autores sugeriram que as mudanças na taxa de filtração relativamente pequenas, como pode ocorrer com variações na demanda em uma escala real, não irão conduzir a quedas na eficiência de remoção de oocistos.

O estudo de Bellamy *et al.* (1985a) também analisou a interferência da variação da taxa de filtração e o aumento da densidade afluente de cistos na remoção de cistos de *Giardia* e verificaram que tais fatores não produziram efluentes com concentrações de cistos significativamente elevadas, conforme apresenta a Tabela 3.4. Entretanto, é interessante observar que as densidades afluentes utilizadas nesse estudo são pequenas, com valor máximo na faixa de 10² cistos/L, observando o aumento de apenas uma ordem de grandeza.

Tabela 3.4 - Efeito da taxa de filtração, da camada biológica e da densidade afluente na remoção de cistos de *Giardia* (Bellamy *et al.*, 1985a)

Taxa de filtração (m/h)	Idade da camada biológica (semanas)	Densidade afluente (cistos/L)	Densidade efluente (cistos/L)
0,04	5	500	0,000
	11	50	0,050
0,12	5	500	0,035
	11	50	0,016
0,40	5	500	0,111
	11	50	0,011

O aumento da taxa de filtração, também, não afetou significativamente a remoção de (oo)cistos no estudo desenvolvido por DeLoyde (2006), que ao dobrar a taxa de filtração, de 0,4 m/h para 0,8 m/h, constatou que a remoção de oocistos variou de 2,8 log para 2,5 log, respectivamente. No entanto, o autor ressaltou que a quantificação realizada para a segunda taxa foi avaliada a apenas 1 dia após a mudança da taxa, o que pode ter sido insuficiente para verificar impactos no desempenho do filtro.

Outro estudo de Bellamy *et al.* (1985b) comparou filtros com areias de diâmetros efetivos diferentes (0,29 e 0,62 mm) e diferentes espessuras dos meios filtrantes (0,97 e 0,48 m) e constatou que a remoção de *Giardia* não é afetada pelo maior tamanho dos grãos de areia nem pela redução da espessura do leito

filtrante, sendo que todas as diferentes combinações dos parâmetros avaliados forneceram remoções acima de 99 %.

Em relação à distribuição dos oocistos removidos no meio filtrante, todos os oocistos encontrados foram localizados nos primeiros centímetros do meio filtrante. Nenhum foi detectado abaixo de 2,5 cm, o que torna possível a remoção de um número considerável de oocistos pelo processo de limpeza dos filtros (raspagem dos primeiros 2 a 3 cm da areia). Contudo, é possível que os oocistos possam penetrar mais profundamente no meio filtrante após uma filtração prolongada, sendo possível o arraste de oocistos do meio filtrante, com a consequente contaminação da água filtrada (Timms *et al.*, 1995).

Um importante mecanismo de remoção de protozoários que ocorre nos filtros lentos é a predação, favorecida pela característica desses filtros de possuir importantes mecanismos biológicos. Fayer *et al.* (2000), em experimento “in vitro” conduzido com oocistos de *Cryptosporidium*, marcados com anticorpo monoclonal conjugado com fluoresceína, e seis gêneros de rotíferos, observaram que vários dos gêneros avaliados são capazes de ingerir oocistos, destacando-se *Philodina sp.*, *Euchlanis triquetra* e *Brachionus quadridentatus* como sendo os que ingeriram o maior número de oocistos, sendo observada a ingestão de até 25 oocistos por organismo do gênero *Philodina sp.*

Também foi identificada a excreção de bolos contendo oocistos e material não identificado pelos rotíferos *E. triquetra* e *B. quadridentatus*, contudo não foi comprovado se os oocistos ingeridos sofreram algum tipo de degradação, inativação ou digestão (Fayer *et al.*, 2000). No entanto, esses bolos de excrementos são 20 a 30 vezes maiores do que os oocistos, o que, segundo os autores, favorece a sua remoção física nos processos de filtração.

Connelly *et al.* (2007) analisaram “in vitro” a relação de predação entre o crustáceo invertebrado *Daphnia pulex*, abundante em ambientes aquáticos, e os patógenos humanos (oo)cistos de *Cryptosporidium parvum* e *Giardia lamblia*, alvo do tratamento de água. Os autores observaram que os patógenos foram removidos com uma taxa similar ou superior a taxa de consumo de alimento pela *D. pulex*.

Connelly *et al.* (2007) também observaram danos nas paredes externas dos cistos de *Giardia*, entendidos como consequência das repetidas ingestões e excreções desses cistos pela *D. pulex*. Entretanto, os oocistos não apresentaram nenhum dano por ruptura mecânica. Esses danos podem ocasionar diminuição da viabilidade, da infectividade e quebra dos (oo)cistos (desencistamento).

Assim, esses autores observaram uma redução significativa na infectividade dos oocistos de *C. parvum* e dos cistos de *Giardia*, além da redução da viabilidade dos cistos de *Giardia*.

Os estudos de Fayer *et al.* (2000) e Connely *et al.* (2007) foram desenvolvidos *in vitro* expondo os (oo)cistos a seus possíveis predadores, assim, esse comportamento não reflete as condições reais que acontecem no ambiente de um filtro lento, onde a presença de outros microrganismos podem interferir no equilíbrio ecológico da cadeia predatória, pois pode haver preferência dos predadores por outros organismos.

Contudo, Hijnen *et al.* (2007) avaliaram a remoção desses organismos em um filtro lento de areia em escala piloto, com diâmetro efetivo de 0,28 mm, taxa de filtração de 0,3 m/h e espessura do meio filtrante de 1,5 m. Esses autores obtiveram como resultado uma remoção de oocistos de 4,7 log, o que mostra a capacidade de um filtro lento, com o leito maduro e a camada biológica desenvolvida, em remover oocistos de *Cryptosporidium parvum*.

Hijnen *et al.* (2007) atribuíram a alta remoção obtida ao mecanismo biológico de predação, pois a recuperação de oocistos de *C. parvum* no meio filtrante de areia foi muito baixa. Os autores destacam que os oocistos de *C. parvum* encontrados no meio filtrante estavam intactos, o que não justificaria uma remoção por desintegração e, além disso, foram encontradas no meio filtrante oito gêneros de microrganismos zooplancônicos, sendo que deles, *Testacae* e *Rotatoria* já foram documentadas como predadores de oocistos.

Em relação à remoção de vírus, McConell *et al.* (1984) avaliaram a remoção de reovírus utilizando filtros lentos com meios filtrantes de areia de 1,20 m, uma taxa de filtração de 0,2 m/h e areias da construção civil de diâmetro efetivo de 0,18 e 0,28 mm. Em todas as colunas de filtração foram inoculadas 10^6 FCFU (unidades formadoras de células fluorescentes)/mL. Não foram encontradas concentrações detectáveis de reovírus nos efluentes dos filtros, independente das condições avaliadas, ou seja, comunidade biológica estabelecida ou não. Entretanto, é importante ressaltar que o limite de detecção da metodologia utilizada para a quantificação dos reovírus foi de 80 FCFU/mL, logo, a água filtrada podia ter ainda concentrações significativas de vírus.

Os resultados do estudo de McConell *et al.* (1984) mostraram que os reovírus ficaram aderidos ao leito e não foram carreados com o novo volume de água posteriormente filtrado. Essa conclusão obtida pelos autores é de grande importância, pois significa que, após um pico de densidade de vírus na água

afluente, o efluente filtrado não será contaminado em decorrência do desprendimento dos vírus do meio filtrante. Entretanto, não pode ser desconsiderada a elevada espessura do meio filtrante utilizada nesse trabalho, que aumenta o nível de segurança do tratamento, já que aumenta a possibilidade de aderência do vírus à superfície do grão de areia nas maiores profundidades do meio filtrante.

O estudo de McConell *et al.* (1984) deu sustentação à afirmação feita por Logsdon (1991), a qual estabelece que a remoção de vírus ocorre principalmente pela aderência ao longo da profundidade do filtro, demonstrando ser função, principalmente, do meio filtrante.

McConell *et al.* (1984) verificaram também que a remoção de vírus no meio filtrante não se deu necessariamente pelo mecanismo biológico, mas pela interação dos vírus com a superfície dos grãos da areia, pois as areias limpas, que não possuem uma comunidade biológica estabelecida, e as areias maduras apresentaram eficiências de remoção similares.

Bauer *et al.* (2010) analisaram a remoção de fagos, microrganismo de comportamento similar aos vírus patogênicos, em um filtro lento de areia (d_{10} : 0,269; h_{meio} : 1,80 m) com taxas de filtração de 0,02 m/h, 0,04 m/h, 0,08 m/h, 0,17 m/h, e observaram que as melhores remoções de fagos foram obtidas para a menor taxa, 0,02 m/h, alcançando 3,19 log para fagos somáticos e 3,25 para fagos K-13.

Observando os resultados de remoção obtidos por Bauer *et al.* (2010) e a relação entre a variação das taxas de filtração e a espessura do meio filtrante (Tabela 3.5), a remoção de vírus parece ser favorecida com o aumento da espessura do meio filtrante e diminui com o aumento da taxa de filtração. No entanto, é interessante ressaltar também que houve uma remoção similar para as combinações de taxa de 0,02 m/h e profundidade de 30 cm e a taxa de 0,04 m/h e a profundidade de 60 cm, que alcançaram valores de 1,55 log e 1,40 log, respectivamente, como pode ser observado na Tabela 3.5.

Tabela 3.5 - Remoção de fagos somáticos (Bauer *et al.*, 2010, modificado)

Profundidade (cm)	Remoção (log)	
	Taxa de filtração	
	0,02 m/h	0,04 m/h
0	0,00	0,00
30	1,55	1,06
60	2,03	1,40
90	3,19	2,25

Portanto, pode-se inferir que o aumento da taxa deve ser acompanhado pelo aumento da espessura do meio filtrante, para manter a eficiência de remoção, ou então, caso o objetivo seja reduzir a espessura do meio filtrante, é necessário reduzir a taxa de filtração, dessa forma, o impacto negativo do aumento da velocidade da água na retenção de vírus pode ser compensado pelo aumento da superfície disponível dos grãos coletores para a aderência do vírus, o que favorece a obtenção de uma remoção próxima àquela obtida para valores menores de taxa e profundidade.

Bauer *et al.* (2010) avaliaram ainda a inativação dos fagos e obtiveram inativações totais variando de 0,05 log a 0,55 log para as diferentes taxas de filtração, sendo que as remoções se apresentaram numa faixa de 1,06 log a 3,19 log. Logo, os autores concluíram que a inativação é responsável por uma pequena parcela de remoção, assim, a maior parte da remoção deve ser atribuída a processos diferentes da inativação.

Experiências realizadas por Anderson *et al.* (2009) em filtros lentos de areia usando taxas de filtração de 0,1 m/h e de 0,4 m/h e espessura dos filtros na faixa de 0,45 e 0,90 m, mostraram que, ao dobrar a espessura do leito de areia para uma mesma taxa de filtração, dobrou a quantidade de grãos coletores, além disso, os vírus que são desprendidos dos grãos de areia nas menores profundidades tem a possibilidade de se aderirem nos grãos de areia das profundidades maiores, o que favorece a remoção de vírus. Logo, há maior chance de os microrganismos serem removidos durante o percurso através do meio filtrante.

Segundo Elliott *et al.* (2011), a remoção de vírus em um filtro de operação intermitente foi melhorada pelo amadurecimento do filtro. Por outro lado, em um filtro que teve sua atividade microbiológica suprimida, o aumento do tempo de detenção não resultou em melhoria na qualidade da água, o que demonstra que os mecanismos biológicos são importantes para a remoção e inativação dos vírus no leito de areia.

Elliott *et al.* (2011) levantaram três possibilidades para explicar a importância do amadurecimento biológico do filtro: o favorecimento dos processos de sorção nas superfícies biologicamente modificadas, a predação dos vírus pelas bactérias e microrganismos superiores, ou a inativação dos vírus pelos produtos extracelulares antivirais produzidos pelos microrganismos. Para identificar qual a relação entre o amadurecimento do filtro e a remoção de vírus, os autores realizaram a supressão da atividade microbiológica no filtro após a sua operação por um período suficiente para atingir o amadurecimento, com isso o filtro apresentaria características de um filtro amadurecido, mas sem

atividade biológica. Nessas condições a remoção de vírus foi menor, demonstrando que os mecanismos responsáveis pela remoção dos vírus durante o tempo de pausa dependem da comunidade biológica presente e ativa, e não apenas das modificações da superfície do meio filtrante decorrentes do amadurecimento do filtro.

É possível observar que o tempo de detenção da água no meio filtrante é muito importante para a remoção de vírus, sendo que esse tempo pode ser maior ao utilizar meios filtrantes de grande profundidade, como feito por McConell *et al.* (1984), ou pela seleção de taxas menores, ou ainda pela operação intermitente que possibilita um tempo maior da água em contato com a areia, como realizado por Elliott *et al.* (2011).

Diante do exposto para a remoção de patógenos na filtração lenta, observa-se que a espessura do leito de areia, no geral, é mais importante para a remoção de partículas pequenas, como vírus, material coloidal e cor, e se torna menos significativa para a remoção de bactérias. Segundo Muhammad *et al.* (1996), a maior purificação bacteriológica acontece nos primeiros 40 cm do leito de areia. Assim, é necessário adotar uma espessura mínima do meio filtrante, para garantir a qualidade microbiológica da água produzida. Pela norma brasileira, a NBR 12.216/1992, a espessura mínima do leito de areia do filtro lento em uma estação de tratamento de água (ETA) deve ser de 90 cm.

Com base nos estudos apresentados, é possível inferir que a remoção de patógenos se relaciona com questões operacionais, com as características do meio filtrante escolhido, e com os parâmetros de projeto adotados. A Tabela 3.6 resume os principais fatores que influenciaram a remoção dos microrganismos nos trabalhos analisados.

Tabela 3.6 - Fatores que influenciam a remoção de microrganismos na filtração lenta

Microrganismos	Principais fatores que afetam a sua remoção
Bactérias	<ul style="list-style-type: none"> • Taxa de filtração; • Amadurecimento da comunidade biológica.
Protozoários	<ul style="list-style-type: none"> • Amadurecimento da comunidade biológica no meio filtrante.
Vírus	<ul style="list-style-type: none"> • Taxa de filtração; • Espessura do meio filtrante.

Portanto, a qualidade microbiológica da água filtrada depende dos parâmetros de projeto do filtro lento, que podem ser escolhidos de acordo com os testes de tratabilidade e com as metas do tratamento, e do

amadurecimento da comunidade biológica do filtro, que depende das condições ambientais e da qualidade da água bruta, fatores que não são passíveis de adequações.

3.1.3. Indicadores e substitutos na remoção de oocistos de *Cryptosporidium spp.*

Os oocistos de *Cryptosporidium spp.* possuem dimensões na faixa de 4 a 6 µm, enquanto os cistos de *Giardia* apresentam tamanhos na faixa de 9 a 14 µm. Além de possuir menores dimensões, os oocistos são mais resistentes e menos densos que os cistos de *Giardia*, assim, eles possuem sobrevivência mais prolongada no ambiente, maior resistência à ação dos desinfetantes e são mais difíceis de serem removidos pelos processos de decantação e filtração utilizados nas estações de tratamento de água (Bastos *et al.*, 2009). Devido a essas características, os oocistos são utilizados como organismo de referência para a avaliação de remoção de protozoários em sistemas de tratamento de água.

Bastos *et al.* (2009) apontaram que as dimensões e características dos oocistos de *Cryptosporidium* fazem com que eles se comportem de maneira semelhante às partículas inorgânicas, coloidais ou em suspensão, podendo ser removidos por meio das técnicas de tratamento de água utilizadas nas estações, contudo deve se realizar um controle operacional rigoroso para garantir a efetividade da remoção.

Uma questão importante diz respeito às dificuldades e riscos à saúde associados ao manuseio de oocistos de *Cryptosporidium* na realização de experimentos, bem como os altos custos das técnicas analíticas utilizadas para sua detecção e quantificação. Nesse sentido, pesquisas têm sido desenvolvidas com a finalidade de avaliar e identificar substitutos que possam ser utilizados na avaliação da remoção de *Cryptosporidium* no tratamento de água para consumo humano.

Para que um organismo seja considerado como um bom indicador da eficiência do tratamento para um determinado parâmetro, é necessário que o indicador apresente resistência maior ou similar à do patógeno aos processos de tratamento, bem como o mecanismo de remoção de ambos seja similar (Bastos *et al.*, 2003, apud Bastos *et al.*, 2009). Nesse sentido, têm sido utilizados parâmetros como a turbidez, contagem de partículas, esporos de bactérias, microesferas de poliestireno, entre outros.

A turbidez é frequentemente monitorada em estações de tratamento para avaliar o desempenho do processo e é também utilizada para a avaliação da qualidade da água bruta e tratada, assim, muitos estudos foram feitos para avaliar a relação entre a turbidez e a presença de oocistos de *Cryptosporidium*. Contudo, vários estudos apontam para uma pobre relação entre a turbidez e a densidade de oocistos

(Nieminski e Ongerth, 1995; Li *et al.*, 1997; Swertfeger *et al.*, 1999; Ndongue *et al.*, (2000; Emelko *et al.*, 2003; Nascimento, 2009).

Nascimento (2009), estudando a filtração direta, encontrou um número significativo de partículas na faixa de tamanho dos oocistos na água filtrada, mesmo quando a turbidez se apresentou com baixos valores, confirmando que baixos valores de turbidez não indicam, necessariamente, ausência de microrganismos na água filtrada, quando a água bruta apresenta densidade elevada de oocistos e predominância de partículas de tamanho similares aos oocistos.

Utilizando de tratamento convencional e filtração direta, Nieminski e Ongerth (1995) compararam a remoção de cistos de *Giardia* e oocistos de *Cryptosporidium* com a remoção de partículas na faixa de 7 - 11 μm e 4 - 7 μm , respectivamente, e com a turbidez. Esses autores obtiveram um coeficiente de correlação de 0,82 e 0,79, entre as partículas e os cistos e oocistos, respectivamente. Em relação a turbidez e os (oo)cistos, os coeficientes de correlação obtidos foram baixos, igual a 0,64 para cistos e 0,55 para oocistos. Os autores apontam também que para alcançar uma remoção efetiva dos (oo)cistos na água é necessário uma turbidez residual na água tratada em níveis muito baixos entre 0,1 e 0,2 uT.

Yu *et al.* (2006) também utilizaram a contagem de partículas, com tamanhos entre 4 e 7 μm e entre 7 e 14 μm , como substitutos aos oocistos na filtração rápida. Assim, observaram altas correlações entre a concentração de partículas nessas faixas de tamanho e a densidade de oocistos, o que sugere que a contagem de partículas pode ser considerada um bom indicador da presença de oocistos. Os autores destacam ainda que uma grande concentração de partículas de tamanho semelhante aos oocistos de *Cryptosporidium* não significa necessariamente a existência desse organismo em densidades elevadas, mas pode refletir a remoção efetiva em condições em que existe risco potencial.

Em busca de substitutos confiáveis para a análise da remoção de oocistos de *Cryptosporidium* em sistemas de tratamento de água, Li *et al.* (1997), utilizando de filtros bag, analisaram a turbidez, a contagem de partículas na faixa de 1 a 25 μm e na faixa de 4 a 6 μm e as microesferas de poliestireno fluorescentes (4-6 μm) como substitutos aos oocistos.

Li *et al.* (1997) verificaram que a confiabilidade de um substituto de *Cryptosporidium* para a avaliação do desempenho de filtração depende da similaridade de distribuição de tamanhos do substituto com a dos oocistos. Assim, para as microesferas, a distribuição de tamanhos produziu uma correlação linear com excelente ajuste em termos de log de remoção, sendo que 1 log de remoção de microesferas foi

considerado equivalente a 1,04 log de remoção de *Cryptosporidium*. De tal forma, os autores concluíram que as microesferas podem ser consideradas as mais precisas entre os substitutos examinados.

Emelko e Huck (2004) também avaliaram a confiabilidade do uso das microesferas de poliestireno como substitutos aos oocistos. Esses autores, estudando a filtração rápida em linha e a convencional, em escala piloto, observaram que a remoção de oocistos variou entre 0,2 log e 5,7 logs, enquanto que a remoção de microesferas variou de 0,2 log a 5,1 log. Por meio desses resultados, os autores concluíram que as microesferas parecem ser indicadores quantitativos confiáveis de oocistos de *Cryptosporidium* e que a remoção de ambos é afetada pelo regime de filtração e/ou coagulação.

Complementando a comparação das características dessas partículas, Dai e Hozalski (2003) destacaram a importância de analisar as propriedades da superfície de oocistos e os possíveis substitutos, uma vez que tais propriedades influenciam a correlação entre os oocistos viáveis e seus possíveis substitutos, pois a remoção observada por Li *et al.* (1997) foi devida a mecanismos físicos e as microesferas e os oocistos possuem distribuição de tamanhos semelhante, havendo assim a necessidade de comparar também o comportamento químico dessas partículas.

Estudando o potencial zeta das microesferas e dos oocistos e a influência da coagulação (uso de coagulantes diferentes), Dai e Hozalski (2003) observaram semelhanças no comportamento do potencial zeta das microesferas e dos oocistos em condições de presença e ausência de matéria orgânica natural e de coagulantes. Entretanto, esses autores observaram que o potencial das microesferas foi consistentemente mais negativo do que os dos oocistos nas condições de coagulação, sugerindo, portanto, que a desestabilização das microesferas é menos efetiva, conseqüentemente, apresentam menores eficiências de remoção do que os oocistos, sendo que o potencial zeta dos oocistos variou de -12,5 mV a -1,5 mV, enquanto as microesferas apresentaram variações do potencial zeta na faixa de -50,2 mV e -7,4 mV.

Dai e Hozalski (2003) também analisaram a relação de hidrofobicidade das partículas, concluindo que em meios filtrantes hidrófilos carregados negativamente (como a areia e o vidro), as microesferas tiveram eficiência de remoção semelhante ou menor que os oocistos. Entretanto, para meios relativamente hidrofóbicos, as microesferas não se mostraram indicadores conservadores da remoção de oocistos.

Swertfeger *et al.* (1999) analisaram a filtração rápida para a remoção de microesferas de poliestireno, de diâmetro médio de 4,5 µm, de partículas de 2 a 400 µm e de turbidez em comparação com as remoções oocistos de *Cryptosporidium*. Esses autores observaram maiores remoções para as microesferas variando de 3,8 a 4,4 log, enquanto as remoções de oocistos variaram de 2,9 a 4,2 log. Dessa forma, consideraram que a remoção de microesferas foi mais próxima da remoção de oocistos do que a remoção de turbidez (1,1 a 1,5 log) e de partículas (0,7 a 1,8 log).

Entretanto, vale ressaltar que os resultados obtidos por Swertfeger *et al.* (1999) mostraram que, nesse caso, as microesferas não são um indicador conservativo para os oocistos, pois sua eficiência de remoção foi maior. De acordo com Bastos *et al.* (2009), o indicador ou substituto deve apresentar resistência superior ou similar à do patógeno aos processos de tratamento e mecanismos de remoção similares, para ser considerado um substituto satisfatório do comportamento do patógeno.

Estudo feito por Cerqueira (2008) avaliou o desempenho de três diferentes tecnologias de tratamento (ciclo completo, dupla filtração e filtração direta) na remoção de oocistos, e avaliou o potencial uso de microesferas, esporos de bactéria (*Bacillus subtilis*) e turbidez como substitutos aos oocistos. Os resultados obtidos mostraram que os padrões de remoção de microesferas e de turbidez foram similares aos apresentados pelos oocistos e superiores aos observados para os esporos. Assim, o autor destaca as microesferas como os melhores substitutos de remoção de oocisto nas três tecnologias avaliadas, podendo ser empregadas na avaliação de remoção de oocistos em escala piloto.

Emelko *et al.* (2003), estudando a filtração rápida em condições de operação estável e condições de transpase, obtiveram um coeficiente de correlação entre a remoção de microesferas e oocistos de 0,96, indicando uma correlação muito boa entre eles, indicativo de que as microesferas podem ser úteis para investigar as remoções de oocistos de forma conservadora.

Em linhas gerais, observa-se que as microesferas vêm se mostrando como substitutos satisfatórios dos oocistos, sendo importante ressaltar que as características mais complexas de estrutura e composição da superfície dos oocistos podem influenciar nas remoções de ambas. Nesse sentido, analisando o transporte de oocistos e microesferas em solo, Mohanram *et al.* (2010) apontaram que, ao contrário das microesferas, as superfícies dos oocistos são altamente complexas, com múltiplas camadas de glicoproteína e glicolipídios, o que pode tornar a sua adesão a superfícies mais sensível ao pH. Esses autores também observaram que as microesferas de 4,9 µm e os oocistos apresentaram tempo de

percurso no solo similares, além de ser notado que tais partículas apresentaram remoção semelhante dentro do solo.

Embora a avaliação de microesferas em substituição aos oocistos de *Cryptosporidium* tenha sido realizada em sua grande maioria em sistemas de tratamento que envolvem filtração rápida, o uso de tais partículas, também, tem sido empregada em filtração lenta (Francisco, 2012; Gottinger *et al.*, 2013; Pizollatti, 2014).

Gottinger *et al.* (2013) utilizaram filtros lentos modificados e água de características complexas (elevada carga de orgânicos, sólidos dissolvidos e elevada cor) em temperaturas baixas ($< 5\text{ }^{\circ}\text{C}$), e obtiveram remoções médias de microesferas de 2,22 log e uma turbidez efluente média de 0,46 uT. Assim, os autores alcançaram remoção eficiente de substitutos de oocistos, mesmo em teores de material orgânico elevado, apesar de não ter sido estudado o comportamento da remoção dos oocistos nesse caso.

Desse modo, é possível observar que vários fatores afetam a viabilidade do uso de substitutos de oocistos, como o tipo de tratamento, os mecanismos de remoção predominantes, o material usado como meio filtrante, dentre outros.

Em linhas gerais nos trabalhos consultados nessa pesquisa que avaliaram as microesferas como substitutos aos oocistos de *Cryptosporidium*, não foi constatado quais os mecanismos de remoção estariam associados as remoções de microesferas.

Em estudo com filtros lentos em escala piloto, realizado por Frota (2014), foi detectado a presença de microesferas fluorescentes no interior de rotíferos da ordem Monogononta, presentes em amostras de camadas biológica retirados dos filtros, o que indica que tais organismos podem ser potenciais predadores de oocistos. Entretanto, de acordo com o autor, para afirmar que a remoção foi realizada por meio da predação são necessárias mais informações a respeito da ingestão e digestão dessa partícula por tais microrganismos.

A Tabela 3.7 apresenta uma síntese de estudos em que foram avaliados o uso de substitutos aos oocistos.

Tabela 3.7 - Estudos sobre o emprego de substitutos aos oocistos de *Cryptosporidium sp.*

Autores	Tipo de tratamento	Escala	Substitutos utilizados	Resultados/conclusões
Ndiongue <i>et al.</i> (2000)	Filtração direta	Escala piloto	Contagem de partículas, turbidez e esporos aeróbicos	Observaram uma boa correlação linear entre a remoção de esporos aeróbicos e a remoção de partículas, além de que a turbidez não é suficientemente sensível a variações de qualidade da água, sendo a contagem de partículas mais eficiente dos três parâmetros para monitorar tais variações.
Heller <i>et al.</i> (2007)	Filtração lenta	Escala piloto	Turbidez, <i>E. coli</i> , coliformes totais, <i>C. perfringens</i> e esporos anaeróbicos, <i>B. subtilis</i> e esporos aeróbicos,	Observaram melhores correlações entre oocistos e indicadores tradicionais, <i>E. coli</i> ($r = 0,54$) e coliformes totais ($r = 0,51$), além de esporos anaeróbicos ($r = 0,44$). Assim, embora os coliformes totais e <i>E. coli</i> não apresentem o perfil fisiológico adequado para um indicador “ideal”, eles ainda são boas referências para a qualidade microbiológica da água potável, especialmente para filtração lenta.
Hijnen <i>et al.</i> (2007)	Filtração lenta	Escala piloto	<i>C. perfringens</i> e células de diatomáceas <i>S. hantzschii</i>	Com base nas diferenças nos comportamentos de transporte, mas principalmente devido à alta persistência em relação à persistência de oocistos, concluiu-se que ambos os esporos de <i>C. perfringens</i> e as diatomáceas são inadequados para serem utilizados como substitutos para remoção de oocistos por filtros de areia lentos
Taira (2008)	Filtração lenta	Escala piloto	Esporos de <i>Clostridium perfringens</i>	A remoção de coliformes totais e <i>C. perfringens</i> foi inferior a remoção de oocistos, sugerindo um comportamento de indicador/substituto conservador
Pizzolatti (2014)	Filtração lenta	Escala piloto	Microesferas e turbidez	Comparando a remoção de turbidez com o log de remoção de microesferas observou-se uma correlação negativa, entretanto, o autor destaca que a turbidez não se mostrou um bom indicador de eficiência de remoção das microesferas

3.2. USO DE MANTAS NA FILTRAÇÃO

Parte significativa dos custos operacionais do tratamento de água por meio dos filtros lentos está associada à limpeza e reposição do meio filtrante. Com o intuito de reduzir esses custos e facilitar o processo de limpeza dos filtros lentos, uma alternativa tecnológica adotada tem sido o uso de mantas sintéticas não tecidas sobre o meio filtrante.

Devido à retenção de impurezas ser feita, sobretudo, no topo e primeiros centímetros do meio filtrante de areia, a ideia de utilizar mantas no filtro busca desenvolver a maior parte desses processos de retenção de impurezas na manta.

Assim, aliando as vantagens dos filtros lentos ao uso de materiais alternativos, é possível obter custos de implantação, operação e manutenção relativamente baixos, fornecendo uma tecnologia de tratamento de água bastante eficiente e acessível (Paterniani e Conceição, 2004).

Mbwette *et al.* (1990) destacaram os benefícios do uso de mantas, a saber: limpeza simplificada do filtro apenas pela remoção e lavagem da manta; e, extensão do tempo de funcionamento do filtro, em função da baixa taxa de desenvolvimento da perda de carga na manta.

A facilidade no processo de limpeza do filtro obtida pelo uso de mantas é um aspecto importante, sobretudo para os filtros instalados em comunidades pequenas e/ou rurais, pois os principais requisitos de uma tecnologia de tratamento para essas comunidades é a facilidade na operação e baixo custo de operação e manutenção.

Além de facilitar a limpeza, as mantas passaram a ser utilizadas como meio de atenuar os efeitos decorrentes dos picos de impurezas que ocorrem na água bruta durante algumas estações (Paterniani e Conceição, 2004). Mbwette e Graham (1987) observaram que, quando houve picos de concentrações de sólidos afluentes, os filtros que possuíam mantas sintéticas não apresentaram um rápido crescimento da perda de carga, enquanto que nos filtros sem mantas o meio filtrante de areia foi obstruído em poucos dias.

A eficiência do tratamento é melhorada se a perda de carga se desenvolver mais vagarosamente no meio filtrante, prolongando a carreira de filtração e mantendo a mesma qualidade da água tratada, ou quando a qualidade da água filtrada é melhorada e se mantém a mesma duração da carreira de filtração

(Mbwette e Graham, 1987). Como as mantas também auxiliam no prolongamento das carreiras de filtração, podem melhorar a eficiência do tratamento.

As mantas sintéticas são divididas em tecidas e não tecidas. De acordo com a NBR 13.370/2002, as mantas não tecidas são estruturas planas, flexíveis e porosas, formadas por fibras ou filamentos orientados ao acaso, são fabricadas por processo mecânico, químico ou térmico ou ainda pela combinação desses processos. As mantas tecidas são formadas pelo entrelaçamento de um conjunto de fios dispostos na direção longitudinal com um conjunto de fios dispostos na direção transversal, formando um ângulo de aproximadamente 90° (ABNT, 1991). A Figura 3.2 apresenta uma ilustração da estrutura das mantas tecidas e não tecidas.

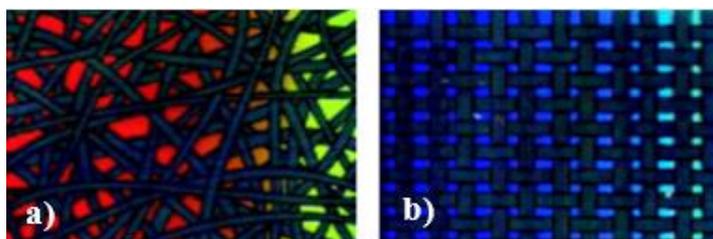


Figura 3.2 - Detalhe da estrutura dos fios (a) nas mantas não tecidas e (b) nas mantas tecidas (ABINT, 2017)

De acordo com Mbwette e Graham (1987), as mantas tecidas fabricadas a partir de fitas ou fios monofilamentosos são muito finas, geralmente espessura menores que 1 mm, desse modo, não são consideradas adequadas para aplicação em filtros lentos de areia.

As mantas não tecidas podem ser fabricadas a partir de diferentes materiais poliméricos como poliéster, polietileno, polipropileno, poliamida ou polivinilas (como o PVC). Cada um desses polímeros possui características que os tornam mais ou menos adequados a cada uso. As mantas podem ser compostas por apenas um desses polímeros ou pela combinação de vários.

A presença significativa de polipropileno na composição das mantas sintéticas as tornam mais resistentes à abrasão, ao calor, à radiação UV e a ação de compostos como ácidos, álcalis e agentes oxidantes, além de serem mais baratas e livres de grupos polares, o que facilita a sua limpeza (Di Bernardo e Dantas, 2005).

Além da sua composição, a manta é caracterizada por meio de propriedades como espessura, porosidade, diâmetro médio das fibras, massa específica, superfície específica e condutividade hidráulica. A porosidade, o diâmetro da fibra e a área superficial específica são citados por Mbwette e Graham (1987) como as características determinantes para o desempenho da filtração e da permeabilidade do meio. Algumas dessas características podem ser calculadas e outras medidas em laboratório, a Tabela 3.8 apresenta algumas dessas propriedades e suas respectivas fórmulas.

Tabela 3.8 - Propriedades das mantas sintéticas (Di Bernardo e Dantas, 2005; Koerner, 2005)

Propriedade	Equação	
Porosidade	$\varepsilon_0 = \left(1 - \frac{g}{e \cdot \rho_f}\right)$	ε_0 : porosidade da manta; g: gramatura (g/m ²); e: espessura (m); ρ_f : massa específica do fio (g/cm ³).
Massa específica das fibras	$\rho_{fm} = \frac{P_1\rho_{f1} + P_2\rho_{f2} + \dots + P_i\rho_{fi}}{100}$	P _i : porcentagem dos diferentes materiais da manta; ρ_{fi} : massa específica das fibras (g/cm ³).
Diâmetro do fio	$\varnothing_f = \sqrt{\frac{400 \cdot D_{tex}}{\pi \cdot \rho_f}}$	\varnothing_f : diâmetro do fio (m); D _{tex} : diâmetro dos fios fornecido pelo fabricante; ρ_f : massa específica do fio (g/cm ³).
Superfície específica	$S_0 = \frac{(1 - \varepsilon_0) \cdot 4}{\varnothing_{mf}}$	S ₀ : superfície específica da manta (m ² /m ³); ε_0 : porosidade da manta; \varnothing_{mf} : diâmetro médio das fibras (m).

Além dessas propriedades, destaca-se também a filtrabilidade da manta, que expressa a capacidade de reter impurezas, e é diretamente proporcional à área superficial específica da manta, assim, quanto maior a área, maior será a filtrabilidade. Outra propriedade que também está relacionada com a área superficial específica e a filtrabilidade é a porosidade, de forma que, uma manta com baixa porosidade e alta área superficial possui uma alta filtrabilidade e uma baixa condutividade hidráulica, o que

favorece a retenção de partículas, mas reduz a duração da carreira de filtração. A Equação 3.1 é utilizada para avaliar a filtrabilidade de uma manta.

$$\lambda_0 = \frac{n_f \alpha_{fp} S_{0m}}{\pi} \quad \text{Equação (3.1)}$$

onde,

λ_0 : coeficiente de filtrabilidade para a manta limpa (m^{-1});

n_f : eficiência da coleta de uma fibra;

α_{fp} : coeficiente de aderência entre a partícula e a fibra da manta;

S_{0m} : área superficial específica (m^2/m^3).

Segundo Mbwette e Graham (1987), na ausência de efeitos biológicos, uma manta com elevada porosidade terá uma alta permeabilidade e uma baixa taxa de aumento da perda de carga pela deposição de partículas, pois também possui uma alta condutividade hidráulica. Di Bernardo e Dantas (2005) apontaram que mantas com elevada área superficial específica resulta numa taxa de retenção tão grande, que a perda de carga se torna maior do que as observadas nos filtros lentos de areia convencionais, mesmo para mantas de espessura maior do que 1 mm.

De acordo com Mbwette e Graham (1987), ao otimizar o valor da filtrabilidade e a espessura da manta, pode ser possível limitar substancialmente a passagem das partículas pelas mantas, de modo que as impurezas não atinjam a camada de areia. Dessa forma, se as impurezas estiverem retidas apenas na manta, a limpeza seria feita apenas pela retirada e lavagem da manta, que depois pode ser recolocada no filtro.

Pelo que foi exposto, é possível inferir que a escolha de uma manta perpassa pela análise da combinação de suas propriedades para que se alcance os resultados esperados na filtração. Logo, uma seleção cuidadosa do tipo de manta a ser utilizado pode conduzir a um desempenho da filtração satisfatório. Na Tabela 3.9 são mostrados alguns valores usuais que caracterizam as mantas.

Além das propriedades que conferem ou não à manta a característica de produzir um efluente de boa qualidade, é interessante observar também a etapa de limpeza da manta, que deve ser de fácil realização, eficiente e que preserve a sua integridade.

Tabela 3.9 - Valores usuais das principais propriedades das mantas sintéticas não tecidas (Di Bernardo e Dantas, 2005)

Propriedade	Valor usual
Espessura (mm)	0,4 a 20,0
Porosidade	0,55 a 0,99
Diâmetro médio das fibras (μm)	25 a 100
Massa específica da manta (g/cm^3)	0,02 a 0,40
Superfície específica (m^2/m^3)	1.100 a 36.000
Condutividade hidráulica (mm/s)	0,25 a 47,0

Um dos processos de limpeza citado por alguns autores (Mbwette *et al.*, 1990; Ferraz e Paterniani, 2002) é por meio de jatos de água de alta pressão passando através da superfície da manta, considerados como mais usual e eficiente.

Após a limpeza e secagem das mantas, elas podem ser recolocadas no filtro e reutilizadas, no entanto, para a sua reutilização é necessário que o polímero que constitui a manta possua algumas propriedades específicas, como resistência a abrasão, resistência a compostos químicos, como ácidos, álcalis e agentes oxidantes, resistência a fungos e ácidos orgânicos, e ausência de grupos polares (Di Bernardo e Dantas, 2005).

Mbwette *et al.* (1990) utilizaram duas mantas de características distintas, uma com alta filtrabilidade e baixa porosidade (manta 28) e a outra com alta porosidade e baixa filtrabilidade (manta 32). O filtro lento de areia dotado de mantas era precedido por etapas de coagulação, floculação e sedimentação, sendo que foi utilizado meio filtrante de areia de 0,60 m, diâmetro efetivo de 0,30 mm e uma taxa de filtração de 0,15 m/h, exceto para o filtro 1 na fase 3 que foi de 0,30 m/h. As propriedades das mantas utilizadas são apresentadas na Tabela 3.10.

Tabela 3.10 - Propriedades das mantas utilizadas por Mbwette *et al.* (1990)

Manta	M1 (n° 28)	M2 (n° 32)
Composição	polipropileno	poliéster/poliamida/PVC
Diâmetro médio (μm)	33	50/40/40
Espessura (mm)	4,8	14
Porosidade (%)	89	98
Área superficial (m^2/m^3)	13.266	1.671

A limpeza realizada por Mbvette *et al.* (1990) nas mantas utilizadas identificou que a manta M2 composta pela combinação de diferentes polímeros (poliéster, poliamida e PVC) apresentou maior facilidade na limpeza do que a manta composta apenas por polipropileno, apesar de Di Bernardo e Dantas (2005) apontarem que a ausência de grupos polares nas fibras de polipropileno facilita a limpeza. A facilidade na limpeza da manta M2 pode estar relacionada a sua alta porosidade (98 %), entretanto, essa manta apresentou baixa resistência mecânica que ocasionou a deterioração do material após repetidas lavagens, o que desfavorece a sua utilização a longo prazo.

As diferentes combinações das mantas utilizadas por Mbvette *et al.* (1990) forneceram diferentes espessuras, sendo observado que a redução da quantidade de mantas utilizadas e, portanto, da espessura total, resultou numa diminuição da carreira de filtração. A presença de uma camada de mantas de 25 mm sobre a areia resultou num aumento da carreira de filtração num fator de 3,1 a 4,4, dependendo do tipo de manta (M1 ou M2). Além de aumentar a duração da carreira de filtração, a associação de mantas impediu a penetração significativa de partículas na areia subjacente, no entanto, Mbvette *et al.* (1990) observaram que o uso de duas mantas M2 sobre o meio filtrante de areia não conseguiu proteger a areia da penetração de impurezas, apesar de prolongar a carreira de filtração consideravelmente.

Interessante observar que a combinação das duas mantas M2 corresponde a uma espessura total de 28mm, maior do que a combinação de 5 mantas M1 (24 mm) e que 3 mantas M1 (14,4 mm), contudo, de acordo com os autores, a penetração de impurezas foi maior para a combinação de duas mantas M2, o que deve estar associado às características da manta utilizada e não apenas à espessura, pois essa manta possui uma baixa área superficial e alta porosidade, o que contribui para a maior penetração das impurezas, pois a caracteriza com uma manta de baixa filtrabilidade, ou seja, baixa capacidade de retenção de impurezas.

Entretanto, em linhas gerais, Mbvette *et al.* (1990) concluíram que a maior parte da perda de carga foi observada dentro das mantas, exceto para a combinação de duas mantas M2, o que indica uma penetração mínima de impurezas no meio filtrante de areia, assim, a limpeza pode ser feita apenas com a lavagem das mantas.

Em relação à qualidade microbiológica da água filtrada, todos os filtros dotados de mantas conseguiram atingir pelo menos 99 % de remoção de coliformes fecais, sendo que em sua maioria não foram detectados coliformes na água filtrada. As concentrações efluentes maiores que 1 coliforme/100 mL foram, geralmente observadas após o procedimento de limpeza das mantas (Mbvette *et al.*, 1990)

O estudo de Paterniani e Conceição (2004) utilizou filtros lentos de areia com duas mantas sobre a camada de areia e uma manta sobre a camada suporte de pedregulho, o meio filtrante de areia de construção civil (peneirada para retirar os grãos maiores que 1 mm) possuía 0,60 m de espessura e foram utilizadas as taxas de 0,08 m/h e 0,17 m/h. Os filtros operaram em modo contínuo e intermitente. As características da manta estão apresentadas na Tabela 3.11.

