



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL  
INSTITUTO DE PESQUISAS HIDRÁULICAS E ESCOLA DE ENGENHARIA  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM RECURSOS HÍDRICOS E  
SANEAMENTO AMBIENTAL**

---

**DANIELA ADALIA DURAN ROMERO**

**DISSERTAÇÃO DE MESTRADO:  
FILTRO BIOSAND COMO MÉTODO DE TRATAMENTO DE  
ÁGUA NO PONTO DE USO PARA CONSUMO A NÍVEL  
FAMILIAR EM ZONAS RURAIS: INFLUÊNCIA DA  
TURBIDEZ**

**Orientador: Prof. Antônio Domingues Benetti**

**Co-orientadora: Prof.<sup>a</sup> Maria Cristina de Almeida Silva**

Porto Alegre  
Março 2020

**DANIELA ADALIA DURAN ROMERO**

**FILTRO BIOSAND COMO MÉTODO DE TRATAMENTO  
DE ÁGUA NO PONTO DE USO PARA CONSUMO A  
NÍVEL FAMILIAR EM ZONAS RURAIS: INFLUÊNCIA  
DA TURBIDEZ**

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, como requisito parcial para a obtenção de título de Mestre.

**Orientador: Prof. Antônio Domingues Benetti**

**Co-Orientadora: Prof.<sup>a</sup> Maria Cristina de Almeida Silva**

Porto Alegre

Março 2020

### CIP - Catalogação na Publicação

Duran, Daniela Adalia Romero

Filtro Biosand como método de tratamento de água no ponto de uso para consumo a nível familiar em zonas rurais: Influência da turbidez / Daniela Adalia Romero Duran. -- 2020.

133 f.

Orientador: Antônio Domingues Benetti.

Coorientadora: Maria Cristina de Almeida Silva.

Dissertação (Mestrado) -- Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, Porto Alegre, BR-RS, 2020.

1. Filtro Biosand. 2. Filtração lenta. 3. Point-of-use. 4. Water treatment. 5. Tratamento de água . I. Benetti, Antônio Domingues, orient. II. Silva, Maria Cristina de Almeida, coorient. III. Título.

**DANIELA ADALIA DURAN ROMERO**

**FILTRO BIOSAND COMO MÉTODO DE TRATAMENTO  
DE ÁGUA NO PONTO DE USO PARA CONSUMO A  
NÍVEL FAMILIAR EM ZONAS RURAIS: INFLUÊNCIA  
DA TURBIDEZ**

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, como requisito parcial para a obtenção de título de Mestre.

Aprovado em: Porto Alegre, 11 de março de 2020

---

Prof. Dr. Antônio Domingues Benetti – IPH/UFRGS  
Orientador

---

Profa. Dra. Maria Cristina de Almeida Silva – IPH/UFRGS  
Co-orientadora

---

Profa. Dra. Lyda Patricia Sabogal Paz – EESC/USP  
Examinadora

---

Prof. Dr. Dieter Wartchow – IPH/UFRGS  
Examinador

---

Prof. Dr. Kenneth M. Persson – Universidade de Lund/Suecia  
Examinador

*Hay días en que somos tan móviles, tan móviles,  
como las leves briznas al viento y al azar.  
Tal vez bajo otro cielo la gloria nos sonrío.  
La vida es clara, undívaga y abierta como un mar.*

(Porfirio Barba Jacob)

## AGRADECIMENTOS

Primeiramente gostaria de agradecer aos meus pais Adolfo e Leonor, por todo o amor e apoio incondicional. *“Gracias papi por enseñarme la importancia de la educación y el trabajo y gracias por enseñarme a vivir y sobrevivir la vida en cada detalle, gracias mami por enseñarme a ser tan libre como lo es mi espíritu y tan fuerte como la mujer que ahora sé que soy, no hay una enseñanza de ustedes que no haya aplicado en este viaje llamado Brasil”*.

Aos meus irmãos Juan Pablo, Stefani, Santiago, Nidia e Jhonatan, por toda sua companhia mesmo à distância. *“Gracias Juan Pa por confiar en mí y por motivarme siempre con tanto cariño. Stefani por estar en cada paso de mi vida, incluso en los más difíciles, y caminarlos conmigo. Santiago por recordarme después de mucho tiempo la belleza y la importancia de la infancia y la ternura”*.

A Gloria Diva *“por las innumerables enseñanzas y por todo el cariño”*

Ao Andreas *“por motivarme a escribir, además de una investigación, una historia de amor. Jag älskar dig min älskling”*.

A minha segunda família Fernando, Maria Emma, Carlos Mario e Diego Fernando, *“Por recibirme en su hogar, abrirme las puertas de su corazón y dejarme hacer parte de su familia”*.

As minhas tias e tios, aos meus primos e primas e todos os familiares, mas que o tamanho da família me impede de citá-los, todos são uma parte fundamental na minha formação integral.

Meus agradecimentos ao professor e orientador Antônio D. Benetti por todo o aprendizado, pela oportunidade e disponibilidade do início ao fim desta pesquisa. Pelas diversas reuniões de dúvidas e sugestões na condução desta dissertação, pelas conversações de política, países, culturas, filmes, livros e por despertar em mim o interesse na pesquisa.

Agradeço especialmente à professora, co-orientadora e amiga Maria Cristina por todo o apoio e pela inspiração de mulher pesquisadora, forte, inteligente e afável que tu és.

Agradeço ao Louidi e à Bianca pela ajuda e imensa disposição na área prática desta pesquisa e ao pessoal técnico do Laboratório de Saneamento Ambiental do LADETEC do IPH.

Ao departamento de Água e Solo do IPH, especialmente ao professor Pedro Reginato pela ajuda e disposição na utilização da água do poço como fonte de abastecimento e ao Cesinhar pela ajuda incondicional em cada coleta realizada.

Ao Laboratório de Sedimentos, especialmente à professora Nilza Castro e ao técnico Aron pela ajuda na realização da análise granulométrica.

Ao Laboratório de Microbiologia do Instituto de Ciências Básicas da Saúde da UFRGS e especialmente ao Beni pela parceria e ajuda na análise microbiológica.

Ao Centro de Microscopia e Microanálise da UFRGS, ao Laboratório de Corrosão, Recuperação e Reciclagem de Materiais (LACOR) e especialmente ao professor Salatiel pela ajuda na obtenção das imagens de MEV.

Aos meus amigos e colegas Crica, Thais, Ligia, Rafa, Junior, Ian, Nestor, Antônio, Vivi, Itza e Ana, trilhar este processo junto com vocês tornou tudo mais leve. Ao pessoal do Saneamento pelas risadas e momentos de descontração.

A todas minhas amigas, mulheres fortes, pelo apoio nos momentos mais difíceis e pela construção desta irmandade e empatia que agora nos aconchega.

Aos moradores do apartamento 513 Diana e Carlos, *“Gracias a los dos por las noches de risas interminables, por ese pedacito de Colombia en cada desayuno preparado con el corazón. Diana gracias por ser mi amiga incondicional, por esas noches de traspaso, por las lágrimas de alegría, miedos superados, crecimiento imparabile en cada día que compartimos y por enseñarme el amor a la educación”*

A Ju, minha amiga, pelas viagens e aventuras, músicas e por todo o amor que somos profissionais em sentir.

A Gabi por deixar sempre um pouco de si, levar sempre um pouco de mim e para que estes sejam nossos melhores momentos.

Ao Coletivo Colômbia-POA por manter nossos laços afetivos com cada uma de nossas irmãs e irmãos da Colômbia, assim como defender a paz em nosso país.

Aos motoristas Rafael e Cassio pela disposição e ajuda nas coletas.

Aos membros da banca examinadora pelas suas recomendações e contribuições.