Tabela 3.11 - Propriedades da manta utilizada por Paterniani e Conceição (2004)

Composição	polipropileno
Espessura (mm)	3,0
Porosidade (%)	95
Superfície específica (m²/m³)	2.530
Gramatura (g/m²)	400

As carreiras de filtração variaram de 14 a 18 dias, para as taxas de 0,17 m/h e 0,08 m/h, respectivamente, para a operação contínua. Na operação intermitente, o tempo de pausa proporcionou uma recuperação considerável na carga hidráulica, permitindo um aumento da carreira de filtração de aproximadamente 2,3 vezes, sem prejuízo à qualidade da água filtrada, que permaneceu com qualidade similar à água filtrada na operação contínua (Paterniani e Conceição, 2004).

Mbwette *et al.* (1990) utilizaram como pré-tratamento a coagulação, floculação e sedimentação, além de maiores espessuras das camadas de mantas. Enquanto Paterniani e Conceição (2004) utilizaram duas camadas de mantas na superfície de filtros lentos. A remoção de coliformes totais obtidas por Paterniani e Conceição (2004) foi de 99,9 %, valor de remoção maior do que o observado no primeiro estudo (> 99 %). As menores remoções obtidas por Mbwette *et al.* (1990) podem ter sido influenciadas por diferentes fatores, inclusive a qualidade da água bruta, no entanto, pode ser constatado que o uso de mantas na filtração lenta traz resultados satisfatórios.

Santos e Paterniani (2014) realizaram experimentos em filtros compostos apenas de mantas sintéticas não tecidas, não apresentando areia no meio filtrante. As mantas foram empilhadas até atingir uma espessura de 0,40 m e a taxa de filtração adotada foi de 0,125 m/h. As propriedades das mantas são apresentadas na Tabela 3.12.

O filtro de mantas utilizado por Santos e Paterniani (2014) apresentou carreiras variando entre 27 e 91 dias, dependendo da qualidade da água bruta, demonstrando ser 50 % maior do que as carreiras obtidas para filtros de areia utilizados como referência, conforme mostra a Figura 3.3.

Tabela 3.12 - Propriedades da manta utilizadas por Santos e Paterniani (2014)

Composição	Poliéster
Espessura (mm)	4,0
Gramatura (g/m ²)	500
Massa específica (g/cm ³)	0,196

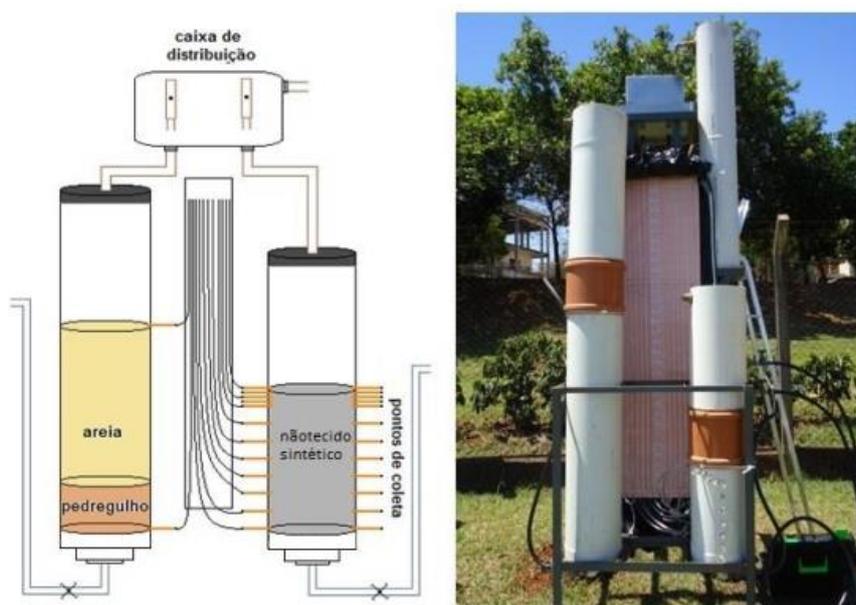


Figura 3.3 - Sistema de filtração utilizado por Santos e Paterniani (2014)

A remoção de bactérias apresentou queda gradativa nos primeiros 5 cm do meio, com 100 % das amostras apresentando concentrações de *E. coli* abaixo de 100 NMP/100 mL. Por outro lado, a partir dos 10 cm não houve variação significativa, sendo que a remoção de coliformes totais se manteve acima de 96 % em 100 % das amostras provenientes das profundidades de 10 a 40 cm. Em relação às bactérias heterotróficas, sua remoção foi superior a 90 % nas amostras coletadas a partir dos primeiros 2 cm do meio. Com isso os autores concluem que um meio filtrante com profundidade de 10 cm ou mais fornece níveis de remoção de bactérias semelhantes ou superiores aos níveis de remoção alcançados por filtros lentos convencionais de areia, julgando ser suficiente 10 cm de espessura do filtro de mantas para substituir os filtros lentos de areia.

Também com o intuito de verificar a possibilidade de redução da espessura do meio filtrante pelo uso de mantas não tecidas na superfície da areia, Graham *et al.* (1996) testaram a combinação de seis mantas (2 cm de espessura total) sobre a areia que possuía espessuras de 20, 30 e 50 cm. Nesse estudo foi utilizado areia de diâmetro efetivo de 0,30 mm, taxa de filtração de 0,15 m/h e mantas de polipropileno com as características expostas na Tabela 3.13.

Tabela 3.13 - Características das mantas utilizadas por Graham *et al.* (1996)

Diâmetro médio da fibra (μm)	31,3
Espessura (mm)	3,2
Porosidade (%)	90
Superfície específica (m^2/m^3)	13.163

Os filtros lentos providos de manta sobre a areia eram precedidos por três pré-filtros de pedregulho em série e apresentaram carreiras de filtração de cerca de 30 dias, sendo que os menores valores de turbidez obtidos pelos autores correspondem ao filtro que possuía 50 cm de meio filtrante (Graham *et al.*, 1996).

Graham *et al.* (1996), por meio de testes com bacteriófagos e poliovírus, analisaram a influência da profundidade reduzida dos filtros com a qualidade microbiológica da água filtrada. Os autores observaram que o desempenho variável dos filtros, em parte, é consequência das variações da qualidade da água bruta, no entanto, há uma clara tendência na diminuição do desempenho com a redução da espessura do meio filtrante. Os autores também apontam que a profundidade da areia abaixo da manta influencia o grau de remoção de partículas em suspensão e de microrganismos, no entanto, a redução, embora significativa, não é substancial e pode não ser suficientemente importante para impedir o uso de filtros lentos de areia de profundidade reduzida.

Os resultados obtidos por Graham *et al.* (1996) mostraram que há variação da remoção de fagos e poliovírus, conforme mostra a Tabela 3.14, entretanto, a diferença entre eles é relativamente pequena. A redução da qualidade da água filtrada variou para cada carreira individualmente e para cada parâmetro testado, o que dificultou a estimativa do desempenho do tratamento nos filtros de espessuras reduzidas pela comparação com o filtro de 50 cm de espessura do meio filtrante.

Mesmo apresentando remoção menor do que os demais filtros utilizados, o filtro de 20 cm do meio filtrante obteve remoções significantes, alcançando remoções maiores que 94 % para bacteriófagos e 99,9 % para poliovírus. A Tabela 3.14 também apresenta o tempo necessário para os bacteriófagos e

os poliovírus atingirem as profundidades de 20, 30 e 50 cm, mostrando que os dez primeiros centímetros possuem tempo de detenção maior que os 20 cm posteriores.

Tabela 3.14 - Testes com bacteriófagos e poliovírus em filtros lentos com mantas (Graham *et al.*, 1996)

Profundidade (cm)	Bacteriófagos		Poliovírus	
	Remoção (%)	Tempo para atingir a profundidade (min)	Remoção (%)	Tempo para atingir a profundidade (min)
50	99,97	130	> 99,99	--*
30	99,88	120	99,99	120
20	98,77	90	99,93	40

* durante o tempo de amostragem não houve penetração

Cumbi (2013) analisou o desempenho de remoção de cor e turbidez de 8 mantas de diferentes características para escolher a que seria usada nos experimentos com os filtros. A manta escolhida apresentou melhor remoção de cor e turbidez para a taxa de filtração de 0,83 m/h num período de filtração de 12 h. Em comparação com as outras mantas testadas, a M8 apresentava maiores valores da gramatura, espessura média, resistência a tração e massa específica, e menores valores de permeabilidade.

Cumbi (2013) estudou diferentes condições da filtração, inclusive o uso ou não de coagulação. Com isso foi observado que para todas as taxas de filtração estudadas, 0,21 m/h, 0,83 m/h e 2,08 m/h, sem a coagulação química os valores de turbidez não se apresentaram dentro dos limites prescritos pela legislação brasileira de água potável, Anexo XX da Portaria de Consolidação nº 5/2017 do Ministério da Saúde, que exige valor máximo de turbidez de 1,0 uT para efluentes de filtros lentos. Já os resultados obtidos por Cumbi (2013) para a água previamente coagulada levaram a valores de turbidez, cor e pH dentro dos padrões estabelecidos pela legislação para as mesmas taxas de filtração utilizadas, sendo que a taxa de 2,08 m/h foi mais eficiente na produção de água com turbidez menor que 1,0 uT enquanto que a taxa de 0,83 m/h apresentou carreira de filtração mais longa, no entanto, levou mais tempo para que o filtro atingisse o amadurecimento.

Pádua e Di Bernardo (1997) também estudaram o uso de mantas em água quimicamente coagulada e analisaram o desempenho de quatro tipos diferentes de mantas, conforme apresenta a Tabela 3.15. Antes de passar pela manta, a água bruta passou pelos processos de coagulação, floculação e decantação. Os valores de dosagem de coagulante, gradiente de velocidade médio de mistura rápida e

de floculação, tempo de mistura rápida e de floculação, e velocidade de sedimentação foram escolhidos em etapa anterior e utilizados nos ensaios com as mantas. Utilizou-se uma dosagem de coagulante que proporcionou uma cor aparente do efluente um pouco maior do que a apresentada pela dosagem ótima, o que foi feito com o intuito de avaliar se o uso da manta possibilita reduzir a dosagem de coagulante sem causar prejuízos à qualidade da água.

Tabela 3.15 - Especificações das mantas utilizadas por Pádua e Di Bernardo (1997)

Manta	M1	M2	M3	M4
Diâmetro médio das fibras (µm)	42,43	37,81	45,09	23,96
Massa específica (g/cm³)	0,123	0,108	0,115	0,106
Porosidade (%)	89,0	91,0	88,3	92,3
Superfície específica (m²/m³)	10.360	9.500	10.388	12.778
Permeabilidade (mm/s)	7,01	7,33	7,16	4,23
Espessura (mm)	5	5	5	5

A escolha da manta foi feita pelos autores através de ensaios e pela obtenção do melhor desempenho, ou seja, melhor remoção de cor e turbidez. As mantas M1 e M3 apresentaram os menores valores de cor no efluente, apresentando valores menores que 30 uC, enquanto os efluentes dos filtros sem manta apresentaram cor aparente de 66 uC. Por também apresentar menor valor de turbidez, a manta M3 foi escolhida para prosseguir com a otimização dos parâmetros correspondentes à etapa de mistura rápida, floculação e decantação, ou seja, os gradientes de velocidade e tempos de detenção.

Pádua e Di Bernardo (1997) verificaram que o uso de mantas favoreceu a remoção de cor aparente na água decantada quando comparado aos ensaios que não utilizaram mantas. Além disso, os autores concluíram que a eficiência da manta está relacionada ao tamanho das partículas, e com isso foi possível reduzir o tempo de floculação e aumentar a velocidade de sedimentação utilizados.

O uso de mantas não tecidas na filtração lenta é, portanto, uma alternativa para que essa tecnologia seja utilizada no tratamento de águas brutas de menores qualidades ou filtros com menores profundidades do meio filtrante ou ainda com materiais alternativos, como areia grossa da construção civil, que é o foco do presente trabalho.

3.3. MÉTODOS DE LIMPEZA DE FILTROS LENTOS

A filtração lenta, como já mencionado, é caracterizada como uma tecnologia de baixos custos e de fácil operação. No entanto, segundo Rachwal *et al.* (1988), a limpeza dos filtros lentos de areia e o manuseio da areia representam de 60 a 80 % dos custos operacionais diretos do processo, além disso, são o principal motivo para o tempo de inatividade dos filtros.

A limpeza do filtro é realizada pela raspagem da camada superficial da areia do meio filtrante. Para isso é necessário efetuar a drenagem da coluna d'água, deixando o nível de água logo abaixo da superfície do meio filtrante, assim, é realizada a raspagem da Schmutzdecke e dos primeiros centímetros da areia (1 a 5 cm). Após a retirada da areia, esta deve ser lavada e recolocada no filtro. De acordo com Huisman e Wood (1974), é indicado que os primeiros centímetros retirados para a lavagem sejam repostos abaixo dessa camada, e a “areia nova” que estava abaixo seja transferida para a superfície, como ilustrado na Figura 3.4.



Figura 3.4 - Reposição de areia no filtro lento (Adaptado de Huisman e Wood, 1974)

A retirada da areia para a limpeza além de trabalhosa, pode prejudicar o tratamento mais do que a retirada da camada biológica desenvolvida em si, se realizada de forma a perturbar o meio filtrante, como expõe Bellamy *et al.* (1985a). Assim, passou-se a buscar métodos que facilitem a limpeza dos filtros lentos.

Com intuito de difundir a utilização da filtração lenta em comunidades rurais e/ou isoladas, alguns trabalhos têm sido desenvolvidos com o uso de filtros lentos que utilizam a retrolavagem como meio de limpeza, para assim, facilitar sua operação (Pizzolatti, 2010; Souza *et al.*, 2014; Pizzolatti, 2014).

Pizzolatti (2014) observou que o uso da retrolavagem não influenciou a duração da carreira de filtração, bem como, se mostrou uma alternativa viável para manutenção periódica dos filtros, sem causar prejuízo à qualidade da água filtrada, quando comparada com a raspagem da superfície do meio filtrante.

Outra alternativa estudada é o uso de mantas não tecidas na filtração lenta. O uso de mantas tem entre os seus objetivos, facilitar a limpeza do filtro, que pode ser feita apenas pela lavagem da manta, e aumentar a carreira de filtração.

Ferraz (2001) utilizou mantas em filtros de 60 cm de diâmetro, e executou a limpeza com o auxílio de mangueira de alta pressão, e posteriormente eram recolocadas no filtro. Essa autora, dessa forma, concluiu que as mantas possuem lavagem fácil e que não houve diferença significativa em relação ao desempenho da filtração entre os filtros estudados.

Entretanto, Rachwal *et al.* (1988) destacaram que essa alternativa não é apropriada para filtros em larga escala, pois os custos impedem a utilização de tais mantas de forma econômica nessa escala. Sendo assim, se mostra como uma alternativa viável em filtros domiciliares ou de pequenas comunidades, onde a área abrangida pelo filtro é menor.

A limpeza deve ser feita com as mantas ainda úmidas, para facilitar a retirada do material que forma a Schmutzdecke, uma vez que, após secar, o biofilme se torna mais difícil de ser removido, dificultando uma limpeza efetiva, de acordo com recomendação de Paterniani (1991) apud Ferraz (2001).

Portanto, a utilização de mantas não tecidas sobre o meio filtrante de areia pode servir como alternativa para aumentar as carreiras de filtração e facilitar a limpeza dos filtros lentos, além de servir como uma maneira de atenuar os efeitos de uma deterioração brusca e significativa da qualidade da água bruta, como também possibilitar a utilização de meios filtrantes de areia de menor espessura, como já mencionado anteriormente.

3.4. FILTRAÇÃO DOMICILIAR

A população tem um certo cuidado com a qualidade da água para consumo, inicialmente, se preocupava com as características organolépticas da água, ou seja, a ausência de impurezas perceptíveis, como turbidez, cor, sabor e odor. Atendendo a esses pressupostos, a água era considerada

pura. O aumento do conhecimento demonstrou que uma água com aparência límpida não reflete sua pureza, especialmente em relação a sua qualidade microbiológica.

Bellingieri (2004) expôs a utilização de talhas de cerâmica para purificar a água nas residências no estado de São Paulo, como primeiro “equipamento” usado para esse fim. O funcionamento da talha compreende o processo de decantação, onde a água é colocada dentro do recipiente para que as impurezas sólidas sedimentem pela ação da gravidade e a água limpa é coletada por cima com uma cuia ou concha. Ainda rudimentar, esse tratamento doméstico era utilizado como prevenção a diversas doenças que assolavam a população naquela época.

Com o aumento da necessidade de tratamento da água, Bellingieri (2004) destacou, também, o início da produção dos filtros de argila doméstico, na década de 1930, e a sua crescente difusão no Brasil, especialmente na década de 1970. Esses filtros eram constituídos por dois recipientes de cerâmica dotado de uma (ou mais) vela cerâmica, que filtrava a água a fim de torná-la potável. Um modelo desse tipo de filtro é apresentado na Figura 3.5.



Figura 3.5 - Filtro cerâmico doméstico (Bellingieri, 2004)

O desenvolvimento de novos equipamentos como ozonizadores, purificadores de água com carvão ativado e filtros de membranas, além do crescimento de comércio de galões de água mineral, fez com que a utilização dos filtros cerâmicos diminuísse.

Estudo realizado por Souza (1999) com filtros de pressão e gravidade (filtros de cerâmica com velas) normalmente utilizados em residências, demonstrou uma eficiência de remoção insuficiente em relação a cor, turbidez e coliformes totais, sendo que houve casos em que a eficiência de remoção

apresentou valor negativo, ou seja, de alguma forma os filtros estariam contaminando a água de consumo.

A busca por uma purificação domiciliar da água é observada na maioria das residências, seja pela falta de confiança na qualidade da água recebida, devido a problemas na rede de distribuição, ou mesmo pela falta de tratamento prévio da água. Entretanto, os filtros de cerâmica com vela e similares não são capazes de realizar um tratamento eficaz da água sem tratamento prévio.

Essa questão se potencializa em comunidades mais remotas e/ou rurais, onde é difícil a instalação da rede de abastecimento de água, fazendo com que tecnologias de tratamento alternativas sejam utilizadas. A tecnologia alternativa a ser adotada deve ter como características principais a adequação à realidade e necessidades da população a ser atendida, bem como garantir a sustentabilidade do sistema, tanto econômica quanto ambiental e social.

Avaliando o abastecimento de água em três comunidades quilombolas, Ferreira *et al.* (2014) observaram que apenas uma dessas comunidades possui água encanada, enquanto as outras duas possuem fonte de água cerca de 200 a 400 m de distância, necessitando realizar o transporte da água manualmente ou por tração animal, e a avaliação da qualidade da água é feita pelos próprios usuários por meio de suas características organolépticas.

Ferreira *et al.* (2014) ressaltaram que a falta de tratamento de água fez com que algumas mulheres adotassem a prática de “coar” a água a ser utilizada com tecidos, o que pode levar a uma contaminação microbiológica, além de utilizar potes para o acondicionamento de água, que também leva a uma prática potencialmente contaminadora, por meio da imersão de utensílios com as próprias mãos para a retirada de água.

Diante das carências dessas comunidades perante o abastecimento de água potável, uma ação governamental distribuiu filtros cerâmicos domiciliares e hipoclorito de sódio para as residências, entretanto Ferreira *et al.* (2014) notaram que muitos dos domicílios visitados não estavam utilizando tais filtros, pela falta de hábito da população ou por dificuldades de manutenção, como substituição de velas. Assim, observa-se a necessidade de suporte para tais comunidades não apenas material, bem como de educação sanitária.

Elliott *et al.* (2006) apontaram alguns fatores intervenientes que auxiliam na escolha da tecnologia usada para o tratamento de água em pequena escala, ou seja, comunitário ou domiciliar, são eles: custo, simplicidade de uso, volume tratado, sustentabilidade, aceitabilidade cultural e eficiência de tratamento.

Em busca de uma tecnologia alternativa para o tratamento de água, Pecci Filho e Di Bernardo (2000) avaliaram o desempenho de filtros de carvão ativado granular impregnados com prata (CAGIP), e concluíram que tais filtros foram eficientes na remoção de carbono orgânico total e absorvância UV_{254nm}, no entanto, a propriedade desinfetante apresentada não foi suficiente para a completa desinfecção da água filtrada, não removendo eficientemente coliformes totais. Além disso, foi detectada a presença de prata no efluente, o que inviabilizaria o uso desses filtros.

Também avaliando filtros de carvão ativado granular modificado com nanopartículas de prata e cobre, Shimabuku *et al.* (2015) utilizando água da rede de distribuição nesses filtros, concluíram que tais filtros produzem água que atende à legislação brasileira de potabilidade. Entretanto, vale destacar que os resultados obtidos por esses autores demonstram que para o filtro controle (carvão ativado puro) e para os filtros com concentração de 0,5 % Ag e 0,5 % Cu (exceto para a lixiviação de 24h), não foram detectados metais no efluente, enquanto para as demais concentrações de impregnação do carvão foram detectadas concentrações desses metais, que permaneceram dentro dos limites estabelecidos pelas normas brasileiras.

Os filtros cerâmicos com velas impregnadas com prata também foram avaliados por Clasen *et al.* (2004; 2005) como uma alternativa para reduzir a ocorrência de doenças em comunidades isoladas. Os resultados obtidos por esses autores sugerem que os filtros são capazes de reduzir as bactérias fecais da água e, assim, reduzir a ocorrência de diarreia na população. Entretanto, houve alguns relatos da população que consumiram água sem tratar devido ao volume de água produzido pelo filtro não ter sido suficiente para atender a demanda de uma residência.

Dentro das opções tecnológicas para tratamento de água para abastecimento, os filtros lentos de areia vêm se tornando uma alternativa com potencial para o uso domiciliar. Nesses casos, alguns autores – Baker e Duke (2006), Elliot *et al.* (2006) – utilizam o termo “*biosand*” ou filtro biológico, para diferenciá-los dos filtros lentos convencionais, pois além do tamanho reduzido, os filtros domiciliares possuem características diferenciadas como a operação intermitente e a taxa de filtração declinante. No entanto, no presente trabalho a diferenciação entre filtros biológicos e filtros convencionais não será feita, considerando-os apenas como filtros lentos em escala domiciliar.

Há alguns aspectos de projeto que devem ser considerados na concepção de um filtro lento domiciliar, como a instalação do tubo de saída da água filtrada acima do meio filtrante de areia, para que, nos períodos em que o filtro se encontra fora de operação, o meio filtrante permaneça úmido, preservando sua funcionalidade. Além disso, é necessário instalar uma placa difusora de água bruta na superfície para evitar que a descarga de água não cause distúrbios na *Schmutzdecke* (Elliott *et al.*, 2006; Guchi *et al.*, 2014). Na Figura 3.6 estão apresentados os principais componentes do filtro domiciliar utilizado por Elliott *et al.* (2006).

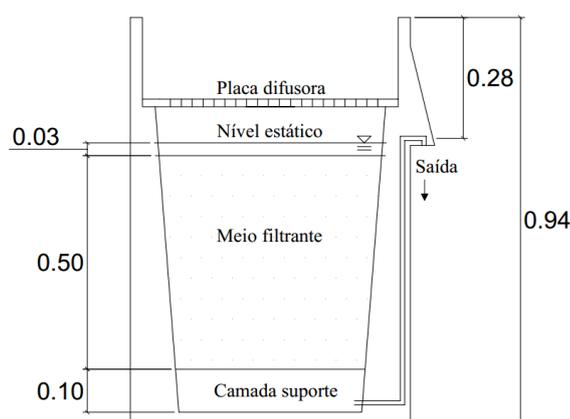


Figura 3.6 - Filtro domiciliar feito em concreto (medidas em metros)
(Elliott *et al.*, 2006, modificado)

A obstrução gradual dos poros ao longo do tempo de operação faz com que a taxa de filtração diminua, em questão de dias ou semanas, entretanto, para o meio filtrante limpo, a taxa é consideravelmente superior. Kubare e Haarhoff (2010) destacaram a importância do cuidado na adoção da taxa de filtração inicial. Num meio filtrante de areia grossa, por exemplo, a taxa inicial pode ser demasiadamente elevada, resultando em produção de água filtrada com elevada turbidez. Além disso, os autores apontam que é importante assegurar que a água não escoe completamente através da unidade de filtração apenas durante o tempo de detenção da água, para garantir o contato com os grãos de areia durante o período de pausa.

Dentre os fatores que influenciam a taxa de filtração inicial, Kubare e Haarhoff (2010) citaram a temperatura da água, propriedades e volume do meio filtrante. Portanto, a seleção da areia e da espessura do meio filtrante deve ser feita de maneira cuidadosa para manter a qualidade satisfatória na água filtrada.

Devido ao baixo custo, à facilidade de operação e manutenção, e à produção de água de qualidade satisfatória, vários filtros de areia têm sido implantados, em escala comunitária ou domiciliar, em comunidades que não dispunham de água segura para consumo, na África e América Latina, por exemplo.

Baker e Duke (2006) analisaram o desempenho de filtros domiciliares instalados no Haiti, e observaram que os filtros implantados nas residências e operados pelos próprios habitantes, alcançaram uma remoção média de bactérias de 98,5 %. Em relação à aceitabilidade social, os usuários reconheceram a facilidade de operação e a qualidade da água produzida, o que contribuiu para melhorar a saúde da população local pela redução da incidência de doenças de veiculação hídrica.

Guchi *et al.* (2014) relataram a utilização de filtros construídos em potes de argila com areia fina, areia grossa e cascalho em residências na Etiópia, conforme mostra a Figura 3.7. Foram obtidas remoções médias, para a água proveniente de rio, de 97,9 %, 96,5 % e 93,1 %, para coliformes totais, coliformes termotolerantes e turbidez, respectivamente. Foram consideradas como água segura amostras com a densidade de coliformes de 0 cfu/100 mL, sendo que, das amostras coletadas, 47,5 % se mostrou segura em relação aos coliformes totais, e 45 % em relação aos coliformes termotolerantes. Observa-se que filtros construídos de materiais alternativos e de fácil obtenção nessas comunidades forneceram consideráveis remoções de organismos microbiológicos, possibilitando o consumo de água de melhor qualidade nessas localidades.

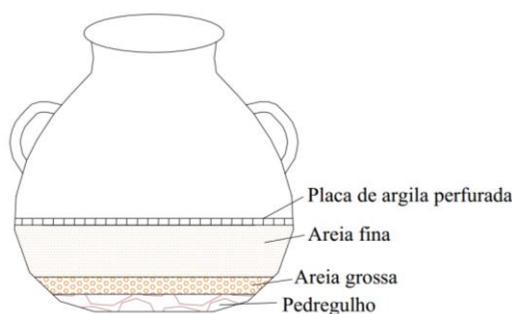


Figura 3.7 - Filtro construído em pote de argila (Guchi *et al.*, 2014, modificado)

Guchi *et al.* (2014) também observaram que a manipulação da água nos reservatórios domésticos é uma das maiores fontes de contaminação da água, sendo que algumas amostras de água desses reservatórios apresentaram maiores concentrações de coliformes totais do que a própria água afluyente do manancial utilizado. Dessa forma, é importante que junto com a adoção de medidas de tratamento de água domiciliares também seja feito um trabalho de educação sanitária e ambiental.

Em outro estudo utilizando filtros construídos em material polimérico e em concreto, Elliott *et al.* (2006) observaram que a remoção de vírus em filtro fabricado em concreto foi superior ao filtro em recipiente de plástico, o que pode estar relacionado ao pH da solução, pois a água ao entrar em contato com o concreto lixivia consigo a cal, o que aumenta o pH do sistema, o que pode ter favorecido a remoção/inativação de vírus.

Grande parte dos filtros utilizados em escala domiciliar são de operação intermitente, assim, durante um certo período de tempo o fluxo de água pelo meio filtrante é interrompido e o meio permanece saturado para preservar a comunidade biológica e continuar o tratamento da água - período que aqui será chamado de tempo de pausa. Após o referido período, um novo volume de água é adicionado ao filtro iniciando um novo ciclo, portanto, entende-se por ciclo o período em que o volume de água é adicionado ao filtro até a sua completa filtração, assim, a filtração é interrompida não por causa da perda de carga máxima e/ou do transpasse de impurezas, mas pelo fim do escoamento da coluna de água acima do meio.

Elliott *et al.* (2006) observaram que o tempo de permanência da água dentro do filtro (tempo de pausa) influencia a inativação/atenuação de vírus e *E. coli*. Quando todo o volume de água de um ciclo permanece dentro do filtro, a remoção é maior do que quando a água permanece no leito apenas de acordo com o seu tempo de detenção, pois possibilita maior interação entre as partículas presentes na água e os grãos de areia, possibilitando a continuidade do tratamento entre os ciclos de filtração (Elliott *et al.*, 2006).

Baumgartner *et al.* (2007) observaram que a remoção de coliformes foi maior para um período de pausa de 12 h do que de 36 h. Com maior tempo de pausa, a atividade biológica pode ter sido reduzida, devido à diminuição da concentração de nutrientes causada pela interrupção da alimentação de água. Portanto, durante o tempo de pausa do filtro intermitente, a água dos poros do meio filtrante pode ficar pobre em nutrientes e oxigênio dissolvido, o que reduz a viabilidade dos microrganismos presentes na camada biológica (Baumgartner *et al.* 2007; Kubare e Haarhoff, 2010; Gottinger *et al.* 2011).

Portanto, infere-se a partir dos estudos que devem ser considerados critérios de escolha do tempo de pausa, pois ele deve ser longo o suficiente para aumentar o tempo de contato no leito e também a remoção dos microrganismos, mas não tão prolongado a ponto de afetar a viabilidade dos microrganismos e, portanto, a atividade biológica e o desempenho do filtro.

Aliado a isso, uma outra questão a ser apontada é que com um tempo de pausa maior se reduz a capacidade de produção diária do filtro, assim, normalmente os filtros intermitentes não são capazes de abastecer a residência com quantidade de água necessária para todos os usos.

No entanto, de acordo com Jenkins *et al.* (2011), a qualidade da água filtrada em filtros de fluxo intermitente, em relação às bactérias e vírus, é inferior a qualidade do efluente de filtros de operação contínua. Demonstrando assim que o modo de operação contínua conduz a produção de água segura.

Logo, fatores importantes a serem observados no projeto de filtros intermitentes são o volume de água tratada a cada ciclo e a porosidade do meio filtrante, pois influencia no volume de água que o meio filtrante poderá armazenar durante o período de pausa.

Os filtros domiciliares intermitentes são operados pela população de acordo com suas necessidades, assim, a quantidade de ciclos realizados por dia depende do volume de água de cada ciclo e do volume necessário para satisfazer a demanda na residência, resultando em grande variação do tempo de residência da água no filtro (Jenkins *et al.*, 2011).

Jenkins *et al.* (2011) analisaram a remoção de coliformes em duas condições diferentes de operação, uma com um tempo de detenção de 16 h e outra com de 5 h, sendo que as melhores remoções de coliformes foram obtidas para os períodos de ciclos mais longos, que resultaram em 3,14 log (99,94 %) de remoção em três semanas. Com base nos resultados do estudo, esses autores confirmam que a remoção de bactérias e vírus em filtros lentos intermitentes é significativamente menor quando comparado aos filtros lentos convencionais, sendo que o tempo de contato dentro da coluna de filtração se mostrou como o parâmetro controlável mais importante para o desempenho dos filtros intermitentes.

Outro fator que influencia o tratamento nos filtros intermitentes é o amadurecimento do leito de areia, assim, um número maior de cargas diárias de alimentação do filtro melhora a qualidade do efluente (Elliott *et al.*, 2006). De acordo com os experimentos de Elliott *et al.* (2011), as densidades dos bacteriófagos MS2 e PRD-1 no efluente dos filtros foram reduzidas ao longo do tempo, ou seja, com o amadurecimento do meio filtrante. As maiores remoções foram obtidas no período de 71 a 93 dias de operação do filtro.

Um fator importante apontado por Jenkins *et al.* (2011) é a obtenção de remoção negativa que pode demonstrar o carreamento das partículas anteriormente presas ao meio filtrante junto com a água filtrada, ou seja, ocorrendo o transpasse de vírus. Os autores verificaram a remoção negativa para vírus em seu estudo, o que requer uma maior preocupação com o desempenho do filtro, para que o efluente não seja contaminado, caso haja um pico de concentração afluente ou em filtros com longo tempo de operação.

Outros fatores que afetam a remoção de vírus durante o tempo de pausa são a temperatura e a espécie do vírus (Elliott *et al.*, 2011).

As características dos meios filtrantes também afetam o desempenho dos filtros, uma areia com grãos menores diminui a taxa de infiltração, reduz o tamanho dos poros e proporciona uma maior área superficial para desenvolvimento do biofilme, o que leva a melhores resultados de remoção para esse tipo de areia. Contudo, segundo Jenkins *et al.* (2011), uma maneira simples de melhorar o desempenho de um filtro intermitente de areia grossa é reduzir o volume de alimentação em cada ciclo, para assim, reduzir também a carga de operação e, por sua vez, aumentar o tempo de residência dentro do meio filtrante e diminuir a probabilidade de transpasse e carreamento das partículas previamente retidas. Assim, esses autores destacam o diâmetro efetivo da areia e o controle do filtro como os fatores importantes a serem analisados no projeto para se alcançar uma eficiência de remoção satisfatória.

Amui e Moruzzi (2016), com intuito de desenvolver um protótipo de filtro lento para abastecimento de uma residência, realizaram experimentos em colunas de filtração para escolher a melhor taxa de filtração e uma espessura do meio filtrante que proporcionasse segurança microbiológica à água e que fosse de espessura reduzida.

Amui e Moruzzi (2016) estudaram duas taxas de filtração, 0,1 m/h e 0,2 m/h, e duas espessuras de meio filtrante, 0,35 e 0,40 m. As autoras selecionaram a taxa de filtração de 0,1 m/h e a espessura do meio filtrante de areia de 40 cm, características que obtiveram os melhores resultados para a remoção de turbidez, coliformes totais e partículas, além da menor perda de carga. Após o amadurecimento do meio filtrante, foram obtidos valores de turbidez menores que 1,0 uT, além de atingir remoções de 99,9 % de coliformes totais.

Um dos protótipos desenvolvidos por Amui e Moruzzi (2016), denominado Raicam, tem capacidade de atender a toda a demanda de água de uma residência (água para beber, cozinhar, higiene pessoal,

lavagem de louças, limpeza básica do domicílio), a produção diária desse filtro é de aproximadamente 500 litros de água, o que equivale a 79 litros per capita em uma família de 6 pessoas.

O sistema do filtro Raicam é composto por: (a) reservatório de água bruta, (b) uma caixa de nível constante, (c) a unidade filtrante e (d) o reservatório de água filtrada, como ilustrado na Figura 3.8. Essa configuração permite que a alimentação do reservatório de água bruta seja efetuada de forma intermitente, mas a alimentação da unidade filtrante seja de forma contínua. Assim, a operação do filtro é contínua e com taxa de filtração constante, para aumentar a eficiência do filtro e a qualidade da água filtrada.



Figura 3.8 - Ilustração do filtro de maior escala desenvolvido por Amui e Moruzzi (2016). (a) reservatório de água bruta, (b) uma caixa de nível constante, (c) a unidade filtrante e (d) o reservatório de água filtrada

O reservatório de água filtrada é acoplado a unidade filtrante, sendo que há uma conexão entre a unidade filtrante e o reservatório de água filtrada dentro do próprio reservatório, o que foi projetado para evitar a possibilidade de recontaminação na passagem entre as duas unidades. Amui e Moruzzi (2016) montaram o filtro e procederam a avaliação hidráulica e estanqueidade do filtro por meio da sua operação durante 24 horas.

Como nem sempre é possível obter água em quantidade suficiente para atender todas as necessidades de uma residência, Amui e Moruzzi (2016) desenvolveram um protótipo de menor escala, o filtro Momui, composto pelos mesmos compartimentos (reservatório de água bruta, unidade filtrante e

reservatório de água filtrada), no entanto com operação intermitente, pois o reservatório de água bruta é preenchido manualmente. Esse filtro também pode ter operação contínua, entretanto, se faz necessário o seu enchimento três vezes ao dia. Na Figura 3.9 é apresentado o protótipo desenvolvido.

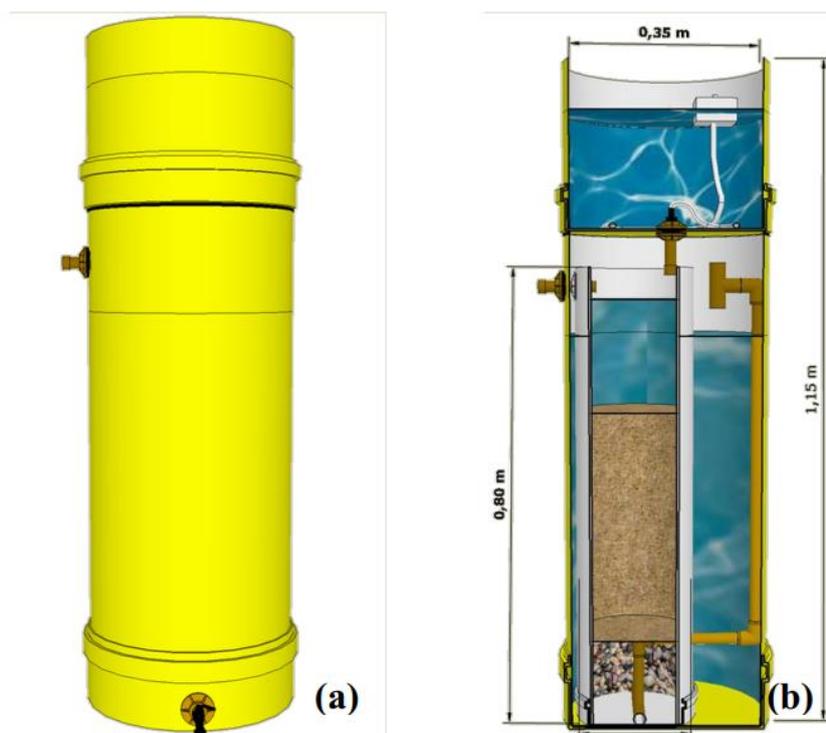


Figura 3.9 - Ilustração do filtro Momui desenvolvido por Amui e Moruzzi (2016). (a) vista lateral; (b) corte vertical.

O filtro Momui foi projetado para a operação intermitente com produção diária de 60 litros de água, no entanto, caso sua operação seja de 24 h por dia, sua produção atinge 68 litros de água filtrada. Este filtro também pode ser operado de forma contínua com uma taxa de 0,09 m/h, o que produziria 60 litros, entretanto, se faz necessário o funcionamento contínuo, fazendo com que o reservatório de água bruta tenha que ser enchido com maior frequência. Com a finalidade de minimizar as possibilidades de recontaminação da água tratada, assim como no filtro Raicam, a unidade filtrante do filtro Momui encontra-se no interior do reservatório de água filtrada (Amui e Moruzzi, 2016).

De acordo com o exposto, é possível observar que a filtração lenta domiciliar é uma tecnologia bastante viável, que produz água com qualidade satisfatória, a menores custos e com operação simplificada. Entretanto, são necessários mais estudos que analisem a influência das características do meio filtrante e das questões operacionais para melhorar a qualidade da água filtrada e, conseqüentemente, o desempenho do filtro.

4. METODOLOGIA

4.1. CONSIDERAÇÕES INICIAIS

O presente trabalho, de caráter experimental, foi realizado por meio da utilização de unidades de filtração lenta em escala piloto no Laboratório de Saneamento Ambiental (LSA) do Departamento de Engenharia Civil e Ambiental da Universidade de Brasília (UnB). Por meio da operação e monitoramento das colunas de filtração, buscou-se avaliar o uso de areia grossa e mantas não tecidas.

O desempenho das unidades de filtração foi avaliado mediante o monitoramento da qualidade da água bruta e filtrada e da perda de carga do sistema. O monitoramento de qualidade da água baseava-se nas análises de coliformes totais e *E. coli*, contagem de microesferas fluorescentes, turbidez, contagem de partículas na faixa de 2,0 a 50 μm , pH, clorofila - *a*, alcalinidade, cor aparente e cor verdadeira.

4.2. INSTALAÇÃO EXPERIMENTAL

4.2.1. Descrição geral das unidades de filtração em escala piloto

O sistema de filtração em colunas montado no LSA (Figura 4.1 e Figura 4.2) era composto por um reservatório para armazenamento da água bruta, uma bomba de recalque, um reservatório intermediário de água com nível constante, bomba peristáltica com quatro canais e quatro colunas de filtração.

A água bruta armazenada no reservatório de água bruta (RAB) era bombeada para o reservatório com nível constante (RNC), a partir do qual uma bomba peristáltica (Gilson modelo minipuls 3) de quatro canais alimentava as quatro colunas de filtração. O reservatório com nível constante de água foi utilizado para minimizar possíveis variações da vazão afluyente aos filtros, que estavam posicionadas em paralelo. Foi utilizada uma taxa de filtração de 2,0 $\text{m}^3/\text{m}^2\text{dia}$, que correspondeu a uma vazão diária de 23,8 L/dia, tomando como referência o trabalho de Amui e Moruzzi (2016).

Os quatro filtros lentos piloto (FLA 1, FLA 2, FLA 3 e FLA 4) foram confeccionados em colunas de acrílico de 133 mm de diâmetro externo, 5 mm de espessura e 1,40 m de comprimento. O meio filtrante de areia possuía uma espessura de 50 cm e a areia utilizada em cada dois filtros foi caracterizada como

areia fina e areia grossa (item 4.2.2), sendo também utilizadas, conforme a fase experimental, mantas sintéticas não tecidas sobre superfície do meio filtrante de areia. O meio filtrante em cada coluna era apoiado em 10 cm de areia com granulometria na faixa de 1,19 a 5,66 mm para atuar como uma pequena camada suporte.

O FLA 1 e o FLA 2 possuíam o meio filtrante de areia fina, enquanto o FLA 3 e o FLA 4 eram compostos por meio filtrante de areia grossa. De acordo com as fases experimentais, detalhadas posteriormente no item 4.2.3, foram acrescentadas mantas não tecidas na superfície dos filtros lentos.

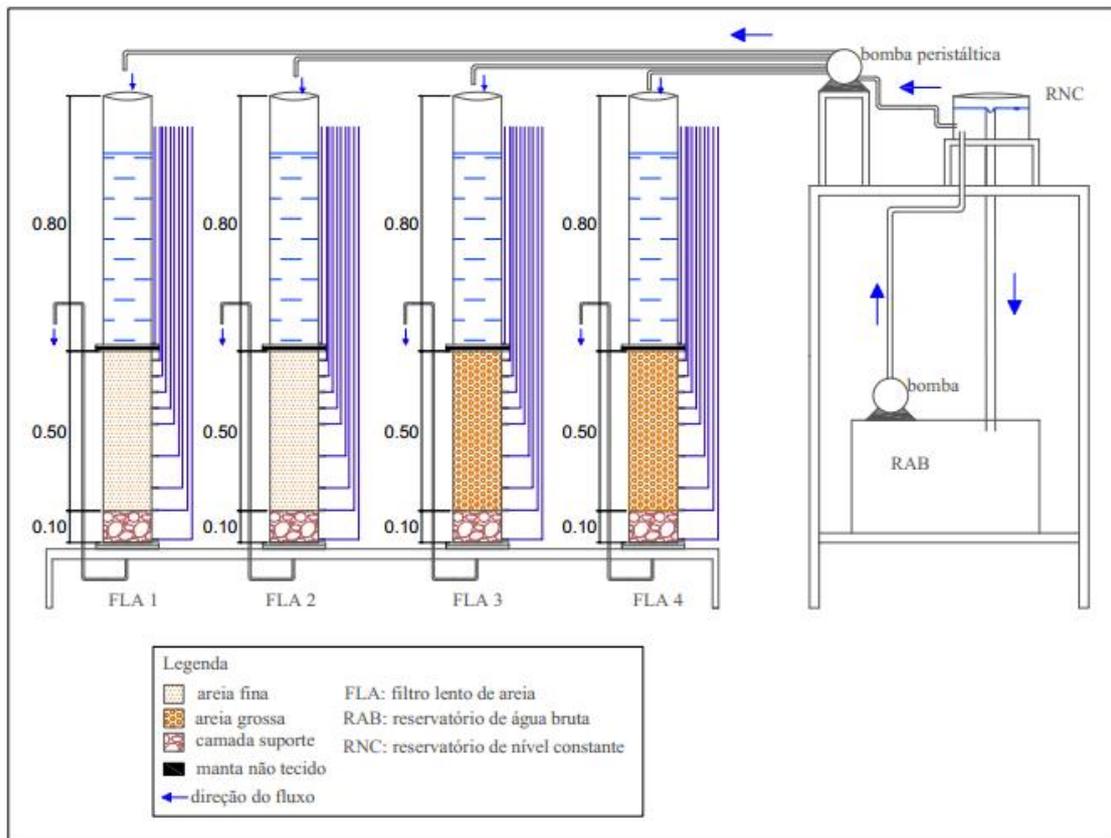


Figura 4.1 - Configuração do sistema de filtração lenta em escala piloto

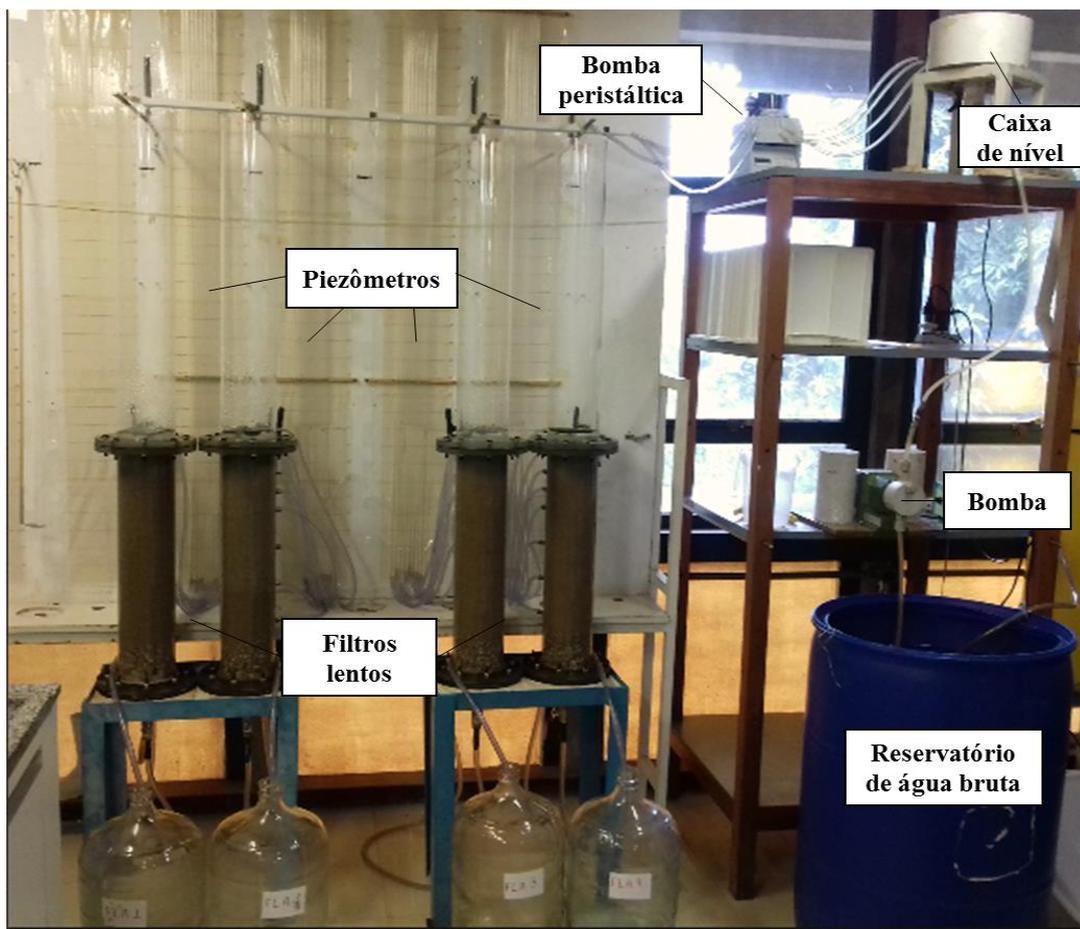


Figura 4.2 - Imagem do sistema de filtração lenta em escala piloto

Importante destacar que a escolha de uma menor espessura tanto do meio filtrante, como da camada suporte, foi para favorecer a viabilidade do uso da filtração lenta em escala domiciliar.

O acompanhamento da perda de carga foi feito por meio de pontos de tomada de pressão instalados ao longo do meio filtrante de areia. A obtenção do valor da perda de carga é importante para avaliar a retenção de impurezas ao longo da profundidade do filtro. Como é sabido, a maior parte das impurezas são retidas nos primeiros centímetros do meio filtrante, assim, o espaçamento entre os piezômetros é menor no topo do meio. Por causa dos flanges instalados nas colunas, as primeiras tomadas de pressão ficaram com espaçamento entre si de 6 cm, 3 cm abaixo e 3 cm acima da manta, os próximos 15 cm tiveram espaçamento de 5 cm, para melhor identificar a infiltração da frente de impurezas, com o aumento da profundidade o espaçamento passa a ser maior, como apresentado na Figura 4.3. A medida do nível piezométrico foi realizada diariamente, para calcular a perda de carga.

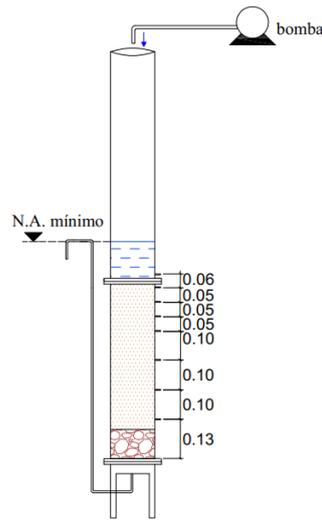


Figura 4.3 - Pontos de instalação das tomadas de pressão nos filtros lentos (medidas em metro)

4.2.2. Etapa 1: Confeção das unidades filtrantes piloto e testes preliminares

Durante essa etapa foi feita a confecção das colunas de filtração, o preparo da areia que comporia os meios filtrantes e a escolha das mantas não tecidas que foram utilizadas.

A areia utilizada neste trabalho foi fornecida por empresa especializada na produção de areia para filtros. Antes de serem usadas para preencher as colunas de filtração, a areia foi lavada várias vezes com água limpa e secada em estufa por cerca de 24 h. Esse procedimento foi necessário para retirar as impurezas aderidas aos grãos de areia. Em seguida a areia foi peneirada em sequências de peneiras adequadas para os dois tipos de areia demandada (areia fina e areia grossa), conforme Tabela 4.1.

Tabela 4.1 - Diâmetro de abertura das malhas utilizadas no peneiramento das areias

Areia grossa	Areia fina
0,425 mm; 0,59 mm; 0,71 mm; 0,85 mm; 1,0 mm; 1,19 mm e 2,0 mm	0,075mm; 0,15 mm; 0,18 mm; 0,25 mm; 0,30 mm; 0,425 mm; 0,59 mm; 0,71 mm e 0,85 mm

De posse das curvas granulométricas, o diâmetro efetivo (d_{10}), e o coeficiente de uniformidade, parâmetros que caracterizam as areias, foram obtidos. As características da areia fina foram escolhidas de acordo com o trabalho de Amui e Moruzzi (2016), e para dar continuidade a este. Assim, a areia fina utilizada possuía um diâmetro efetivo (d_{10}) de 0,27 mm e coeficiente de uniforme (C_D) de 1,93, enquanto a areia grossa teve como diâmetro efetivo 0,51 mm e C_D de 1,65.

Após a obtenção da curva granulométrica, as areias foram misturadas, homogeneizadas e colocadas na coluna de filtração. A Tabela 4.2 sintetiza as características do meio filtrante utilizado em cada caso.

Tabela 4.2. - Características das areias utilizadas

Parâmetros	Areia grossa	Areia fina
Diâmetro efetivo - d_{10} (mm)	0,51	0,27
Tamanho dos grãos (mm)	0,425 – 2,0	0,075 – 0,85
Coefficiente de uniformidade - C_U	1,65	1,93
Porosidade	0,40	0,40
Espessura do meio filtrante (cm)	50	50

O preenchimento do filtro com a areia foi realizado sempre com uma pequena lâmina de água prévia dentro do filtro, assim, a areia era adicionada por cima, com isso buscou-se evitar a presença de ar nos poros do meio filtrante. Após a montagem dos filtros, foi iniciado o escoamento de água limpa em fluxo ascendente, com taxa menor do que a taxa de filtração, para que fossem removidos os finos e o ar, evitando a formação de caminhos preferenciais no meio filtrante para a água.

Em seguida os filtros foram alimentados com água destilada em escoamento descendente, para possibilitar a acomodação da areia e, então, poder seguir com a instalação da manta sobre a areia, garantindo que a manta estivesse perfeitamente em contato com a areia.

A escolha da manta teve como critérios: o tipo de material, o custo do material, a porosidade, a superfície específica da manta e a disponibilidade do material, sendo escolhidas duas mantas dentre as mantas não tecidas disponíveis no Laboratório de Geotecnia da Universidade de Brasília. Na Tabela 4.3 são apresentadas as principais características das mantas escolhidas.

A manta M1 é de polipropileno, material utilizado por Mbwette *et al.* (1990), Ferraz e Paterniani (2002) e Paterniani e Conceição (2004), enquanto a manta M2 é composta por poliéster, com base nos estudos de Mbwette *et al.* (1990), Ferraz e Paterniani (2002), Santos e Paterniani (2014) e Cumbi (2013).

Dentre as características citadas na Tabela 4.3, o diâmetro médio dos fios, a porosidade e a superfície específica foram calculados de acordo com fórmulas obtidas na bibliografia (Di Bernardo e Dantas, 2005; Koerner, 2005), apresentadas na Tabela 3.8 do item 3.2. Enquanto a massa específica do fio e o diâmetro Dtex foram obtidos junto ao fornecedor, a gramatura e a espessura calculados no Laboratório de Geotecnia. A espessura e a gramatura foram determinadas de acordo com a NBR 9863-1/2013 e a NBR 9864/2013, respectivamente.

Tabela 4.3 - Características das mantas não tecidas utilizadas

Características	Manta M1	Manta M2
Material	Polipropileno	Poliéster
Gramatura (g/m²)	540	510
Espessura (mm)	4,20	4,10
Massa específica do fio (g/cm³)	0,91	1,38
Diâmetro (Dtex)	7,80	5,50
Diâmetro médio dos fios (µm)	33,04	22,53
Porosidade (%)	86	91
Superfície específica (m²/m³)	17.107,3	16.005,5
Fornecedor	Ober	Bidim
Custo (R\$/m²)	8,67	14,80

Além de contribuir para a qualidade da água produzida e a redução da perda de carga, a manta utilizada deve facilitar a limpeza, sendo assim, a sua espessura não pode ser muito grande a ponto de dificultar a sua remoção para a limpeza. De acordo com a recomendação de Di Bernardo e Dantas (2005), a espessura das mantas deve permanecer entre 0,40 a 20 mm, de tal modo foram utilizadas duas mantas sobre o meio filtrante de areia, cada uma com a espessura aproximada de 4 mm.

As considerações de Di Bernardo e Dantas (2005) e os resultados obtidos por Mbwette *et al.* (1990) mostraram que as mantas com menor porosidade e maior área superficial específica apresentam melhor

eficiência de retenção de impurezas. Por isso, tais características foram importantes para a escolha da manta.

Com o intuito de facilitar a disposição das mantas nos filtros e a troca de configuração nas duas fases dos experimentos de filtração, ou seja, meio filtrante com ou sem manta, foi confeccionado um flange na coluna de filtração, onde a manta era fixada, conforme utilizado por Cumbi (2013). Para auxiliar a vedação e impedir vazamentos foram utilizados dois anéis de borracha, colocados conforme mostra a Figura 4.4.

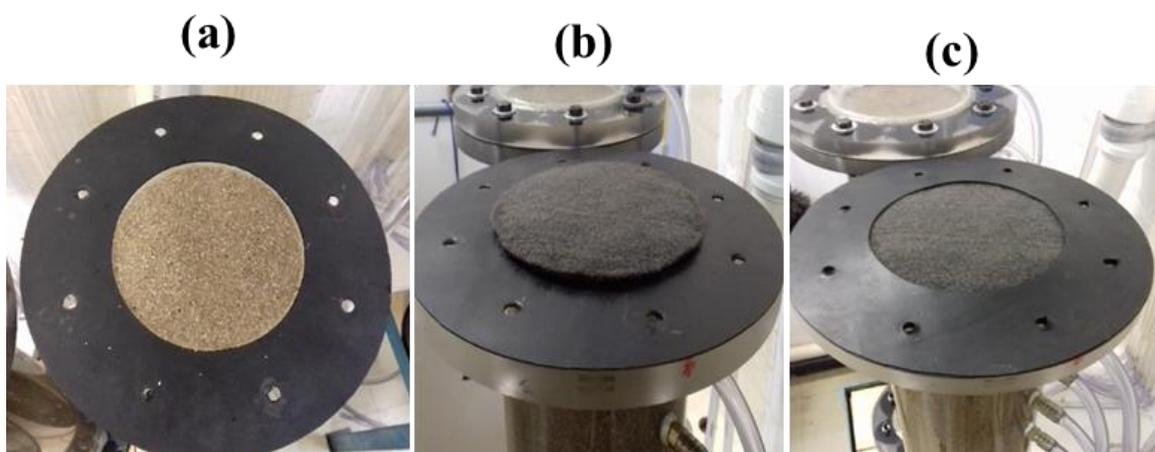


Figura 4.4 - Sequência da instalação da manta não tecida sobre a areia, (a) anel de borracha inferior sobre o flange, (b) disposição de duas mantas sobre a areia, e (c) o anel de borracha superior para garantir a vedação.

Antes de iniciar os experimentos de filtração foi efetuado um ensaio com traçador para definir o intervalo de coleta da água bruta e água filtrada, com intuito de garantir a representatividade das amostras de água filtrada coletadas. Para tal, os filtros foram alimentados com uma solução salina de NaCl de concentração conhecida (14,09 mS/cm) e a condutividade da água na saída dos filtros foi monitorada até ser verificada a completa substituição da água que estava anteriormente ocupando o filtro pela solução salina. Uma vez, de posse dos dados de condutividade, foi construído o perfil de variação da condutividade, a partir do qual foi escolhido o valor de 6h como intervalo entre as coletas de água bruta e água filtrada para fins de desempenho dos filtros. No Apêndice B são apresentados os valores de condutividade monitorados, bem como o perfil de variação da condutividade da água filtrada.

Considerando que o regime de escoamento da água através do meio filtrante é laminar e apresenta comportamento hidráulico correspondente a um reator de fluxo de pistão, o tempo que o traçador leva

para ser completamente removido do filtro pode ser considerado como o tempo que um elemento de fluido leva para percorrer todo o meio filtrante. O íon cloreto usado é um bom traçador para este caso, pois não tende a ser adsorvido pelos grãos de areia do meio filtrante.

4.2.3. Etapa 2: Ensaios de filtração

A água bruta utilizada nos experimentos de filtração foi proveniente do lago Paranoá devido a sua proximidade da UnB e ao conhecimento prévio das características dessa água, que já foi usada em outras pesquisas com filtração lenta no LSA. A coleta de água bruta era realizada na Estação Biológica da UnB por meio de um sistema de bombeamento e levada ao laboratório, com uma frequência de três vezes por semana.

O lago Paranoá está inserido na bacia do rio Paranoá, que pertence a grande bacia do Rio Paraná, e está localizado na região central do Distrito Federal (Apêndice C). O lago foi construído por meio do barramento realizado no Rio Paranoá, com o objetivo de recreação, paisagismo, melhoria do microclima e o aproveitamento do potencial hidroelétrico. O clima da região, onde está inserido o lago, é caracterizado por verões chuvosos, de outubro a abril, e inverno seco, de junho a agosto (Ferrante *et al.*, 2001; Liporoni, 2012).

Os experimentos de filtração foram divididos em 2 fases, em cada uma delas o desempenho foi analisado por meio do monitoramento da qualidade da água afluyente e efluente aos filtros, e do desenvolvimento da perda de carga. Também foi feito o controle da vazão afluyente a cada filtro para garantir a aplicação das taxas de filtração adotadas, bem como do volume de água produzido por cada unidade. A seguir são apresentados detalhes de cada fase experimental.

A Fase Experimental 1 teve como objetivo avaliar a influência das mantas e das características granulométricas da areia no desempenho dos filtros lentos de areia (FLA). Assim, foram utilizados dois FLAs com meio filtrante constituído por areia fina, com granulometria tradicional recomendada para filtração lenta, sendo um deles com a utilização da manta M1 na superfície, e os outros dois FLAs foram preenchidas com areia grossa, sendo que um deles também possuía a manta M1 na superfície da areia, conforme apresentado na Figura 4.5 (a). Em todos os quatro filtros foi aplicada uma taxa de filtração de 0,08 m/h (2,0 m/d), a escolha dessa taxa e da espessura se deu de acordo com os resultados obtidos por Amui e Moruzzi (2016), que forneceu melhor eficiência de remoção de turbidez e *E. coli*.

A configuração do sistema nessa primeira fase é apresentada da seguinte forma:

- FLA 1: areia grossa
- FLA 2: areia grossa + manta M1 (polipropileno)
- FLA 3: areia fina
- FLA 4: areia fina + manta M1 (polipropileno)

Na Fase Experimental 2 foi estudada a influência das características da manta no desempenho dos filtros com dois diferentes tipos de mantas não tecidas. Para isso foram utilizadas duas colunas com meio filtrante composto por areia fina, uma com a manta M1 e outra com a manta M2, e duas colunas com areia grossa, uma com a manta M1 e outra com a manta M2. A espessura do meio filtrante adotada permaneceu a mesma, bem como as características da areia utilizada e a taxa de filtração. A Figura 4.5(b) apresenta o arranjo das colunas de filtração usadas nesta fase.

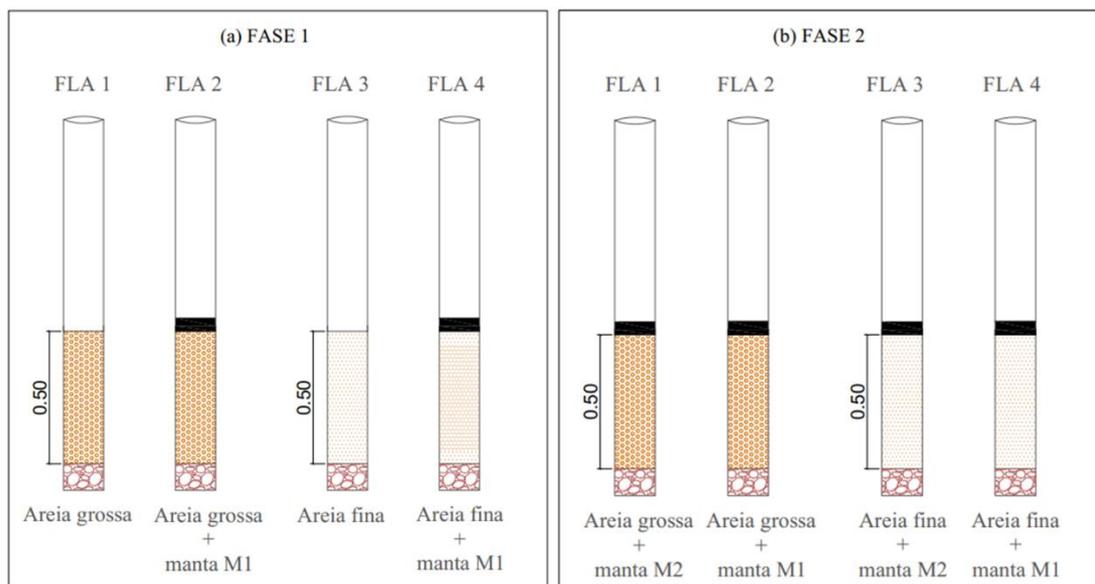


Figura 4.5 - Arranjo dos filtros na (a) Fase experimental 1 e na (b) Fase experimental 2

Portanto, a configuração do sistema na Fase 2 é a seguinte:

- FLA 1: areia grossa + manta M2 (poliéster)
- FLA 2: areia grossa + manta M1 (polipropileno)
- FLA 3: areia fina + manta M2 (poliéster)
- FLA 4: areia fina + manta M1 (polipropileno)

Diariamente eram realizadas análises da água bruta e da água filtrada de cada filtro para turbidez, pH, coliformes totais e *E. coli*. Na Fase 2 foram acrescentadas as análises de cor aparente, cor verdadeira, clorofila-a e UV₂₅₄ na água bruta e filtrada. Além disso, em ambas as fases era realizado o monitoramento diário da vazão de entrada, da perda de carga e do volume de água produzido.

4.2.4. Avaliação da remoção de microesferas fluorescentes de poliestireno

Para estimar a eficiência potencial de remoção de oocistos de *Cryptosporidium* nos filtros lentos piloto, a água bruta foi enriquecida com microesferas fluorescentes de poliestireno, como também utilizado por Francisco (2012), Frota (2014) e Pizzolatti (2014).

As microesferas fluorescentes foram utilizadas como substituto aos oocistos de *Cryptosporidium*, devido ao seu tamanho (4,5 µm) e densidade (1,045 g/mL) similares. As microesferas são partículas de poliestireno e carboxilato autofluorescentes, que possuem excitação máxima a 441 nm e emissão máxima a 486 nm. As microesferas foram adquiridas da Polyscience Incorporation, Warrington, Pensilvânia, EUA, que as comercializam em recipientes contendo 5 mL de suspensão com concentração aproximada de $4,99 \times 10^8$ microesferas/mL.

Os ensaios foram feitos pela adição de microesferas (enriquecimento) na água bruta durante o período de 24h, caracterizando assim o chamado pico de contaminação, com densidade na faixa de 10^4 - 10^5 microesferas/L. A escolha dessa densidade baseou-se na necessidade de garantir a quantificação das microesferas na água filtrada e aumentar a confiabilidade da análise. Por exemplo, a quantificação de uma eficiência de remoção de 3 log (99,9%) só é possível para densidades afluentes maiores que 10^3 microesferas/L.

Assim, para avaliar a remoção de microesferas pela filtração lenta em diferentes estágios do desenvolvimento da camada biológica, a água bruta foi enriquecida em três momentos distintos, durante o período de amadurecimento, com o filtro amadurecido e aproximadamente uma semana após o amadurecimento. Na Fase 1, a adição de microesferas na água bruta foi realizada no 8º, 19º e 27º dia de operação, enquanto na Fase 2 foi realizada no 7º, 14º e 21º dia de operação.

O preparo da solução de microesferas adicionada na água bruta foi realizado por meio da solução concentrada do fabricante, que era diluída e homogeneizada em volume de aproximadamente 2 mL, para posteriormente ser adicionada na água do lago Paranoá para se obter a densidade desejada. Para

manter as microesferas em solução reduzindo sua sedimentação, foi utilizado um agitador mecânico no tanque de água bruta.

Devido a sua sensibilidade à luz, podendo a fluorescência das microesferas ser degradada se exposta a ambientes claros, na Fase 2, os vidros de coleta da água filtrada foram cobertos por sacos plásticos opacos que possibilitaram um ambiente escuro dentro dos mesmos.

As coletas de água bruta para a contagem das microesferas eram realizadas logo após a adição e homogeneização das mesmas na água do lago Paranoá. A Figura 4.6 ilustra graficamente a cronologia de amostragem realizada durante os experimentos com microesferas.

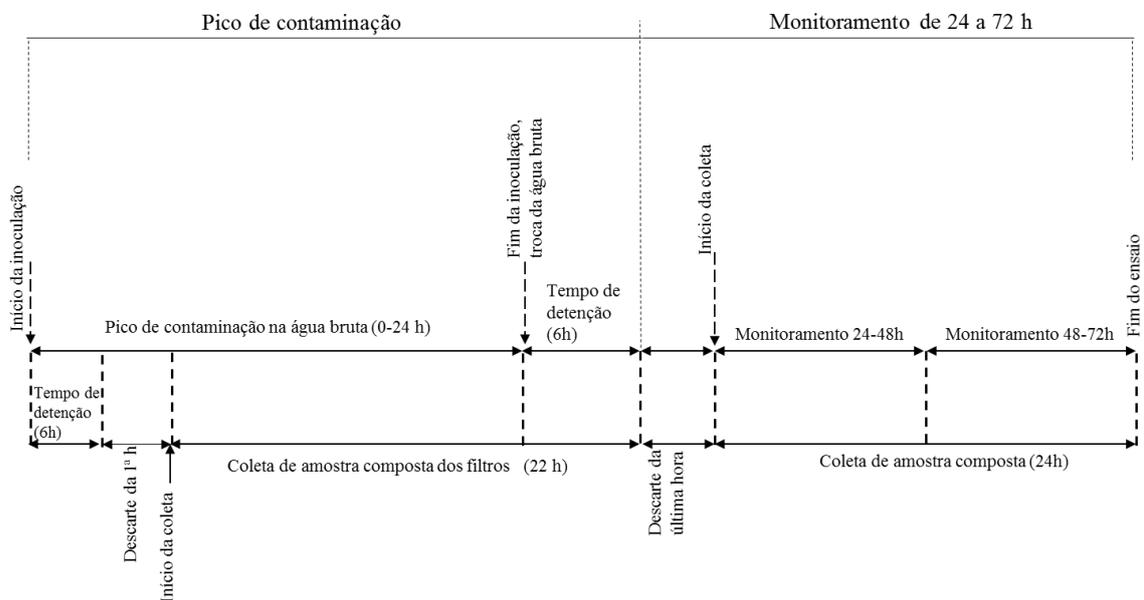


Figura 4.6 - Esquema de coleta de amostra ao longo dos ensaios de adição das microesferas fluorescentes

As coletas das amostras da água filtrada iniciavam-se após transcorrido tempo de detenção do filtro, se mantendo durante o tempo equivalente à duração do pico (24 h), resultando em uma amostra composta. O pico de contaminação se refere ao período em que o filtro operou com água bruta contendo microesferas de poliestireno. Cabe observar na Figura 4.6 que tanto na primeira hora, quanto na última hora, transcorrido o tempo de detenção, a água filtrada era descartada. Esse procedimento foi adotado para se ter segurança de que a amostra de água filtrada era representativa da água bruta que continha as microesferas. Assim, a coleta da amostra composta correspondente ao pico de contaminação ocorreu durante 22h.

Ao encerrar a alimentação do filtro com água contendo microesferas e a coleta da água correspondente ao pico de contaminação, foi realizada a continuação do monitoramento da água filtrada até 48 h após o pico, conforme ilustrado na Figura 4.6., descartando a última hora para evitar interferência da água bruta com microesferas. Esse monitoramento foi realizado com o intuito de identificar a ocorrência de possíveis arrastes das microesferas retidas no filtro pelo fluxo de água. Assim, após o término da alimentação dos filtros com água contendo microesferas, a água filtrada ainda foi coletada por 48h, resultando em duas amostras compostas coletadas durante 24 h seguidas cada.

As primeiras 24 h de coleta após a amostragem do pico de contaminação, foi identificado como monitoramento de 24 h. Após esse tempo foi coletada mais uma amostra composta durante as próximas 24h, que foi caracterizado como o monitoramento de 48h. Contudo, para não haver influência da água bruta com microesferas, a coleta de amostra de água filtrada para a análise de transpasse de microesferas foi realizada com o tempo de detenção completo após a troca da água bruta, conforme apresentado na Figura 4.6.

4.2.5. Avaliação das mantas e do meio filtrante

Com o intuito de analisar os grupos de organismos presentes na camada biológica (Schmutzdecke) desenvolvida sobre a areia e as mantas não tecidas, foram realizadas análises qualitativa (Fase 1) e quantitativa (Fase 2) das populações de microrganismos existentes, bem como das microesferas retidas nas mantas e no meio filtrante. Essas análises foram importantes para avaliar o desenvolvimento da camada biológica, e assim, relacioná-la com os possíveis mecanismos biológicos de remoção apresentados no tratamento por filtração lenta, bem como a capacidade das mantas e do meio filtrante na retenção de microesferas.

Na Fase 1 foi realizada apenas avaliação qualitativa preliminar da camada biológica, ou seja, identificar os tipos de organismos mais presentes. Assim, após o encerramento do experimento, procedeu-se a retirada da coluna d'água acima do meio filtrante seguido da raspagem do material retido sobre as mantas dos filtros FLA 2 e FLA 4, com o auxílio de uma espátula, e posterior suspensão do material em própria água de estudo, enquanto para os filtros FLA 1 e FLA 3, que não tinham manta, foram coletados os primeiros 3 centímetros da areia e transferidos para um erlenmeyer com volume conhecido de água deionizada. As suspensões resultantes foram, então, analisadas quanto a

identificação dos grupos de microrganismos presentes, utilizando-se câmara de Sedgwick-Rafter (1 mL) e microscópio Leica (DMLB-2) com aumento de 10 e 100X.

Na Fase 2 buscou-se realizar uma avaliação quantitativa da camada biológica. Dessa forma os procedimentos de amostragem foram diferentes dos realizados na Fase 1.

O preparo das amostras foi iniciado com a retirada da coluna de água sobre o meio filtrante, para que fosse possível a retirada das mantas e da areia da superfície. A coluna de água foi retirada por sifonamento com o auxílio de uma mangueira, com a finalidade de não comprometer a integridade da camada biológica, e reservada em erlenmeyer esterilizado.

Interrompida a operação dos filtros, coletou-se a coluna d'água sobre o meio filtrante, retirou-se a manta, para raspagem, e coletou-se os primeiros 3 cm de areia. Esses três ambientes possuíam microrganismos alvo da análise. Assim, para a primeira manta foi feita a retirada do material presente pela raspagem e lavagem de sua superfície com a água da coluna d'água do filtro, assim, o material dos dois ambientes (coluna d'água e manta) compuseram essa amostra. A segunda manta foi lavada com a água do lago Paranoá filtrada e esterilizada, representando o terceiro ambiente que foi analisado. Da solução obtida por meio desses procedimentos foram retiradas alíquotas que foram transferidas para a câmara Sedgwick-Rafter e levadas ao microscópio (Leica DMLB-2), para a identificação e contagem dos microrganismos.

Em todos os filtros também foram retirados os primeiros 3 centímetros da camada de areia filtrante para realizar a análise dos microrganismos presentes. Para isso a areia foi transferida para erlenmeyer contendo volume conhecido de água do lago Paranoá filtrada e esterilizada. Posteriormente, com a finalidade de desagregar as microesferas, os microrganismos e demais partículas aderidas aos grãos de areia, as suspensões foram submetidas ao banho ultrassônico por 2 minutos, seguido por uma agitação manual vigorosa por 5 minutos. Após a agitação da solução, o recipiente foi deixado em repouso por 10 segundos, para sedimentar a areia. Em seguida uma alíquota foi retirada do sobrenadante, transferida para a câmara Sedgwick-Rafter e a contagem foi realizada por microscopia com o auxílio do microscópio Leica (DMLB-2), varrendo toda a câmara.

Devido à grande quantidade de material biológico, inerte e grãos de areia transferidos para a câmara junto com a alíquota a ser analisada, fez-se necessário realizar uma diluição da amostra de areia. Assim, para a amostra coletada do FLA 4, primeira a ser analisada, foi feita uma diluição 1:5, enquanto para

as amostras dos demais filtros a diluição realizada foi de 1:10. O volume de água utilizado para a recuperação do material presente (retidos) nas mantas e na fração de areia de cada filtro foi registrado para posterior cálculo do número de organismos.

A partir de cada suspensão preparada para cada filtro, foi feita a identificação e contagem dos microrganismos imediatamente após a retirada do filtro e ao preparo da amostra, realizando, assim, a contagem *in vivo*. Assim, 1 mL da suspensão era transferido para câmara Segdwick-Rafter e levado ao microscópio óptico Leica utilizando aumento de 10 e 100X. Cada manta e porção de areia foram individualizadas correspondendo a uma amostra, ou seja, a análise foi realizada para cada camada de forma individualizada, em cada filtro.

A quantificação dos microrganismos foi feita a partir da contagem em câmara de Segdwick-Rafter, com 1 mL da suspensão preparada, e realizada em duplicata, o número de organismos por volume da manta/areia, é estimado conforme a Equação 4.1:

$$N = \frac{n.V_{ag}}{0,001.V_{manta}} \quad \text{Equação 4.1}$$

Onde:

N: número de organismos (ou microesferas) por volume de manta/areia (nº organismo/m³);

n: média número de organismos (ou microesferas) contados na câmara Segdwick-Rafter (nº de organismo);

V_{ag}: volume de água utilizada na extração do biofilme (L);

V_{manta}: volume da manta/areia (m³).

Os materiais coletados das mantas e dos primeiros centímetros de areia também foram avaliados quanto às microesferas aderidas ao mesmo. Assim, para a quantificação das microesferas retidas nas mantas e nos primeiros centímetros da areia uma alíquota das suspensões contendo material da coluna d'água, das mantas e do meio filtrante foram transferidas para tubos Falcon para posterior contagem utilizando a técnica descrita no item 4.3.2. O cálculo do número de microesferas foi realizado de forma similar à apresentada pela Equação 4.1, apenas com o cuidado de observar a diluição realizada durante o preparo das amostras de areia, como mencionado anteriormente.

A identificação dos grupos de microrganismos mais presentes na comunidade biológica do filtro foi realizada com base na bibliografia específica (Streble e Krauter, 1987).

4.3. PARÂMETROS DE QUALIDADE DA ÁGUA MONITORADOS

Como mencionado anteriormente, o desempenho dos filtros nas fases experimentais foi monitorado mediante análises da qualidade da água afluyente e efluente aos filtros com relação aos seguintes parâmetros: coliformes totais e *E. coli*, turbidez, contagem de partículas, pH e clorofila – a. Na Fase 2 foram acrescentados: alcalinidade, cor aparente, cor verdadeira e absorvância UV. Os métodos e equipamentos utilizados bem como a frequência das análises são apresentados na Tabela 4.4.

Tabela 4.4 - Métodos de análise utilizados para o monitoramento da qualidade da água

Parâmetro	Unidade	Equipamento de medição	Método de análise	Frequência
Alcalinidade	mg CaCO ₃ /L	Bureta, mesa agitadora e pHmetro	Titulométrico	3x por semana
pH	na	pHmetro	Potenciométrico	Diária
Cor aparente e cor verdadeira	UH	Espectrofotômetro (HACH/DR-4000)	Absorvância em $\lambda = 455$ nm	Diária
Turbidez	uT	Turbidímetro	Nefelométrico	Diária
Coliformes totais e <i>E. coli</i>	NMP/100mL	Seladora para cartelas do Colilert e estufa Fanem	Substrato cromogênico ONPG-MUG	Diária
Absorvância UV	Abs/m	Espectrofotômetro	Pela absorvância da luz UV para $\lambda = 254$ nm	3x por semana
Contagem de microesferas fluorescentes	microesfera/L	Microscópio Leica (DMLB-2) dotado de fluorescência	Concentração, inoculação e contagem por microscopia de fluorescência	3x por ensaio de contaminação
Clorofila – a	$\mu\text{g/L}$	Espectrofotômetro (HACH/DR-4000)	Extração em clorofórmio-metanol medida de absorvância em $\lambda = 665$ e 750 nm	3x por semana
Contagem de partículas	n° de partículas/mL	Contador de partículas HIAC 9703+	Sensores de bloqueio de luz	3x por ensaio de contaminação

na: não se aplica.

A quantificação dos parâmetros alcalinidade, coliformes totais e *E. coli*, turbidez e pH foi realizada de acordo com os métodos sugeridos pelo “*Standard Methods for Examination of Water and Wastewater*” (APHA, 1998). Nos itens a seguir serão detalhados os métodos usados para a quantificação de clorofila-a, contagem de microesferas florescentes e contagem de partículas.

A frequência da análise de alcalinidade, absorvância UV e clorofila-a era a mesma da coleta de água bruta, ou seja, nos dias de coleta de água bruta (3 vezes por semana) eram realizadas essas análises. Em relação a contagem de partículas e a contagem de microesferas, as análises eram realizadas de acordo

com a adição de microesferas na água bruta, assim, eram realizadas no dia da adição de microesferas e mais dois dias seguintes totalizando também 3 vezes por ensaio.

Para a avaliação dos parâmetros de turbidez, *E. coli*, coliformes totais, cor verdadeira, cor aparente, pH e absorvância UV, foram realizadas amostragem pontual, enquanto, para as análises realizadas durante os ensaios com microesferas foi realizado a amostragem composta.

4.3.1. Clorofila - a

As análises de clorofila - a foram realizadas semanalmente na Fase 1 e a cada coleta de água do lago Paranoá na Fase 2, para identificar a possível presença de algas que, ao serem removidas, poderiam prejudicar o desempenho do filtro lento pela rápida colmatação dos poros, devido ao manancial de água bruta apresentar histórico de eutrofização.

O método de quantificação utilizado foi o proposto por Wood (1985, *apud* Melo, 2006). Neste método, as amostras de água coletadas eram filtradas em membrana de microfibras de vidro com abertura de 1 µm, para reter as células de algas presentes na água. A membrana era então imersa em 10 mL de uma solução de clorofórmio e metanol, numa concentração 2:1, em frascos de vidro, durante 4 horas e em um ambiente escuro, para que a clorofila - a e outros pigmentos das algas sejam extraídos. Após esse tempo, a absorvância do extrato era medida nos comprimentos de onda de 665 e 750 nm. A Equação 4.2 é utilizada para calcular a concentração de clorofila-a.

$$\text{clorofila} - a (\mu\text{g/L}) = \frac{P.(A_{665} - A_{750})F.V}{S.PL} \quad \text{Equação (4.2)}$$

onde,

P = 13,2 mg.cm/L: constante de proporcionalidade derivada do coeficiente de extração molar de clorofórmio:metanol;

A₆₆₅: valor da absorvância medida para λ = 665 nm;

A₇₅₀: valor da absorvância medida para λ = 750 nm;

F = 1000 µg/mg: fator de correção de unidades;

V: volume da solução utilizada na extração, em mL;

S: volume da amostra filtrada, em mL;

PL: caminho óptico através da solução, ou seja, dimensão interna da cubeta, em cm.

4.3.2. Contagem de microesferas fluorescentes

Como já mencionado, as microesferas foram utilizadas, neste trabalho, como substitutos de oocistos de *Cryptosporidium* e sua quantificação foi feita de acordo com a metodologia descrita por Cerqueira (2008) que adaptou a metodologia proposta de Emelko *et al.* (2003). A rotina analítica é descrita de forma resumida a seguir.

As amostras tanto da água afluyente, quanto da água efluente foram filtradas em membranas de éster de celulose, de 0,45 µm e 47 mm de diâmetro. Após a filtração, era feita a raspagem da superfície da membrana com o auxílio de um raspador de células (scraper) concomitante ao gotejamento da solução de tampão fosfato (PBST) e Tween 20 (0,01% Tween 20), que tem propriedade de limpeza de superfícies e arraste de partículas previamente aderidas, como as microesferas. A adição de PBST variou de um volume de 2,5 mL a 3,5 mL, a depender da necessidade de limpeza da superfície da membrana, bem como o volume mínimo de 2 mL para a realização de duas contagens. O volume recuperado da raspagem era transferido para tubos Falcon e preservado em refrigeração a 4°C para posterior contagem.

Para realizar a contagem, uma alíquota de 1 mL da suspensão de microesferas foi transferida dos tubos Falcon, após a homogeneização realizada pelo vortex, para uma câmara de Segdwick-Rafter, e a contagem foi realizada por microscopia de fluorescência com o auxílio do microscópio dotado de fluorescência (LEICA, DMLB-2), varrendo toda a câmara. O resultado final foi a média dos valores obtidos em duas contagens e levou em consideração a eficiência de recuperação do método e o volume de amostra utilizado. Foi considerada uma eficiência de recuperação de 70 %. A Figura 4.7 ilustra a sequência realizada para a recuperação das microesferas das amostras de água bruta e filtrada.

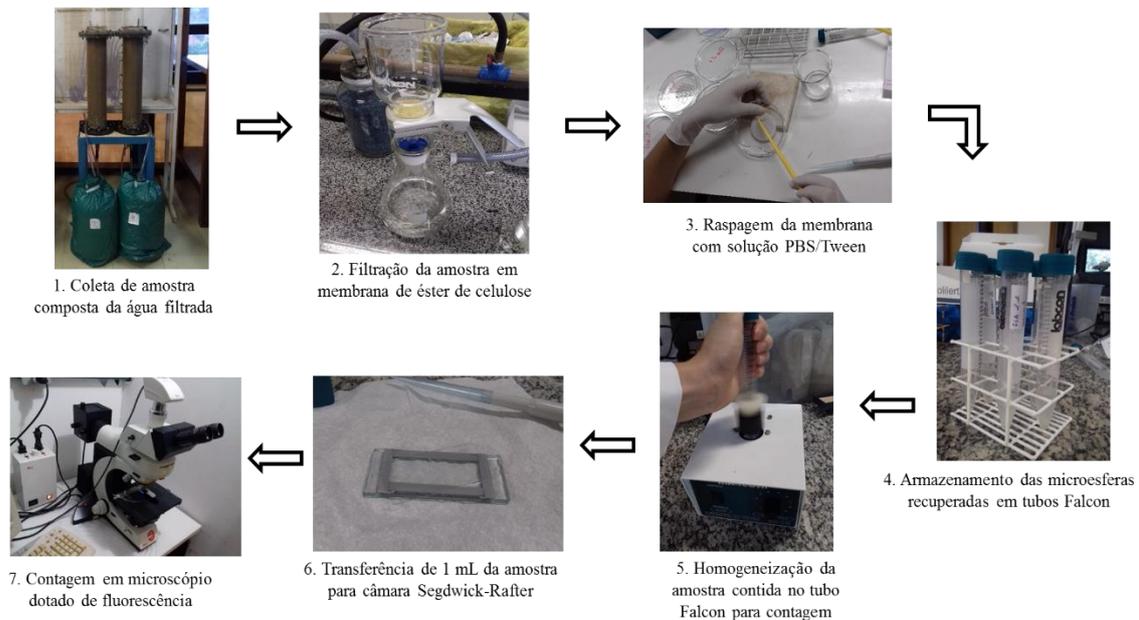


Figura 4.7 - Ilustrações simplificadas dos procedimentos para análise de microesferas fluorescentes de poliestireno

A quantificação foi realizada por meio de contagens em câmara de Segdwick-Rafter, realizada em duplicata, assim, a concentração de microesferas é estimada conforme a Equação 4.3.

$$C = \frac{1000 \cdot c \cdot V_{rec}}{V_{filt}} \quad \text{Equação 4.3}$$

Onde:

C: concentração de microesferas na água (m.e./mL);

c: média das microesferas contadas na câmara Segdwick-Rafter (m.e./mL);

V_{rec} : volume recuperado nas raspagens das membranas (mL);

V_{filt} : volume de amostra filtrado para análise (mL).