Ao Programa de Estudantes-Convênio de Pós-Graduação (PEC-PG) do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pela bolsa de estudos

## RESUMO

Atualmente, cerca de 2,1 bilhões de pessoas no mundo consomem água potável de fontes contaminadas. O número de pessoas sem acesso a água potável pode ser reduzido através de tecnologias de tratamento de água no ponto-de-uso (POU). Esses sistemas podem fornecer água potável segura e acessível para famílias em áreas rurais ou durante emergências, principalmente nos países em desenvolvimento. O filtro doméstico Biosand (BSF) destaca-se entre as tecnologias de tratamento de água no POU. Tornou-se recentemente um dos dispositivos de tratamento mais populares, com mais de 500.000 unidades construídas entre 1991 e 2015. O BSF é um filtro de areia lento, de escala doméstica e operação intermitente. Uma das principais limitantes do BSF é que seu desempenho varia com os parâmetros de qualidade da água afluyente, como a turbidez. Considerando o potencial do BSF, esta investigação teve como objetivo analisar sua eficiência na remoção de microrganismos de águas com turbidez variáveis, distribuídas em quatro BSFs em escala piloto com uma Taxa de Aplicação Superficial (TAS) média de  $1,4 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{d}$ . Durante três meses de operação, um BSF foi alimentado com 12 litros diários de água de poço, com o objetivo de simular uma fonte de água comumente usada em populações isoladas. Os outros três BSF foram alimentados com 12 litros por dia de água contaminada sinteticamente, com esgotos tratados, e turbidez induzida por meio de caulim para obter valores de 3, 25 e 50 UNT. Os BSFs apresentaram reduções máximas de coliformes totais (CT) que variaram de 1,8 a 3,2 log de remoção. O BSF que recebeu água com 50 UNT apresentou a maior eficiência de remoção de CT durante todo o experimento com 3,2 log de remoção. Por análise estatística, houve evidência que as remoções de CT medidas neste filtro foram significativamente maiores que as eficiências dos BSFs que receberam águas com níveis menores de turbidez. As reduções máximas de *Escherichia coli* (*E. coli*) variaram de 1,9 a 2,8 ULR. O BSF que recebeu água com maior turbidez também foi o filtro que apresentou a maior eficiência de remoção de *E. coli* durante todo o experimento com 2,8 log de remoção, porém a aplicação de teste estatístico não resultou em evidência de diferenças com os outros BSFs. As eficiências médias de remoção de turbidez variaram entre 87,8% e 99,1%. A absorção a radiação UV a 254nm, parâmetro relacionado a presença de matéria orgânica natural na água, teve eficiências de remoção que variaram entre 62,4% e 73,5%. Para o caso específico deste trabalho, onde a turbidez foi devida ao caulim, ficou evidenciado que houve uma melhora na remoção de microrganismos com o aumento da turbidez.

Palavras-chave: Filtro Biosand, Tratamento de água, Ponto-de-Usos, zonas rurais, Água potável

## ABSTRACT

Currently, about 2.1 billion people worldwide consume drinking water from contaminated sources. The number of people without access to clean water can be reduced by implementation of point-of-use (POU) water treatment. These systems can provide safe and affordable potable water to households in rural areas and during emergencies, especially in developing countries. Among POU water treatment systems, the domestic Biosand filter (BSF) stands out as a viable technology. It has become one of the most popular water filters with more than 500,000 units built between 1991 and 2015. The BSF is an intermittently operated, household scale, slow sand filter. One disadvantage of BSF is that its performance varies with inflow water quality, especially turbidity. Considering the potential of BSF application, this study aimed to measure microorganism removal efficiency in water with varying degrees of turbidity using four full-scale BSF with an average surface application rate of  $1,4 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{d}$ . During three months of operation one BSF was dosed daily with 12L of well-water with the purpose of simulating a commonly used water source in isolated populations. The other three BSF were dosed daily with 12L of water that was synthetically contaminated with treated wastewater, and that had its turbidity regulated with kaolin to obtain turbidity values of 3, 25 and 50 NTU. The BSF showed maximum reductions in total coliform (CT) ranging from 1.8 to 3.2 log removal value (LRV). The BSF that received water with 50 NTU, was the one with the highest removal efficiency throughout the experiment (3.2 LRV). There was statistical evidence showing the efficiency of this filter with higher turbidity was significantly higher than the efficiencies of the other three BSF with lower turbidity. The maximum reduction of *Escherichia coli* (*E. coli*) ranged from 1.9 to 2.8 LRV. Again, the BSF that received water with higher turbidity had more reduction than the other three BSF, reaching 2,8 LRV. However, application of statistical test did not show significant efficiency differences compared to the other BSFs. The turbidity removal efficiency was found to be between 87,8% and 99,1%. Removal in UV absorbance at 254 nm, a parameter related to the presence of natural organic matter, varied between 62,2% and 73,5%. In this study, where turbidity was acquired by the addition of kaolin, it was concluded that feed water with turbidity up to 50 NTU had higher microbiological removal than waters with lower NTU.

Keywords: biosand filter, point-of-use treatment, drinking water, turbidity, developing world

## LISTA DE FIGURAS

Figura 3.1 Procedimento do teste enzimático comercial Colilert para detecção rápida de <i>E. coli</i> e coliformes totais .....	30
Figura 3.2 Quantificação por gotejo em placa.....	31
Figura 3.3 Sistema de tratamento doméstico de água para consumo. Fonte: CAWST, 2009.....	32
Figura 3.4 Esquerda Biofloculante e direita Sistema de membrana portátil. Fonte: POOI et al., 2018. ....	35
Figura 3.5 Tamanho dos constituintes da água e tamanho dos poros de diferentes tecnologias de filtração. Fonte: POOI et al., 2018.....	36
Figura 3.6 Mecanismos de transporte de partículas. Fonte: ARBOLEDA, 1981. ....	37
Figura 3.7 Modelo e componentes do BSF. Fonte: CAWST, 2009.....	40
Figura 3.8 Zonas do BSF e a sua operação. Fonte: CAWST, 2009. ....	41
Figura 3.9 Eficiência do BSF com o tempo. Fonte: CAWST, 2009. ....	43
Figura 3.10 Fases da curva de crescimento bacteriano. Fonte: Madigan; Martinko; Parker, 2003.....	45
Figura 3.11 Fotomicrografias de MEV da manta feltro em um aumento de 1000x e 3000x. a) Dia zero antes da operação dos filtros e b) 75 após do início de operação. Fonte: Freitas, 2017.....	46
Figura 3.12 Imagens MEV dos meios filtrantes no reator MSSF, a) antes da formação do biofilme, b) após a formação do biofilme no meio superficial. Fonte: Babaei F. et al., 2018.....	46
Figura 3.13 Fotografia por MEV em uma amostra da camada superficial de areia no dia 1 (esquerda) e em uma amostra da camada de areia após de 525 dias de operação (direita). Fonte: Healy et al., 2011.....	47
Figura 3.14 Tamanho da areia e o cascalho de filtragem. Fonte: CAWST, 2009.....	49
Figura 3.15 Teste de vazão. Fonte: CAWST, 2009.....	50
Figura 3.16 Versão de concreto do BSF proposto pela CAWST. Fonte: CAWST, 2009 .....	51
Figura 4.1 Colunas antes de ser modificadas para a instalação dos filtros BSF.....	57
Figura 4.2 A – Os quatro BSF instalados; B – Detalhe de um dos filtros mostrando a tubulação de saída; C – Camada suporte do meio filtrante; D – Filtros recobertos com	