4.3.3. Contagem de partículas

A quantificação de partículas foi feita com auxílio de um contador de partículas para líquidos fabricado por Beckman Coulter modelo HIAC 9703+. O princípio do método de quantificação desse equipamento é baseado na separação das partículas através de fendas e a quantificação é realizada por meio de um sensor de laser.

O modelo do sensor do equipamento utilizado é HRLD-400 com faixa de medição de 2,0 µm até 400 µm. O sensor de laser é operado pelo princípio do bloqueio de luz, ele detecta quanta luz é bloqueada pelas partículas presentes na água, ao invés da refração. A quantidade de luz bloqueada por cada partícula, relacionada ao tamanho da mesma, promove a geração de um pulso elétrico criado pelo diodo fotossensível, que é, portanto, proporcional ao tamanho da partícula. Assim, as partículas são contadas e categorizadas por faixa de tamanho. A calibração do sensor é feita com o uso de suspensões de esferas de tamanhos conhecidos.

A contagem de partículas foi feita na faixa de 2,0 µm a 50 µm, contemplando, portanto, a faixa de dimensões dos (oo)cistos de *Cryptosporidium* e *Giardia*, e assim, pode ser correlacionada com as contagens das microesferas para as amostras correspondente. Dessa forma, as amostras de água bruta e de água filtrada em cada filtro em que a contagem de partículas era realizada foram coletadas juntamente com as amostras utilizadas para a contagem das microesferas. Assim, foram utilizadas amostras compostas correspondentes ao pico de contaminação, ao monitoramento 1 e monitoramento 2, totalizando 72 h de coleta. No caso das amostras da água bruta, por conterem muitas partículas, fez-se necessário realizar uma diluição prévia de 1:10.

Para a discussão dos resultados as partículas foram divididas em quatro categorias de tamanhos, a saber: 2,02 a 3,0; 4,0 a 6,0; 8,0 a 15,0 e 25,0 a 50,0 µm.

4.4. ANÁLISE ESTATÍSTICA DOS DADOS

Os dados de qualidade da água obtidos, tanto físico-químicos quanto microbiológicos, foram estudados por meio da estatística descritiva (média, mediana, amplitude, desvio padrão e coeficiente de variação), com a finalidade de descrever os dados por meio de medidas resumo.

Com o intuito de definir os testes estatísticos a serem utilizados para a análise dos dados amostrais, foi necessário avaliar o ajuste de tais dados à distribuição normal, pois, para se aplicar uma estatística paramétrica, é necessário que os dados provenham de uma população que apresente uma distribuição normal. Caso contrário, a análise deve ser feita tomando por base os testes não-paramétricos, que não necessitam de suposições sobre a distribuição de probabilidades das variáveis analisadas.

A Figura 4.8 apresenta os passos seguidos para a análise estatística de comparação entre o desempenho dos filtros estudados para os dados de *E. coli*, coliformes totais e turbidez, considerando um nível de significância de 5 %.

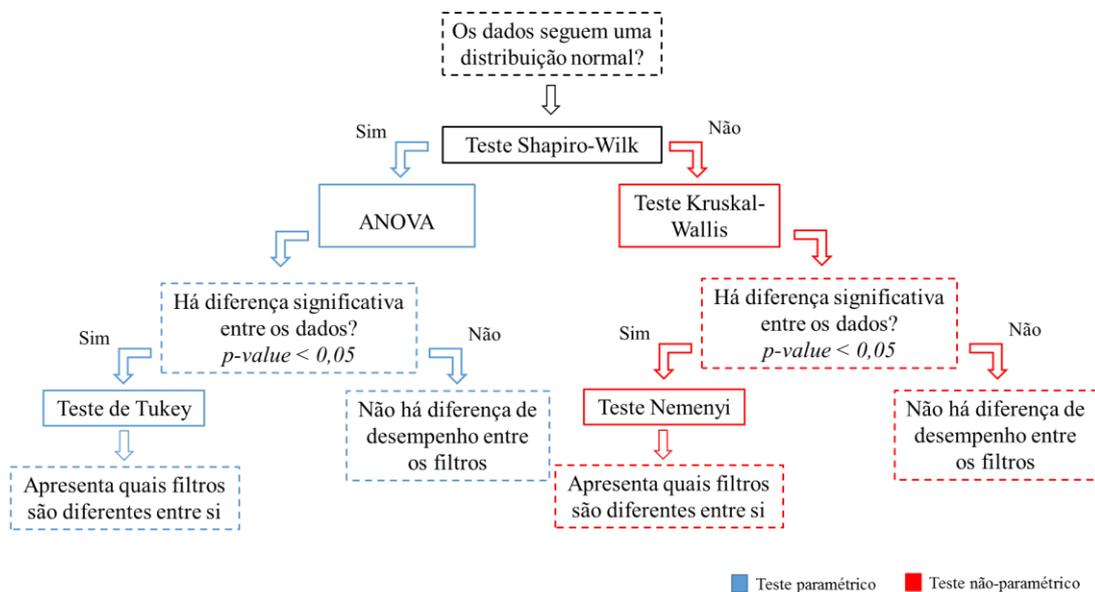


Figura 4.8 - Fluxograma das etapas de análises estatísticas dos dados

Os dados de contagem de partículas e microesferas foram avaliados a fim de verificar uma possível relação entre ambos, para isso, podem ser utilizados a Correlação de Pearson, para dados que seguem a distribuição normal, ou a Correlação de Spearman, para dados que não seguem uma distribuição normal, ambos medem a força da relação entre duas variáveis.

Toda análise estatística, foi realizada no *software* livre “R” 3.4.3, utilizando os pacotes *R Commander* e *R Studio*, enquanto os gráficos foram confeccionados no *Microsoft Excel for Windows 2016*.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

O presente capítulo foi dividido em três itens, os dois primeiros contemplando a apresentação e discussão dos resultados de cada uma das etapas experimentais, e o último apresenta uma discussão resumo comparando os resultados obtidos em ambas as fases. De tal modo o item 5.1 apresenta os resultados obtidos com a filtração lenta em filtros de areia grossa e fina, com ou sem manta, nos experimentos desenvolvidos na Fase experimental 1, enquanto o item 5.2 contempla os resultados obtidos na Fase experimental 2, na qual foi avaliado a utilização de filtros lentos de areia fina e areia grossa, com o uso de dois tipos de mantas não tecida.

A Fase experimental 1 iniciou na segunda quinzena de outubro e se estendeu até novembro (19 de outubro a 19 de novembro), enquanto a Fase experimental 2 foi desenvolvida do dia 22 de novembro ao dia 19 de dezembro.

Para a mudança de fases os filtros passaram pela raspagem dos primeiros 5 cm da superfície do meio filtrante de areia, seguida de lavagem da areia e recolocação no filtro. As mantas não tecidas foram substituídas para dar início à próxima fase. Esse procedimento foi realizado durante um dia, assim, os filtros ficaram dois dias sem operar nesse intervalo de mudança de fase, o primeiro correspondeu a avaliação da camada biológica e o segundo para a limpeza dos filtros.

5.1. FASE EXPERIMENTAL 1

5.1.1. Características da água do Lago Paranoá e da água filtrada pelos filtros lentos

A primeira fase dos experimentos de filtração (Fase 1) teve duração de 32 dias. Nesse período os quatro filtros lentos foram operados de forma contínua, tendo por finalidade avaliar a influência da manta não tecida de polipropileno disposta sobre o meio filtrante de areia fina ($d_{10}=0,27$ mm) e de areia grossa ($d_{10}=0,51$ mm) no desempenho e operação das unidades de filtração.

Para caracterização da água bruta foram realizadas análises de coliformes totais, *E. coli*, turbidez, pH e clorofila-a, como pode ser observado na Tabela 5.1.

Tabela 5.1 - Parâmetros da qualidade da água do Lago Paranoá durante a Fase experimental 1 (filtros com e sem mantas não tecida na superfície)

Medidas estatísticas	Coliformes totais (NMP/100mL)	<i>E. coli</i> (NMP/100mL)	Turbidez (uT)	pH	Clorofila-a (µg/L)
N	20	20	31	30	3
Média	1,1x10 ⁴	41,0	3,90	7,3	9,4
Mediana	7,1x10 ³	20,0	3,65	7,1	10,7
Mínimo	201	5,2	1,74	6,6	5,5
Máximo	2,4x10 ⁴	298,7	6,78	8,1	12,1
Amplitude	2,4x10 ⁴	293,5	5,04	1,5	6,7
Desvio padrão	9,1x10 ³	65,6	1,35	0,5	3,5
CV*	82 %	160%	34,5 %	6,6 %	37 %

* CV: Coeficiente de variação dado pelo coeficiente percentual entre o desvio padrão e a média.

Nos primeiros 11 dias de operação, os valores de coliformes totais da água filtrada se mantiveram acima do limite de detecção do método, atingindo concentrações superiores a 10⁶ NMP/100mL, enquanto os valores de *E. coli* permaneceram comparativamente bem inferiores, constatou-se, então, que esses resultados poderiam estar apresentando interferência de adubos orgânicos presentes na tubulação utilizada para o recalque da água bruta coletada, assim, a forma de coleta da água do Lago Paranoá foi alterada. Dessa forma, os dados obtidos nesses dias para coliformes totais e *E. coli* foram desconsiderados nas análises estatísticas.

Os valores de coliformes totais na água bruta a partir do 12º dia variaram de 2x10² a 2x10⁶ NMP/100mL, os valores de *E. coli* permaneceram na faixa de 5 a 3,4x10² NMP/100mL, demonstrando haver uma variabilidade significativa desses valores. Além da variação natural que pode ocorrer nos corpos d'água, essa variação aqui observada pode estar relacionada ao tempo que a água era coletada e permanecia no laboratório alimentando os filtros, pois a coleta era feita no lago apenas três vezes por semana, entretanto, os filtros eram alimentados diariamente e as análises também eram feitas diariamente. Assim, a água coletada era armazenada para posterior uso, o que leva a decaimento da densidade de coliformes na água bruta.

A turbidez da água bruta é de fundamental importância para o desempenho da filtração lenta, pois reflete a quantidade de partículas afluentes ao filtro que influenciam no amadurecimento do filtro, e conseqüentemente, na qualidade da água produzida, além de influenciar a duração das carreiras de filtração. Logsdon (1991) limita a turbidez da água bruta para alimentação de filtros lentos em 5 uT,

enquanto Di Bernardo e Dantas (2005) apresentam como limite superior 10 uT. Como pode ser visto na Tabela 5.1, a água do lago variou de 1,7 a 6,8 uT, com um valor médio de $3,9 \pm 1,4$ uT, permanecendo, portanto, dentro do limite proposto por Di Bernardo e Dantas (2005).

Considerando a existência de histórico de florações de algas no lago Paranoá, a água bruta foi periodicamente analisada quanto a clorofila-a, que é uma medida indireta da biomassa de algas presentes na água. Logsdon (1991) limita a clorofila-a na água bruta em 5 µg/L, destacando que valores acima desse limite podem prejudicar a duração das carreiras de filtração, mas não a qualidade da água filtrada. Observa-se na Tabela 5.1 que a clorofila variou de 5,5 a 12,1 µg/L, demonstrando que a água bruta não atendeu a limitação sugerida por Logsdon (1991), entretanto, não foram observadas significativas perdas de carga nos filtros devido a essa maior biomassa de algas na água afluyente.

Os valores obtidos para o pH, tanto na água bruta quanto após a filtração (Tabela 5.1 e Tabela 5.2), ficaram próximos da faixa da neutralidade, variando de 6,5 a 8,2, portanto, permaneceram também dentro do especificado pelo Anexo XX da Portaria de Consolidação nº 5/2017 do Ministério da Saúde, que corresponde a faixa de 6,0 a 9,5 (BRASIL, 2017), e dentro da faixa típica apresentada pelas águas superficiais.

Tabela 5.2 - Estatística descritiva das análises de pH realizadas na fase experimental 1 para a água filtrada

Medidas estatísticas	FLA 1	FLA 2	FLA 3	FLA 4
N	30	30	30	30
Média	7,47	7,47	7,45	7,43
Mediana	7,46	7,45	7,45	7,43
Mínimo	6,51	6,97	6,94	7,02
Máximo	8,06	7,98	7,92	7,89
Amplitude	1,55	1,01	0,98	0,87
Desvio padrão	0,36	0,26	0,26	0,24
CV	5 %	4 %	3 %	3 %

Nesta fase experimental, a qualidade do efluente produzido por cada filtro lento (FLA1, FLA2, FLA3 e FLA4) foi avaliada por meio de análises de turbidez, coliformes totais, *E. coli* e pH.

A turbidez, além de ser um parâmetro comumente utilizado para caracterizar as águas brutas e tratadas, é importante na determinação da eficiência dos filtros lentos, bem como, é utilizada como indicador do grau de maturidade dos filtros, juntamente com as análises microbiológicas. Schuler *et al.* (1991)

observaram que independente da turbidez da água bruta, os filtros lentos estudados apresentavam turbidez entre 0,2 e 0,3 uT depois da maturação do meio filtrante. Brito *et al.* (2005) consideraram que o filtro lento estudado alcançou a maturidade biológica quando se observou a produção de água filtrada com uma qualidade estável.

Analisando a Figura 5.1, é perceptível que durante os primeiros dias de operação dos filtros há uma tendência decrescente nos valores de turbidez da água filtrada, o que demonstra a fase de amadurecimento do filtro, devido ao desenvolvimento da comunidade biológica no meio filtrante. De forma similar, Melo (2006) relata a redução da turbidez nas primeiras semanas de operação do filtro independente da turbidez da água do lago Paranoá, caracterizando, de acordo com essa autora, o período de amadurecimento do filtro lento.

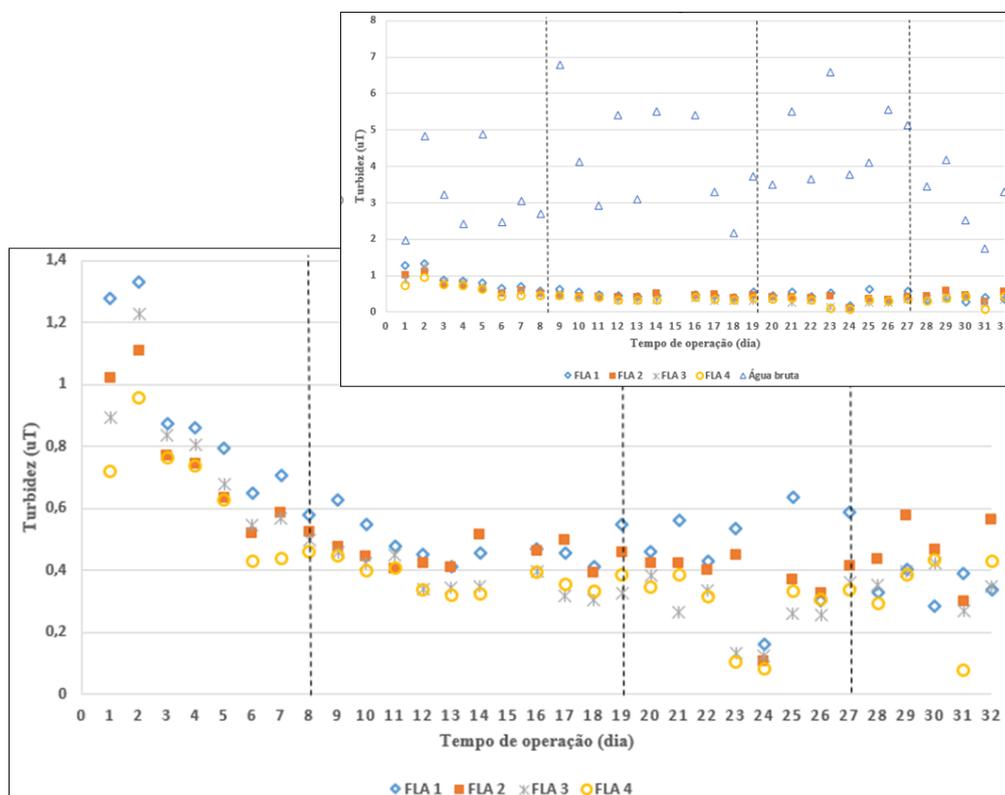


Figura 5.1 - Turbidez da água bruta e no efluente dos filtros lentos de areia durante a Fase experimental 1

Considerando o limite exposto pelo Anexo XX da Portaria de Consolidação nº 5/2017 (BRASIL, 2017) para a turbidez da água efluente dos filtros lentos, 1,0 uT (indicado na Figura 5.1 pela linha tracejada) em 95% das amostras coletadas, os efluentes aos filtros de areia fina (FLA 3 e FLA 4) permaneceram dentro dessa limitação, apresentando 97 e 100 % das amostras analisadas com valores

abaixo de 1,0 uT. Enquanto que nos filtros de areia grossa (FLA 1 e FLA 2) 93,5 % das amostras de água filtrada analisadas apresentaram valores de turbidez abaixo de 1,0 uT, considerando que foram nos dois primeiros dias de operação que esses filtros apresentaram turbidez acima do preconizado pela norma, estando o filtro ainda na fase de amadurecimento. No entanto, é importante ressaltar que a turbidez da água bruta foi baixa, com valores abaixo de 7 uT.

Analisando a curva de frequência dos valores de turbidez, apresentado no Apêndice D, pode se observar que 80 % dos resultados apresentaram abaixo de 0,65 uT; 0,58 uT; 0,55 e 0,45 uT, para o efluente dos filtros FLA 1, FLA 2, FLA 3 e FLA 4, respectivamente. Além disso, é interessante ressaltar que a maior ocorrência foi de valores entre 0,4 e 0,5 uT, para os filtros de areia grossa, 32 % e 45 %, de ocorrência para o efluente do FLA 1 e FLA 2, respectivamente, enquanto, para os filtros de areia fina correspondeu a faixa entre 0,3 e 0,4 uT, com frequência de 42 % e 45 % de ocorrência, para o efluente do FLA 3 e FLA 4, respectivamente.

Após o amadurecimento do meio filtrante, que se deu a partir do 14^o dia de operação, os valores de turbidez da água filtrada se mantiveram abaixo de 0,5 uT, com exceção apenas para os filtros FLA 1 e FLA 2, que apresentaram turbidez residual do efluente acima desse valor, especialmente o FLA 1. Os dois filtros citados correspondem aos filtros que possuem a maior granulometria. Assim, considerando os mecanismos físicos de retenção os grãos maiores tendem a promover menores eficiências de remoção, pois o mecanismo de interceptação, que é um importante mecanismo de atuação na filtração, tem sua eficiência reduzida com o aumento do diâmetro do grão coletor.

Na Tabela 5.3 são apresentados os valores da estatística descritiva da turbidez durante os dias de operação dos filtros na fase experimental 1.

Pelas médias obtidas nos filtros, $0,56 \pm 0,26$ uT, $0,51 \pm 0,19$ uT, $0,44 \pm 0,23$ uT e $0,41 \pm 0,19$ uT, para FLA 1, FLA 2, FLA 3 e FLA 4, respectivamente, foi possível observar que os valores de turbidez demonstraram uma tendência discreta de redução dos filtros de areia grossa para os filtros de areia fina, bem como os filtros que continham mantas não tecidas no topo do meio filtrante obtiveram melhores resultados do que os filtros sem manta. Essa diferença entre a turbidez da água filtrada por cada filtro é melhor observada na Figura 5.1.

Tabela 5.3 - Estatística descritiva das análises de turbidez realizadas na fase experimental 1 para a água filtrada

Medidas estatísticas	FLA 1	FLA 2	FLA 3	FLA 4
N	31	31	31	31
Média	0,56	0,51	0,44	0,41
Mediana	0,48	0,46	0,36	0,39
Mínimo	0,16	0,11	0,12	0,08
Máximo	1,3	1,1	1,2	0,96
Amplitude	1,2	1,0	1,1	0,88
Desvio padrão	0,26	0,19	0,23	0,19
CV	46 %	38 %	53 %	46 %

Ao analisar a amplitude, o desvio padrão e o coeficiente de variação, é possível observar que os filtros com manta não tecida na superfície apresentaram menor variabilidade entre os residuais de turbidez obtidos. Assim, pode-se inferir que o uso de manta permitiu obter água filtrada com níveis de turbidez dentro de uma faixa mais restrita de valores.

Este estudo apresentou pequena diferença entre os residuais de turbidez da água produzida pelos filtros estudados, com melhor qualidade para os efluentes dos filtros de areia fina. Comportamento similar foi observado por Muhammad *et al.* (1996), que, ao aumentarem o diâmetro efetivo de 0,20 mm para 0,45 mm, concluíram que a diferença na remoção de turbidez não foi significativa, passou de 99,5 % para 96,2 %, mas ainda foi considerada como um bom desempenho do filtro. De acordo com os autores, o custo inserido na utilização de areia mais fina, não é compensado pelo discreto ganho em eficiência observado no filtro que apresentou meio filtrante de granulometria mais fina. No presente trabalho, ao aumentar o diâmetro de 0,27 mm para 0,51 mm, a remoção média de turbidez passou de 86,8 % para 83,5 %, observando uma redução entre as eficiências semelhante a obtida por Muhammad *et al.* (1996).

Em estudo similar, comparando filtros compostos por areia fina e grossa (d_{10} de 0,17; 0,30 e 0,53 mm), realizado por Pizzolatti (2014) não foi detectada diferença significativa na eficiência de remoção de turbidez e cor aparente em função do diâmetro efetivo utilizado. Anggraini *et al.* (2015) observaram que a areia grossa ($d_{10} = 0,50$ mm) não apenas é capaz de apresentar uma boa performance durante a filtração, como também resultou em remoção de turbidez ligeiramente superior às areias finas ($d_{10}=0,40$ e 0,26 mm).

Ao comparar a água produzida pelos filtros lentos de areia grossa (FLA 1 e FLA 2), foi possível observar que a turbidez residual do FLA 2, que possuía manta, foi menor, especialmente nos primeiros

dias de operação, quando ainda o filtro se encontrava em fase de amadurecimento. Os filtros de areia fina (FLA 3 e FLA 4) apresentaram essa mesma tendência, com menores valores de turbidez residual para o filtro com manta (FLA 4), especialmente no período inicial de operação. Esse comportamento pode representar que a baixa atividade biológica nos filtros faz com que a presença da manta favoreça a remoção de turbidez.

Para realizar a comparação entre o desempenho dos filtros, foi necessário avaliar primeiramente o tipo de distribuição que os dados provinham. Assim, por meio do teste de Shapiro-Wilk, os dados foram analisados quanto à sua distribuição, mostrando que com nível de significância de 5% há diferença significativa entre a distribuição de frequência normal e a distribuição de frequência dos dados. Portanto, a hipótese de que esses dados vieram de uma população que segue a distribuição normal deve ser rejeitada, e a análise seguinte deve ser feita por meio de testes não-paramétricos. Assim, foi utilizado o Teste de Kruskal-Wallis.

Os testes estatísticos de comparação entre os dados obtidos de turbidez da água filtrada por cada filtro, indicaram que a diferença entre os filtros com e sem manta não foi significativa, considerando um nível de significância de 5%. Foi observada diferença estatisticamente significativa apenas entre as granulometrias utilizadas. Dessa forma, a remoção de turbidez apresentada pelo FLA 1 (areia grossa) foi diferente do FLA 3 (areia fina) assim como a turbidez residual do FLA 2 (areia grossa + manta) foi estatisticamente distinta da turbidez da água filtrada pelo FLA 4 (areia fina + manta), como pode ser observada na Tabela 5.4.

Tabela 5.4 - Resultados do teste estatístico de Kruskal-Wallis para turbidez da água filtrada

Comparação	<i>p-value</i>
FLA 1 – FLA 2	1,00
FLA 1 – FLA 3*	0,02281
FLA 1 – FLA 4*	0,00961
FLA 2 – FLA 3	0,10437
FLA 2 – FLA 4*	0,04978
FLA 3 – FLA 4	1,00

*diferenças significativas ao nível de 95% de confiança

De tal modo é possível concluir, que, como esperado, a granulometria dos meios filtrantes promoveu diferenças significativas na turbidez da água filtrada. Entretanto, também era esperado que a utilização

da manta resultasse em um melhor desempenho em relação a mesma granulometria sem a manta, o que não foi corroborado por meio da análise estatística.

Paterniani e Conceição (2004) trabalhando com uma manta de maior porosidade (95%) e menor superfície específica ($2530 \text{ m}^3/\text{m}^2$) que a utilizada neste trabalho e diâmetro efetivo da areia pequeno (0,20 mm), obtiveram remoção de turbidez de 96 %, para taxa de filtração de 0,08 m/h. A remoção média de turbidez encontrada neste estudo para os filtros com manta foi de 85 % e 88 %, para areia grossa e fina, respectivamente. Essa diferença pode estar relacionada a maior turbidez da água afluyente apresentada no trabalho de Paterniani e Conceição (2004), que chegou a atingir 110 uT, sendo que a turbidez da água filtrada apresentou valor mínimo de 0,51 uT, enquanto que neste trabalho a turbidez máxima da água bruta não ultrapassou 7,0 uT e os menores valores da água filtrada foram por volta de 0,10 uT.

De forma similar a este trabalho, Mbvette *et al.* (1990), estudando dois filtros lentos com manta não tecida na superfície da areia (espessura da camada de manta de 24 e 26 mm) e um filtro de controle, sem manta, observaram uma variação discreta entre os valores de turbidez encontrados para cada filtro, apresentando uma faixa típica de 0,1 a 0,3 uT, não ultrapassando 0,6 uT. Deve ser ressaltado que as mantas utilizadas se caracterizaram uma por possuir baixa filtrabilidade e a outra alta filtrabilidade, demonstrando que tais diferenças também não concorreram para uma diferença de desempenho entre os filtros quando utilizado maior agrupamento de mantas. Neste trabalho, a espessura da camada de manta utilizada foi de 8,4 mm e as mantas são caracterizadas como de alta filtrabilidade, entretanto, 58 % dos valores de turbidez do FLA 4 se encontraram abaixo de 0,4 uT, apresentando, portanto, bons resultados apesar da menor espessura da manta.

Mondal *et al.* (2007), avaliando filtros de areia fina e manta de características próximas as da manta M1 utilizada (polipropileno, porosidade de 87% e superfície específica de $14.830 \text{ m}^2/\text{m}^3$), não obtiveram diferenças significativas entre os filtros lentos de areia fina com e sem manta, assim como observado neste trabalho. Esses autores observaram que, ao aumentar a espessura da camada de mantas, a remoção de turbidez ocorria praticamente toda dentro da manta, ao usar 10 mantas, espessura total de 44,5 mm, 98 % da remoção da turbidez ocorreu na manta, entretanto a remoção global dos filtros não apresentou diferenças.

A densidade de coliformes totais na água filtrada foi decrescendo ao longo da operação, conforme é apresentado na Figura 5.2, demonstrando a melhoria no desempenho dos filtros com o

desenvolvimento da comunidade biológica. Após o amadurecimento da camada biológica, por volta do 15º dia de operação, os filtros alcançaram eficiências de remoção maiores que 99 %.

Os dados de coliformes totais maiores do que os valores representados no gráfico foram indicados por um triângulo preenchido (▲) na Figura 5.2. Dessa forma, é importante destacar que os valores assim identificados são de fato valores desconhecidos e superiores ao valor representado na referida figura.

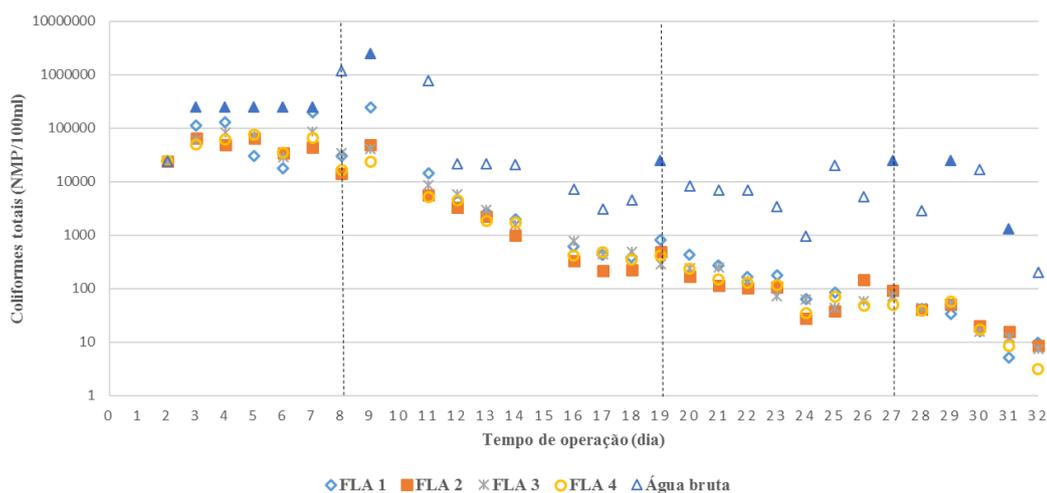


Figura 5.2 - Perfil de variação de coliformes totais na água bruta e no efluente dos filtros lentos de areia durante a Fase experimental 1.

Bellamy *et al.* (1985b) encontraram melhores remoções de coliformes totais para filtros amadurecidos, alcançando remoções de 97,6 %. Os autores observaram, também, que essas remoções diminuíram em um fator de 10 a 100 após a remoção da *Schmutzdecke* e a substituição da areia, respectivamente.

A Tabela 5.5 apresenta a estatística descritiva dos dados de coliformes totais obtidos na fase experimental 1. Os valores médios de coliformes totais obtidos nos efluentes dos filtros foram de $(6,5 \pm 11) \times 10^2$ NMP/100mL, $(4,4 \pm 8,6) \times 10^2$ NMP/100mL, $(6,6 \pm 14) \times 10^2$ NMP/100mL e $(5,3 \pm 11) \times 10^2$ NMP/100mL, para os filtros FLA 1, FLA 2, FLA 3 e FLA 4, respectivamente. Assim, é possível observar que as menores concentrações foram obtidas para os filtros que possuíam mantas não tecidas, FLA 2 e FLA 4, e que o filtro de areia grossa sem manta (FLA1) apresentou a maior densidade média de coliformes, demonstrando que a granulometria do meio filtrante influencia o desempenho do filtro quanto a remoção de coliformes.

Tabela 5.5 - Estatística descritiva das análises de coliformes totais nos efluentes dos filtros lentos realizadas na fase experimental 1

Medidas estatísticas	FLA 1	FLA 2	FLA 3	FLA 4
N	20	20	20	20
Média	$6,5 \times 10^2$	$4,4 \times 10^2$	$6,6 \times 10^2$	$5,3 \times 10^2$
Mediana	$1,7 \times 10^2$	$1,1 \times 10^2$	$1,1 \times 10^2$	$1,2 \times 10^2$
Mínimo	5,2	8,5	7,4	3,1
Máximo	$4,6 \times 10^3$	$3,4 \times 10^3$	$5,7 \times 10^3$	$4,4 \times 10^3$
Amplitude	$4,5 \times 10^3$	$3,4 \times 10^3$	$5,7 \times 10^3$	$4,4 \times 10^3$
Desvio padrão	$1,1 \times 10^3$	$8,6 \times 10^2$	$1,4 \times 10^3$	$1,1 \times 10^3$
CV	177 %	196 %	208 %	198 %

De acordo com o estudo de Bellamy *et al.* (1985b), os valores de coliformes totais na água filtrada também aumentaram com o aumento do diâmetro efetivo, a remoção foi de apenas 96 % para um diâmetro de 0,62 mm, alcançando 99,4 % para uma areia de 0,13 mm de diâmetro efetivo.

Entretanto, essa diferença observada, comparando os valores médios obtidos, não foi estatisticamente significativa. Pois, ao realizar testes estatísticos de Kruskal-Wallis, o valor de *p-value* encontrado foi de 0,3273, o que significa que não foram detectadas diferenças entre os desempenhos dos filtros em relação à remoção de coliformes totais, considerando um nível de significância de 5%.

Apesar da diferença entre os valores médios obtidos nos filtros, analisando a frequência das concentrações menores que 100 NMP/100mL, obteve-se 28 %, 28 %, 34 % e 31 %, para os filtros FLA 1, FLA 2, FLA 3 e FLA 4, respectivamente, assim, pode se considerar que o desempenho de cada filtro é relativamente próximo, o que foi confirmado pelo teste estatístico de comparação utilizado.

Nos primeiros 25 dias, o efluente do FLA 1 (areia grossa) apresentou, predominantemente, concentrações remanescentes de coliformes totais maiores do que as apresentadas pelo efluente do FLA 2 (areia grossa + manta M1), mas ambos apresentaram a mesma tendência de redução com o tempo, no decorrer da operação e melhoramento da atividade biológica dos filtros, que passou a apresentar uma comunidade biológica estabelecida, os valores de ambos se aproximaram e se sobrepuseram.

Em relação a *E. coli*, as concentrações na água filtrada apresentaram grande variação, como apresentado na Figura 5.3. As maiores concentrações corresponderam aos primeiros dias de operação,

como era esperado, provavelmente devido a comunidade biológica do filtro ainda estar se estabelecendo.

Após o amadurecimento dos filtros, a maior parte das amostras de água filtrada permaneceram no limite inferior de detecção do método, que correspondia a uma densidade menor que 1,0 NMP/100mL, que foi representado na Figura 5.3 como 0,1 NMP/100mL, para facilitar a sua visualização.

Neste estudo foi observado que todos os filtros apresentaram decaimento das concentrações efluentes nos primeiros dias de operação e após o 14º dia uma tendência de estabilização das concentrações. Uma vez alcançado o amadurecimento, as concentrações de *E. coli* se mantiveram praticamente iguais ou menores que 1,0 NMP/100mL (não detectado). Esse comportamento demonstra a influência do tempo de amadurecimento na obtenção de água segura do ponto de vista microbiológica.

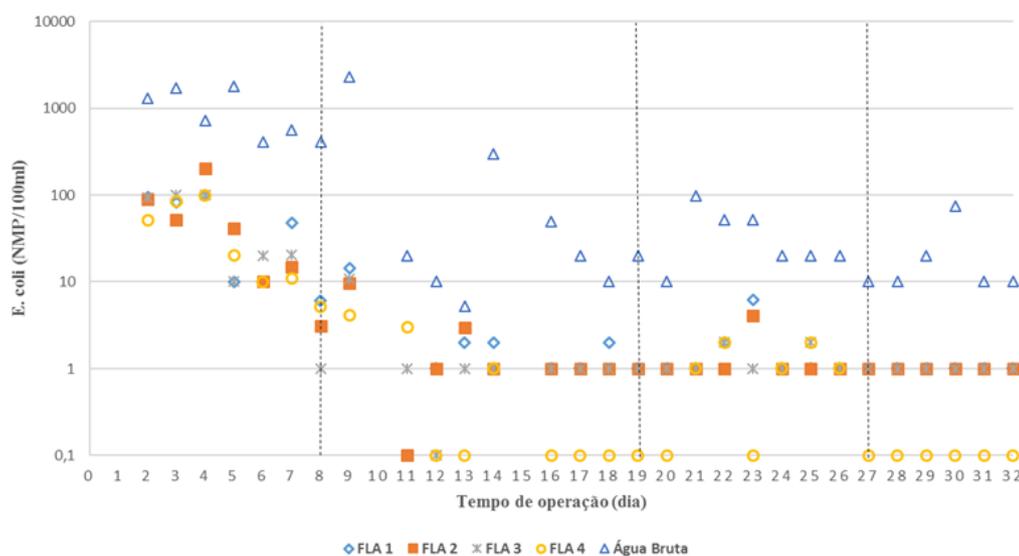


Figura 5.3 - Perfil de variação de *E. coli* na água bruta e no efluente dos filtros lentos de areia durante a Fase experimental 1

De tal modo, analisando a Figura 5.3 e a Tabela 5.6, é perceptível que houve pouca diferença entre o desempenho dos filtros estudados na remoção de *E. coli*. Esse comportamento foi corroborado pelo teste estatístico de comparação que não mostrou diferenças significativas entre os desempenhos dos filtros. Pois, pelo teste de Kruskal-Wallis, considerando um nível de significância de 5%, foi obtido um *p-value* igual a 0,5403, sendo, portanto, maior do que 0,05 o que leva a concluir que não há diferença estatisticamente significativa entre os filtros para a remoção de *E. coli*.

Tabela 5.6 - Estatística descritiva das análises de *E. coli* realizadas na fase experimental 1 para os filtros lentos

Medidas estatísticas	FLA 1	FLA 2	FLA 3	FLA 4
N	20	20	20	20
Média	1,5	1,3	1,1	1,1
Mediana	1,0	1,0	1,0	1,0
Mínimo	< 1,0	< 1,0	< 1,0	< 1,0
Máximo	6,2	4,1	2,0	2,0
Amplitude	5,2	3,1	1,0	1,0
Desvio padrão	1,2	0,8	0,3	0,3
CV	81 %	64 %	28 %	28 %

A Figura 5.4 demonstra a variação nula entre as medianas dos valores de densidade de *E. coli* entre os filtros na água filtrada, o que demonstra variação são os *outlier* de cada filtro, isto é, os valores máximos de densidade de *E. coli*. Importante destacar que os valores de *E. coli* obtidos nas análises de água bruta e filtrada correspondentes aos primeiros 11 dias de operação dos filtros foram retirados dessa análise devido a problemas já mencionados na captação da água bruta (valores de coliformes totais muito maiores que os valores de *E. coli*), e que as amostras que apresentaram concentrações no limite de detecção do método (< 1,0 NMP/100mL) foi considerado igual a 1,0 NMP/100mL, como medida conservativa.

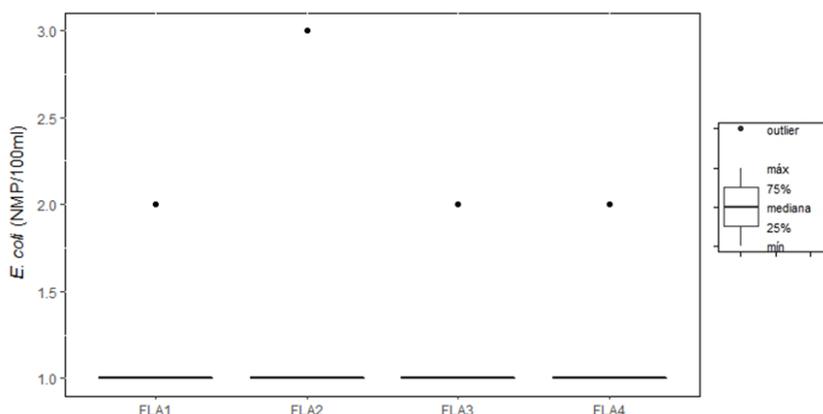


Figura 5.4 - Variação da densidade de *E. coli* na água filtrada pelos filtros lentos na Fase experimental 1

Dentre as amostras coletadas no filtro FLA 1, 55 % delas apresentaram densidade de *E. coli* menores ou iguais a 1,0 NMP/100mL. Para o filtro FLA 2, 66 % das análises mostraram concentrações menores ou iguais a 1,0 NMP/100mL, enquanto para o FLA 3 esse percentual foi de 69 %, e para FLA 4 alcançou 62 %. O que demonstra que a água filtrada apresentou baixas concentrações de *E. coli*, com

uma remoção média acima de 90 %, sendo as menores remoções correspondentes aos filtros de areia grossa, seguindo a tendência observada por Muhammad *et al.* (1996) e Bellamy *et al.* (1985b).

Ao comparar os efluentes dos filtros FLA 3 e FLA 4, observou-se que os valores de *E. coli* foram próximos, sendo que inicialmente as menores densidades correspondiam as amostras do FLA 4, que possuía manta não tecida. As densidades de *E. coli* no efluente do FLA 4 foram menores do que do FLA 3, no entanto, a água filtrada pelo FLA 3 apresentou maior volume de dados menores ou iguais a 1,0 NMP/100mL. A presença da manta pode ter contribuído ou favorecido o aumento da eficiência durante o período de desenvolvimento da comunidade biológica no meio filtrante.

É sabido que o depósito de impurezas e o crescimento da atividade biológica (biomassa) no meio filtrante, durante as carreiras de filtração trazem como consequência o aumento da resistência à passagem da água. Assim, no caso dos filtros estudados, que se caracterizam como filtros de taxa de filtração constante e carga hidráulica variável, a coluna d'água sobre o meio filtrante cresce, e por meio da sua medida tem-se a perda de carga, como apresentado na Figura 5.5.

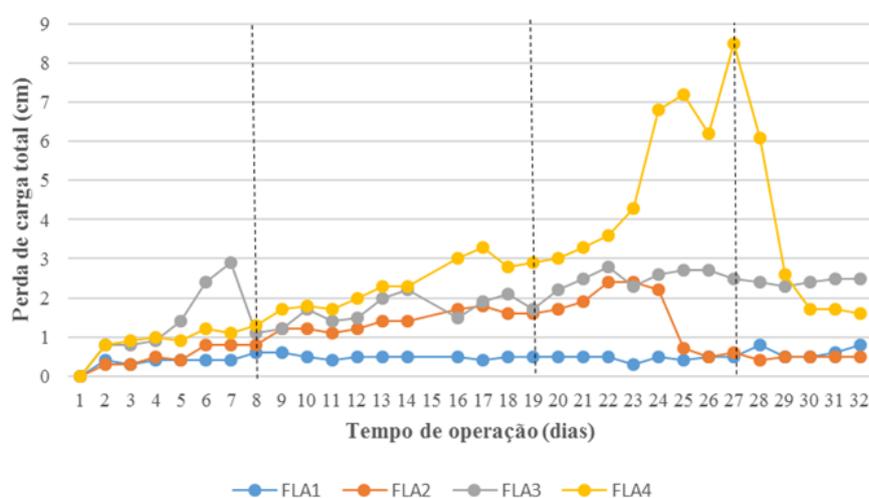


Figura 5.5 - Perda de carga nos filtros lentos durante a Fase experimental 1

Como esperado, os filtros de areia grossa (FLA 1 e FLA 2) foram os que apresentaram menores perdas de carga, contudo, a perda de carga do FLA 2 apresentou-se próxima a do FLA 3, mostrando que também nesse caso houve aumento da perda de carga.

Diferente do que se esperava, o uso da manta não reduziu a perda de carga total dos filtros, como se observa no comportamento da perda de carga do FLA 4, que alia a areia fina e a manta M1, que foi a

que mais se desenvolveu, atingindo um valor alto seguido de decaimento, nos últimos dias de operação e ficando abaixo do valor da perda de carga do FLA 3.

O crescimento da perda de carga para o FLA 3 a partir do 5º dia de operação e subsequente decréscimo no 8º dia, foi devido ao aparecimento de uma espécie de “crosta” sobre a superfície de areia que fez com que a perda de carga se elevasse rapidamente e de forma significativa. Com o objetivo de avaliar o motivo desse acréscimo, foi feita intervenção por meio de escarificação na superfície do meio, o que proporcionou esse decaimento apresentado no 8º dia.

Assim, os resultados de crescimento elevado da perda de carga nos filtros com manta podem ter sido influenciados por essa característica observada na superfície do meio filtrante dos filtros FLA 1 (areia grossa) e FLA 3 (areia fina). Entretanto, não se pôde testar se ao realizar a intervenção por meio de escarificação essa coluna d’água também diminuiria.

O crescimento da perda de carga observado no FLA 4 pode ter sido consequência do aumento da turbidez da água bruta, em especial no 23º dia que atingiu 6,59 uT, que proporcionou maior carreamento de partículas para os filtros, elevando a perda de carga.

No entanto, observa-se um decaimento da perda de carga nos filtros FLA 2 e FLA 4. Esse comportamento pode estar associado a manta, que amorteceu o aumento da turbidez, retendo as partículas e refletindo na perda de carga, mas posteriormente deve ter liberado tais partículas, reduzindo a perda de carga. Para o FLA 2, que é composto de areia grossa, observa-se um aumento da turbidez da água filtrada nesses dias de decaimento da perda de carga. Para o FLA 4, esse comportamento não foi acentuado, o que pode ser consequência da menor granulometria do meio filtrante nesse filtro, que possui maior retenção de partículas, e não proporcionou redução de desempenho da filtração.

5.1.2. Experimentos com microesferas fluorescentes de poliestireno

Com o intuito de avaliar o potencial de remoção de (oo)cistos de *Cryptosporidium*, foram realizados experimentos com inoculação de microesferas fluorescentes de poliestireno de tamanho médio de 4,5 µm como substitutas aos oocistos. A Figura 5.6 e a Tabela 5.7 apresentam as concentrações utilizadas na água de estudo bem como as concentrações de microesferas obtidas na água filtrada 24 h durante o pico de contaminação (0 – 24 h), bem como nos períodos de 24-48 h e 48-72 h posteriores ao pico.

O primeiro pico de contaminação (Ensaio 1) foi realizado no 8º dia de operação do filtro, durante o amadurecimento do meio filtrante. Além de ser caracterizado como o período no qual a comunidade biológica ainda não se encontrava madura, o ensaio 1 foi realizado com a concentração afluyente de microesferas maior. Foi usada uma concentração de $1,93 \times 10^5$ microesferas/L. Já nos demais ensaios (ensaio 2 e 3) a concentração afluyente de microesferas permaneceu na faixa de 10^4 microesferas/L. A adição de microesferas no ensaio 2 foi realizada no 19º dia de operação e no ensaio 3 foi realizada no 27º dia de operação dos filtros.

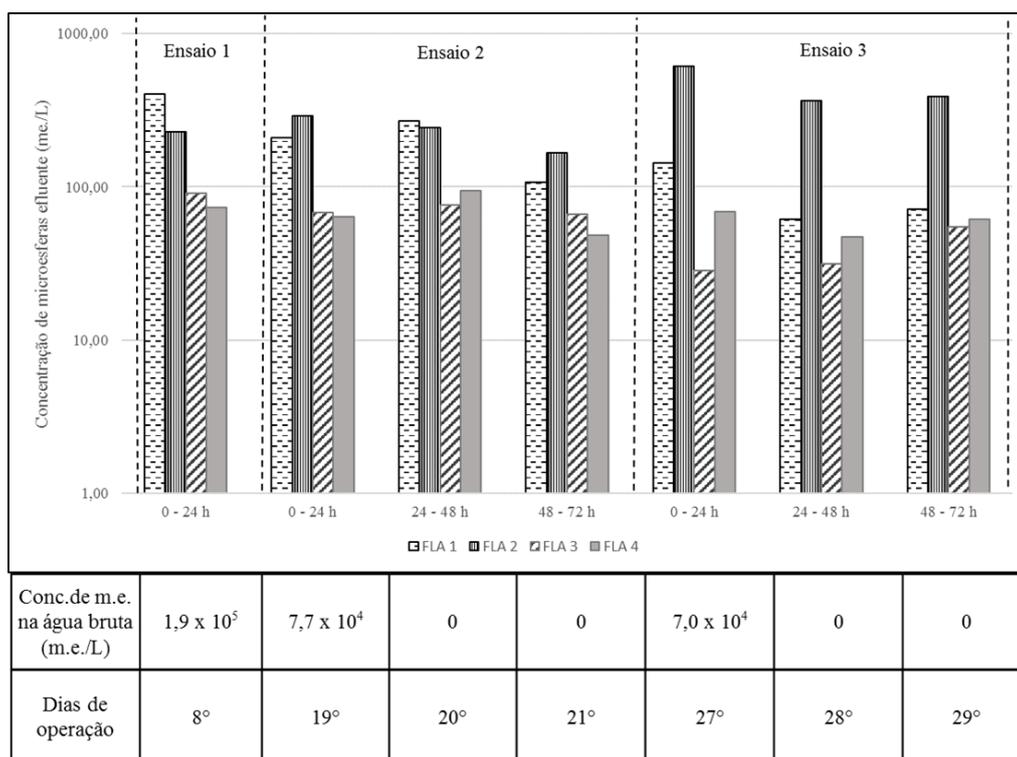


Figura 5.6 - Concentração de microesferas na água bruta e na água efluente dos filtros durante os ensaios realizados na Fase experimental 1

Para o ensaio 1, as maiores concentrações efluentes corresponderam aos filtros de areia grossa, especialmente o filtro sem manta (FLA 1) que apresentou uma concentração efluente com aproximadamente o dobro do FLA 2. Nesse caso, a presença da manta pode ter servido como uma primeira barreira física à passagem das microesferas. Comportamento semelhante também foi observado para os filtros de areia fina, onde o FLA 4 apresentou concentração efluente menor, contudo com diferença menos acentuada em relação ao FLA 3. Nesse primeiro ensaio não foi realizado o monitoramento nas horas seguintes ao pico de contaminação.

Nos picos de contaminação seguintes realizados (Ensaio 2 e 3), observou-se uma alteração no comportamento apresentado pelos filtros, tanto para as 24 h do pico de contaminação como após o pico. A concentração efluente do filtro FLA 2 foi a maior dentre os filtros, com exceção apenas para o monitoramento de 24 a 48 h no ensaio 2, em que a concentração efluente do filtro FLA 1 foi maior. Para o ensaio 3, as concentrações obtidas no efluente do FLA 4 foram maiores do que as do FLA 3, mas como a areia fina possui menores dimensões dos coletores, a área superficial específica do meio filtrante se torna maior, o que pode ter favorecido uma maior remoção das microesferas do que as apresentadas pelos filtros de areia grossa.

Essa tendência de aumento das concentrações efluentes para os filtros com manta pode ter ocorrido devido ao acúmulo de microesferas na manta durante os primeiros ensaios realizados ao longo da operação dos filtros que foram posteriormente sendo arrastadas pelo fluxo de água através dos filtros. Também pode ser consequência das características da manta que não favoreceram a retenção das microesferas, favorecendo o transpasse, bem como pode ter sido influenciado por uma composição do biofilme sobre as mantas, que não favoreceu a remoção das microesferas.

É possível observar na Tabela 5.7 que a quantidade de microesferas que entraram nos filtros possuía ordem de grandeza de 10^6 enquanto a saída variou entre 10^4 (para os filtros de areia grossa) e 10^3 (para os filtros de areia fina), sendo observado, portanto, que a retenção das microesferas foi maior para os filtros de areia fina.

Usando uma concentração afluente igual a $3,4 \times 10^5$ m.e./L, Francisco (2012) detectou microesferas em quase todas as amostras coletadas dos filtros em que o meio filtrante era composto apenas com mantas não tecidas. Dessa forma, comparando com os resultados obtidos para as diferentes configurações de filtro utilizadas (com e sem manta não tecida, e com e sem areia), essa autora concluiu que a remoção de microesferas foi mais eficiente quando o meio filtrante era composto por uma camada de areia fina, sendo o filtro de areia coberto por manta foi o mais indicado dentre os avaliados.

Francisco (2012) estudou a coagulação da água por um coagulante natural, antes da filtração lenta. Para o ensaio sem coagulação, foi detectada maior concentração de microesferas nos efluentes dos filtros compostos apenas por mantas não tecidas. Sendo que a autora não detectou microesferas no efluente quando se utilizou coagulação seguida de filtração lenta em areia, com ou sem manta.

Tabela 5.7 - Concentração de microesferas na água afluente e efluente aos filtros lentos e quantidade de microesferas afluentes e efluentes aos filtros

	Água Bruta	FLA 1	FLA 2	FLA 3	FLA 4	
Ensaio 1	Conc. de m.e. 0 - 24 h (m.e./L)	1,9x10 ⁵	4,0x10 ²	2,3x10 ²	9,1x10 ¹	7,3x10 ¹
	Total de m.e. afluyente (m.e.)	NA	4,6x10 ⁶	4,6x10 ⁶	4,6x10 ⁶	4,6x10 ⁶
	Total de m.e. efluente (m.e.)	NA	9,5x10 ³	5,4x10 ³	2,2x10 ³	1,7x10 ³
Ensaio 2	Conc. de m.e. 0 - 24 h (m.e./L)	7,7x10 ⁴	2,1x10 ²	2,9x10 ²	6,8x10 ¹	6,4x10 ¹
	Conc. de m.e. 24 - 48 h (m.e./L)	0	2,7x10 ²	2,4x10 ²	7,6x10 ¹	9,5x10 ¹
	Conc. de m.e. 48 - 72 h (m.e./L)	0	1,1x10 ²	1,7x10 ²	6,6x10 ¹	4,8x10 ¹
	Total de m.e. afluyente (m.e.)	NA	1,8x10 ⁶	1,8x10 ⁶	1,8x10 ⁶	1,8x10 ⁶
	Total de m.e. efluente (m.e.)	NA	1,4x10 ⁴	1,7x10 ⁴	5,0x10 ³	4,9x10 ³
Ensaio 3	Conc. de m.e. 0 - 24 h (m.e./L)	7,0x10 ⁴	1,4x10 ²	6,1x10 ²	2,9x10 ¹	6,9x10 ¹
	Conc. de m.e. 24 - 48 h (m.e./L)	0	6,1x10 ¹	3,6x10 ²	3,2x10 ¹	4,7x10 ¹
	Conc. de m.e. 48 - 72 h (m.e./L)	0	7,1x10 ¹	3,9x10 ²	5,5x10 ¹	6,2x10 ¹
	Total de m.e. afluyente (m.e.)	NA	1,7x10 ⁶	1,7x10 ⁶	1,7x10 ⁶	1,7x10 ⁶
	Total de m.e. efluente (m.e.)	NA	6,6x10 ³	3,2x10 ⁴	2,7x10 ³	4,2x10 ³

*NA: não se aplica.

Assim, Francisco (2012) relata que os filtros constituídos apenas de mantas demonstraram possuir um desempenho inferior ao apresentado pelos filtros de areia com ou sem manta. Entretanto, é importante ressaltar que, por possuir menores tempos de detenção, a água foi renovada um número maior de vezes nos filtros de mantas do que no filtro de areia, o que pode ter favorecido o arraste de microesferas. Além disso, a espessura do conjunto de mantas utilizado foi de 2 e 4 cm, apenas, sendo que estudo realizado por Santos e Paterniani (2014) mostrou a necessidade de 10 cm de mantas não tecida como espessura que proporcionava níveis de remoção de bactérias semelhante ou superior aos filtros lentos de areia convencional.

Com o decorrer da operação dos filtros e do amadurecimento, verifica-se que em geral a remoção de microesferas melhorou em relação aos ensaios executados, bem como apresentou menores concentrações no período de 72 horas posterior ao pico, o que pode estar relacionado ao estabelecimento da comunidade biológica do filtro que favorece a remoção dessas partículas, seja pela predação ou pelo desenvolvimento da Schmutzdecke que favorece a sua retenção, comportamento similar também foi observado por Pizzolatti (2014).

A exceção foi o filtro FLA 2, que apresentou grandes concentrações de microesferas na água filtrada, no ensaio 3, quando o meio filtrante já se encontrava amadurecido, indicando que as microesferas foram arrastadas com maior facilidade do filtro.

Ao analisar as remoções obtidas para as microesferas, Tabela 5.8, observa-se maiores remoções para os filtros de areia fina (FLA 3 e FLA 4), com uma predominância de remoções maiores que 2,5 logs, enquanto que para os filtros de areia grossa as remoções foram menores. Isso evidencia que a granulometria do meio filtrante influenciou o desempenho do filtro na remoção de microesferas. Importante enfatizar que o cálculo da remoção foi realizado com base nos três dias de monitoramento da concentração de microesferas na água filtrada, exceto para o Ensaio 1, para o qual só houve análise da água filtrada correspondente ao pico de contaminação.

Tabela 5.8 - Eficiência de remoção de microesferas nos filtros lentos (com e sem mantas não tecidas) na Fase experimental 1

Filtro	Ensaio 1*		Ensaio 2		Ensaio 3	
	log	%	log	%	log	%
FLA 1	2,68	99,8	2,12	99,2	2,40	99,6
FLA 2	2,93	99,9	2,04	99,1	1,71	98,1
FLA 3	3,33	99,95	2,56	99,7	2,78	99,8
FLA 4	3,42	99,96	2,57	99,7	2,59	99,8

*Não foi monitorado por 72 h, como os demais

As maiores concentrações obtidas para o ensaio 1 são consequência do menor monitoramento realizado, isto é, durante esse ensaio apenas o efluente correspondente ao pico de contaminação foi analisado, não sendo coletadas amostras no período de 72 h após o pico de contaminação.

Pizzolatti (2014) usou uma concentração média de $5,65 \times 10^4$ microesferas/L, na água afluyente a filtros lentos com espessura do meio filtrante de 40 cm e uma taxa de 0,17 m/h. Esse autor monitorou a água filtrada durante 8h, sendo que durante esse período a água foi renovada dentro dos meios filtrantes doze, onze e nove vezes para os diâmetros efetivos de 0,17, 0,30 e 0,53 mm, respectivamente. O autor não detectou transpasse em dois filtros na 7ª hora e para os três filtros a partir da 8ª hora. Dessa forma, o autor obteve remoções médias de 3,24 log, 3,06 log e 2,96 log, para os filtros de diâmetros efetivos 0,17, 0,30 e 0,53 mm, respectivamente, também demonstrando uma redução da remoção com o aumento do diâmetro efetivo, como observado neste trabalho.

Timms *et al.* (1995) obtiveram remoções maiores de 99,97 % para oocistos de *Cryptosporidium*, adotando densidade afluyente de 4×10^3 oocistos/L, taxa de filtração de 0,3 m/h e uma espessura do meio filtrante de 0,5 m. Comparando com esse trabalho, conclui-se que a eficiência de remoção de microesferas no presente estudo foi menor, o que pode estar relacionado com a maior quantidade de microesferas adicionadas na água bruta e o maior tempo de duração do pico de contaminação, 24 h, ao passo que no estudo de Timms *et al.* (1995), a inoculação de microesferas se deu mediante pico de contaminação de aproximadamente 3 h.

Assim, os resultados apontam uma tendência geral de redução da remoção de microesferas com o uso de areia de diâmetro efetivo maior e o uso de mantas não tecidas.

Após encerrada a carreira de filtração, as mantas e os primeiros centímetros da areia foram retirados para uma análise qualitativa do biofilme formado, assim, foi possível identificar a presença de microesferas retidas no biofilme dos quatro filtros, mostrando que ocorreu retenção dessas partículas, como demonstrado na Figura 5.7.

A presença de oocistos e microesferas nos primeiros centímetros da areia, também foi observada por Timms *et al.* (1995) e Pizzolatti (2014), respectivamente, demonstrando a capacidade de retenção de tais partículas no meio filtrante.

Além da quantificação de microesferas, foi realizada também a contagem de partículas dos efluentes coletados durante os ensaios com microesferas. As partículas foram divididas em faixas de tamanhos, a saber, 2 a 3, 4 a 6, 8 a 15 e 25 a 50 μm .

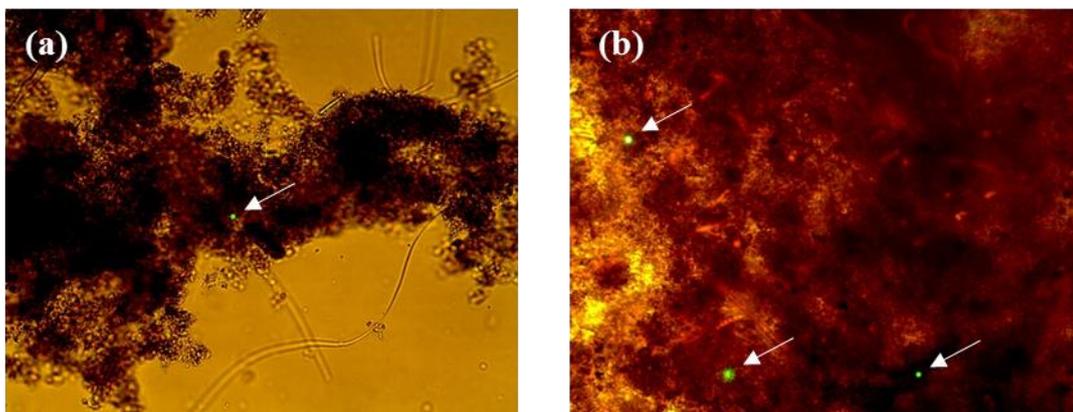


Figura 5.7 - Microesferas aderidas ao biofilme formado na areia do FLA 1 (a) e na manta do FLA 2 (b), imagens obtidas com aumento de 100X

A Figura 5.8 apresenta os dados de contagem de partículas obtidos para a água bruta e para o efluente dos filtros, separados por picos de contaminação (ensaio 2 e 3). Analisando a Figura 5.8, nota-se que a concentração das partículas tem uma tendência de redução com o aumento do tamanho, indicando que em geral os filtros foram mais eficientes na remoção de partículas de maiores dimensões do que partículas de dimensões menores.

Em relação ao pico de contaminação, quando se adicionavam microesferas no filtro, e os respectivos monitoramentos posteriores, não foi possível observar uma tendência clara. Houve aumento das concentrações de partículas para alguns casos, entretanto houve redução da concentração de partículas com o passar do tempo, ou seja, do pico de contaminação para o período de 24 a 48 h após o pico, como era de se esperar, não foi observado como uma tendência, apresentando esse comportamento um pouco mais evidente nas concentrações de partículas no intervalo de 24 a 48 h para o intervalo de 48 a 72 h posteriores ao pico de contaminação.

A Tabela 5.9 apresenta a porcentagem de remoção de partículas, correspondente as primeiras 24 h de monitoramento do pico de contaminação de microesferas. Por meio da análise desta tabela, observou-se baixas remoções, no entanto, deve-se levar em consideração que a análise quantifica todas as partículas presentes na água, sendo muito influenciada pelas partículas presentes na água natural, sejam elas bióticas ou abióticas. Não foram apresentadas as remoções do ensaio 1, pois nesse ensaio não foram realizadas contagens de partículas.

Comparando as remoções dos ensaios realizados, é perceptível uma tendência de redução do ensaio 2 para o ensaio 3. Entretanto, era de se esperar um comportamento contrário, pois o ensaio 3 é o que

apresenta o grau de amadurecimento do filtro é maior, devido ao tempo de operação ser maior, assim, a retenção de partículas, incluindo as microesferas, deve ter sido favorecida.



Figura 5.8 - Contagem de partículas na água afluente (AB) e efluente aos filtros lentos durante os ensaios com microesferas fluorescentes realizados na Fase experimental 1

Tabela 5.9 - Eficiência de remoção de partículas (%) dos filtros lentos durante os ensaios com microesferas fluorescentes realizados na fase experimental 1

Tamanho das partículas	Ensaio 2				Ensaio 3			
	FLA1	FLA2	FLA3	FLA4	FLA1	FLA2	FLA3	FLA4
2,0 - 3,0 µm	92,2	91,4	93,3	93,1	91,0	90,4	93,2	94,8
4,0 - 6,0 µm	95,7	95,3	96,8	95,6	92,8	93,7	96,5	97,2
8,0 - 15 µm	97,7	97,4	97,6	98,3	95,6	96,2	97,4	97,9
25 - 50 µm	96,4	97,8	97,2	96,2	97,9	96,9	97,2	98,1

A concentração das partículas nos efluentes dos filtros também foi monitorada com o intuito de correlacioná-las com as concentrações de microesferas. A partir do gráfico de concentrações das partículas e das microesferas, como mostra a Figura 5.9, nota-se que não existe relação linear forte entre esses parâmetros, evidenciado pelo valores dos coeficientes das regressões obtidas a partir do ajuste pelo método dos mínimos quadrados.

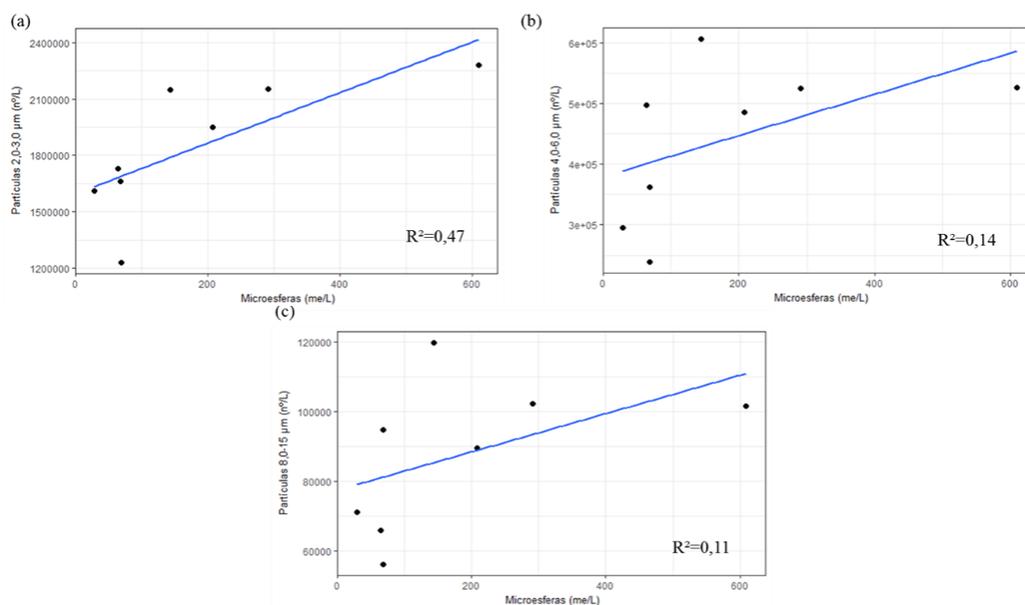


Figura 5.9 - Concentrações de partículas e de microesferas. (a) Partículas de 2,0 a 3,0 µm, (b) Partículas de 4,0 a 6,0 µm e (c) Partículas de 8,0 a 15 µm

Para verificar a existência de correlação estatisticamente significativa entre as microesferas e as partículas foi aplicado o teste não-paramétrico de Correlação de Spearman, pois, de acordo com a análise feita pelo teste de Shapiro-Wilk, os dados não seguem uma distribuição normal. O coeficiente de correlação de Spearman varia de -1 a +1, se a correlação entre as variáveis é forte, o coeficiente está próximo de 1 ou -1, correlação positiva e negativa, respectivamente. A correlação negativa também pode ser caracterizada como inversa. Caso não haja correlação ou esta é muito fraca, o coeficiente se aproxima de 0. Nesse estudo foram considerados coeficientes de 0 a 0,49, como correlação muito fraca, de 0,50 a 0,69 como fraca correlação, de 0,70 a 0,89, correlação forte e de 0,90 a 1,0, correlação muito forte, similarmente para os coeficientes negativos. A Tabela 5.10 apresenta os coeficientes de correlação de Spearman entre a concentração das microesferas e partículas.

Tabela 5.10 - Coeficiente da Correlação de Spearman para a concentração de microesferas e partículas na água filtrada

	2,0 - 3,0 μm	4,0 - 6,0 μm	8,0 - 15 μm
M.E.	0,81	0,60	0,60

Considerando que quanto mais próximo de 1, maior é a correlação entre os parâmetros, em relação à remoção de microesferas, aqui foi considerado que coeficientes de correlação iguais ou superiores a 0,70, seja positivo ou negativo, são indicativos de correlação estatisticamente significativa ao nível de 95% de confiança. Portanto, observa-se que apenas a correlação entre a concentração das partículas de tamanho entre 2,0 e 3,0 μm e as microesferas apresentaram coeficiente de Correlação de Spearman maior que 0,70, igual a 0,81, sendo, portanto, considerada como correlacionadas com a concentração de microesferas na água filtrada (Tabela 5.10). É sabido que quanto menor a dimensão das partículas, mais difícil a sua remoção, assim, com bases nessas observações, é possível inferir que as microesferas também apresentam maior dificuldade de remoção.

Portanto, não foi possível encontrar uma correlação alta entre a concentração de microesferas e a concentração de partículas com dimensões próximas às dimensões das microesferas. Provavelmente porque as microesferas possuem fluorescência e o método de contagem de partículas detecta e mede o tamanho de partículas por meio de um sensor de laser que trabalha sobre o princípio do bloqueio de luz. Assim, a fluorescência pode produzir luz e interferir a quantificação feita pelo contador de partículas. Além disso, a água também apresenta outros tipos de partículas de naturezas distintas que ao serem consideradas na contagem podem alterar a correlação com as microesferas.

5.1.3. Características da comunidade biológica formada na superfície dos filtros lentos

Após a interrupção da carreira de filtração, foi feita a análise qualitativa da camada biológica estabelecida no biofilme formado no topo do meio filtrante de areia e na superfície das mantas. É sabido que os filtros lentos de areia possuem uma comunidade biológica bem desenvolvida no meio filtrante de areia, sobretudo na Schmutzdecke. Segundo Logsdon (1991), os organismos tipicamente presentes nos filtros lentos são as algas, protozoários e invertebrados oriundos do ecossistema do manancial de captação presentes na água bruta. A Tabela 5.11 apresenta as principais classes dos microrganismos que foram encontrados nos filtros lentos de areia.

Tabela 5.11 - Classes dos microrganismos identificados na camada biológica formada na superfície de cada filtro lento na Fase experimental 1

	Grupos	Classe
FLA 1	Protozoários	Rhizopoda, Ciliata e Actinopoda
	Metazoários	Rotatoria, Gastrotricha, Nematodes e Clitellata
FLA 2	Protozoários	Rhizopoda e Ciliata
	Metazoários	Rotatoria, Nematodes e Clitellata
FLA 3	Protozoários	Rhizopoda e Classe Ciliata
	Metazoários	Rotatoria, Gastrotricha, Nematodes e Clitellata
FLA 4	Protozoários	Rhizopoda e Ciliata
	Metazoários	Rotatoria, Gastrotricha, Nematodes e Clitellata

Nota-se a diversidade de organismos que colonizaram os filtros. Foram identificados protozoários ciliados, *Amoeba*, *Vorticella*, *Euglypha*, *Aspidisca* e ciliados nadadores, além de metazoários, como os rotíferos da ordem Monogononta, *Gastrotricha*, anelídeos e nematódeos. Também foram reconhecidos organismos fitoplânctônicos como algas verdes, algas conjugadas, como *Staurastrum*, e algas superiores, com predominância de dinoflagelados.

Muitos microrganismos se alimentam de detritos e de organismos menores, assim auxiliam no tratamento da água. Lloyd (1973) encontrou *Nematoda*, *Gastrotricha* e *Turbellaria* de forma abundante em meios filtrantes maduros, onde os detritos tinham penetrado de 2 a 10 cm do meio filtrante. Neste estudo também foram observados organismos pertencentes a esses filos, o que sugere a presença de uma comunidade biológica madura no meio filtrante de areia e nas mantas.

Segundo Lloyd (1973), os organismos da microfauna intersticial mais provável de desempenhar o papel principal na remoção de bactérias do filtro são os protozoários e os rotíferos, pois esses grupos apresentam estruturas de alimentação ciliares apropriadas. O reconhecimento desses microrganismos nos filtros avaliados neste estudo sugere que eles podem ter contribuído para o desempenho dos filtros.

O biofilme formado nas mantas avaliadas também apresentou diversidade de microrganismos. Em relação ao desenvolvimento de comunidade biológica na manta não tecida, o Water Research Centre (1984), citado por Mbwette e Graham (1987) relatou a existência de espécies de microrganismos comuns a filtros de areia, em mantas de alta porosidade utilizadas na superfície do meio filtrante de areia, na análise realizada durante a operação.

No presente estudo foi possível observar uma tendência a maior ocorrência de microrganismos e a maior diversidade de grupos zooplancctônicos nas amostras provenientes dos filtros de areia sem manta. No entanto, é importante destacar a reduzida espessura da manta (4,2 mm) e que a amostragem nesta fase foi realizada no biofilme que se desenvolveu na superfície da manta, assim, microrganismos que colonizaram o interior das mantas e a areia sob a manta não foram considerados nessa etapa da pesquisa.

5.2. FASE EXPERIMENTAL 2

5.2.1. Características da água do Lago Paranoá e da água filtrada pelos filtros lentos

A segunda fase dos experimentos de filtração (Fase 2) teve duração de 28 dias. Esta fase teve por finalidade a avaliação da influência do uso de duas mantas não tecidas de diferente composição, polipropileno e poliéster sobre o meio filtrante de granulometria fina ($d_{10} = 0,27$ mm) e de granulometria grossa ($d_{10} = 0,51$ mm) no desempenho dos filtros.

A água do lago Paranoá foi caracterizada segundo os parâmetros: alcalinidade, clorofila - *a*, matéria orgânica, cor aparente e verdadeira, turbidez, pH, coliformes totais e *E. coli*. A Tabela 5.12 apresenta os valores obtidos para cada parâmetro.

Em comparação com a Fase 1, a água do Lago apresentou turbidez um pouco maior na Fase 2, valores variando de 2,47 a 7,56 uT, com média igual a $(4,70 \pm 1,44)$ uT. Entretanto, não foi observada diferença significativa entre tais valores. Em relação aos coliformes totais e *E. coli*, foram obtidos valores médios de densidade na água bruta iguais a $(9,1 \pm 7,6) \times 10^3$ NMP/100mL e $(5,2 \pm 6,9) \times 10^2$ NMP/100mL.

A cor verdadeira e cor aparente quantificadas apresentaram valores elevados, com média de $8,5 \pm 3,7$ UH e $54,6 \pm 12,6$ UH, respectivamente. A filtração lenta é caracterizada como uma tecnologia que requer água bruta de melhor qualidade, sendo um grande limitante a sua aplicação maiores valores de cor verdadeira.

A frequência de realização das análises de clorofila-a foi maior nessa Fase 2, com intuito de acompanhar melhor a presença de algas que podiam influenciar na perda de carga dos filtros. A água do lago Paranoá apresentou valores na faixa de 34,1 a 6,1 $\mu\text{g/L}$, com valor médio de $15,9 \pm 8,9$ $\mu\text{g/L}$.

Nesse sentido, a clorofila-a também apresentou maiores concentrações na água nessa fase, com valores bem acima do limite proposto por Logsdon (1991).

Tabela 5.12 - Parâmetros da qualidade da água do Lago Paranoá durante a Fase experimental 2 (filtros com e sem mantas não tecida na superfície)

Características da água	N	Média	Mediana	Mínimo	Máximo	Amplitude	Desvio padrão	CV
Alcalinidade (mg CaCO₃/L)	11	34,1	34	30	38	8	2,7	8%
pH	28	7,17	7,16	6,82	7,77	0,95	0,24	3%
Cor Verdadeira (UH)	26	8,5	8	3	16	13	3,7	43%
Cor Aparente (uH)	26	54,6	53	36	78	42	12,6	23%
Turbidez (uT)	28	4,7	4,5	2,5	7,6	5,1	1,4	31%
Absorbância UV₂₅₄ (abs/m)	11	2,6	2,6	2,4	3,0	0,7	0,3	10%
Clorofila-a (µg/L)	11	15,86	14,52	6,06	34,06	27,99	8,87	56%
Coliformes totais (NMP/100mL)	28	9,1x10 ³	7,7x10 ³	2,9x10 ²	2,4x10 ⁴	2,4x10 ⁴	7,6x10 ³	84%
<i>E. coli</i> (NMP/100mL)	28	5,2x10 ²	2,1x10 ²	10	3,3x10 ³	3,3x10 ³	6,9x10 ²	132%

Para avaliar o desempenho dos filtros, foram monitorados a turbidez, a cor aparente e verdadeira, a matéria orgânica, o pH, a clorofila-a, os coliformes totais e *E. coli*.

Analisando a curva de frequência dos valores de turbidez, como apresentado no Apêndice D, observa-se que 90 % dos valores se encontram abaixo de 0,43 uT; 0,53 uT; 0,47 uT; 0,44 uT, para os filtros FLA 1, FLA 2, FLA 3 e FLA 4, respectivamente. Desse modo, nota-se quão baixos foram os valores de turbidez alcançados para a água filtrada nessa fase.

Avaliando a água filtrada em relação ao limite estabelecido no Anexo XX da Portaria de Consolidação nº 5/2017, observa-se que 100 % das amostras permaneceram abaixo de 1,0 uT (representado na Figura 5.10 pela linha tracejada), atendendo, dessa forma, a legislação vigente referente ao valor máximo de turbidez da água obtida por filtração lenta.

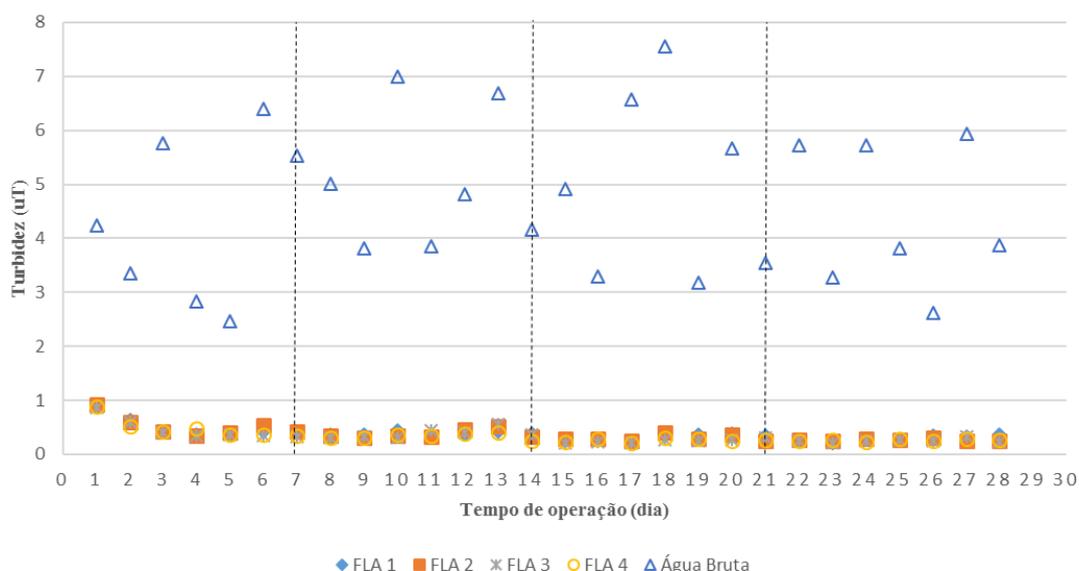


Figura 5.10 - Turbidez da água bruta e no efluente dos filtros lentos de areia durante a Fase experimental 2

Os valores médios de turbidez obtidos dos efluentes de cada filtro apresentaram pouca variação entre eles, contudo, foi constatado que os efluentes dos filtros de areia fina apresentaram menores valores de turbidez, com média igual a $0,34 \pm 0,13$ uT para os filtros FLA 3 e FLA 4. Já os efluentes dos filtros de areia grossa apresentaram médias de $0,38 \pm 0,13$ uT e $0,37 \pm 0,15$ uT, para o FLA 1 e FLA 2, respectivamente, Tabela 5.13.

Tabela 5.13 - Estatística descritiva dos valores de turbidez do efluente dos filtros lentos na fase experimental 2

Medidas estatísticas	FLA 1	FLA 2	FLA 3	FLA 4
N	28	28	28	28
Média	0,38	0,37	0,34	0,34
Mediana	0,39	0,32	0,30	0,30
Mínimo	0,22	0,24	0,21	0,22
Máximo	0,89	0,93	0,86	0,88
Amplitude	0,67	0,69	0,66	0,66
Desvio padrão	0,13	0,15	0,14	0,13
CV	35 %	39 %	41 %	39 %

Exceto para o filtro FLA 1, no qual 54 % dos valores de turbidez da água filtrada ficaram na faixa de 0,30 a 0,40 uT, o efluente dos demais filtros apresentaram uma maior frequência de valores de turbidez residual na faixa de 0,20 a 0,30 uT. Esses valores apontam para a pequena variação dos residuais de

turbidez dos efluentes dos filtros analisados e o desempenho satisfatório em relação à remoção da turbidez da água, refletindo pouca influência do tipo de manta estudada.

A turbidez, como mostra a Figura 5.11, apresentou menores valores de mediana para os filtros FLA 3 e FLA 4 (filtros de areia fina), como era de se esperar já que a areia possui granulometria menor que favorece a retenção de partículas, enquanto a maior mediana correspondeu ao FLA 1. Além disso, é interessante ressaltar que o filtro FLA 2 (areia grossa + M1) foi o que apresentou a maior variabilidade nos dados de turbidez, enquanto o outro filtro de areia grossa (FLA 1) e o outro filtro com a manta M1 (FLA4), apresentaram menor variabilidade nos residuais de turbidez da água filtrada.

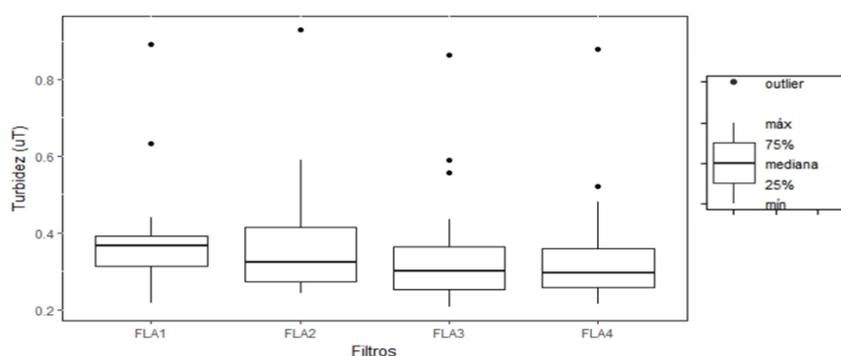


Figura 5.11 - Variação de turbidez na água filtrada pelos filtros lentos na Fase experimental 2

Assim como observado na Fase 1, os dados da Fase 2 também não seguiram uma distribuição normal, sendo, portanto, utilizados testes não paramétricos para as análises estatísticas observadas.

A diferença observada pela análise da média e mediana dos residuais de turbidez para os filtros, o teste estatístico de Kruskal-Wallis não identificou a existência de diferenças estatisticamente significativas entre o desempenho dos filtros, para a remoção de turbidez. Pois o resultado do p-value obtido pelo teste de Kruskal-Wallis foi de 0,1548, ou seja, considerando um nível de significância de 5%, não há diferença estatisticamente significativa entre o desempenho dos filtros estudados. Portanto, o resultado encontrado indica que, em relação à turbidez da água filtrada, os filtros apresentam desempenhos similares.

Em relação à cor aparente, que é influenciada pela turbidez, nos primeiros 11 dias de operação houve uma maior variação nos valores desse parâmetro na água filtrada em todos os filtros. Após esse período os valores variaram em torno de 5 uH, apresentando uma tendência a diminuir, com redução

significativa nos primeiros dias e depois mantendo-se em uma determinada faixa, como demonstrado na Figura 5.12. Esse comportamento acompanhou a diminuição da turbidez residual dos efluentes dos filtros.

Após o 12º dia de operação, a cor aparente dos efluentes dos quatro filtros se manteve abaixo de 10 uH, ficando, portanto, dentro do limite estabelecido pelo Anexo XX da Portaria de Consolidação nº 5/2017 que estabelece como valor máximo 15 uH para água destinada a consumo humano.

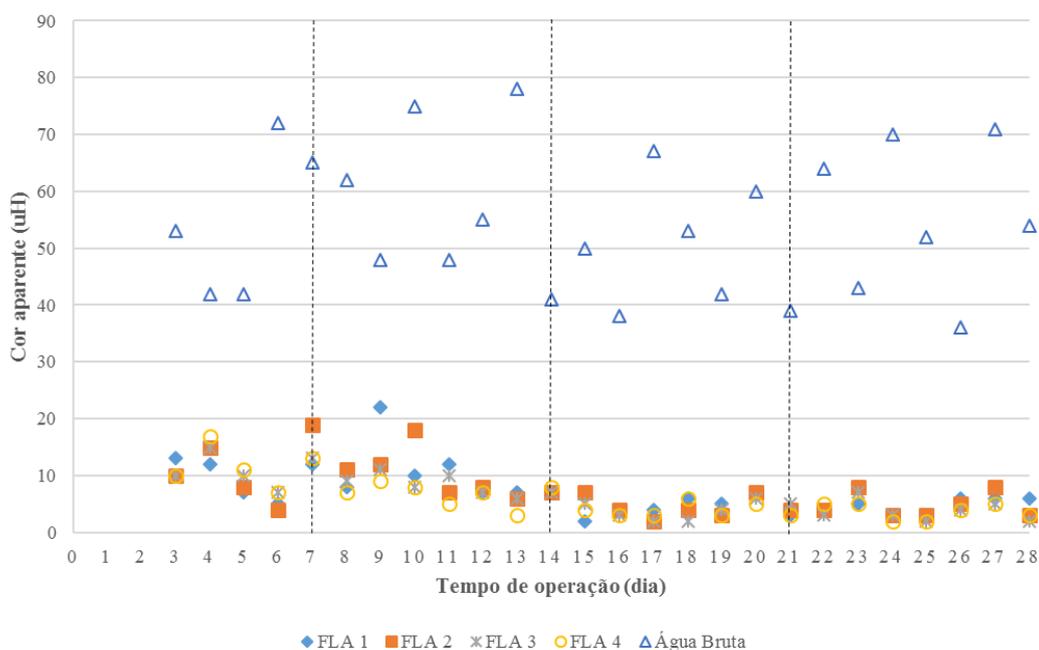


Figura 5.12 - Cor aparente da água bruta e do efluente dos filtros lentos durante a Fase experimental 2

A estatística descritiva apresentada na Tabela 5.14 demonstra pequena variação existente entre a cor aparente da água filtrada, sendo que os menores valores correspondem aos filtros de areia fina.