plástico preto; E – Tubos de saída dos filtros antes de sua instalação; F – Balde como prato difusor de velocidade de água de entrada.....	57
Figura 4.3 Teste para determinar quantas repetições de lavado eram necessárias. ....	58
Figura 4.4 Secado do material de drenagem ao sol .....	59
Figura 4.5 Disposição dos materiais filtrantes no interior do filtro e especificações de instalação. Fonte: Autor.....	60
Figura 4.6 Ilustração dos BSF e respectivos níveis de turbidez .....	61
Figura 4.7 Procedimento metodológico da fase experimental .....	61
Figura 4.8 Localização poço para abastecimento de água para o BSF1 .....	62
Figura 4.9 Poços tubulares e poços de monitoramento .....	63
Figura 4.10 Coleta das amostras para caracterização: na direita poço IPH01 (Poço de bombeamento) e na esquerda o poço IPH02 (Poço de observação).....	63
Figura 4.11. Resultado Colilert para amostras coletadas no dia 1 de abril de 2019 (Acima poço IPH01, embaixo poço IPH02).....	64
Figura 4.12 Localização ETE São João Navegantes e decantadores .....	66
Figura 4.13 Linha de tempo do experimento.....	67
Figura 4.14 Cultivo separado de cada uma das bactérias em Tryptic Soy .....	68
Figura 4.15 Diluições seriadas e placas do ágar seletivo .....	69
Figura 4.16 Conservação e fixação dos grãos de areia.....	70
Figura 5.1 Componentes e instalação dos BSF .....	73
Figura 5.2 Componentes e instalação dos BSF .....	74
Figura 5.3 BSFs montados no laboratório de saneamento do IPH.....	74
Figura 5.4 BSFs cobertos com plástico preto para evitar crescimento de algas.....	75
Figura 5.5 Turbidez remanescentes da água de estudo dos BSF1, BSF2, BSF3 e BSF4 e nível de aceitação do MISAU (2017). ....	81
Figura 5.6 BSF1. Turbidez da água afluyente, água filtrada e nível de aceitação do MISAU (2017).....	81
Figura 5.7 BSF2. Turbidez da água afluyente, água filtrada e nível de aceitação do MISAU (2017).....	82
Figura 5.8 BSF3. Turbidez da água afluyente, água filtrada e nível de aceitação do MISAU (2017).....	82
Figura 5.9 BSF4. Turbidez da água afluyente, água filtrada e nível de aceitação do MISAU (2017).....	83

Figura 5.10 Valores de pH dos filtrados dos BSF durante o período de operação e nível de aceitação do MISAU (2017).	85
Figura 5.11 BSF1. pH da água afluente, pH da água filtrada e nível de aceitação do MISAU (2017).	85
Figura 5.12 BSF2. pH da água afluente, pH da água filtrada e nível de aceitação do MISAU (2017).	86
Figura 5.13 BSF3. pH da água afluente, pH da água filtrada e nível de aceitação do MISAU (2017).	86
Figura 5.14 BSF4. pH da água afluente, pH da água filtrada e nível de aceitação do MISAU (2017).	87
Figura 5.15 Valores encontrados para alcalinidade durante o período de operação da água de estudo filtrada dos BSFs.	87
Figura 5.16 BSF1. Concentrações de alcalinidade no afluente, no efluente e manutenção ao longo da operação.	88
Figura 5.17 BSF2. Concentrações de alcalinidade no afluente e no efluente	89
Figura 5.18 BSF3. Concentrações de alcalinidade no afluente e no efluente	89
Figura 5.19 BSF4. Concentrações de alcalinidade no afluente e no efluente	90
Figura 5.20 Valores medidos para a absorbância a 254 nm na água filtrada dos BSF durante o período de operação.	91
Figura 5.21 BSF1. Absorbância a 254 nm na água afluente, água filtrada e manutenção durante o período de operação.	91
Figura 5.22 BSF2. Absorbância a 254 nm na água afluente e na água filtrada durante o período de operação.	92
Figura 5.23 BSF3. Absorbância a 254 nm na água afluente e na água filtrada durante o período de operação.	92
Figura 5.24 BSF4. Absorbância a 254 nm na água afluente e na água filtrada durante o período de operação.	93
Figura 5.25 Valores medidos de Coliformes Totais remanescentes durante o período de operação da água de estudo filtrada dos BSFs.	95
Figura 5.26 Unidades Logarítmicas de Remoção de CT dos BSFs durante todo o experimento	96
Figura 5.27 BSF1. Coliformes totais da água afluente, água filtrada e manutenção durante o período do experimento.	97

Figura 5.28 BSF2. Coliformes totais da água afluyente e água filtrada durante o período do experimento. ....	97
Figura 5.29 BSF3. Coliformes totais da água afluyente e água filtrada durante o período do experimento. ....	98
Figura 5.30 BSF4. Coliformes totais da água afluyente e água filtrada durante o período do experimento. ....	98
Figura 5.31 Perfis da variável CT em relação aos diferentes tempos (Tempo 1: Antes da filtração e Tempo 2: Depois da filtração) para os diferentes BSFs .....	99
Figura 5.32 Valores medidos de <i>E. coli</i> remanescentes após filtros BSFs durante período de operação.....	101
Figura 65 Unidades Logarítmicas de Remoção de <i>E. coli</i> dos BSFs durante todo o experimento .....	102
Figura 5.34 BSF1. Concentrações de <i>E. coli</i> na água afluyente, na água filtrada e manutenção durante o período do experimento.....	103
Figura 5.35 BSF2. Concentrações de <i>E. coli</i> na água afluyente e na água filtrada durante o período do experimento .....	103
Figura 5.36 BSF3. Concentrações de <i>E. coli</i> na água afluyente e na água filtrada durante o período do experimento .....	104
Figura 5.37 BSF4. Concentrações de <i>E. coli</i> na água afluyente e na água filtrada durante o período do experimento .....	104
Figura 5.38 Perfis da variável <i>E. coli</i> em relação aos diferentes tempos (Tempo 1: Antes da filtração e Tempo 2: Depois da filtração) para os diferentes BSFs .....	105
Figura 5.39 Concentrações de <i>E. coli</i> , <i>S. typhimurium</i> , <i>E. faecalis</i> , <i>P. aeruginosa</i> e CT nos diferentes tempos (Tempo 1: Antes da filtração e Tempo 2: depois da filtração). 106	
Figura 5.40 Placa do ágar seletivo BEM para a inoculação de <i>E. coli</i> depois de 18 horas de incubação a 35 ° C. (A) amostra de água não filtrada e (B) amostra de água filtrada. BSF4 .....	107
Figura 5.41 Placa do ágar seletivo XLD para a inoculação de <i>S. Typhimurium</i> depois de 18 horas de incubação a 35 ° C. (A) amostra de água não filtrada e (B) amostra de água filtrada. BSF4.....	107
Figura 5.42 Placa do ágar seletivo bili esculine para a inoculação de <i>E. faecalis</i> depois de 18 horas de incubação a 35 ° C. (A) amostra de água não filtrada e (B) amostra de água filtrada. BSF4 .....	108