Tabela 5.14 - Estatística descritiva das análises de cor aparente realizadas na fase experimental 2 para o efluente dos filtros lentos

Medidas estatísticas	FLA 1	FLA 2	FLA 3	FLA 4
N	26	26	26	26
Média	7,2	7,3	6,4	6,1
Mediana	6,0	7,0	6,0	5,0
Mínimo	2,0	2,0	2,0	2,0
Máximo	22,0	19,0	15,0	17,0
Amplitude	20,0	17,0	13,0	15,0
Desvio padrão	4,3	4,6	3,6	3,6
CV	60 %	62 %	56 %	60 %

Ao comparar os filtros de areia grossa com os de areia fina com a mesma manta (FLA 1 com FLA 3; FLA 2 com FLA 4) observa-se que o efluente dos filtros de areia grossa apresenta a cor residual do efluente mais elevada, o que era esperado devido a menor área específica dos coletores na areia grossa. Contudo, a diferença não chega a ser tão expressiva, observando que 81 % das amostras analisadas dos filtros FLA 1 e FLA 2 possuíam cor aparente menor ou igual a 10 uH, enquanto, os filtros FLA 3 e FLA 4, apresentaram um percentual de 88 %.

Comparando os valores de turbidez e cor aparente obtidos (Figura 5.10 e Figura 5.12), observa-se que, apesar da maior dispersão apresentada pela cor aparente, ambas apresentam um comportamento geral similar.

Os dados de cor verdadeira obtidos demonstraram grande dispersão, a Tabela 5.15 apresenta a estatística descritiva obtida para esse parâmetro. A maior média e valor máximo foi correspondente à água filtrada do FLA 3. Enquanto o FLA 2 apresentou água com um residual de cor verdadeira com a menor variabilidade.

Tabela 5.15 - Estatística descritiva dos valores de cor verdadeira do efluente dos filtros lentos na fase experimental 2

Medidas estatísticas	FLA 1	FLA 2	FLA 3	FLA 4
N	26	26	26	26
Média	3,0	3,3	3,6	3,1
Mediana	2,0	2,0	3,0	2,0
Mínimo	0,0	1,0	0,0	0,0
Máximo	16,0	7,0	20,0	14,0
Amplitude	16,0	6,0	20,0	14,0
Desvio padrão	3,3	2,0	3,8	2,9
CV	108 %	60 %	108 %	96 %

A determinação de matéria orgânica natural, por meio da medida de UV em $\lambda = 254$ nm, foi realizada com o intuito de monitorar a carga orgânica afluenta e efluente aos filtros, que influencia o desenvolvimento da comunidade biológica dentro do meio filtrante. Os valores das análises realizadas demonstram que houve maior variação em relação aos dias de análise do que entre os residuais dos filtros. A Tabela 5.16 apresenta a estatística descritiva dos resultados obtidos.

Os coliformes totais apresentaram tendência de redução com o aumento do tempo de operação. Até o 14º dia houve considerável redução nas densidades remanescentes, e, após esse período, observou-se

uma constância do valor efluente ser igual ou menor que 1,0 NMP/100mL, no limite de detecção do método analítico utilizado, não sendo influenciado pelas densidades de coliformes totais afluentes. Esse comportamento foi observado em decorrência do grau de amadurecimento já alcançado pelo filtro. A Figura 5.13 ilustra esse comportamento, que também foi observado na Fase 1, período caracterizado como de amadurecimento da Schmutzdecke.

Tabela 5.16 - Estatística descritiva dos valores de absorvância UV_{254nm} realizadas na fase experimental 2 para o efluente dos filtros lentos

Medidas estatísticas	FLA 1	FLA 2	FLA 3	FLA 4
N	11	11	11	11
Média	0,094	0,096	0,094	0,093
Mediana	0,094	0,095	0,092	0,088
Mínimo	0,077	0,076	0,072	0,074
Máximo	0,128	0,134	0,127	0,130
Amplitude	0,051	0,058	0,055	0,056
Desvio padrão	0,014	0,016	0,014	0,017
CV	15 %	17 %	15 %	18 %

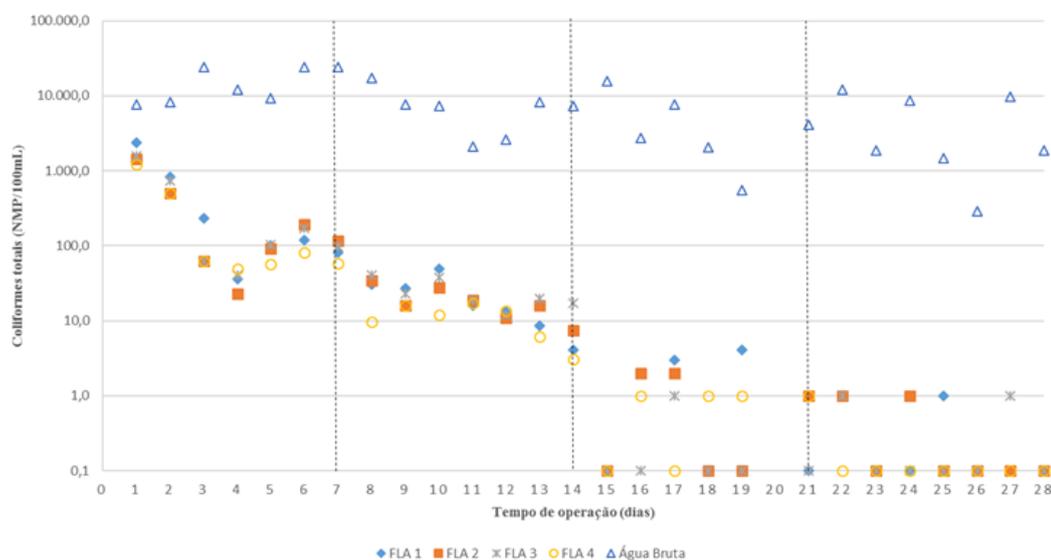


Figura 5.13 - Coliformes totais na água bruta e no efluente dos filtros lentos de areia durante a Fase experimental 2

As concentrações de coliformes totais na água filtrada foram baixas (densidades de 10^2 ordens de grandeza) em grande parte do período analisado, com um percentual de frequência para valores abaixo ou iguais a 1,0 NMP/100mL de 37,04%, para o FLA 1, 40,74 %, para o FLA 2 e 48,15 % para FLA 3

e FLA 4. As concentrações de coliformes obtidas como menores que 1,0 NMP/100mL, foram representadas no gráfico como igual a 0,1 NMP/100mL, para facilitar a sua identificação.

O FLA 4 (areia fina + M1) forneceu as menores concentrações de coliformes, com uma média de 78,0 ± 245,6 NMP/100mL (Tabela 5.17). Ao analisar a influência das mantas na remoção de coliformes totais foi possível identificar que as médias obtidas para os filtros que possuíam a manta M1 foram menores do que o correspondente de mesma granulometria que possuía a manta M2. No entanto, esse comportamento não se repete ao analisar a mediana, que apresenta menores valores para a água filtrada dos filtros FLA 1 (areia grossa + manta M2) e FLA 4 (areia grossa + manta M1).

Tabela 5.17 - Estatística descritiva das análises de coliformes totais realizadas na fase experimental 2 para o efluente dos filtros lentos

Medidas estatísticas	FLA 1	FLA 2	FLA 3	FLA 4
N	27	27	27	27
Média	145,6	94,6	109,5	78,0
Mediana	4,1	7,4	12,1	3,1
Mínimo	< 1,0	< 1,0	< 1,0	< 1,0
Máximo	2,4x10 ³	1,4x10 ³	1,6x10 ³	1,2x10 ³
Amplitude	2,4x10 ³	1,4x10 ³	1,6x10 ³	1,2x10 ³
Desvio padrão	471,6	284	323,6	245,6
CV	324 %	300 %	295 %	315 %

Assim, como observado pelas médias da estatística descritiva dos dados de coliformes totais houve melhor desempenho pelos filtros com manta M1, com pequena diferença. No entanto, a aplicação de testes estatísticos de comparação (Kruskal-Wallis) não demonstrou a existência de diferenças significativas de remoção de coliformes totais entre os filtros estudados. Foi obtido um *p-value* igual a 0,7993, considerando um nível de significância de 5%, isso permite concluir que, em relação ao desempenho dos filtros na remoção de coliformes totais, os filtros possuem comportamento similar.

Ao analisar o gráfico boxplot da Figura 5.14 julga-se haver diferença entre os filtros, devido a diferença na mediana, entretanto, essa diferença não foi estatisticamente significativa, como exposto anteriormente. No entanto, é interessante notar a grande variabilidade que todos os filtros apresentaram. É importante ressaltar que o método de detecção e a forma de quantificação dos coliformes totais tem como base o uso de probabilidade estatística, sendo assim, os valores de densidade de coliformes totais não podem ser considerados absolutos, pois variam em uma faixa muito grande.

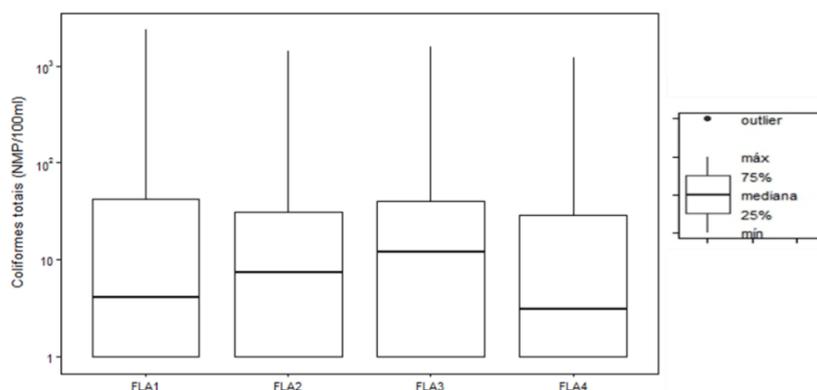


Figura 5.14 - Variação da densidade de coliformes totais na água filtrada pelos filtros lentos na Fase experimental 2

A remoção de coliformes totais apresentada pelos filtros se manteve acima de 99 % a partir do 3º dia de operação, sendo que após o 14º dia permaneceu, predominantemente, acima de 99,9 %. Em 64 % das amostras de água bruta, a densidade apresentou como ordem de grandeza 10^3 NMP/100mL. Esse período dos primeiros 14 dias corresponde ao tempo de amadurecimento do meio filtrante com formação da camada biológica, como também observado na Fase 1, seguido por menores concentrações residuais a partir do amadurecimento.

Paterniani e Conceição (2004) utilizando duas mantas não tecidas de polipropileno na superfície do meio filtrante de areia, caracterizadas por possuir alta porosidade e baixa filtrabilidade (diferente das mantas aqui estudadas, que possuem baixa porosidade e alta filtrabilidade), obtiveram 99,9% de remoção de coliformes totais para taxa de filtração tanto de 0,08m/h quanto para 0,17 m/h.

A Figura 5.15 apresenta o comportamento da densidade de *E. coli* na água bruta e na água filtrada, demonstrando baixos valores, predominando concentrações iguais ou menores que 10 NMP/100mL. Houve pequena variação de *E. coli* na água filtrada, predominando baixas concentrações, 81,5% das amostras do filtro FLA 1 apresentaram densidade menor ou igual a 1,0 NMP/100mL, já o FLA 2 foi 74,1 % das amostras, o FLA 3 correspondeu a 77,8% das amostras analisadas e o FLA 4 alcançou 88,9 % das amostras.

Na água filtrada foi observado que quase 100% das amostras coletadas para os filtros FLA 2, FLA 3 e FLA 4, a densidade de *E. coli* esteve abaixo ou igual a 10 NMP/100mL. A única exceção foi o filtro FLA 1, que apresentou no 10º dia de operação uma densidade igual a 11 NMP/100mL.

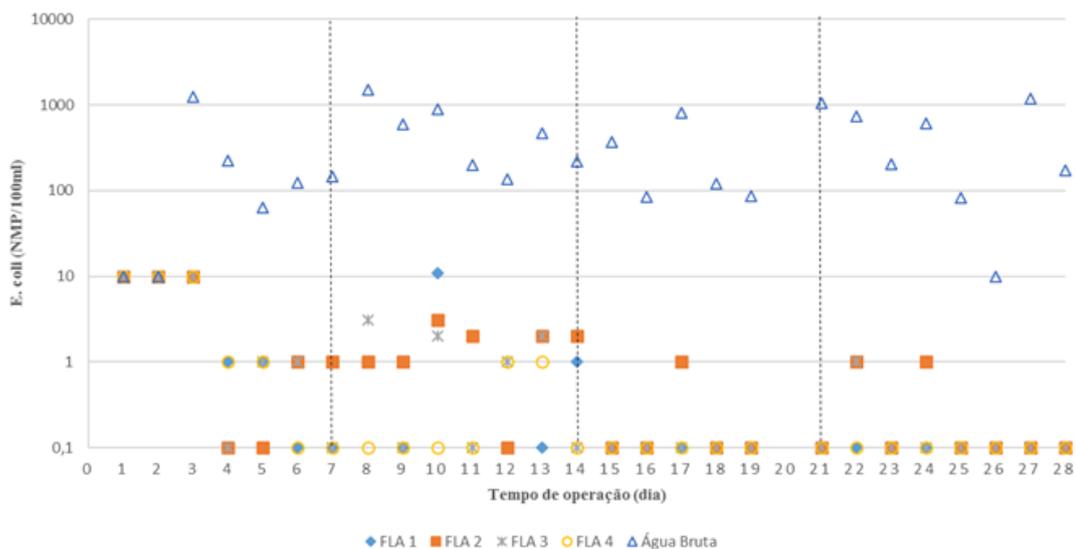


Figura 5.15 - *E. coli* na água bruta e no efluente dos filtros lentos de areia durante a Fase experimental 2

Após o período de amadurecimento, os filtros apresentaram densidades de *E. coli* iguais ou menores que 1,0 NMP/100mL, utilizando apenas duas mantas na superfície do meio filtrante de areia. Comportamento semelhante foi obtido em um estudo realizado por Graham *et al.* (1996) utilizando de um filtro com 6 mantas de polipropileno, de características semelhantes, sobre o meio filtrante de areia de mesma espessura, os autores observaram a densidade efluente média de *E. coli* abaixo de 3 NMP/100mL. Assim, observa-se que é possível obter desempenho semelhante com uma menor espessura de manta não tecida.

A Tabela 5.18 apresenta os valores da estatística descritiva das concentrações de *E. coli*. Pela análise desta tabela é perceptível a pequena diferença entre os filtros, com médias em torno de 2,0 NMP/100mL. Além disso, observa-se pequena amplitude apresentada pelos quatro filtros, que evidencia baixa variação entre os dados obtidos durante os dias estudados.

Como já mencionado anteriormente, a *E. coli* se manteve em baixas concentrações, com grande frequência de valores iguais ou menores que 1,0 NMP/100mL. O gráfico boxplot da Figura 5.16 corrobora a pequena variabilidade que os filtros apresentaram para esse parâmetro, permanecendo com valores iguais ou menores que 1 NMP/100mL, aqui os valores < 1,0 foram identificados como 1,0 NMP/100mL, sendo uma interpretação conservadora para os dados, por esse ser o limite de detecção do método utilizado.

Tabela 5.18 - Estatística descritiva das análises de *E. coli* realizadas na fase experimental 2 para o efluente dos filtros lentos

Medidas estatísticas	FLA 1	FLA 2	FLA 3	FLA 4
N	27	27	27	27
Média	2,4	2,2	2,2	2,0
Mediana	1,0	1,0	1,0	1,0
Mínimo	< 1,0	< 1,0	< 1,0	< 1,0
Máximo	11	10	10	10
Amplitude	10	9	9	9
Desvio padrão	3,3	2,9	2,9	2,9
CV	139 %	131 %	133 %	144 %

A exceção foi o filtro FLA 2 que assim como para a turbidez, obteve maior variabilidade para a densidade de *E. coli*, o que faz supor ainda mais que tal comportamento é decorrente da combinação manta não tecida M2 e areia grossa que parecem não ter favorecido condições operacionais estáveis nesse filtro.

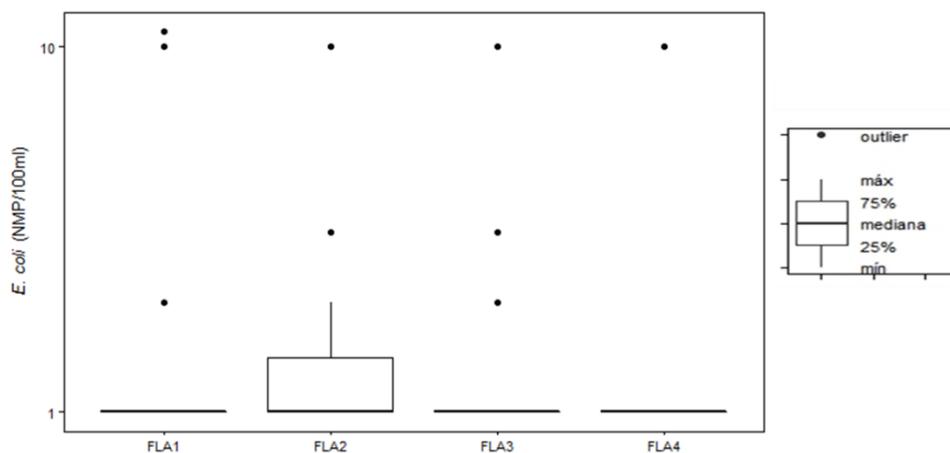


Figura 5.16 - Variação da densidade de *E. coli* na água filtrada pelos filtros lentos na Fase experimental 2

A similaridade entre o desempenho de remoção de *E. coli* entre os filtros foi comprovado por meio do teste estatístico de comparação, que demonstrou não haver diferença significativa entre os residuais de *E. coli* dos filtros estudados, pois apresentou um *p-value* igual a 0,2144 que, considerando um nível de significância de 5%, pode-se concluir que não há diferença entre o desempenho dos filtros para remoção de *E. coli*.

A Figura 5.17 apresenta a perda de carga total dos filtros durante o período de operação dos mesmos. É possível observar que os filtros de areia fina, como era esperado, apresentaram maiores perdas de

carga quando comparados com os de areia grossa. Nota-se também que apesar das mantas possuírem porosidade diferente (86 % para M1 e 91 % para M2) e áreas superficiais específicas também distintas (17107,3 m²/m³ para M1 e 16005,5 m²/m³ para M2) não influenciaram no computo geral da perda de carga nos filtros. Desse modo, essas pequenas variações nas características das mantas não foram suficientes para promover mudanças na perda de carga global dos filtros.

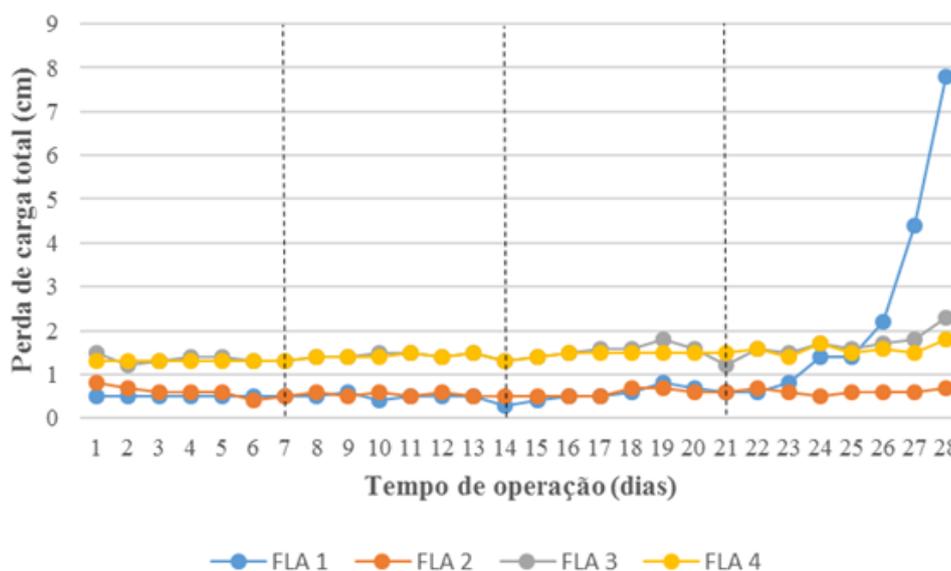


Figura 5.17 - Perda de carga nos filtros lentos durante a Fase experimental 2

Um comportamento distinto foi apresentado pelo FLA 1, que a partir do 24º dia de operação teve um aumento significativo na perda de carga. Nesse período houve um aumento na turbidez da água afluyente, no entanto, apenas o FLA 1 apresentou um aumento considerável na perda de carga, quando comparado com os demais filtros. Assim, considerando as características do filtro, a manta utilizada e a granulometria do meio filtrante, os filtros que possuíam as mesmas características que o FLA 1 não apresentaram o comportamento similar. Dessa forma, esse aumento considerável da perda de carga não parece estar associado a tais características do filtro.

5.2.2. Experimentos com microesferas fluorescentes de poliestireno

Com o intuito de analisar o comportamento das microesferas nas duas mantas utilizadas, foram realizados ensaios com adição de microesferas na água bruta, assim como realizado na Fase 1. Foram quantificadas as microesferas presentes na água bruta e na água filtrada, durante o pico de

contaminação (0-24h) bem como nos intervalos de 24-48 h e de 48-72h após o fim do pico de contaminação.

A Figura 5.18 apresenta as concentrações obtidas para a água bruta e para a água filtrada de cada filtro. Ao analisar o comportamento global dos filtros, observa-se uma tendência de redução das concentrações de microesferas com o decorrer do tempo de operação, bem como menores concentrações nas amostras que representam os dias seguintes ao pico. Esse comportamento era esperado, pois com o passar do tempo de operação dos filtros a comunidade biológica que coloniza o meio filtrante se diversifica e, portanto, intensifica-se a atividade biológica com a consequente melhoria da remoção de partículas e patógenos. Esse comportamento também foi observado por Pizzolatti (2014).

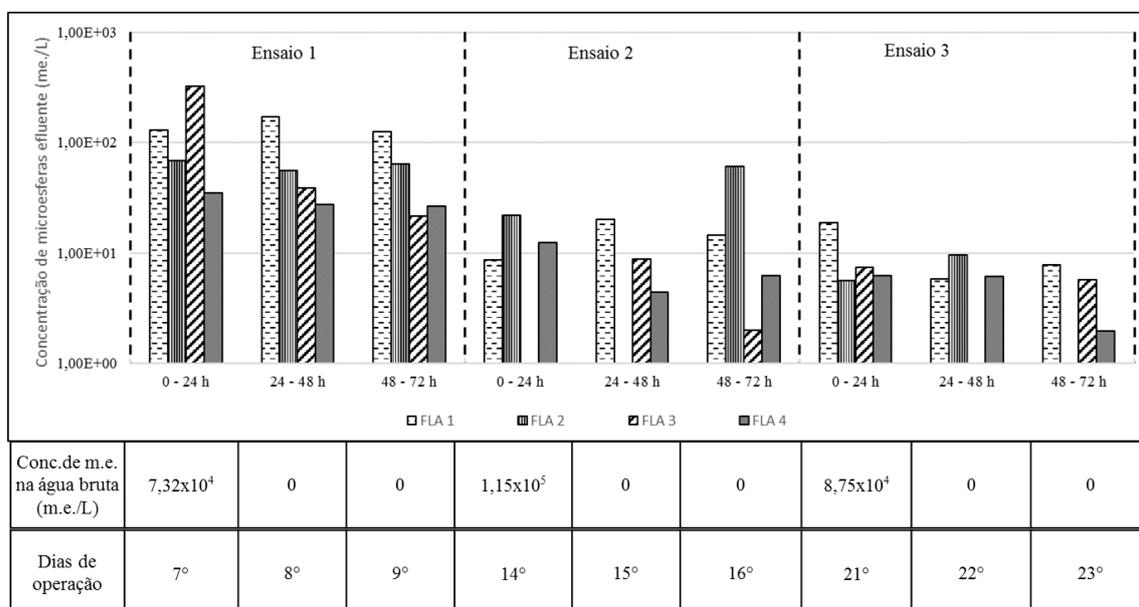


Figura 5.18 - Concentração de microesferas na água bruta e na água efluente dos filtros durante os ensaios realizados na Fase experimental 2

A concentração de microesferas na água bruta e no efluente dos filtros lentos, bem como a quantidade de microesferas adicionadas em cada filtro e quantidade liberada por cada filtro, são apresentadas na Tabela 5.19. Analisando a quantidade de microesferas que entraram e saíram dos filtros, verifica-se uma redução no ensaio 1 de 2 a 3 ordens de grandeza, e com o decorrer da operação (ensaio 2 e ensaio 3) essa redução aumenta e alcança 4 ordens de redução.

Tabela 5.19 - Concentração de microesferas na água afluente e efluente aos filtros lentos e número de microesferas afluentes e efluentes aos filtros

	Água Bruta	FLA 1	FLA 2	FLA 3	FLA 4	
Ensaio 1	Conc. de me. 0 - 24 h	7,3x10 ⁴	1,3x10 ²	6,9x10 ¹	3,2x10 ²	3,5x10 ¹
	Conc. de me. 24 - 48 h	0	1,7x10 ²	5,6x10 ¹	3,9x10 ¹	2,8x10 ¹
	Conc. de me. 48 - 72 h	0	1,2x10 ²	6,4x10 ¹	2,1x10 ¹	2,6x10 ¹
	Total de m.e. afluente (m.e.)	NA	1,7x10 ⁶	1,7x10 ⁶	1,7x10 ⁶	1,7x10 ⁶
	Total de m.e. efluente (m.e.)	NA	1,0x10 ⁴	4,5x10 ³	9,1x10 ³	2,1x10 ³
Ensaio 2	Conc. de me. 0 - 24 h	1,2x10 ⁵	8,6x10 ⁰	2,2x10 ¹	0	1,2x10 ¹
	Conc. de me. 24 - 48 h	0	2,0x10 ¹	0	8,7x10 ⁰	4,4x10 ⁰
	Conc. de me. 48 - 72 h	0	1,5x10 ¹	6,0x10 ¹	2,0x10 ⁰	6,2x10 ⁰
	Total de m.e. afluente (m.e.)	NA	2,7x10 ⁶	2,7x10 ⁶	2,7x10 ⁶	2,7x10 ⁶
	Total de m.e. efluente (m.e.)	NA	1,0x10 ³	1,95x10 ³	2,6x10 ²	5,5x10 ²
Ensaio 3	Conc. de me. 0 - 24 h	8,8x10 ⁴	1,9x10 ¹	5,6x10 ⁰	7,4x10 ⁰	6,2x10 ⁰
	Conc. de me. 24 - 48 h	0	5,8x10 ⁰	9,6x10 ⁰	0	6,1x10 ⁰
	Conc. de me. 48 - 72 h	0	7,7x10 ⁰	0	5,7x10 ⁰	1,97x10 ⁰
	Total de m.e. afluente (m.e.)	NA	2,1x10 ⁶	2,1x10 ⁶	2,1x10 ⁶	2,1x10 ⁶
	Total de m.e. efluente (m.e.)	NA	7,7x10 ²	3,6x10 ²	3,1x10 ²	3,4x10 ²

NA: não se aplica

Nos períodos de 24 a 48 h e de 48 a 72 h seguintes evidencia-se o arraste de microesferas que foram previamente retidas na manta e no meio filtrante. Ou seja, com o fluxo contínuo de água essas microesferas foram desprendidas e carreadas junto com a água filtrada. Destaca-se a grande variabilidade das concentrações de microesferas no efluente do FLA 2, que no ensaio 2, durante as 24 h do pico de contaminação, apresentou uma concentração na água filtrada igual a 21,9 microesferas/L, já no período entre 24 e 48 h não foram identificadas microesferas no efluente, enquanto que, no intervalo entre 48 e 72 h, o efluente desse filtro apresentou uma concentração de 60,3 microesferas/L. Pode ser que a liberação tenha a ver com o tipo de manta utilizada ou o meio filtrante, nesse caso, a

manta M1 e a areia grossa, entretanto, não há informações suficientes sobre a interação entre as microesferas e a manta, não sendo possível atribuir uma característica da manta que favoreça essa liberação de microesferas.

Comportamento semelhante foi observado por Hijnen *et al.* (2007), que notaram que, após cessar a inoculação de oocistos de *Cryptosporidium* no FLA, houve detecção de picos secundários na água filtrada com grande concentração de oocistos, esses autores concluíram que esse comportamento reflete que a ligação desses organismos no meio filtrante é reversível.

Em relação aos filtros de areia grossa, o FLA 1 (manta M2) apresentou consideravelmente as maiores concentrações, enquanto o FLA 2 (manta M1) apresentou a maior variabilidade dos resultados. Interessante observar que esse comportamento do FLA 2 também foi observado na Fase 1, quando esse filtro possuía a mesma configuração (areia grossa + M1), bem como para os parâmetros turbidez, coliformes totais e *E. coli*, apresentados anteriormente.

Os filtros de areia fina (FLA 3 e FLA 4) apresentaram um decaimento nas concentrações com o amadurecimento do filtro, apresentando também menor variabilidade de comportamento.

Em relação ao tamanho dos grãos do meio filtrante para a mesma manta, para a manta M2 (FLA 1 e FLA 3) observou-se a maior concentração na água filtrada do FLA 1 (areia grossa) em praticamente todas as quantificações, exceto no pico do ensaio 1, onde a concentração do FLA 3 atingiu 321 microesferas/L, maior concentração quantificada em relação a todos os filtros. Essa concentração significativamente elevada pode ser devido ao acúmulo de microesferas no meio filtrante ou mesmo a variabilidade do filtro, além dos erros analíticos na contagem das microesferas. Também para a manta M1, o filtro de areia grossa (FLA 2) apresentou maiores concentrações. Assim, nota-se que a granulometria influenciou de forma mais significativa na remoção das microesferas do que a característica das mantas não tecidas.

Em relação às remoções obtidas, nota-se o crescimento das remoções com o amadurecimento do filtro. A Tabela 5.20 apresenta as remoções obtidas para cada filtro durante os ensaios realizados, destacando que o cálculo foi realizado tomando por base as concentrações de microesferas afluente aos filtros durante o pico de contaminação e as concentrações efluentes durante os três dias de monitoramento a partir do início da contaminação.

Tabela 5.20 - Eficiência de remoção de microesferas nos filtros lentos (com e sem mantas não tecidas) na Fase experimental 2

Filtros	Ensaio 1		Ensaio 2		Ensaio 3	
	Remoção %	Log	Remoção %	Log	Remoção %	Log
FLA 1	99,4	2,24	96,23	1,42	99,96	3,43
FLA 2	99,7	2,59	92,83	1,14	99,98	3,76
FLA 3	99,5	2,28	99,06	2,03	99,99	3,82
FLA 4	99,9	2,92	98,36	1,70	99,98	3,79

Ao analisar a Tabela 5.20 observa-se que, no geral, as maiores remoções correspondem aos filtros FLA 3 e FLA 4, ambos compostos por areia fina. Interessante observar que para o ensaio 3 as remoções diferiram pouco entre os filtros, o que pode levar a pensar que com o maior grau de amadurecimento do meio filtrante o desempenho dos filtros se torna mais próximo.

Ao encerrar a carreira de filtração, os filtros foram desmontados, sendo que as mantas e os primeiros 3 cm da areia foram removidos para análise. Como indicado na metodologia, as mantas e a areia tiveram seu biofilme retirado por meio de lavagem para a quantificação das microesferas que estavam aderidas à manta e à areia.

A Figura 5.19 apresenta a quantificação realizada para cada componente (1ª manta, 2ª manta e areia). Lembrando que cada filtro era composto por um meio filtrante de areia e sobre a areia duas camadas de mantas. Assim, a camada de manta que ficava em contato direto com a coluna d'água é chamada de 1ª manta e a manta que fica em contato com a areia, abaixo da 1ª manta, é aqui chamada de 2ª manta. Os filtros FLA 1 e FLA 3 apresentavam a manta M2 e os filtros FLA 2 e FLA 4 a manta M1. É possível notar que, apesar da presença das mantas, a concentração de microesferas aderidas aos primeiros 3 cm de areia foi elevada, sendo maior em todos os filtros.

Os filtros FLA 1 e FLA 3, dotados da manta M2, apresentaram maiores concentrações na manta, sendo que essa manta que possui porosidade maior (91%) teve maior capacidade de reter as microesferas. Desse modo, é perceptível que houve uma diferença de retenção de microesferas pelas mantas, sendo que a M1 (FLA 2 e FLA 4) apresentou pequena retenção, sobretudo na 2ª manta, onde o desenvolvimento do biofilme foi menor. Pelas porcentagens retidas nas mantas, especialmente na manta M2, observa-se o papel de barreira desempenhado pelas mantas, que se torna relevante quando a areia não atende aos critérios recomendados na literatura para meio filtrantes de filtros lentos. Além

da capacidade de retenção nas mantas, vale ressaltar a importância da areia em todos os filtros, especialmente para os filtros FLA 2 e FLA 4, onde grande parte da retenção ocorreu na camada de areia analisada.

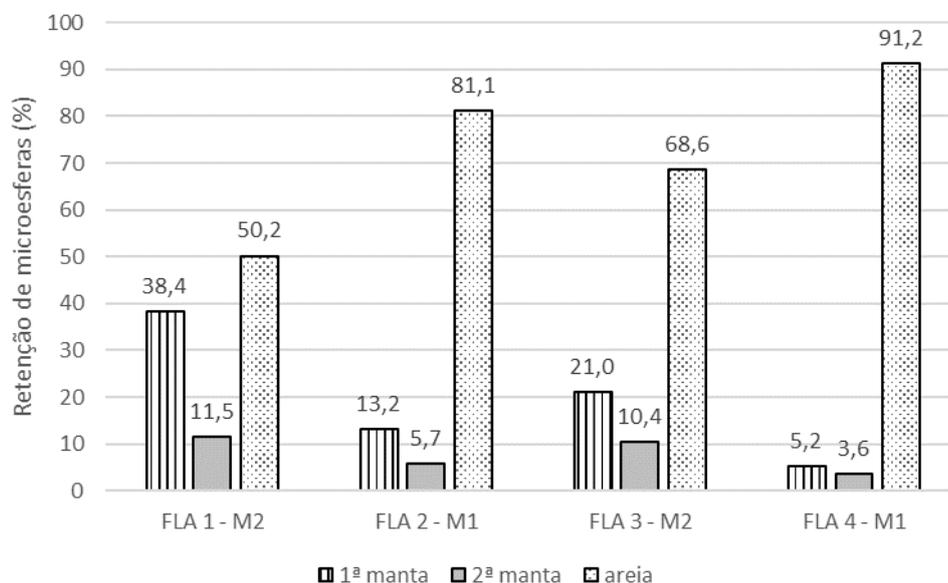


Figura 5.19 - Concentração de microesferas retiradas da camada biológica formada nas mantas e areia dos filtros lentos ao final da Fase experimental 2

Foi avaliado, além das microesferas, outro substituto aos oocistos que pode ser utilizado com maior facilidade para o monitoramento da qualidade da água filtrada, a contagem de partículas. A Figura 5.20 apresenta as concentrações de partículas obtidas por faixas de tamanho. Nesta figura é possível perceber que as maiores concentrações de partículas correspondem ao Ensaio 1, quando a Schmutzdecke ainda está em desenvolvimento. Além disso, observa-se que há uma tendência de redução nas concentrações das partículas com o amadurecimento do filtro, apesar de ser uma redução discreta.

Outro ponto interessante é a pequena variabilidade da concentração de partículas nos filtros durante os picos de contaminação e posterior ao pico. Nota-se também que os menores tamanhos de partículas apresentam maior concentração na água filtrada, o que era de se esperar, pois as partículas de menores dimensões são mais difíceis de serem removidas.

As porcentagens de remoções obtidas para os filtros em relação às partículas são apresentadas na Tabela 5.21. Analisando essa Tabela, é possível observar que há uma tendência de aumento de

remoção com o tempo de operação, ou seja, remoções maiores para os ensaios 2 e 3. A maior variação ocorreu do ensaio 1 para o ensaio 2, enquanto que do ensaio 2 para o ensaio 3 o aumento de remoção foi bem menor. Isso mostra que, no início, quando o filtro ainda estava amadurecendo, as remoções foram menores, nos ensaios 2 e 3 que foram realizados quando o filtro já possuía uma comunidade biológica madura, houve uma certa estabilização na retenção de partículas.

Tabela 5.21 - Eficiência de remoção de partículas (%) dos filtros lentos durante os ensaios com microesferas fluorescentes realizados na fase experimental 2

	Eficiência de remoção (%)											
	ensaio 1				ensaio 2				ensaio 3			
	FLA 1	FLA 2	FLA 3	FLA 4	FLA 1	FLA 2	FLA 3	FLA 4	FLA 1	FLA 2	FLA 3	FLA 4
2,0												
a	86,3	91,3	88,6	89,9	96,4	96,1	96,1	97,0	96,3	97,5	96,7	97,1
3,0												
4,0												
a	91,8	94,8	94,3	94,2	96,7	97,3	97,3	97,5	96,7	97,8	97,0	97,2
6,0												
8,0												
a	93,8	95,9	96,4	95,6	96,6	97,3	97,3	97,4	96,6	97,6	96,5	97,3
15												
25												
a	92,8	85,8	91,9	90,0	98,2	98,4	97,7	97,6	97,5	98,3	98,3	99,2
50												

A análise da concentração de partículas no efluente foi realizada com o intuito de ser correlacionada com as microesferas. Assim, em busca de uma correlação linear, os valores de concentração de ambos os parâmetros (contagem de partículas e microesferas) foram plotados em gráficos de dispersão, como pode ser observado na Figura 5.21. A partir desses resultados, pode-se notar que não há uma correlação linear significativa entre as variáveis.

Assim como na Fase 1, foi realizado o teste de correlação não paramétrico de Spearman entre o número de partículas e a concentração de microesferas. Também foi adotada a mesma escala dos valores dos coeficientes para a análise dos resultados. Os resultados obtidos, correlacionando os dados de concentrações alcançados na água filtrada tanto para partículas, quanto para microesferas, mostraram correlações fortes para as microesferas e todas as faixas de tamanho analisadas (Tabela 5.22). Como se trata de correlação positiva, isso quer dizer que ao aumentar a concentração de uma das variáveis a outra variável também alcançará concentrações maiores, sendo verdadeiro com a redução de concentração também.



Figura 5.20 - Concentração de partículas na água afluenta (AB) e na água efluente aos filtros lentos durante os ensaios com microesferas fluorescentes realizados na Fase experimental 2

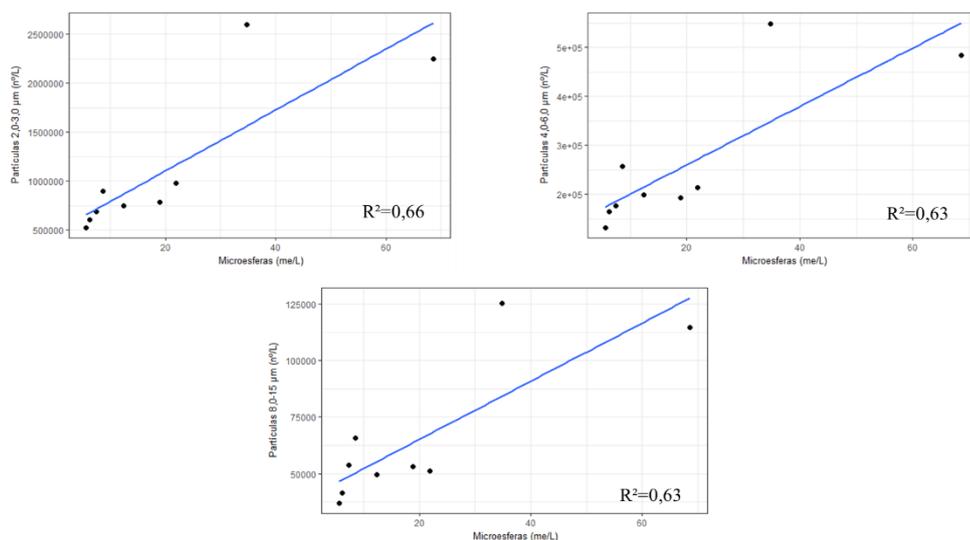


Figura 5.21 - Concentração de partículas e microesferas (a) Partículas de 2,0 a 3,0 μm (b) Partículas de 4,0 a 6,0 μm e (c) Partículas de 8,0 a 15 μm .

Tabela 5.22 - Coeficiente de Spearman para a concentração de partículas e microesferas na água filtrada.

	2,0 - 3,0 μm	4,0 - 6,0 μm	8,0 - 15 μm
M.E.	0,93	0,87	0,72

Esse comportamento observado nessa fase foi diferente do obtido para a Fase 1, na qual apenas a faixa de 2,0 a 3,0 μm teve correlação forte com as microesferas. O que pode estar relacionado as melhores remoções obtidas devido ao maior amadurecimento do meio filtrante.

5.2.3. Características da comunidade biológica formada na superfície dos filtros lentos

Nesta fase do estudo além da análise qualitativa dos principais microrganismos presentes no biofilme da manta e areia, foi realizada a quantificação de tais organismos, por meio da análise *in vivo* realizada no último dia (29^o dia) de operação dos filtros lentos.

Foi possível identificar quatro classes de protozoários (Rhizopoda, Ciliata Zoomatigia e Actinopoda) e quatro classes de metazoários (Rotatoria, Gastrotricha, Nematodes e Clitellata). Da classe Rhizopoda pôde ser identificada as ordens Amoebida, pela presença de amebas nuas, por exemplo, e a Testacea, que apresentou os gêneros *Euglypha*, *Centropyxes*, *Arcella* e *Diffugia*. A maior diversidade foi observada para a classe Ciliata, com representantes das ordens: Peritricha (*Vorticella*, *Epistylis* e

Opercularia), Spirotricha (*Aspidisca*, *Euplotes* e *Stentor*) e Holotricha (*Litonotus* e *Trachelophyllum*). O grupo dos rotíferos (classe Rotatoria) apresentou indivíduos das ordens Monogononta e Bdelloide.

Em comparação com a Fase 1, na Fase 2 foi observada maior diversidade de organismos nos filtros, sendo que os gêneros *Euplotes*, *Litonotus*, *Opercularia* e *Trachelophyllum*, da classe Ciliata, bem como a classe Zoomatigia e o gênero *Arcella*, da classe Rhizopoda, só foram observados na Fase 2.