Figura 5.43 Placa do ágar seletivo cetrimide para a inoculação de <i>P. aeruginosa</i> depois de 18 horas de incubação a 35 ° C. (A) amostra de água não filtrada e (B) amostra de água filtrada. BSF4 .....	108
Figura 5.44 MEV dos Grãos de areia BSF1 em diferentes magnificações. (A) Grão dia 0 de operação 250x; (B) Grão dia 0 de operação 550x; (C) Grão dia 45 de operação 300x; (D) Grão dia 45 de operação 550x; (E) Grão dia 90 de operação 300x; (F) Grão dia 90 de operação 550x. ....	110
Figura 5.45 MEV dos Grãos de areia BSF2 em diferentes magnificações. (A) Grão dia 0 de operação 250x; (B) Grão dia 0 de operação 550x; (C) Grão dia 45 de operação 300x; (D) Grão dia 45 de operação 550x; (E) Grão dia 90 de operação 300x; (F) Grão dia 90 de operação 550x.....	111
Figura 5.46 MEV dos Grãos de areia BSF3 em diferentes magnificações. (A) Grão dia 0 de operação 250x; (B) Grão dia 0 de operação 550x; (C) Grão dia 45 de operação 300x; (D) Grão dia 45 de operação 550x; (E) Grão dia 90 de operação 300x; (F) Grão dia 90 de operação 550x.....	112
Figura 5,47 MEV dos Grãos de areia BSF4 em diferentes magnificações. (A) Grão dia 0 de operação 250x; (B) Grão dia 0 de operação 550x; (C) Grão dia 45 de operação 300x; (D) Grão dia 45 de operação 550x; (E) Grão dia 90 de operação 300x; (F) Grão dia 90 de operação 550x.....	113

## LISTA DE TABELAS

Tabela 3.1 Microrganismos transmitidos através da água. Fonte: WHO, 2017.....	24
Tabela 3.2 Indicadores organolépticos, físicos e químicos de qualidade da água. Fonte: APHA; AWWA; WEF, 2012. ....	25
Tabela 3.3 Parâmetros admissíveis em Colômbia e Brasil. Fonte: RAS, 2000; BRASIL, 2017.....	27
Tabela 3.4 Limites máximos admissíveis de Escherichia coli e coliformes totais na água distribuída e riscos à saúde pública. Fonte: BRASIL, 2017.....	27
Tabela 3.5 Tratamento de emergência de água potável no ponto de uso. Fonte: WHO, 2013. ....	33
Tabela 3.6 Descrição dos mecanismos de transporte de partículas nos poros do meio filtrante. Fonte: Di Bernardo; Dantas, 2005. ....	38
Tabela 3.7 Eficiência na remoção de patógenos e turbidez do BSF em condições de campo e laboratório. Fonte: CAWST, 2009.....	40
Tabela 3.8 Gênero e filo observado em amostras de Schmutzdecke de BSF. Fonte: HWANG et al, 2014. ....	42
Tabela 3.9 Propriedades na seleção da areia de filtragem. Fonte: CAWST, 2009.....	48
Tabela 3.10 Vantagens e Desvantagens do BSF. Fonte: LOO et al., 2012. ....	52
Tabela 3.11 Critérios de avaliação do BSF. Fonte: LOO et al., 2012. ....	52
Tabela 3.12 Estudos de caso no desempenho do BSF em vários países. Fonte: POOI et al., 2018. ....	53
Tabela 3.13 Resumo de desempenho e principais características do BSF. Fonte: LOO et al., 2012. ....	54
Tabela 4.1 Características da água bruta dos poços IPH01 e IPH02.....	64
Tabela 4.2. Equipamentos e Materiais para as Análises da Qualidade da Água.....	72
Tabela 5.1 Determinação da concentração de Caulinita.....	76
Tabela 5.2 Caracterização físico-química da água a ser tratada pelos filtros BSF1, BSF2, BSF3 e BSF4. ....	77
Tabela 5.3 Caracterização físico-química da água filtrada nos BSFs. ....	79
Tabela 5.4 Turbidez remanescente média (T. Rem) e eficiência de remoção em BSFs durante os primeiros 45 dias (Período de Pausa de 24h) e últimos 45 dias (Período de Pausa de 48h).....	84

Tabela 5.5 Diminuição e aumento da concentração de íons nas águas tratadas pelos BSFs.....	95
Tabela 5.6 Teste de efeitos fixos para as variáveis filtro, tempo e interação filtro e tempo. ....	100
Tabela 5.7 Comparação de efeito simples de interação Filtro*Tempo. Ajuste para comparações múltiplas: Tukey-Kramer. Variavel CT.....	100
Tabela 5.8 Teste de efeitos fixos para as variáveis filtro, tempo e interação filtro e tempo. ....	105

## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ANOVA	Análise de variância
APHA	American Public Health Association
AWWA	American Water Works Association
BHI	Brain Heart Infusion
BPA	Bisfenol A
BSF	BioSand Filter
CAWST	Centro de Tecnologia Acessível para Água e Saneamento
CF	Coliformes Fecais
CFU	Unidades Formadoras de Colônias
CMM	Centro de Microscopia e Microanálise
COD	Carbono Orgânico Dissolvido
COT	Carbono Orgânico Total
CT	Coliformes Totais
CU	Coefficiente de Uniformidade
D <sub>10</sub>	Tamanho efetivo
DH	Doenças hídricas
<i>E. coli</i>	<i>Escherichia coli</i>
<i>E. faecalis</i>	<i>Enterococcus faecalis</i>
ICBS	Instituto de Ciências Básicas da Saúde
IPH	Instituto de Pesquisas Hidráulicas
JMP	Joint Monitoring Programme for Water Supply, Sanitation and Hygiene
LACOR	Laboratório de Corrosão, Recuperação e Reciclagem de Materiais
LADETEC	Laboratório de Saneamento – Laboratório de Desenvolvimento de Tecnologias
LRV	Log Removal Value
MEV	Microscopia Eletrônica de Varredura
MF	Micro Filtração
MISAU	Ministério de Saúde do Brasil
MSSF	Multi-layer Slow Sand Filter - Filtro de Areia Lento de Multicamadas
MSSF	Multi-layer Slow Sand Filter (MSSF)
NMP	Número mais Provável
OD	Oxigênio Dissolvido
OMS	Organização Mundial da Saúde
ONU	Organização das Nações Unidas
OPS	Organização Panamericana da Saúde
<i>P. aeruginosa</i>	<i>Pseudomonas aeruginosa</i>
PNUD	Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento
POU	Point of use – Ponto de Uso
PPCPs	Produtos Farmacêuticos e de Cuidados Pessoais
RMP	Revoluções por minuto
<i>S. Typhimurium</i>	<i>Salmonella Typhimurium</i>
SODIS	Solar Disinfection – Desinfecção Solar

SSF	Slow Sand Filtration – Filtração lenta em areia
UF	Ultra Filtração
UFC	Unidades Formadoras de Colonias
UFRGS	Universidade Federal de Rio Grande do Sul
ULR	Unidades Logarítmicas de Remoção
UNICEF	United Nations International Children’s Emergency Fund
UNT	Unidade Nefelométrica de Turbidez
UV	Radiação Ultravioleta
VMP	Valor Máximo Permitido
WTs	Emergency water technologies

## SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO .....	20
2. OBJETIVOS.....	22
2.1. Objetivo geral.....	22
2.2. Objetivos específicos .....	22
3. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA .....	23
3.1. Qualidade da água e os processos de tratamento no ponto-de-uso.....	23
3.1.1. A qualidade da água .....	23
3.1.2. Doenças de veiculação hídrica .....	23
3.1.3. Parâmetros de qualidade da água .....	25
3.1.4. Métodos para detecção de bactérias coliformes .....	30
3.1.5. Opções de tratamento de água no ponto de uso.....	32
3.2. Filtro doméstico Biosand .....	38
3.2.1. Componentes do BSF.....	40
3.2.2. Operação do BSF.....	41
3.2.3. Biofilme.....	42
3.2.4. Maturação do filtro .....	47
3.2.5. Instalação do filtro .....	48
3.2.6. Manutenção .....	50
3.2.7. Versão do CAWST do BSF em concreto.....	51
3.2.8. Vantagens e Desvantagens do filtro Biosand .....	52
3.3. Aplicações do BSF como método de tratamento no POU.....	53
3.4. Pesquisas recentes do BSF.....	54
4. METODOLOGIA .....	56
4.1. Construção dos BSF em escala domiciliar.....	56
4.1.1. Montagem dos BSF .....	56
4.1.2. Material filtrante .....	58
4.2. Preparação de água com risco microbiológico .....	60
4.2.1. Água do poço (tipo A).....	62
4.2.2. Água modificada sinteticamente (Água tipo B) .....	65
4.2.3. Tempo do experimento.....	67
4.2.4. Filtro BSF4 .....	67
4.2.5. Microscopia Eletrônica de Varredura.....	69

4.3.	Manutenção.....	70
4.4.	Análise estatística.....	70
4.5.	Monitoramento.....	71
5.	RESULTADOS E DISCUSSÃO .....	73
5.1.	Instalação do Filtro Biosand .....	73
5.1.1.	Distribuição granulométrica .....	75
5.2.	Preparação da água de estudo modificada sinteticamente .....	76
5.3.	Avaliação do desempenho dos BSFs .....	78
5.3.1.	Parâmetros físico-químicos .....	79
5.3.2.	Parâmetros microbiológicos .....	95
5.4.	Microscopia Eletrônica de Varredura (MEV) dos grãos de areia.....	109
6.	CONCLUSÕES.....	114
7.	RECOMENDAÇÕES .....	116
8.	REFERÊNCIAS .....	117
9.	ANEXO A (Curva granulométrica) .....	128

## 1. INTRODUÇÃO

O Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento (PNUD) junto com a assembleia geral da Organização das Nações Unidas (ONU) reconhece explicitamente o direito humano à água, bem como assegura que, para o cumprimento de todos os objetivos de desenvolvimento sustentável (ODS), é essencial contar com uma água potável (UN, 2010). A água deve ser acessível, disponível e livre de contaminantes físicos, químicos e microbiológicos (OMS/UNICEF, 2017).

Apesar dos enormes investimentos, atualmente, cerca de 2,1 bilhões de pessoas no mundo consomem água potável de fontes contaminadas com fezes (WHO, 2017), 2,3 bilhões de pessoas ainda têm falta de infraestruturas sanitárias básicas e, cerca de 159 milhões de pessoas, principalmente de áreas rurais, ainda bebem água coletada diretamente de fontes superficiais e de poços rasos não seguros, principalmente em países em desenvolvimento (WHO/UNICEF, 2015; WHO/UNICEF, 2017). Nestes países são registrados altos índices de doenças gastrointestinais, parasitárias e desnutrição, associadas ao consumo de água contaminada por patógenos microbianos que inclui bactérias, vírus e protozoários (EFSTRATIOU *et al.*, 2017; KULKARNI *et al.*, 2019).

As doenças de transmissão hídrica continuam sendo a principal causa de morbimortalidade no mundo, registrando-se mais de 2,2 milhões de mortes por ano (WHO, 2009), sendo que as diarreias são responsáveis por 1,5 milhão de mortes (WHO, 2019). A maioria dos casos ocorre nos países em desenvolvimento (WHO, 2009) e em crianças menores de cinco anos de idade (EFSTRATIOU *et al.*, 2017).

As tecnologias de tratamento de água no ponto de uso (POU) têm sido recomendadas como uma solução adequada para o fornecimento de água segura em locais onde as famílias não têm acesso a sistemas convencionais de tratamento e abastecimento de água potável (SOBSEY, 2002).

Um dos métodos de tratamento de água no ponto de uso é o filtro doméstico Biosand (BSF), que tem sido classificado como uma das principais opções de tratamento de água. O conceito do BSF é semelhante ao conceito de um filtro lento. Um BSF é operado de forma intermitente, com saída de água localizada acima da camada de areia, permitindo que esta fique saturada durante toda a operação. Um biofilme se desenvolve na parte superior do meio filtrante ao redor das partículas de areia (STAUBER *et al.*, 2006; WANG, *et al.*, 2014). A eliminação dos patógenos

normalmente presentes na água a ser tratada é atribuída a ação biológica do biofilme, também conhecida como *Schmutzdecke* (MAHMOOD et al., 2011).

Devido a sua eficácia, bem como a facilidade de construção, utilização de materiais locais e a simplicidade da operação, o BSF tornou-se, nos últimos anos, um dos dispositivos populares de filtragem no POU, com mais de 500.000 unidades distribuídas entre 1991 e 2015 (STAUBER, et al., 2006; WANG, et al., 2014). Vários estudos mostraram que o BSF tem a capacidade de reduzir em 47% - 54% a ocorrência de diarreia (STAUBER et al., 2009; TIWARI et al., 2009) e que é capaz de eliminar mais de 96% de turbidez, 1 log de remoção de vírus, 2 log de bactérias, e mais de 3 log de protozoários (LOO *et al.*, 2012).

Dentre os fatores limitantes do desempenho do BSF como tecnologia para abastecimento de água segura, pode-se destacar as condições de qualidade da água afluyente, como a turbidez (LOO *et al.* 2012). O excesso de material em suspensão na água pode gerar condições ambientais desfavoráveis para o biofilme, podendo aumentar o período de maturação da *Schmutzdecke* (LLOYD, 1996). A formação do biofilme é determinante para que o filtro comece a efetivar a remoção microbiológica (CAWST, 2009, MAHMOOD *et al.*, 2011). O tempo para o amadurecimento da *Schmutzdecke* é de cerca de 30 dias, período no qual o filtro não opera nas condições mais favoráveis. (CAWST, 2009; CARVALHO e SABOGAL PAZ, 2013). Além disso, o excesso de materiais em suspensão e coloidais de origem natural ou antropogênicas na água gera obstrução dos espaços entre as partículas de areia resultando na diminuição da duração da carreira de filtração (LLOYD, 1996).

A mais recente norma brasileira de potabilidade da água estabelece que a turbidez da água para consumo deve ser inferior a 1 UNT, isto para água tratada com filtração lenta (BRASIL, 2017). Contudo, de acordo com Di Bernardo & Dantas (2005), quando a água bruta tiver mais de 5 UNT e menos de 20 UNT, os autores recomendam a adoção da filtração lenta. Para valores que ultrapassam as 50 UNT, o tratamento em ciclo completo da água é recomendado.

Considerando o potencial do filtro Biosand, o presente trabalho visou analisar seu desempenho para uso domiciliar como método de tratamento de água no POU. Para isto, foram construídos quatro BSF em escala real medindo suas eficiências nas remoções de microrganismos em condições de turbidez variável (3, 25 e 50 UNT).

## **2. OBJETIVOS**

### **2.1. Objetivo geral**

Avaliar o desempenho do filtro Biosand em escala domiciliar como alternativa de tratamento de água para consumo humano no ponto de uso, com relação à remoção de turbidez e microrganismos.

### **2.2. Objetivos específicos**

- Determinar a eficiência de filtros Biosand na remoção de *Escherichia coli* e coliformes totais no tratamento de água analisando a influência da turbidez na remoção destes microrganismos.
- Avaliar a remoção das bactérias *Escherichia coli* ATCC® 25922, *Salmonella* serovar Typhimurium DT177, *Enterococcus faecalis* ATCC® 29212 e *Pseudomonas aeruginosa* ATCC® 27853 em BSF
- Avaliar o crescimento microbiano durante a operação do filtro Biosand.

### **3. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA**

#### **3.1. Qualidade da água e os processos de tratamento no ponto-de-uso**

##### **3.1.1. A qualidade da água**

A água é necessária para sustentar a vida na terra. A OMS e a UNICEF estimaram que 2,1 bilhões de pessoas em todo o mundo, principalmente nas áreas rurais e nas comunidades de baixa renda, não têm acesso à água potável. Enquanto quase todas as pessoas que vivem em países desenvolvidos têm acesso a água potável, mais de 30% dos que vivem naqueles menos desenvolvidos não têm acesso à mesma (WHO, 2017).