Lloyd (1973) notou que as classes Nematodes, Gastrotricha e Turbellaria foram abundantes apenas em meios filtrantes maduros, assim como ocorreu na Fase 1. Para a Fase 2 também sugere-se que o meio filtrante neste estudo se apresentou como maduro ao final do experimento, devido às elevadas concentrações de Nematodes e Gastrotricha nos biofilmes analisados.

De acordo com Lloyd (1973), durante o amadurecimento do filtro, o número de colônias de bactérias diminui e número de protozoários ciliados aumenta. Esse autor destaca que o único grupo que obviamente se alimenta de bactérias em suspensão são os organismos da ordem Peritrichia, sendo que o gênero *Vorticella* é o dominante.

Em estudo *in vitro* realizado por Stott *et al.* (2003), protozoários ciliados, amebas e rotíferos foram expostos a alta densidade de oocistos de *Cryptosporidium*. Esses autores observaram que tais organismos foram capazes de ingerir os oocistos. A atividade de predação exercida por esses organismos variou entre as espécies, sendo que os ciliados demonstraram apresentar maior potencial de predação. A considerável densidade observada de protozoários ciliados, amebas e rotíferos no presente estudo pode também ter favorecido as remoções de microesferas observadas, especialmente na Fase 2, quando se observaram as maiores concentrações desses organismos nos meios filtrantes.

A Figura 5.22 e a Tabela 5.23 apresentam as densidades de organismos (org.m^{-3}) em cada componente do filtro (1ª manta, 2ª manta e areia) e demonstram que as maiores concentração na primeira manta, que mantêm contato direto com a coluna d'água, e as menores concentrações na areia, na qual, por estar mais profunda e provavelmente com menor disponibilidade de nutrientes para os organismos na água, o desenvolvimento dos organismos zooplancônicos não é favorecido pelas condições ambientais para estabelecimento de uma comunidade biológica mais diversificada e mais ativa.

Em relação aos filtros de areia grossa, foi possível evidenciar uma maior variedade de classes nos componentes analisados (mantas e areia) para o filtro FLA 1, sendo que para o filtro FLA 2 não foi

detectado a presença da classe Gastrotricha na primeira manta. Para os filtros de areia fina, a maior diferença observada se deu entre as areias, sendo que para o FLA 3, a areia se apresentou mais colonizada.

Em uma análise global, as classes com maior frequência de ocorrência nos três componentes (mantas e areia) analisados para todos os filtros foram a classe Rhizopoda, Ciliata, Rotatoria e Gastrotricha.

No presente trabalho foi observada a presença de organismos da classe Nematodes, no entanto, não foi observada uma densidade elevada em relação as demais classes quanto a observada por Hijnen *et al.* (2007), que analisou filtros que já estavam em operação há 3 anos.

Wheeler (1987, *apud* Mbwette e Graham, 1987) identificou a presença de *Protozoa*, *Rotifera* e *Annelida* em várias camadas de mantas do filtro lento de areia de uma estação piloto, sendo que os protozoários mais comumente identificados foram os membros das espécies *Vorticellidae*, *Tetrahymenina* e *Oxytrichidae*, e concluiu que as mantas pareciam ser um ambiente mais favorável para os protozoários ciliados do que apenas a areia.

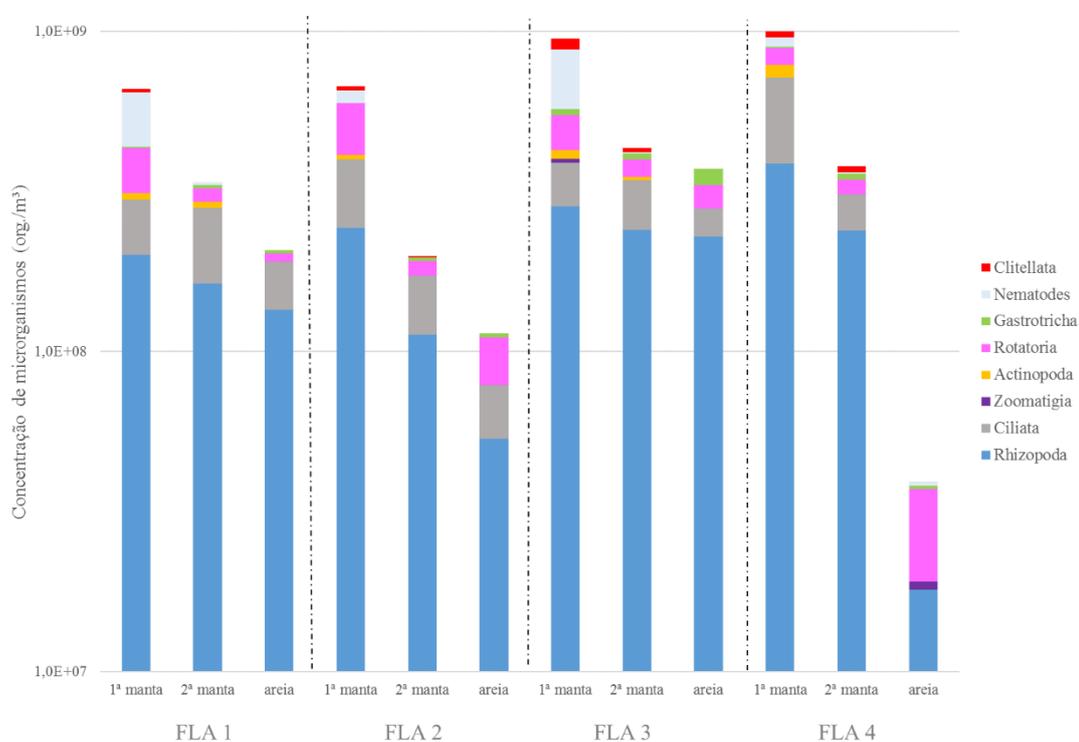


Figura 5.22 - Densidade de microrganismos no biofilme retirado das mantas e dos primeiros centímetros de areia dos filtros lentos, dispostos por classes

Tais observações também foram aqui identificadas, com a presença de rotíferos da ordem Monogononta, como *Keratella*, anelídeos como *Aelossomas* e *Nematoda*, bem como protozoários da ordem *Amoebida* e do gênero *Vorticella*, além de outros grupos de microrganismos, nos filtros com mantas não tecidas sobre a areia. Evidencia-se assim, que as mantas, de baixa porosidade e elevada filtrabilidade, também favorecem o desenvolvimento de microrganismos zooplancônicos.

Tabela 5.23 - Densidade de organismos (org./m³) no biofilme retirado das mantas não tecida e dos primeiros centímetros de areia dos filtros lentos ao final da fase experimental 2

Classes	FLA 1			FLA 2			FLA 3			FLA 4		
	1 ^a manta	2 ^a manta	areia	1 ^a manta	2 ^a manta	areia	1 ^a manta	2 ^a manta	areia	1 ^a manta	2 ^a manta	areia
Rhizopoda	2,0x10 ⁸	1,6x10 ⁸	1,4x10 ⁸	2,4x10 ⁸	1,1x10 ⁸	5,4x10 ⁷	2,8x10 ⁸	2,4x10 ⁸	2,3x10 ⁸	3,9x10 ⁸	2,4x10 ⁸	1,8x10 ⁷
Ciliata	9,8x10 ⁷	1,2x10 ⁸	5,6x10 ⁷	1,5x10 ⁸	6,0x10 ⁷	2,5x10 ⁷	1,1x10 ⁸	1,0x10 ⁸	5,1x10 ⁷	3,3x10 ⁸	7,1x10 ⁷	-
Zoomatigia	-	-	-	-	-	-	1,2x10 ⁷	-	-	-	-	1,1x10 ⁶
Actinopoda	1,5x10 ⁷	1,2x10 ⁷	-	1,5x10 ⁷	-	-	2,5x10 ⁷	7,7x10 ⁶	-	6,7x10 ⁷	-	-
Rotatoria	1,2x10 ⁸	2,9x10 ⁷	1,1x10 ⁷	1,8x10 ⁸	1,9x10 ⁷	3,2x10 ⁷	1,2x10 ⁸	4,6x10 ⁷	5,1x10 ⁷	1,0x10 ⁸	3,5x10 ⁷	1,8x10 ⁷
Gastrotricha	5,1x10 ⁶	7,7x10 ⁶	5,6x10 ⁶	-	4,5x10 ⁶	3,6x10 ⁶	2,5x10 ⁷	1,9x10 ⁷	4,0x10 ⁷	8,4x10 ⁶	1,5x10 ⁷	1,1x10 ⁶
Nematodes	2,1x10 ⁸	6,2x10 ⁶	-	6,0x10 ⁷	-	-	3,1x10 ⁸	3,1x10 ⁶	-	6,2x10 ⁷	4,5x10 ⁶	1,1x10 ⁶
Clitellata	1,5x10 ⁷	-	-	1,9x10 ⁷	1,5x10 ⁶	-	6,8x10 ⁷	1,4x10 ⁷	-	4,2x10 ⁷	1,5x10 ⁷	-

A Figura 5.23 apresenta alguns dos microrganismos identificados no biofilme dos filtros.

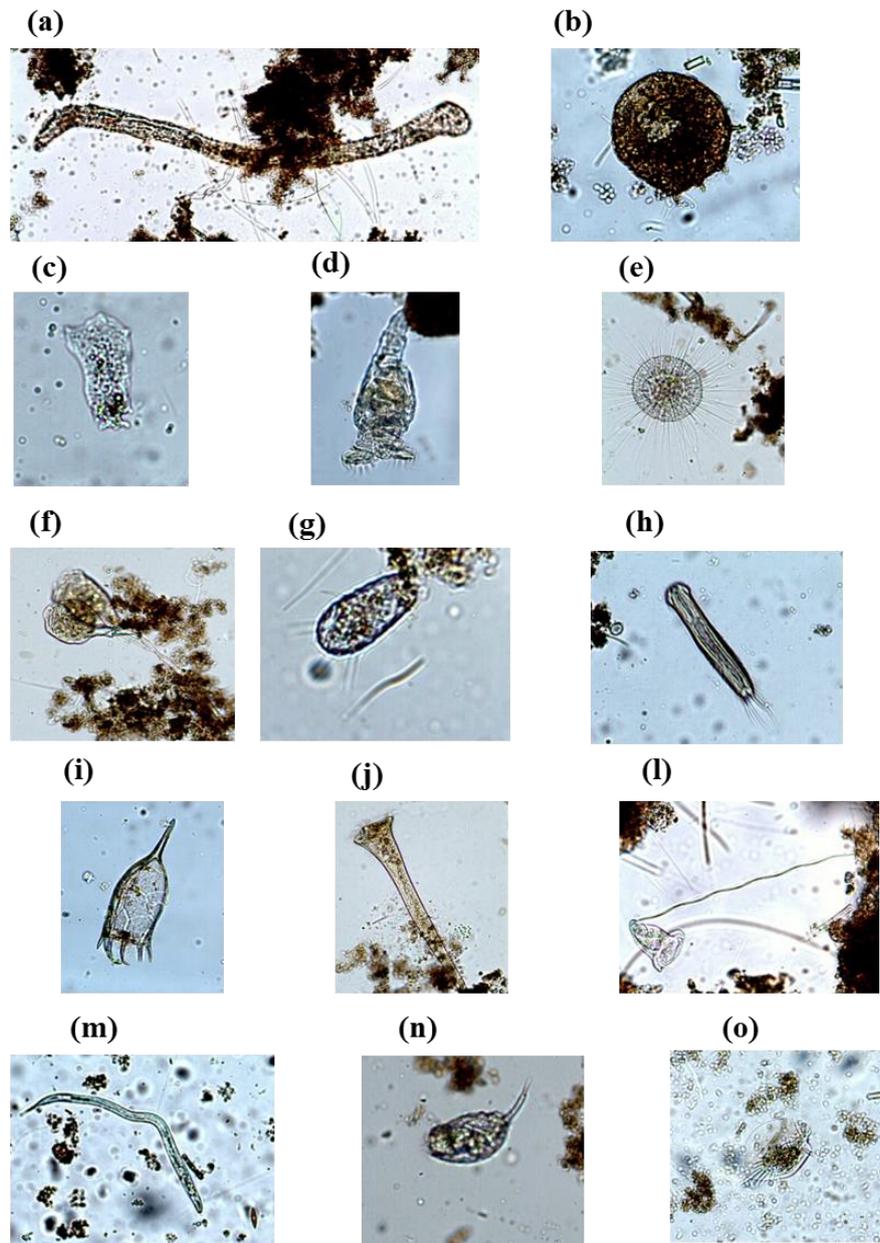


Figura 5.23 - Microrganismos encontrados no biofilme dos filtros (a) Classe Clitellata, ordem *Oligochaeta*. (b) Classe Rhizopoda, gênero *Centropyxes*. (c) Classe Rhizopoda, ordem Amoebida. (d) Classe Rotatoria, Ordem Bdelloidea. (e) Classe Actinopoda, Ordem *Heliozoa*. (f) Classe Ciliata, gênero *Epistylis*. (g) Classe Rhizopoda, Gênero *Euglypha*. (h) Classe *Gastrotricha*. (i) Classe Rotatoria, Gênero *Keratella*. (j) Classe Ciliata, Gênero *Stentor*. (l) Classe Ciliata, Gênero *Vorticella*. (m) Classe *Nematoda* (n) Classe Rotatoria, Ordem Monogononta. (o) Classe Ciliata, Gênero *Euplotes*. Imagens obtidas com aumento de 100X.

5.3. CONSIDERAÇÕES SOBRE OS RESULTADOS DAS FASES EXPERIMENTAIS EXECUTADAS

Os resultados obtidos na Fase experimental 1 e 2 podem ser comparados a fim de analisar o comportamento dos filtros nas diferentes fases.

Por meio do monitoramento contínuo de turbidez e coliformes totais na água filtrada foi possível perceber que, de forma geral, os valores obtidos para esses parâmetros na Fase experimental 1 foram maiores do que os apresentados na Fase experimental 2. Os filtros lentos foram operados por cerca de 30 dias na Fase 1, o que favoreceu o estabelecimento de uma comunidade biológica ativa no meio filtrante. Ao recolocar os filtros em operação na Fase 2, mesmo após a lavagem dos primeiros 5 centímetros de areia e substituição das mantas, os filtros lentos apresentaram melhor desempenho para os parâmetros analisados, já no início da operação, confirmando o que já foi observado por outros autores (Bellamy *et al.*, 1985a; Weber-Shirk e Dick, 1997a; Elliott *et al.*, 2006; Bauer *et al.*, 2010), que o meio filtrante maduro favorece o desempenho da filtração, mesmo realizando a limpeza da camada superficial.

A Tabela 5.24 apresenta os valores médios residuais de turbidez, coliformes totais e *E. coli* para os filtros em ambas as fases experimentais realizadas. Menores valores residuais obtidos para a turbidez e coliformes totais foram obtidos, demonstrando o melhor desempenho da filtração na segunda fase experimental realizada. Por outro lado, os residuais de *E. coli* demonstram comportamento contrário, com valores residuais médios maiores para a Fase 2, o que pode ser consequência da retirada dos dados obtidos nos primeiros 11 dias de análise de *E. coli* devido aos contratemplos já relatados da qualidade microbiológica da água bruta utilizada (concentrações de coliformes totais muito elevadas e *E. coli* baixas).

Tabela 5.24 - Valores médios dos residuais dos parâmetros de qualidade da água estudados em ambas as fases nos efluentes dos filtros lentos

Parâmetros	Fase experimental 1				Fase experimental 2			
	FLA 1	FLA 2	FLA 3	FLA 4	FLA 1	FLA 2	FLA 3	FLA 4
Turbidez	0,56	0,51	0,44	0,41	0,38	0,37	0,34	0,34
Coli. totais	6,5x10 ²	4,4x10 ²	6,6x10 ²	5,3x10 ²	1,5x10 ²	0,9x10 ²	1,1x10 ²	0,8x10 ²
<i>E. coli</i>	1,5	1,3	1,1	1,1	2,4	2,2	2,2	2,0

Levando em consideração que os filtros FLA 2 (areia grossa + manta M1) e FLA 4 (areia fina + manta M1) mantiveram os mesmos arranjos em ambas as fases, e que apenas foi feita a troca das mantas da superfície e a lavagem dos primeiros centímetros de areia, foi realizada uma comparação entre os resultados das fases para esses filtros, com a aplicação de teste estatístico, conforme apresentado na Tabela 5.25.

Tabela 5.25 - Comparação entre os dados de qualidade da água obtidos na Fase experimental 1 e 2, por meio do teste de Kruskal-Wallis

	Parâmetro	<i>p-value</i>
FLA 2	Turbidez	1,5x10 ⁻⁴ *
	Coli. totais	1,6x10 ⁻⁶ *
	<i>E. coli</i>	0,298
FLA 4	Turbidez	0,006 *
	Coli. totais	9,4x10 ⁻⁷ *
	<i>E. coli</i>	0,499
Água bruta	Turbidez	0,068
	Coli. totais	0,989
	<i>E. coli</i>	2,4x10 ⁻⁵ *

* diferenças significativas ao nível de 95% de confiança

Por meio dessa análise estatística, com nível de significância de 5%, observou-se que os residuais de turbidez e coliformes totais se mostraram significativamente diferentes para os filtros FLA 2 (areia grossa + manta M1) e FLA 4 (areia fina + manta M1) nas Fases 1 e 2. Por outro lado, ao comparar as características da água bruta utilizada na primeira e segunda fase dos experimentos, não foi encontrada diferença estatisticamente significativa. Portanto, considerando que a qualidade da água bruta é estatisticamente similar em ambos as fases, contudo, houve diferença estatística da qualidade da água produzida pelos filtros FLA 2 e FLA 4 nas fases experimentais estudadas, pode-se concluir que a prévia colonização dos meios filtrantes influenciou a melhor qualidade da água filtrada em relação à turbidez e coliformes totais na Fase experimental 2, como apresentado na Tabela 5.24. Ou seja, a maior colonização do meio filtrante no início da Fase 2 provavelmente favoreceu o melhor desempenho desses filtros.

Em relação aos ensaios com microesferas, os resultados obtidos na Fase 1 foram variáveis, não sendo possível identificar uma tendência de redução ou aumento da concentração de microesferas no efluente

dos filtros com as características dos filtros. Entretanto, foi possível identificar um aumento da remoção com o tempo de operação dos filtros. Outro ponto importante de ressaltar nesse período analisado foram as menores concentrações residuais de microesferas no efluente dos filtros que possuíam o meio filtrante composto por areia fina. Na Fase 1, observou-se que a presença da manta não tecida, em especial para o filtro de areia grossa (FLA2) favoreceu o transpasse de microesferas.

Na fase experimental 2, foram utilizadas mantas sobre o meio filtrante em todos os filtros, e o meios filtrantes apresentavam prévia colonização e, assim, a tendência observada foi de aumento na remoção das microesferas, o que sugere que o período de transpasse após o pico de contaminação pode ser menor. Na Fase experimental 1 foram obtidas reduções de 2 a 3 ordens de grandeza do número de microesferas afluente ao filtro, mostrando uma capacidade significativa de remoção dos filtros analisados. Já na segunda fase essa redução foi maior, variando de 3 a 4 ordens de redução.

Durante os experimentos, foi identificada a retenção de microesferas nas mantas e na areia, de forma que na fase 2 foi possível quantificá-las. Desse modo, observou-se que a manta desempenha um papel importante na retenção das microesferas, especialmente a manta M2, que reteve maior número de microesferas em comparação com a manta M1. Considerando o uso de areia grossa, ou de areia que não contemple todas as exigências da areia convencionalmente recomendada na literatura para filtração lenta, a manta pode ser um fator de considerável importância na retenção das partículas e, conseqüentemente na remoção de (oo)cistos de protozoários e, assim, na produção de água filtrada de melhor qualidade.

A literatura relata que, de um modo geral, a ocorrência de oocistos de *Cryptosporidium* em águas naturais tem se mostrado relativamente baixa. Dias *et al.* (2008) obtiveram concentrações de oocistos variando de 1 a 14,76 oocistos/L na água de 8 mananciais influenciados pela presença de propriedades rurais com criação de animais, como caprinos e suínos. Avaliando alguns trabalhos executados no Brasil, Bevilacqua *et al.* (2009) mostraram que a densidade de oocistos de *Cryptosporidium*, em mananciais superficiais não protegidos, pode variar de não detectado até 510 oocistos/L.

Segundo a OMS (2009), há três níveis de risco de infecção por oocistos de *Cryptosporidium*, de acordo com a concentração de oocistos na água consumida. Assim, há o nível de risco baixo (0,003 oocistos/100L), nível de risco médio (0,3 oocistos/100L) e o nível de risco alto (30 oocistos/100L).

Considerando, pois, uma água bruta com densidade de 510 oocistos/L e a filtração lenta domiciliar com uma remoção de 3 log, para os filtros amadurecidos e com mantas, remoção alcançada nesse estudo, resultaria em uma água filtrada com 0,51 oocistos/L. Dessa forma, ao fazer correspondência com os riscos estabelecidos pela OMS (2009), obter-se-ia uma concentração de 51 oocistos/100L, o que corresponde a um risco alto. No entanto, a água filtrada ainda deve passar por um processo de desinfecção. Caso a água bruta fosse consumida sem nenhum tratamento, a ingestão de oocistos seria numa concentração de 51.000 oocistos/100L, o que tornaria o risco de infecção elevadíssimo. Assim, a probabilidade de infecção por oocistos de *Cryptosporidium* seria reduzida em 1.000 vezes com o consumo de água filtrada em escala domiciliar considerando as características do meio filtrante e os parâmetros de operação avaliados na presente pesquisa.

Dessa forma, considerando que as microesferas de poliestireno apresentam comportamento similar aos oocistos de *Cryptosporidium* e que se comportam como substitutos conservadores desses organismos. Ao se obter, nos filtros de pequena espessura de areia dotados de mantas, reduções de microesferas da ordem de 3 casas logarítmicas e remoções de coliformes totais e *E. coli* de 3 logs, pode-se esperar a produção de água filtrada com maior segurança microbiológica e que atenda aos padrões de potabilidade. Dessa forma, os filtros lentos domiciliares, aqui estudados, podem auxiliar na diminuição do consumo de água, com elevado risco microbiológico, pela população que não possui acesso a serviços de saneamento básico.

6. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

Com base nos resultados obtidos, e considerando as condições operacionais adotadas, taxa de filtração de 2,0 m³/m²dia, espessura do meio filtrante de 50 cm e filtros operados em taxa constante e nível variável, a seguir são apresentadas as considerações finais, conclusões e recomendações.

O uso de meio filtrante de espessura reduzida (50 cm) composto por manta sintética não tecida e areia grossa se mostrou capaz de produzir água com residuais de coliformes totais e *E. coli* menores que 1,0 NMP/100mL e residual de turbidez menor que 1,0 uT. Para os filtros de areia grossa (FLA 1 e FLA 2) o uso de mantas aumentou a remoção de coliformes totais e turbidez, assim, a remoção de coliformes passou de 85 % para 90 % e de turbidez passou de 83 % para 85 %, com o uso da manta não tecida sobre o meio filtrante de areia.

O uso de mantas sobre os meios filtrantes de areia grossa ($d_{10} = 0,51$ mm) e areia fina ($d_{10} = 0,27$ mm) não influenciou significativamente a qualidade da água filtrada com relação à turbidez, coliformes totais e *E. coli*, segundo os testes estatísticos realizados. No entanto, as mantas parecem promover menor variabilidade dos valores de turbidez da água filtrada.

As maiores remoções corresponderam aos filtros de areia fina e a presença da manta tornou a densidade de coliformes e *E. coli* na água filtrada menores, especialmente durante o período de amadurecimento do filtro. Entretanto, não foi possível observar diferenças estatisticamente significativas no desempenho dos filtros lentos estudados. Os filtros de areia fina, FLA 3 e FLA 4, apresentaram os menores residuais de turbidez, iguais a 0,44 uT e 0,41 uT, respectivamente. Enquanto o efluente dos filtros de areia grossa, FLA 1 e FLA 2, apresentou valores médios de turbidez igual a 0,56 e 0,51 uT, respectivamente. Assim, observa-se também que os filtros com manta, FLA 4 e FLA 2, tiveram os efluentes com menores valores de turbidez.

Os resultados obtidos reforçam o já relatado na literatura, que o grau de amadurecimento do filtro influencia a remoção de coliformes totais, *E. coli*, turbidez e microesferas, que foram aqui utilizadas como substitutas aos oocistos de *Cryptosporidium*. Notou-se que quanto maior o grau de amadurecimento do meio filtrante, melhor a qualidade da água filtrada, tanto para os filtros de areia fina quanto para os de areia grossa.

Em relação as microesferas, os filtros com mantas atingiram remoções maiores que 3 logs, quando apresentaram um maior grau de amadurecimento, ou seja, com maior tempo de operação. Os filtros de areia grossa atingiram remoções de 3,4 e 3,8 logs, enquanto os filtros de areia fina apresentaram remoções de 3,8 logs. Assim, observa-se que quando amadurecidos, os filtros dotados de mantas não tecida alcançaram reduções na concentração de microesferas na água efluente de até 4 ordens de grandeza, o que sugere que, com o decorrer da operação e maior desenvolvimento da comunidade biológica, o transpasse de microesferas nos filtros de espessura reduzida pode cessar.

A combinação de meio filtrante de espessura reduzida (50 cm), baixas taxas de filtração ($2,0 \text{ m}^3/\text{m}^3/\text{dia}$) e uso de mantas não tecidas, tanto para a areia fina, quanto para areia grossa, apresentou resultados satisfatórios de qualidade da água filtrada, alcançando remoções médias de coliformes totais de 99 %, atingindo até 99,99 % com o filtro amadurecido.

O uso de mantas não tecidas de polipropileno e poliéster se mostrou satisfatório na produção de água filtrada. Para os filtros de areia grossa com essas mantas, os efluentes apresentaram densidades médias de *E. coli* de 2,4 e 2,2 NMP/100mL, e turbidez residual média de 0,37 uT. Usando areia fina convencional, as densidades residuais de *E. coli* foram de 2,2 e 2 NMP/100mL, e a turbidez igual a 0,34 uT. Em relação a penetração de impurezas, os filtros dotados das mantas de polipropileno e poliéster apresentaram perda de carga similar, quando comparados os filtros de mesma granulometria.

As mantas não tecidas foram capazes de reter microesferas, sendo que a maior retenção correspondeu as mantas M2 (manta de poliéster com porosidade de 91% e área específica de $16005 \text{ m}^2/\text{m}^3$), que apresentaram de 31 a 49 % das microesferas retidas no meio filtrante, apresentando melhor desempenho do que as mantas M1 (manta de polipropileno com porosidade de 86% e área específica de $17107 \text{ m}^2/\text{m}^3$) que apresentaram de 8 a 19 % das microesferas retidas no meio filtrante. Assim, a adoção de mantas não tecida na superfície de meios filtrantes com características diferentes das tradicionalmente utilizadas nos filtros lentos de areia pode contribuir para maior segurança da água filtrada

A ocorrência de diversidade de microrganismos zooplantônicos nos filtros lentos, principalmente os rotíferos, protozoários ciliados e amebas, pode ter influenciado nas significativas remoções apresentadas pelos filtros, alcançando 99,9 % de remoção de bactérias do grupo coliformes e mais de 3 logs de remoção de microesferas.

De forma geral parece haver uma maior diversidade de organismos nos filtros de areia fina, tanto nas mantas, quanto nos primeiros 3 cm de areia, do que nos filtros de areia grossa. Esse comportamento observado pode ser consequência da característica da areia fina, que apresenta maior área superficial específica e maior número de grãos coletores por unidade de volume, o que parece favorecer a aderência e desenvolvimento dos microrganismos nesse meio.

Em relação aos compartimentos, isto é, mantas e areia, foi observado que a manta que estava diretamente em contato com a coluna d'água apresentou o maior número e maior diversidade de microrganismos para todos os filtros. Isso pode estar associado a maior disponibilidade de nutrientes e oxigênio nesse ambiente, o que faz com que favoreça o desenvolvimento da microbiota nessa manta. Portanto, as mantas não tecidas se mostraram como um ambiente propício ao desenvolvimento de uma comunidade biológica, não afetando o estabelecimento dos microrganismos nos filtros lentos.

A utilização de mantas não tecidas associadas a areia grossa e meio filtrante de espessura reduzida nos filtros lentos demonstrou ser capaz de produzir água filtrada dentro dos limites estabelecidos pelo Anexo XX da Portaria de Consolidação nº 5/2017, que relata sobre potabilidade da água. Assim, as mantas aumentaram o desempenho dos filtros de areia grossa, bem como os de areia fina, demonstrando ser uma barreira física adicional na filtração, capaz de reter partículas e microrganismos patógenos.

Os filtros lentos de espessura reduzida, 50 cm, dotados de mantas não tecidas, se mostrou eficaz na produção de água para consumo domiciliar, sendo uma tecnologia alternativa para a população rural, por aliar facilidade de operação e limpeza simplificada, pelo uso das mantas, com a produção de água filtrada dentro dos padrões de potabilidade. A maior praticidade na manutenção dos filtros, conferida pela manta, se deve a limpeza poder ser feita apenas pela retirada da manta e subsequente lavagem, tornando-se mais fácil e prático do que a raspagem da areia. De tal modo, os filtros lentos domiciliares dotados de mantas podem servir como um instrumento para a universalização do abastecimento de água em comunidades rurais isoladas, pois pode ser uma tecnologia de fácil apropriação pela comunidade.

Com base no estudo realizado, recomenda-se:

- Realizar experimentos com taxas de filtração mais elevadas (como 3 m³/m².dia) e maiores níveis de turbidez na água bruta (> 10 uT) para avaliar o comportamento da areia grossa e das mantas utilizadas, quanto à perda de carga e qualidade da água filtrada;
- Durante os experimentos de filtração, monitorar a qualidade do efluente produzido após os picos de contaminação de microesferas por um período maior, avaliando a capacidade de desprendimento das microesferas das mantas e da areia;
- Realizar experimentos com o filtro domiciliar em escala real, para avaliar especialmente a facilidade de limpeza das mantas e a qualidade do efluente após a recolocação das mantas limpas, sem a limpeza da areia;
- Realizar experimentos de filtração lenta com duração variada, desde dias até meses, com o objetivo de avaliar o comportamento das mantas em maiores períodos de utilização;
- Avaliar a assimilação de microesferas por organismos zooplanctônicos que colonizam o meio filtrante de filtros lentos, dando embasamento também para o seu uso como substitutos de oocistos de *Cryptosporidium*.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABINT - Associação Brasileira de Indústrias de Não-tecidos. (2017). *Manual de não-tecidos: Classificação, identificação e aplicações de não-tecidos*. São Paulo. 36p. Disponível em: <http://www.abint.org.br/publicacoes.html>. Acesso em: 26 março 2017.
- ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas. (1991). *TB-392 - Materiais têxteis: Ligamentos fundamentais de tecidos planos*. Rio de Janeiro, 5p.
- ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas. (1992). *NBR 12.216 – Projeto de estação de tratamento de água para abastecimento público*. Rio de Janeiro, 18p.
- ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas. (2002). *NBR 13.370 - Nãotecido: terminologia*. Rio de Janeiro, 6p.
- ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas. (2013). *NBR 9.863-1 - Geossintéticos: determinação da espessura a pressões específicas*. Rio de Janeiro, 5p.
- ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas. (2013). *NBR 9.864 - Geossintéticos: Método de ensaio para determinação da massa por unidade de área de geotêxteis e produtos correlatos*. Rio de Janeiro.
- Amui, C. R. e Moruzzi, R. M. C. M. (2016). *Desenvolvimento e avaliação de protótipos de filtro lento para tratamento de água em domicílios rurais*. Monografia de Projeto Final de Graduação. Universidade de Brasília, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Brasília, DF, 97f.
- Anderson, W. B., DeLoyde, J. L., Van Dyke, M. I., Huck, P. M. (2009). “Influence of design and operating conditions on the removal of MS2 bacteriophage by pilot-scale multistage slow sand filtration”. *Journal of Water Supply: Research and Technology*, 58(7), 450-462.
- Anggraini, A. K., Fuchs, S., Silva, A. (2014). “Influence of effective size and level of supernatant layer in slow sand filter performance”. *ASEAN Journal of Systems Engineering*, 2(2), 47-51.
- Anggraini, A. K., Fuchs, S., Silva, A. (2015). “Investigation on slow sand filtration performance: influence of effective grain size on the particle removal”. In: *Anais do 7th Eastern European Young Water Professionals Conference*, Belgrade, Serbia, p. 312-319.
- APHA (1998). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* APHA, 20ª edição, APHA, Washington, DC, E.U.A.
- Baker, D. L. e Duke, W. F. (2006). “Intermittent slow sand filters for household use – a field study in Haiti”. In: Gimbel, R.; Graham, N. J. D.; Collins, M. R. (eds.) *Recent progress in slow sand and alternative biofiltration processes*. IWA Publishing, London, UK, 278-282.

- Bastos, R. K. X., Brandão, C. C. S., Cerqueira, D. A. (2009). “Tratamento de água e remoção de protozoários”. In: Pádua, V. L. de (coor) *Remoção de microorganismos emergentes e microcontaminantes orgânicos no tratamento de água para consumo humano*. ABES, Rio de Janeiro, BR, 109-150.
- Bauer, R., Dizer, H., Graeber, I., Rosenwinkel, K. H., López-Pila, J. M. (2010). “Removal of bacterial fecal indicators, coliphages and enteric adenoviruses from Waters with high fecal pollution by slow sand filtration”. *Water Research*, 45, 439-452.
- Baumgartner, J., Murcott, S., Ezzati, M. (2007). “Reconsidering ‘appropriate technology’: the effects of operating conditions on the bacterial removal performance of two household drinking-water filter systems”. *Environmental Research Letters*, 2, 1-6.
- Bellamy, W. D., Silverman, G. P., Hendricks, D. W., Logsdon, G. S. (1985a). “Removing giardia cysts with slow sand filtration”. *Journal of American Water Works Association*, 77(2), 52-60.
- Bellamy, W. D., Hendricks, D. W., Logsdon, G. S. (1985b). “Slow sand filtration: influences of selected process variables”. *Journal of American Water Works Association*, 62-66.
- Bellingieri, J. C. (2004). “Água de beber: a filtração doméstica e a difusão do filtro de água em São Paulo”. *Anais do Museu Paulista*, São Paulo, 12, 161-191.
- Bevilacqua, P. D., Azevedo, S. M. F. O., Cerqueira, D. A. (2009). Microorganismos emergentes: protozoários e cianobactérias. In: Pádua, V. L. de (coor) *Remoção de microorganismos emergentes e microcontaminantes orgânicos no tratamento de água para consumo humano*. ABES, Rio de Janeiro, BR, 74-108.
- Brasil. (2017). “*Portaria de Consolidação nº 5, de 28 de Setembro de 2017*”. Consolidação das normas sobre as ações e os serviços de saúde do Sistema Único de Saúde. Brasília: Diário Oficial da União de 28.09.2017.
- Brito, L. L. A., Cardoso, A. B., Salvador, D. P., Heller, L. (2005). “Amadurecimento de filtros lentos de areia e remoção de microrganismos indicadores de qualidade da água ao longo da profundidade do leito: uma avaliação em instalação piloto”. *Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental*, 10(4), 307-317.
- Cerqueira, D. A. (2008). *Remoção de oocistos de Cryptosporidium parvum e de indicadores no tratamento de água por ciclo completo, filtração direta descendente e dupla filtração, em escala piloto*. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Minas Gerais, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Belo Horizonte, MG, 214p.
- Clasen, T. F., Brown, J., Collin, S., Suntura, O., Cairncross, S. (2004). “Reducing diarrhea through the use of household-based ceramic water filters: a randomized, controlled trial in rural Bolivia”. *Journal American Society of Tropical Medicine and Hygiene*, 70(6), 651-657.

- Clasen, T., Parra, G. G., Boisson, S., Collin S. (2005). “Household-based ceramic water filters for the prevention of diarrhea: a randomized, controlled trial of a pilot program in Colombia”. *Journal American Society of Tropical Medicine and Hygiene*, **73**(4), 790-795.
- Connelly, S. J., Wolyniak, E. A., Dieter, K. L., Williamson, C. E., Jellison, K. L. (2007). “Impact of zooplankton grazing on the excystation, viability, and infectivity of the protozoan pathogens *Cryptosporidium parvum* and *Giardia lamblia*”. *Applied and Environmental Microbiology*, **73**(22), 7277-7282.
- Cumbi, H. A. (2013). *Avaliação do desempenho de mantas sintéticas não tecidas no tratamento de água para consumo humano visando utilização em comunidades rurais - ensaio em escala piloto*. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Minas Gerais, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Belo Horizonte, MG, 105p.
- Dai, X. e Hozalski, R. M. (2003). “Evaluation of microspheres as surrogates for *Cryptosporidium parvum* oocysts in filtration experiments”. *Journal Environmental Science Technology*, **37**(5), 1037-1042.
- DeLoyde, J. L., Anderson, W. B., Cleary, S. A., Ndiongue, S., LeCraw, R. A., Galan, M., Huck, P. M. (2006). “Removal of *Cryptosporidium* oocysts and *Giardia* cysts by pilot-scale multi-stage slow sand filtration.” In: Gimbel, R., Graham, N. J. D., Collins, M. R. (eds.) *Recent progress in slow sand and alternative biofiltration processes*. IWA Publishing, London, UK, p. 133-142.
- Dias, G. M. F., Bevilacqua, P. D., Bastos, R. K. X., Oliveira, A. A., Campos, G. M. M. (2008). *Giardia spp.* e *Cryptosporidium spp.* em água de manancial superficial de abastecimento contaminada por dejetos humano e animal. *Arq. Bras. Med. Vet. Zootec*, **60**(6), 1291-1300.
- Di Bernardo, L. (1993). *Métodos e Técnicas de Tratamento de Água*. Vol 2. Rio de Janeiro.
- Di Bernardo, L., Dantas, A. D. B. (2005). *Métodos e técnicas de tratamento de água*. Vol. 2. RiMa, 2ª edição, São Carlos 792p.
- Elliott, M. A., Stauber, C. E., Koksal, F., Liang, K. R., Huslage, D. K., DiGiano, F. A., Sobsey, M. D. (2006). “The operation, flow conditions and microbial reductions of an intermittently operated, household-scale slow sand filtration.” In: Gimbel, R.; Graham, N. J. D.; Collins, M. R. (eds.) *Recent progress in slow sand and alternative biofiltration processes*. IWA Publishing, London, UK, 268-277.
- Elliott, M. A.; DiGiano, F. A.; Sobsey, M. D. (2011). “Virus attenuation by microbial mechanisms during the idle time of a household slow sand filter”. *Water Research*, **45**, 4092-4102.
- Emelko, M. B., Huck, P. M., Douglas, I. P. (2003). “*Cryptosporidium* and microsphere removal during late in-cycle filtration”. *Journal American Water Works Association*, **95**(5), 173-182.

- Emelko, M. B., Huck, P. M. (2004). "Microspheres as surrogates for *Cryptosporidium* filtration". *Journal Water Works Association*, **96**(3), 94-105.
- Fayer, R., Trout, J. M., Walsh, E., Cole, R. (2000). "Rotifers ingest Oocysts of *Cryptosporidium parvum*." *The Journal of Eukaryotic Microbiology*, **47**(2), 161-163.
- Ferrante, J. E. T., Roncan, L., Netto, B. P. (2001). "III – Meio Físico" in Fonseca, F. O. (org.). *Olhares sobre o Lago Paranoá*. Secretaria de Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Brasília – DF, 45–78.
- Ferraz, C. F. (2001). *Influência da redução da espessura da camada suporte na eficiência da filtração lenta com uso de mantas sintéticas não tecidas para águas de abastecimento*. Dissertação de Mestrado, Universidade Estadual de Campinas, Faculdade de Engenharia Civil, Campinas, SP, 199p.
- Ferraz, C. F. e Paterniani, J. E. S. (2002). "Redução da espessura da camada suporte através da substituição por mantas não-tecidas na filtração lenta de águas de abastecimento." *Revista Engenharia Sanitária e Ambiental*, **7**(1), 8-15.
- Ferreira, E. P., Ferreira, J. T. P., Pantaleão, F. S., Ferreira, Y. P., Albuquerque, K. N., Ferreira, T. C. (2014). "Abastecimento de água para consumo humano em comunidades quilombolas no município de Santana do Mundaú-AL". *Revista Brasileira de Geografia Física*, **7**(6), 1119-1125.
- Francisco, A. R. (2012). *Coagulação com Moringa oleífera seguida da filtração lenta na redução de oocistos de Cryptosporidium spp. por simulação com microesferas de poliestireno*. Dissertação de Mestrado, Universidade Estadual de Campinas, Faculdade de Engenharia Agrícola, Campinas, SP, 103p.
- Frota, Y. F. (2014). *Avaliação da influência do tempo de operação na remoção de microesferas de poliestireno por filtração lenta*. Monografia de Projeto Final de Graduação. Universidade de Brasília, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Brasília, DF, 77p.
- Gottinger, A. M., McMartin, D. W., Price, D., Hanson, B. (2011). "The effectiveness of slow sand filter to treat Canadian rural prairie water." *Canadian Journal of Civil Engineering*, **38**, 455-463.
- Gottinger, A. M., Bhat, S. V., McMartin, D. W., Dahms, T. E. S. (2013). "Fluorescent microspheres as surrogates to assess oocyst removal efficacy from a modified slow sand biofiltration water treatment system". *Journal of Water Supply: Research and Technology*, **62**(3), 129-137.
- Graham, N. J. D., Clarke, B. A., Jones, C. J., Lloyd, B. J. (1996). "Effect of reduced depth, fabric-protected slow sand filters on treated water quality." In: Graham, N. e Collins, R. (eds.) *Advances in slow sand and alternative biological filtration*. John Wiley & Sons, 233-243.