Fontes melhoradas de água potável, segundo a OMS e a UNICEF (2000), podem ser água da rede canalizada, poços tubulares, poços escavados protegidos, nascentes e armazenagem de águas pluviais. As práticas de higiene deficientes fazem com que os patógenos contaminem as águas superficiais e subterrâneas. A ingestão de água contaminada resulta em doenças transmissíveis, com sintomas como diarreias e vômitos (PLUTTZER et al., 2016).

Nas últimas décadas, o avanço no tratamento e a distribuição de água permitiram que, entre os anos 1990 e 2015, mais de 2.6 bilhões de pessoas em todo o mundo obtivessem acesso a uma fonte de abastecimento de água melhorada. No entanto, aproximadamente 663 milhões de pessoas ainda consomem água não tratada proveniente de poços, nascentes e águas superficiais (UNICEF, 2015).

A doença mais comum nos países em desenvolvimento é a diarreia (CLASEN et al., 2014). Estima-se que a falta de abastecimento de água de qualidade e de instalações adequadas de saneamento, desde a captação até a distribuição, aliadas as insuficientes práticas de higiene, contribuíram com 88% das mortes globais relacionadas à diarreia (BLACK et al., 2003).

##### **3.1.2. Doenças de veiculação hídrica**

A diarreia é o sintoma mais comum em doenças transmitidas pela água, prejudicando social e economicamente as comunidades. Esta doença é a quarta principal causa de morte entre crianças menores de cinco anos no mundo (WHO, 2015), sendo a segunda na região do Caribe e da América Latina (OPS, 2011). Os microrganismos causantes das principais doenças que se atribuem ao consumo da água são mostradas na Tabela 3.1.

Tabela 3.1 Microrganismos transmitidos através da água. Fonte: WHO, 2017.

Patógeno	Espécie /Gênero/Grupo <sup>a</sup>	Importância na saúde <sup>b</sup>	Persistência em águas de abastecimento <sup>c</sup>	Resistência ao Cloro
<b>Bactéria</b>				
<i>Burholderia</i>	<i>B. pseudomallei</i>	Alta	Pode multiplicar	Baixo
<i>Campylobacter</i>	<i>C. coli</i> <i>C. jejuni</i>	Alta	Moderado	Baixo
<i>Escherichia coli</i> - <i>Diarhoeagenic</i>		Alta	Moderado	Baixo
<i>E. coli</i> - <i>Enterohaemorrhagic</i>	<i>E. coli</i> O157	Alta	Moderado	Moderado
<i>Francisella</i>	<i>F. tularensis</i>	Alta	Longo	Baixo
<i>Legionella</i>	<i>L. pneumophila</i>	Alta	Pode multiplicar	Alto
<i>Mycobacteria</i> (non-tuberculous)	<i>Mycobacterium avium complex</i>	Baixa	Pode multiplicar	Baixo
<i>Salmonella typhi</i>		Alta	Moderado	Baixo
<i>Other salmonellae</i>	<i>S. enterica</i> <i>S. bongori</i>	Alta	Pode multiplicar	Baixo
<i>Shigella</i>	<i>S. dysenteriae</i>	Alta	Curto	Baixo
<i>Vibrio</i>	<i>B. cholerae</i> O1 and O139	Alta	Curto ao Longo	Baixo
<b>Viroses</b>				
<i>Adenoviridae</i>	<i>Adenoviruses</i>	Moderada	Longo	Moderado
<i>Astroviridae</i>	<i>Astroviruses</i>	Moderada	Longo	Moderado
<i>Caliciviridae</i>	<i>Noroviruses</i> <i>Sapoviruses</i>	Alta	Longo	Moderado
<i>Hepeviridae</i>	<i>Hepatitis E virus</i>	Alta	Longo	Moderado
<i>Picornaviridae</i>	<i>Enteroviruses</i> <i>Parechoviruses</i> <i>Hepatitis A virus</i>	Alta	Longo	Moderado
<i>Reoviridae</i>	<i>Rotaviruses</i>	Alta	Longo	Moderado
<b>Protozoários</b>				
<i>Acanthamoeba</i>	<i>A. Culbertsoni</i>	Alta	Pode multiplicar	Alto
<i>Crypsosporidium</i>	<i>C. hominis/parvum</i>	Alta	Longo	Alto
<i>Cyclospora</i>	<i>C. cayetanensis</i>	Alta	Longo	Alto
<i>Giardia</i>	<i>G. intestinalis</i>	Alta	Moderado	Alto
<i>Naegleria</i>	<i>N. fowleri</i>	Alta	Pode multiplicar	Baixo
<b>Helmintos</b>				
<i>Dracunculus</i>	<i>D. medinensis</i>	Alta	Moderado	Moderado

a. As espécies-tipo listadas são aquelas mais comumente ligadas a transmissão por via aquática, mas outras espécies também podem causar doenças

b. O significado da saúde está relacionado à incidência e gravidade da doença, incluindo associação

- com surtos.
- c. Período de detecção em água a 20° Curto: até 1 semana, Moderada: 1 semana a 1 mês, Longo: mais de 1 mês.

Apesar de um aumento no número total de tecnologias implantadas para prevenir a transmissão de doenças diarreicas, houve pouco efeito sobre a prevalência de diarreia entre crianças menores de cinco anos de idade (KEUSCH et al., 2006; UNICEF, 2014). A maioria dos casos de diarreia nos países em desenvolvimento é causada principalmente por *Escherichia coli* (*E. coli*), *Enterococcus*, *Cryptosporidium* e *rotavírus*. (PLUTZER et al., 2016; WHO, 2017; KOTLOFF et al., 2013; NIENIE et al., 2017; EFSTRATIOU et al., 2017). A OMS (2017) indica, em suas diretrizes estabelecidas para água potável, que os coliformes fecais não devem ser detectados na água potável e no sistema de distribuição correspondente.

### 3.1.3. Parâmetros de qualidade da água

Denominam-se de padrões de qualidade ou potabilidade da água as características de natureza física, química e biológica que definem os critérios que devem ser mantidos de maneira a possibilitar seu uso seguro (RICHTER, 2009). Na Tabela 3.2 mostram-se algumas características principais organolépticas, físicas e químicas.

Tabela 3.2 Indicadores organolépticos, físicos e químicos de qualidade da água.  
Fonte: APHA; AWWA; WEF, 2012.

<b>Parâmetros de Qualidade da água</b>		
<b>Características Organolépticas</b>	<b>Cor</b>	A cor de uma amostra de água está associada à diminuição da passagem de um feixe de luz pela mesma. Este decréscimo é proveniente de sólidos dissolvidos orgânicos, devido principalmente às substâncias húmicas e fúlvicas resultantes da decomposição natural de compostos orgânicos, e inorgânicos, tais como óxidos de manganês e de ferro entre outros (SAWYER, MCCARTY, PARKIN, 2003).
	<b>Turbidez</b>	A turbidez representa a quantidade de matéria suspensa ou coloidal que causa interferência na passagem da luz sobre a amostra. Esta matéria suspensa pode ser de origem inorgânica, areia, argila ou silte, ou orgânica, algas, bactérias, fungos e outros microrganismos em geral (SAWYER, MCCARTY, PARKIN, 2003). Segundo a OMS (2008), altos níveis de turbidez estão associados a altas concentrações de organismos causadores de doenças. A turbidez é uma medida das propriedades de dispersão de luz de uma solução contendo partículas suspensas e coloidais e se expressa em unidades de turbidez nefelométrica (UNT) (METCALF; EDDY, 2014).

	<b>Odor e Sabor</b>	Referem-se a duas sensações que se manifestam conjuntamente, o que torna difícil a sua separação, visto que, a sensação de sabor origina-se do odor. São causadas pela presença de produtos químicos indesejáveis (RICHTER E NETTO, 1991)
<b>Características Físicas e Químicas</b>	<b>Temperatura</b>	A temperatura afeta a velocidade e o equilíbrio das reações químicas, solubilidade dos gases, sensação de sabor e odor, ionização de substâncias coagulantes, densidade, viscosidade, pressão de vapor e tensão superficial que são usadas em projetos e operação de estações de tratamento (RICHTER E NETTO, 1991)
	<b>pH</b>	Indica se a água é ácida, neutra ou alcalina por meio da medição da presença de íons de hidrogênio (H <sup>+</sup> ). É calculado em escala anti logarítmica, abrangendo a faixa de 0 a 14 (inferior a 7: condições ácidas; superior a 7: condições alcalinas e igual a 7: condições neutras). É determinante em diversas etapas do tratamento da água, como na coagulação e desinfecção, além de contribuir para um maior ou menor grau de solubilidade das substâncias e de definir o potencial de toxicidade de vários elementos, por exemplo, da dissolução dos metais (ALVES, 2007)
	<b>Alcalinidade</b>	Está relacionada com a quantidade de íons presentes na água que reagem para neutralizar os íons de hidrogênio. Assim sendo, constitui uma medição da capacidade da água de neutralizar os ácidos, resistindo as mudanças de pH. Valores elevados de alcalinidade estão associados a processos de decomposição da matéria orgânica e à alta taxa respiratória de microrganismos, com a liberação e dissolução do gás carbônico na água. A maioria das águas naturais apresenta valores de alcalinidade na faixa de 30 a 500 mg/L de CaCO <sub>3</sub> . (BASTOS et al., 2006).
	<b>Acidez</b>	Mede a capacidade da água em resistir as mudanças de pH causadas pelas bases. Ela decorre fundamentalmente da presença de gás carbônico livre na água (BASTOS et al., 2006). Águas com acidez mineral são desagradáveis ao paladar, sendo, portanto, desaconselhadas para o consumo humano.
	<b>Dureza</b>	É definida como a soma de cátions divalentes presentes na água e expressa em termos de uma quantidade equivalente de CaCO <sub>3</sub> (DI BERNARDO; DANTAS, 2005). O consumo industrial pode apresentar restrições devidas, principalmente, à composição cálcica e magnésiana, que pode causar incrustações ou entupir tubulações se a dureza for relativamente alta (SILVA et al., 2011)
	<b>Sólidos</b>	Os sólidos presentes na água podem ser classificados em suspensos ou dissolvidos, dependendo de sua retenção em filtro com poros de tamanho aproximado de 1,2 µm. Podem ainda classificar-se como fixos ou voláteis, dependendo de seu conteúdo orgânico.

Na Tabela 3.3 são mostrados os padrões de aceitação de água para consumo humano segundo o Anexo XX da Portaria de Consolidação nº 5, de 2017 do Ministério da Saúde do Brasil e os limites máximos admissíveis segundo o regimento Colombiano

Técnico do setor de Água Potável e Saneamento Básico do ano 2000 do Ministério da Saúde da Colômbia:

Tabela 3.3 Parâmetros admissíveis em Colômbia e Brasil. Fonte: RAS, 2000; BRASIL, 2017.

Parâmetro	Limite máximo admissível <sup>1</sup>	Limite máximo admissível <sup>2</sup>	Unidades
Cor	15	15	UC
Turbidez	< 1	< 2	UNT
Odor	Inodoro	Inodoro	-
Sabor	Insípido	Insípido	-
pH	6,5 - 9	6,5 - 9	-
Condutividade elétrica	20 - 2000	< 1500	mS/cm
Dureza	500	160	mg/l
Sólidos totais	1000	200	mg/l

1. Brasil, 2017.

2. Regimento Colombiano Técnico do Setor de Água Potável e Saneamento Básico RAS, 2000.

### 3.1.3.1. Análise microbiológica

A análise bacteriológica é importante na prevenção de epidemias que podem resultar da contaminação da água. Contudo, a análise bacteriológica não visa a procura direta de microrganismos patogênicos (ROMERO, 2009) uma vez que estes são difíceis ou impossíveis de crescer em culturas de laboratório. Testes moleculares permitem a detecção de patógenos, contudo estes testes são caros, não são acessíveis em muitas regiões e não indicam viabilidade e infectividade. Por todas estas razões, o teste da amostra de água para a presença de organismos patogênicos é problemático (ALLEN; CLANCY; RICE, 2000).

Na prática, a qualidade sanitária da água é determinada testando um ou mais organismos indicadores ou grupos de organismos. A presença desses organismos indica que a água testada contém ou pode conter poluição fecal e, portanto, a possível presença de organismos patogênicos (COHN; ATHERHOLT; POST; 2011). A Tabela 3.4 apresenta os limites máximos de coliformes totais e *Escherichia coli* na água distribuída, de acordo com o Anexo XX da Portaria de Consolidação nº 5, de 2017 do Ministério da Saúde do Brasil.

Tabela 3.4 Limites máximos admissíveis de *Escherichia coli* e coliformes totais na água distribuída e riscos à saúde pública. Fonte: BRASIL, 2017.

Parâmetro	Limite máximo admissível	Unidades	Risco a saúde pública
Coliformes totais <sup>1</sup>	Ausente em 100 ml	NMP/100 ml	Doenças gastrointestinais
<i>E. coli</i> <sup>2</sup>	Ausente em 100 ml	NMP/100 ml	

1. Indicador de eficiência de tratamento. 2. Indicador de contaminação fecal

### 3.1.3.2. O grupo coliforme

O grupo coliforme inclui as bactérias bacilares, aeróbicas e facultativas anaeróbicas, Gram-negativas, não formadoras de esporas, as quais fermentam a lactose com formação de gás num período de 48 horas a 35 °C ou 36 °C. O número de organismos coliformes nos excrementos humanos varia entre 125 e 400 x 10<sup>9</sup> (ROMERO, 2009). As bactérias coliformes totais (CT) compreendem membros da família *Enterobacteriaceae* (LECLERC et al., 2001)

O ensaio para a detecção do grupo coliforme pode-se efetuar mediante as técnicas de tubos múltiplos e do filtro membrana, ensaio da presença-ausência e a análise pelo método de Colilert (ROMERO, 2009). Se a detecção do CT for positiva, essa amostra deve ser testada para a presença de bactérias coliformes termotolerantes (CF) ou *E. coli*. O Grupo de organismos CF é um subconjunto do grupo CT e pode crescer em meios seletivos a 44.5 °C e fermentar a lactose. A *E. coli* é a bactéria indicadora por excelência do grupo CF devido a sua presença permanente na flora intestinal do homem e dos animais de sangue quente. (ROMERO, 2009).

### 3.1.3.3. *Escherichia coli*

A *E. coli* era considerada exclusiva de resíduos fecais. Entretanto, cepas não fecais de *E. coli* foram primeiramente observadas em ambientes de águas quentes e posteriormente em águas temperadas e sedimentos (STANDRIDGE, 2008). Apesar deste fato, a presença de *E. coli* ainda é considerada como CF na maioria dos testes indicadores usados na atualidade (COHN; ATHERHOLT; POST; 2011).

A *E. coli* é uma bactéria Gram-negativa, facultativa anaeróbia, de forma bacilar, de 0,5 a 2,9 µm de tamanho. Existem seis grupos de *E. coli* enteropatogênicas, mas as quatro mais importantes associadas com contaminação da água são: *E. coli* enteropatogênica, *E. coli* enterotoxigênica, *E. coli* enteroinvasiva e *E. coli* entero hemorrágica. (AWWA, 1999; FEDERATION, 2005).