- Guchi, E., Leta, S., Boelee, E. (2014). "Efficiency of slow sand filtration in removing bacteria and turbidity from drinking water in rural communities of central Ethiopia." *African Journal of Microbiology Research*, 8, 15p.
- Haig, S., Gauchotte-Lindsay, C., Collins, G., Quince, C. (2016). "Bioaugmentation mitigates the impact of Estrogen on coliform-grazing in slow sand filters". *Environmental Science & Technology*, **50**, 3101-3110.
- Heller, L., Bastos, R. K. X., Vieira, M. B. C. M., Bevilacqua, P. D., Brito, L. L. A., Mota, S. M. M., Oliveira, A. A., Machado, P. M., Salvador, D. P., Cardoso, A. B. (2004). Oocistos de *Cryptosporidium* e cistos de *Giardia*: circulação no ambiente e riscos à saúde humana. *Epidemiologia e Serviços de Saúde*. **13**(2), 79-92.
- Heller, L., Vieira, M. B. C. M., Brito, L. L. A. de, Salvador, D. P. (2007). "Association between the concentration of protozoa and surrogates in effluents of the slow sand filtration for water treatment". *Brazilian Journal of Microbiology*, 38, 337-345.
- Hijnen, W. A. M., Dullemont, Y. J., Schijven, J. F., Hanzens-Brouwer, A. J., Rosielle, M., Medema, G. (2007). "Removal and fate of *Cryptosporidium parvum*, *Clostridium perfringens* and small-sized centric diatoms (*Stephanodiscus hantzschii*) in slow sand filters." *Water Research*, 41, 2151-2162.
- Huisman, L., Wood, W. E. (1974). *Slow sand filtration*. World Health Organization, Geneva. 120p.
- Jenkins, M. W., Tiwari, S. K., Darby, J. (2011). "Bacterial, viral and turbidity removal by intermittent slow sand filtration for household use in developing countries: experimental investigation and modeling." *Water Research*, 45, 6227-6239.
- Koerner, R. M. (2005). *Designing with Geosynthetics*. Pearson, 5ª edição, New Jersey. 796p.
- Kubare, M. e Haarhoff, J. (2010). "Rational design of domestic biosand filters." *Journal of Water Supply: Research and technology*, 59(1), 1-15.
- Li, S. Y., Goodrich, J. A., Owens, J. H., Willeke, G. E., Schaefer III, F. W., Clark, R. M. (1997). "Reliability: of surrogates for determining *Cryptosporidium* removal". *Journal American Water Works Association*, **89**(5), 90-99.
- Liporoni, L. M. (2012). *Estudo preliminar da qualidade da água do Lago Paranoá, Brasília – DF, utilizando um modelo de qualidade de água bidimensional*. Dissertação de Mestrado, Universidade de Brasília, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Brasília, DF, 188p.
- Lloyd, B. (1973). "The construction of a sand profile sampler: its use in the study of the *Vorticella* populations and the general interstitial microfauna of slow sand filters". *Water Research Pergamon Press*, **7**, 963-973.
- Logsdon, G. S. (1991). *Slow sand filtration*. American Society of Civil Engineers. 227p.

- MbWette, T. S. A. e Graham, N. J. D. (1987). "Improving the efficiency of slow sand filtration with non-woven synthetic fabrics." *Filtration & Separation*, 46-50.
- MbWette, T. S. A., Steitieh, M. A. R., Graham, N. J. D. (1990). "Performance of fabric-protected slow sand filters treating a lowland surface water." *Water and Environment Journal - J.IWEM*, 4, 51-61.
- McConell, L. K., Sims, R. C., Barnett, B. B. (1984). "Reovirus removal and inactivation by slow-rate sand filtration." *Applied and Environmental Microbiology*, 48(4), 818-825.
- Melo, A. E. S. (2006). *Avaliação da filtração lenta na remoção de células de *Cylindrospermopsis raciborskii* e saxitoxinas*. Dissertação de Mestrado, Universidade de Brasília, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Brasília, DF, 178p.
- Menezes, P. H. B. J. (2010). *Avaliação do efeito das ações antrópicas no processo de escoamento superficial e assoreamento na bacia do lago Paranoá*. Dissertação de Mestrado, Universidade de Brasília, Instituto de Geociências, Brasília, DF, 117p.
- Mohanram, A., Ray, C., Harvey, R. W., Metge, D. W., Ryan, J. N., Chorover, J., Eberl, D. D. (2010). "Comparison of transport and attachment behaviors of *Cryptosporidium parvum* oocysts and oocyst-sized microspheres being advected through three mineralogically different granular porous media". *Water Research*, **44**, 5334-5344.
- Mondal, P. K., Seth, R. Biswas, N. (2007). "Performance evaluation of fabric aided slow sand filter in drinking water treatment". *Journal Environmenta Eng. Science*, **6**, 703-712.
- Muhammad, N., Ellis, K., Parr, J., Smith, M. D. (1996). "Optimization of slow sand filtration." In: *Anais 22nd WEDC Conference*, New Delhi, India, p. 283-285.
- Muhammad, N., Sinha, R., Krishnan, E. R., Piao, H., Patterson, C. L., Cotruvo, J., Cumberland, S. L., Nero, V. P., Delandra, C. (2008). "Evaluating surrogates for *Cryptosporidium* removal in point-of-use systems". *Journal American Water Works Association*, **100**(12), 98-107.
- Nascimento, M. F. (2009). *Remoção de oocistos de *Cryptosporidium* por meio da filtração direta ascendente em areia: avaliação em escala piloto*. Dissertação de Mestrado, Universidade de Brasília, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Brasília, DF, 149p.
- Ndiongue, S., Desjardins, R., Prévost, M. (2000). "Relationships between total particle count, aerobic spore-forming bacteria and turbidity in direct filtration". *Journal of Water Supply*, **49**(2), 75-87.
- OMS (2009). World Health Organization. Risk Assessment of *Cryptosporidium* in Drinking-Water. 143p.
- Nieminski, E. C. e Ongerth, J. E. (1995). "Removing Giardia and *Cryptosporidium* by conventional treatment and direct filtration". *Journal American Water Works Association*, 87(9), 96-106.

- Pádua, V. L. e Di Bernardo, L. (1997). “Emprego de mantas sintéticas nos estudos de tratabilidade de água quimicamente coagulada.” In: *Anais 19º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*, Foz do Iguaçu, Brasil, 1461-1474.
- Paterniani, J. E. S. e Conceição, C. H. Z. (2002). “Utilização da pré-filtração e filtração lenta no tratamento de água para piscicultura”. In: *Anais do VI Simpósio Ítalo Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*, Vitória, Brasil.
- Paterniani, J. E. S. e Conceição, C. H. Z. (2004). “Eficiência da pré-filtração e filtração lenta no tratamento de água para pequenas comunidades” *Engenharia Ambiental*, 1(1), 17-24.
- Pecci Filho, R. P., Di Bernardo, L. (2000). “Filtração em carvão ativado granular impregnado com prata para a melhoria da qualidade da água de consumo humano”. In: *Anais do 21º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*, João Pessoa, Brasil.
- Pizzolatti, B. S., Soares, M. B. D., Michelan, D. C. G. S., Romero, L. G., Sens, M. L. (2010). “Water treatment for rural areas by slow sand filtration”. In: *Anais do 21st Century Watershed Technology: Improving Water Quality and Environment*, Costa Rica.
- Pizzolatti, B. S. (2010). *Estudos de limpeza de filtro lento por raspagem e retrolavagem*. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Santa Catarina, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Florianópolis, SC,
- Pizzolatti, B. S. (2014). *Influência da técnica de limpeza de filtros lentos e diâmetro dos grãos sobre a qualidade da água produzida, com destaque para remoção de carbamatos e oocistos de Cryptosporidium (simulados por microesferas)*. Tese de Doutorado, Universidade Federal de Santa Catarina, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Florianópolis, SC, 225p.
- Rachwal, A. J., Bauer, M. J., West, J. T. (1988). “Advanced techniques for upgrading large scale slow sand filters”. In: Graham, N. J. D. *Slow sand filtration recent developments in water treatment technology*.
- Santos, F. F. S., Paterniani, J. E. S. (2014). “Filtração lenta em não tecido sintético como alternativa de tratamento de água para comunidades rurais: eficiência de remoção de bactérias heterotróficas e do grupo coliforme.” In: *Anais XLIII Congresso Brasileiro de Engenharia Agrícola*, Campo Grande, Brasil.
- Schuler, P. F., Ghosh, M. M., Gopalan, P. (1991). “Slow sand and diatomaceous earth filtration of cysts and other particulates”. *Water Research*, **25**(8), 995-1005.
- Shimabuku, Q. L., Arakawa, F. S., Camacho, F. P., Moreti, L. O. R., Bazana, S. L., Silveira, C., Ribeiro, R. M., Santos, O. A. A., Bergamasco, R. (2015). “Estudo dos parâmetros físico-químicos em filtros de carvão ativado granular modificados com nanopartículas de prata e cobre para aplicação no tratamento de água”. *Revista E-xacta*, **8**(2), 1-14.

- Souza, M. A. A. (1999). “Aplicabilidade dos filtros domiciliares no tratamento de água para consumo humano”. In: *Anais do 20º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*, Rio de Janeiro, Brasil.
- Souza, F. H., Pizzolatti, B. S., Sens, M. L. (2014). “Filtração lenta com retrolavagem: meio filtrante e sua influência na qualidade de água e comparação com o processo convencional por raspagem”. In: *Anais do XII Simpósio Ítalo Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*, Natal, Brasil.
- Stott, R., May, E., Ramirez, Warren, A. (2003). “Predation of *Cryptosporidium* oocysts by protozoa and rotifers: implications for water quality and public health”. *Water Science and Technology*, **47**(3), 77-83.
- Streble, H. e Krauter, D. (1987). *Atlas de los microorganismos de agua dulce: la vida em uma gota de agua*. Ediciones Omega, Barcelona, 337p.
- Swertfeger, J., Metz, D. H., DeMarco, J., Braghetta, A., Jacangelo, J. G. (1999) “Effect of filter media on cyst and oocyst removal” *Journal American Water Works Association*, **91**(9), 90-100.
- Taira, R. (2008). *Remoção de oocistos de Cryptosporidium na filtração lenta, precedida ou não de filtração ascendente em pedregulho*. Dissertação de Mestrado, Universidade de Brasília, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Brasília, DF, 170p.
- Timms, S., Slade, J. S., Fricker, C. R. (1995). “Removal of *Cryptosporidium* by slow sand filtration.” *Water Science Technology*, 31(5-6), 81-84.
- Yu, M. J., Ahn, S. K., Chung, S. H., Noh, S., Park, J. A., Rhim, Y. T., Jheong, W. H., Chung, H. M. (2006). “Evaluation of the rapid filtration system with particle size distribution and *Cryptosporidium* in different operating conditions”. *Journal Water Science and Technology: Water Supply*, **6**(1), 129-139.
- Weber-Shirk, M. L.; Dick, R. I. (1997a). “Physical-chemical mechanisms in slow sand filters.” *Journal of American Water Works Association*, 89(1), 87-100.
- Weber-Shirk, M. L.; Dick, R. I. (1997b). “Biological mechanisms in slow sand filters.” *Journal of American Water Works Association*, 89(2), 72-83.
- Weber-Shirk, M. L.; Dick, R. I. (1999). “Bacterivory by a chrysophyte in slow sand filters.” *Water Research*, 33(3) 631-638.
- Wotton, R. S. (2002). “Water purification using sand.” *Hydrobiologia*, 469, 193-201.

APÊNDICES

APÊNDICE A - ENSAIOS GRANULOMÉTRICOS

A.1. - CURVA GRANULOMÉTRICA DA AREIA GROSSA

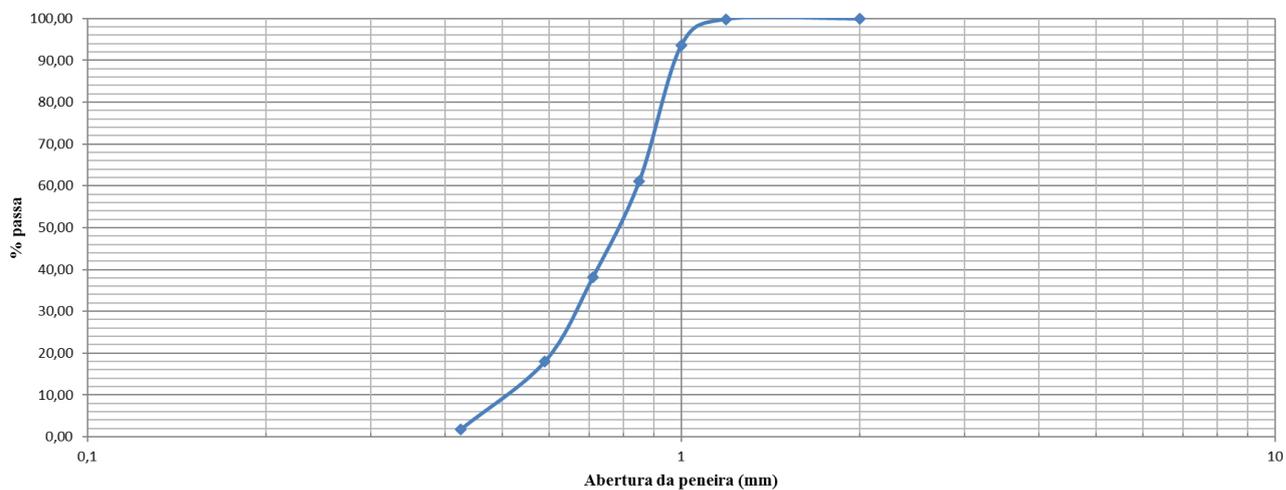


Figura A.1 - Curva granulométrica da areia grossa

Tabela A.1 - Frações de areia peneiradas em porcentagem passante pelas peneiras

Areia grossa	
Abertura da peneira (mm)	% que passa
2	100,00
1,19	99,87
1	93,60
0,85	61,08
0,71	38,12
0,59	18,03
0,425	1,68
< 0,425	0,00

A.2. – CURVA GRANULOMÉTRICA DA AREIA FINA



Figura A.2 - Curva granulométrica da areia fina

Tabela A.2 - Frações de areia peneiradas em porcentagem passante pela peneira

Areia fina	
Abertura da peneira (mm)	% que passa
0,85	99,92
0,71	97,81
0,59	78,81
0,425	31,23
0,3	12,23
0,25	4,47
0,18	0,69
0,15	0,26
0,075	0,04
<0,075	0,00

APÊNDICE B – ENSAIO COM TRAÇADOR

Tabela B.1 - Condutividade da água afluyente e efluente aos filtros lentos

Δt (min)	Areia grossa		Areia fina		Água afluente (mS/cm)
	FLA 1 (mS/cm)	FLA 2 (mS/cm)	FLA 3 (mS/cm)	FLA 4 (mS/cm)	
0	0,00709	0,00509	0,00466	0,00493	14,09
30	0,00491	0,00539	0,00477	0,00826	-
60	0,00679	0,00752	0,00511	0,00871	-
90	0,00871	0,01096	0,00528	0,00788	-
120	0,0058	0,006	0,01144	0,01021	-
150	0,00583	0,1323	0,0096	0,0094	-
180	0,334	3,06	0,461	0,406	-
210	2,85	6,09	3,04	2,79	-
220	3,95	7,32	4,98	4,84	-
230	4,78	7,91	6,46	6,2	-
240	5,69	8,71	7,62	7,29	-
250	6,5	9,44	8,84	8,36	-
260	7,41	9,99	10,06	9,58	14,06
270	8,13	10,43	11,02	10,63	-
280	9,02	10,86	11,69	11,41	-
290	9,77	11,27	12,24	12,17	-
295	10,2	11,6	12,58	12,66	-
300	10,57	11,76	12,83	12,86	-
310	10,97	12,1	13,1	13,07	-
315	11,26	12,4	13,25	13,25	-
320	11,5	12,58	13,36	13,41	-
325	11,75	12,68	13,46	13,47	-
335	11,96	12,84	13,54	13,62	-
345	12,18	12,87	13,67	13,69	-
375	12,29	12,88	13,8	13,93	14,04
405	13,16	13,26	14	13,99	-

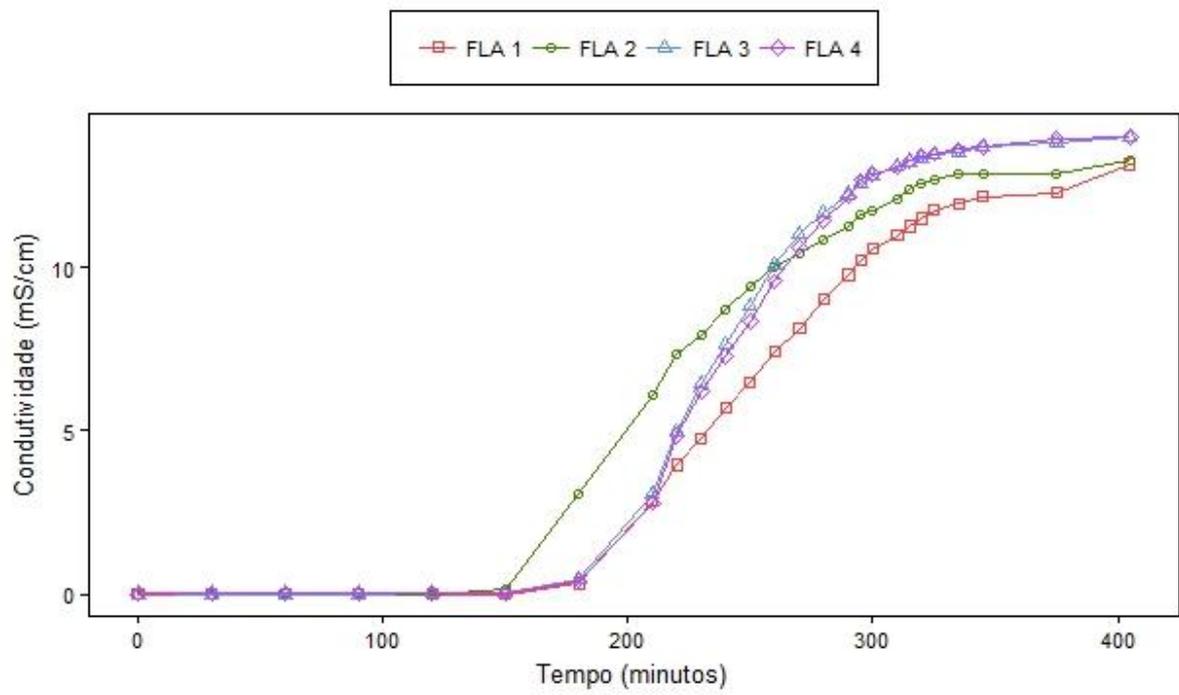


Figura B.1 - Perfil temporal de variação da condutividade obtido a partir do ensaio com traçador

APÊNDICE C – LAGO PARANOÁ

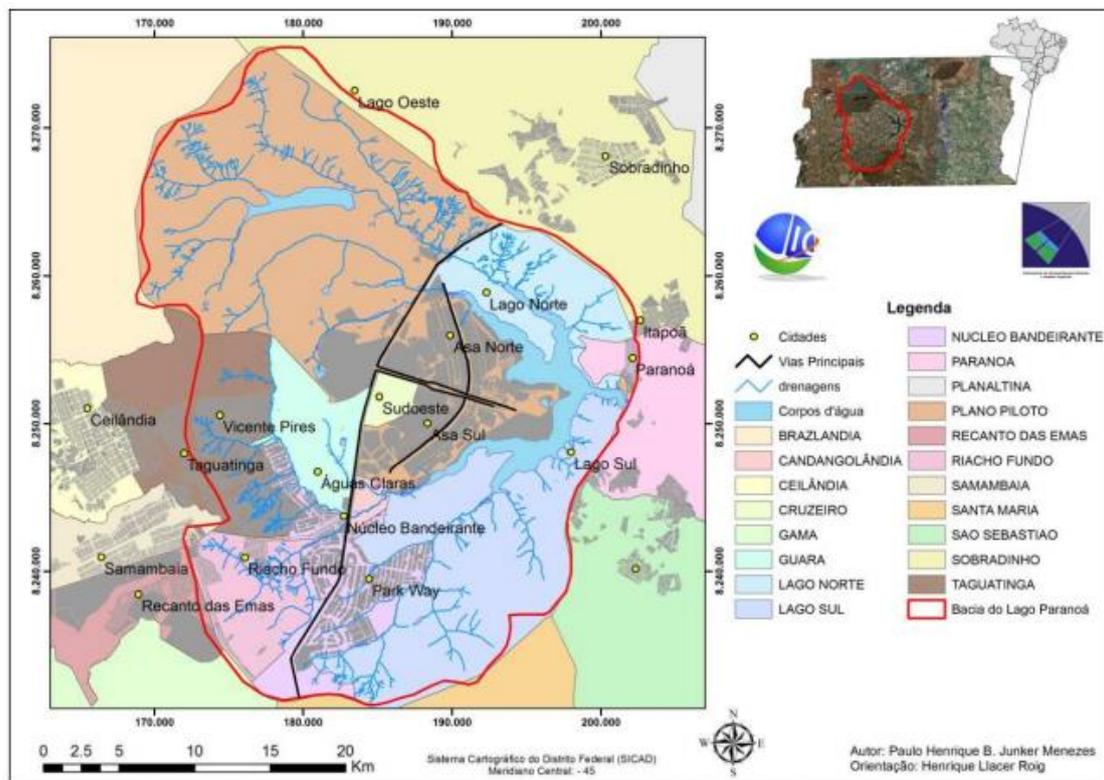


Figura C.1 - Localização da Bacia do Lago Paranoá

APÊNDICE D – CURVA DE FREQUÊNCIA DA TURBIDEZ

D.1. - FASE 1

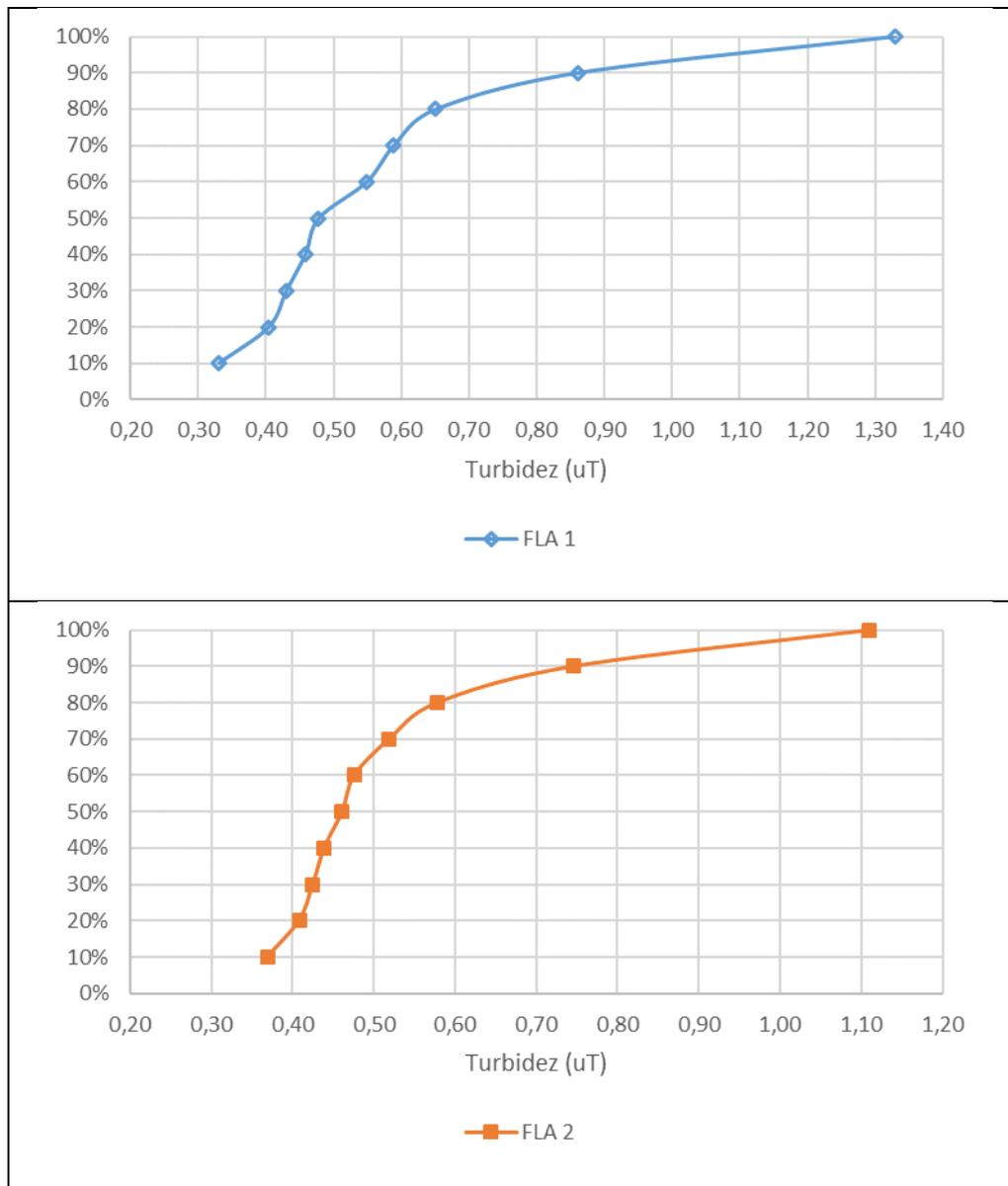


Figura D.1 - Curva de frequência da turbidez para a água filtrada pelos filtros de areia grossa (FLA 1 e FLA 2) durante a Fase Experimental 1

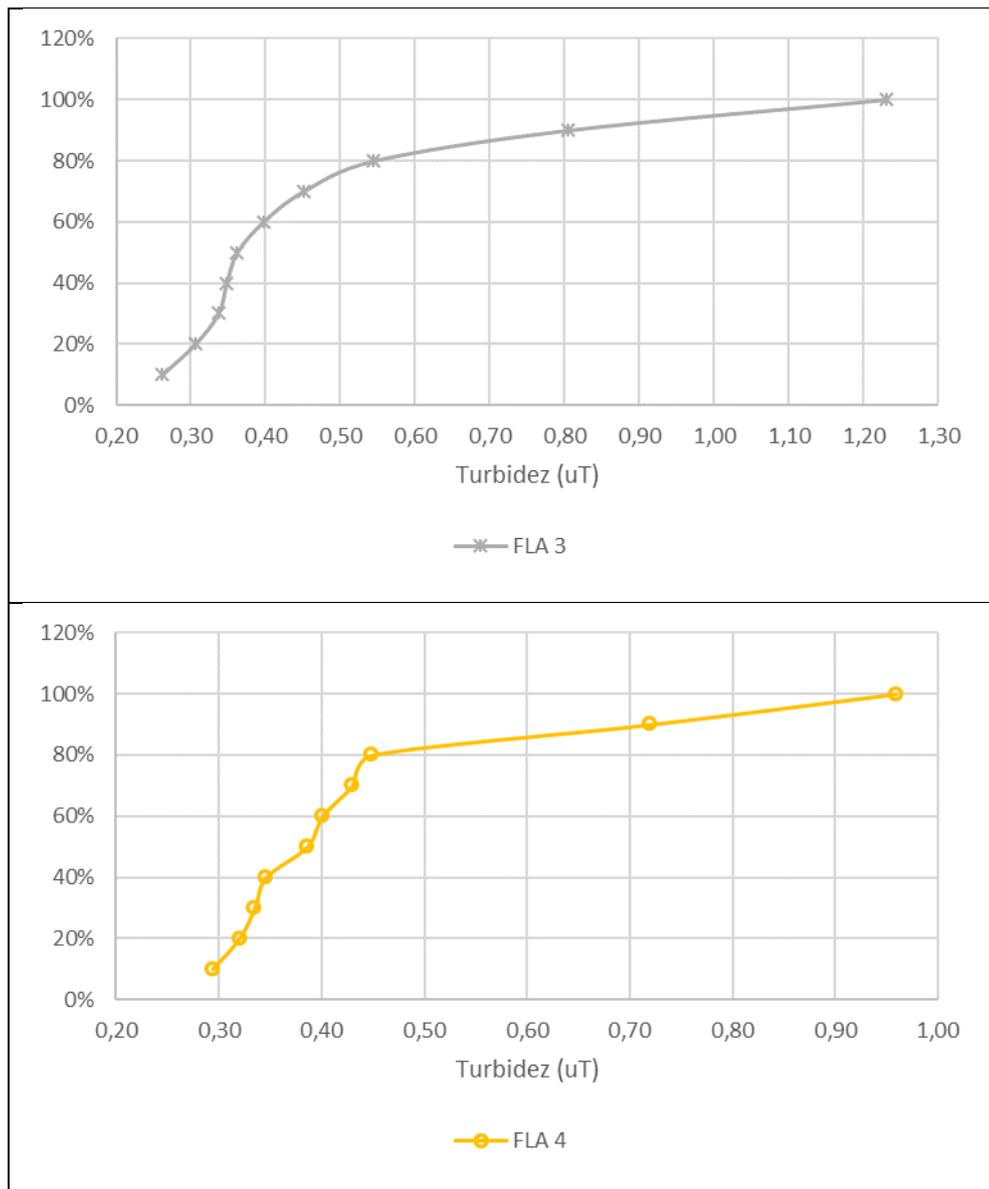


Figura D.2 - Curva de frequência da turbidez para a água filtrada pelos filtros de areia fina (FLA 3 e FLA 4) durante a Fase Experimental 1

D.2. - FASE EXPERIMENTAL 2

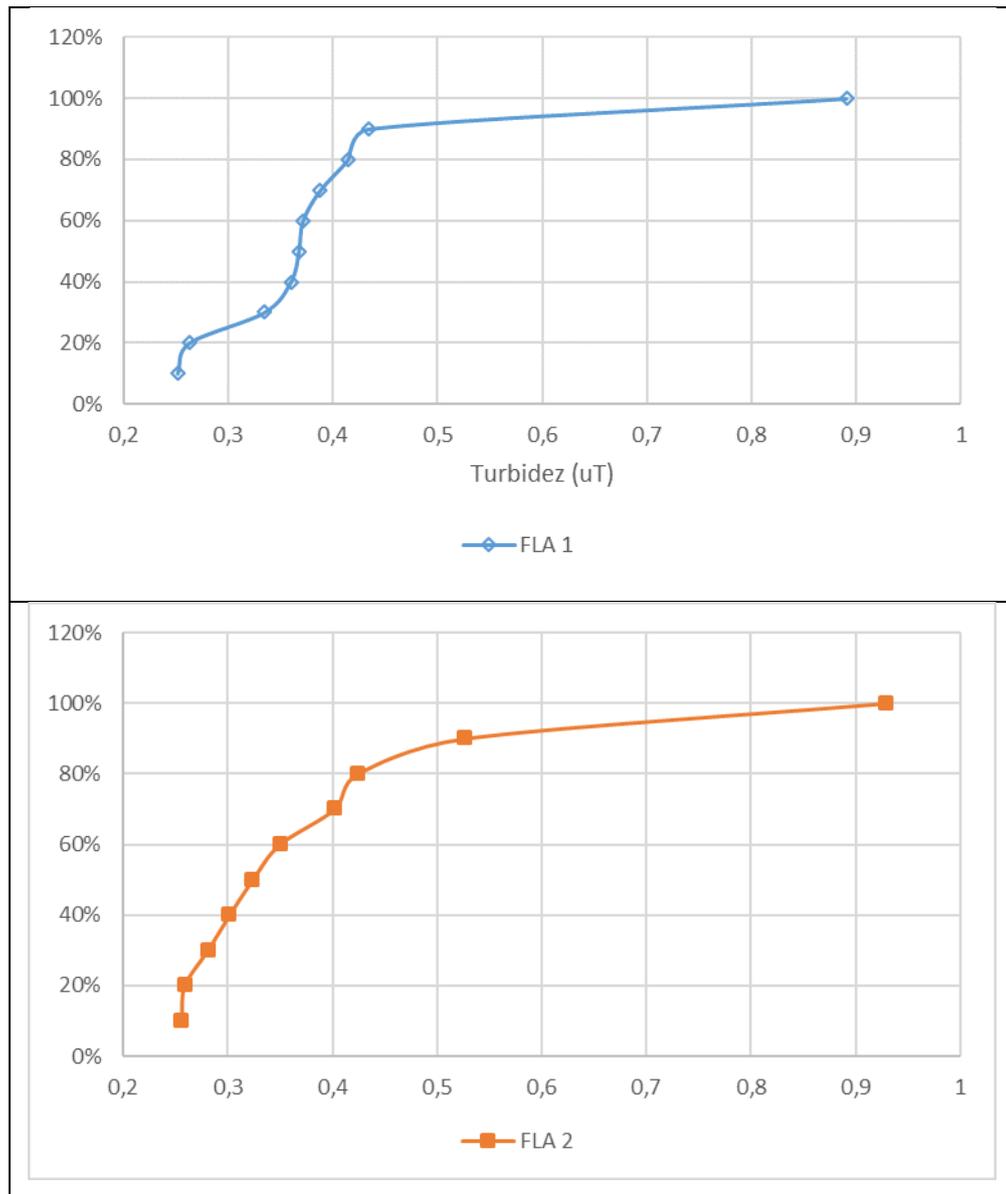


Figura D.3 - Curva de frequência da turbidez para a água filtrada pelos filtros de areia grossa (FLA 1 e FLA 2) durante a Fase Experimental 2

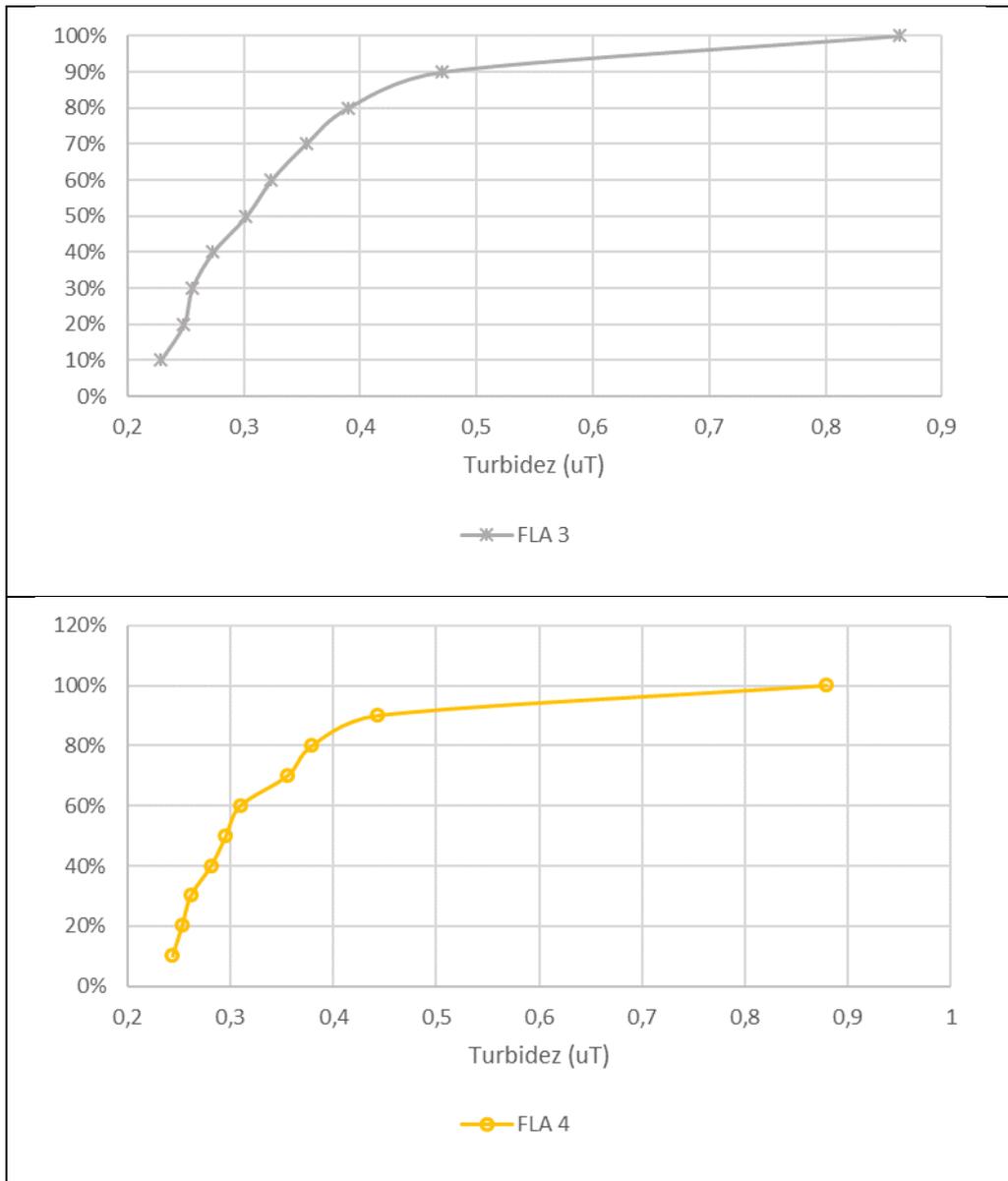


Figura D.4 - Curva de frequência da turbidez para a água filtrada pelos filtros de areia fina (FLA 3 e FLA 4) durante a Fase Experimental 2

APÊNDICE E – CONTAGEM DE MICROESFERAS

E.1. - FASE EXPERIMENTAL 1

Tabela E.1 - Cálculo da contagem de microesferas na Fase experimental 1

	Amostra	Média de cont.	Conc. média (m.e./L)	Recuperação 70 %	Diluição	Conc. final	
ENSAIO 1	Pico de contaminação	FLA 1	90,5	281,06	401,51	1	401,51
		FLA 2	46	160,00	228,57	1	228,57
		FLA 3	10	63,64	90,91	1	90,91
		FLA 4	8,5	51,38	73,40	1	73,40
		AB	40,5	1350,00	1928,57	100	1,93x10 ⁵
ENSAIO 2	Pico de contaminação	FLA 1.1	26,5	141,33	201,90	1	207,62
		FLA 1.2	32	149,33	213,33	1	-
		FLA 2.1	50	233,33	333,33	1	290,95
		FLA 2.2	43,5	174,00	248,57	1	-
		FLA 3.1	10,5	39,38	56,25	1	68,30
		FLA 3.2	15	56,25	80,36	1	-
		FLA 4.1	11	37,80	54,00	1	63,97
		FLA 4.2	13,5	51,76	73,95	1	-
		AB	9	540,00	771,43	100	7,71x10 ⁴
	Monitoramento 1	FLA 1.1	33	152,31	217,58	1	268,13
		FLA 1.2	58	223,08	318,68	1	-
		FLA 2.1	42	180,00	257,14	1	241,84
		FLA 2.2	37	158,57	226,53	1	-
		FLA 3.1	14,5	58,00	82,86	1	76,03
		FLA 3.2	15,5	48,44	69,20	1	-
		FLA 4.1	16,67	68,64	98,06	1	94,74
		FLA 4.2	16	64,00	91,43	1	-
	Monitoramento 2	FLA 1.1	15	68,18	97,40	1	107,14
		FLA 1.2	18	81,82	116,88	1	-
		FLA 2.1	20	83,33	119,05	1	166,67
		FLA 2.2	36	150,00	214,29	1	-
		FLA 3.1	12	46,15	65,93	1	65,93
		FLA 3.2		0,00	0,00	1	-
		FLA 4.1	12,5	39,06	55,80	1	48,31
		FLA 4.2	8	28,57	40,82	1	-

Tabela E.1 - Cálculo da contagem de microesferas na Fase experimental 1 (continuação)

	Amostra	Média de cont.	Conc. (m.e./L)	Recuperação 70%	Diluição	Conc. final	
Pico de contaminação	FLA 1.1	36	105,88	151,26	1	143,70	
	FLA 1.2	27	95,29	136,13	1	-	
	FLA 2.1	137	428,13	611,61	1	609,38	
	FLA 2.2	136	425,00	607,14	1	-	
	FLA 3.1	7	23,33	33,33	1	28,57	
	FLA 3.2	6	16,67	23,81	1	-	
	FLA 4.1	23	69,00	98,57	1	68,57	
	FLA 4.2	9	27,00	38,57	1	-	
	AB	19,5	487,50	696,43	100	6,96x10 ⁴	
ENSAIO 3	Monitoramento 1	FLA 1.1	19	59,38	84,82	1	61,46
		FLA 1.2	8	26,67	38,10	1	-
		FLA 2.1	73	292,00	417,14	1	363,33
		FLA 2.2	65	216,67	309,52	1	-
		FLA 3.1	5	14,71	21,01	1	31,51
		FLA 3.2	10	29,41	42,02	1	-
		FLA 4.1	17	44,74	63,91	1	46,99
		FLA 4.2	8	21,05	30,08	1	-
		FLA 1.1	13	54,17	77,38	1	71,43
	Monitoramento 2	FLA 1.2	11	45,83	65,48	1	-
		FLA 2.1	61,5	256,25	366,07	1	385,42
		FLA 2.2	68	283,33	404,76	1	-
		FLA 3.1	7,5	31,25	44,64	1	55,06
		FLA 3.2	11	45,83	65,48	1	-
		FLA 4.1	17	53,13	75,89	1	61,76
		FLA 4.2	12	33,33	47,62	1	-

E.2. – FASE EXPERIMENTAL 2

Tabela E.2 - Cálculo da contagem de microesferas na Fase experimental 2

		Amostra	Média	Conc. (me/L)	70% recuperado	Diluição	Conc.final (m.e./L)
ENSAIO 1	Pico de contaminação	FLA 1	19	90,48	129,25	1	129,25
		FLA 2	12	48,00	68,57	1	68,57
		FLA 3	57	224,70	321,01	1	321,01
		FLA 4	6,5	24,38	34,82	1	34,82
		AB	20,5	512,50	7,32x10 ²	100	5,13x10 ⁴
	Monitoramento 1	FLA 1	20	120,00	171,43	1	171,43
		FLA 2	6,5	39,00	55,71	1	55,71
		FLA 3	5	27,27	38,96	1	38,96
		FLA 4	4,5	19,29	27,55	1	27,55
	Monitoramento 2	FLA 1	14,5	87,00	124,29	1	124,29
		FLA 2	7,5	45,00	64,29	1	64,29
		FLA 3	2,5	15,00	21,43	1	21,43
FLA 4		4	18,46	26,37	1	26,37	
ENSAIO 2	Pico de contaminação	FLA 1	1,5	6,05	8,64	1	8,64
		FLA 2	4	15,32	21,88	1	21,88
		FLA 3	0	0,00	1,00	1	1,00
		FLA 4	2,5	8,70	12,43	1	12,43
		AB	32,5	802,47	1,15x10 ³	1	1,15x10 ⁵
	Monitoramento 1	FLA 1	4	14,00	20,00		20,00
		FLA 2	4	0,00	1,00		1,00
		FLA 3	2	6,12	8,74		8,74
		FLA 4	1	3,07	4,38		4,38
	Monitoramento 2	FLA 1	3,5	10,17	14,53		14,53
		FLA 2	14	42,21	60,30		60,30
		FLA 3	0,5	1,40	2,00		2,00
FLA 4		1,5	4,35	6,22		6,22	
ENSAIO 3	Pico de contaminação	FLA 1	5	13,23	18,90		18,90
		FLA 2	1,5	3,93	5,61		5,61
		FLA 3	2	5,21	7,44		7,44
		FLA 4	1,5	4,36	6,22		6,22
		AB	35	612,50	8,75x10 ²		8,75x10 ⁴
	Monitoramento 1	FLA 1	1,5	4,05	5,79		5,79
		FLA 2	2,5	6,70	9,57		9,57
		FLA 3	0	0,00	1,00		1,00
		FLA 4	1,5	4,27	6,10		6,10
	Monitoramento 2	FLA 1	2	5,42	7,74		7,74
		FLA 2	0	0,00	1,00		1,00
		FLA 3	1,5	3,98	5,68		5,68
FLA 4		0,5	1,38	1,97		1,97	