#### **3.1.3.4. *Salmonella Typhimurium***

A *Salmonella typhimurium* (*S. typhimurium*) é uma espécie bacteriana pertencente ao gênero *Salmonella*, constituído pelos bacilos Gram-negativos intracelulares anaeróbios facultativos. Constitui um grupo importante de patógenos para animais e humanos. Existem seis subespécies: *enterica*, *arizonae*, *diarizonae*, *houtenae*, *indica* e *salamae* (ANDINO; HANNING et al., 2015).

Os sintomas da salmonelose incluem diarreia, febre, cólicas abdominais, náusea e vômito. Casos assintomáticos podem ocorrer (AGÊNCIA DE SAÚDE PÚBLICA DO CANADÁ, 2015) e nem todos os subtipos são consistentemente atribuídos a doenças humanas (GALANIS et al., 2006). A salmonelose pode resultar em complicações como sepse, meningite, artrite reativa (DUPONT, 2007) e infecções do trato urinário.

#### **3.1.3.5. *Enterococcus Faecalis***

Os *Enterococcus faecalis* (*E. faecalis*) são uma bateria Gram-positiva comensal, que habita no trato gastrointestinal dos humanos e outros mamíferos (RYAN et al., 2004). Eles podem causar uma grande variedade de doenças em humanos, infectando o trato urinário, a corrente sanguínea, o endocárdio, o abdômen, o trato biliar. Até 90% das infecções enterocócicas em humanos são causadas por *Enterococcus faecalis*. (JETT et al., 1994).

Os enterococos podem suportar condições ambientais adversas. Conforme originalmente definido por Sherman (1937), os enterococos podem crescer a 10 ° C e 45 ° C, a um pH 9,6, em caldo de NaCl a 6,5%, e sobreviver a 60 ° C por 30 minutos.

#### **3.1.3.6. *Pseudomonas Aeruginosa***

A *Pseudomonas aeruginosa* é uma espécie de baterias Gram-negativas, aeróbica (RYAN et al., 2004). Emergiu como um importante patógeno nas últimas duas décadas. Causa entre 10% e 20% das infecções na maioria dos hospitais.

### 3.1.4. Métodos para detecção de bactérias coliformes

#### 3.1.4.1. Método Colilert

Foram desenvolvidos vários ensaios enzimáticos comerciais que podem ser usados para a detecção simultânea de bactérias coliformes totais e *E. coli*. Nestes ensaios, ingredientes em pó compostos de sais e substratos enzimáticos específicos são adicionados às amostras de águas. Quando metabolizados por coliformes totais e *E. coli*, os substratos enzimáticos específicos produzem uma cor amarela e/ou fluorescente. Após a incubação, as amostras contendo organismos coliformes ficam amarelas, e as amostras contendo *E. coli* ficam fluorescentes quando estão expostas à iluminação UV. O modo de quantificação pode ser realizado usando o método de tubos múltiplos ou aparelhos especializados, como o método Colilert Quanti-Tray. Os resultados são relatados como presentes ou ausentes em uma amostra de 100 ml e NMP (Número mais provável) /100 ml no teste de quantificação (METCALF; EDDY, 2014). O esquema do procedimento do teste enzimático comercial Colilert é mostrado na Figura 3.1.

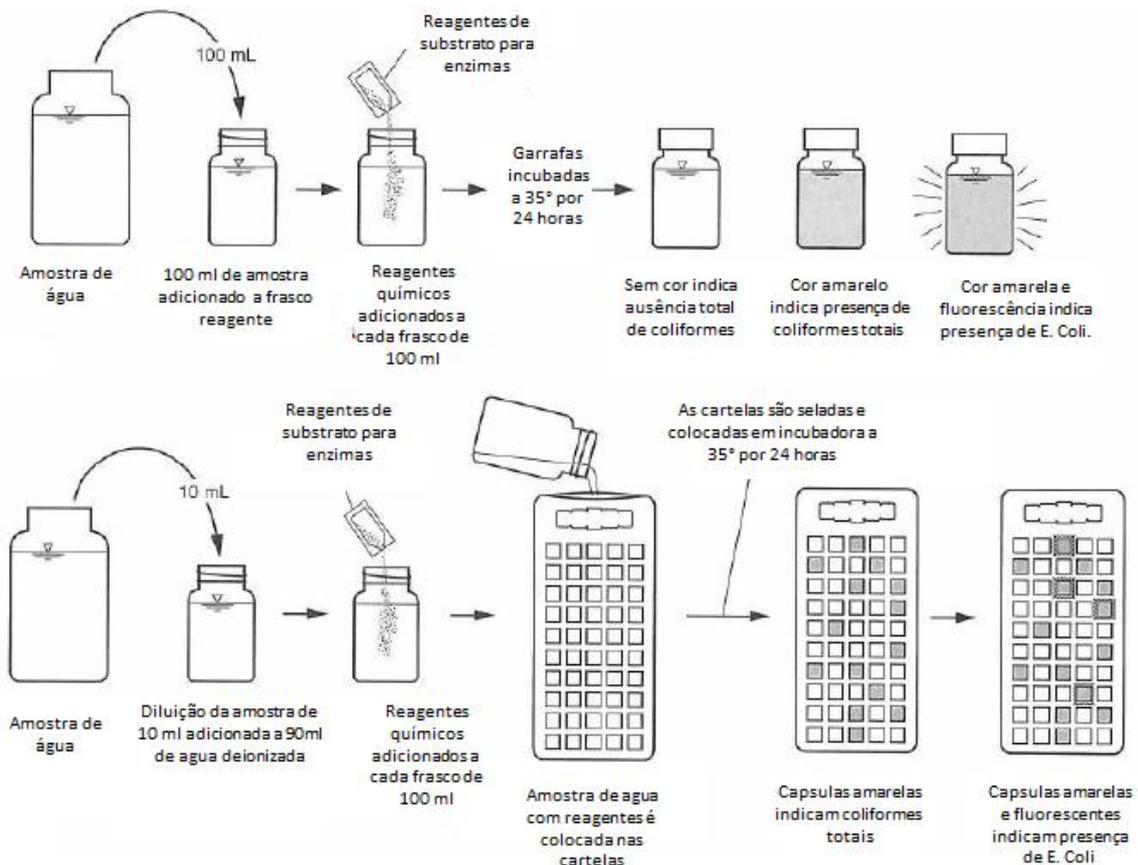


Figura 3.1 Procedimento do teste enzimático comercial Colilert para detecção rápida de *E. coli* e coliformes totais

Fonte: METCALF; EDDY, 2014

### 3.1.4.2. Método de gota (Drop Plate)

Outra técnica que tem sido intensificada para a quantificação de microrganismos é o Método de Gota (Drop Plate). A técnica envolve o gotejamento de um volume conhecido da amostra diluída em meio nutriente. A gota não se espalha e é absorvida pela superfície do meio. É uma técnica fácil, rápida e econômica. (HERIGSTAD et al., 1982; HOBEN & SOMASEGARAN, 2001). Neste método se realizam diluições 1:10 a partir da amostra original, colocam-se três gotas de 20 µl de cada uma das diluições seriadas nas placas do meio gelificado (Figura 3.2) e depois do crescimento das colônias se escolhe a diluição contável. Não tem uma regra para escolher a diluição contável, porém, recomenda-se contar entre 3 a 15 colônias na gota selecionada. A partir do número de colônias presentes na diluição, são feitos os cálculos para determinar as concentrações.

Os meios de cultivo e as condições de crescimento variam em função do microrganismo explorado. Por exemplo, para *E. coli* é comum usar *BEM* (Eosin methylene / blue agar - Levine), para *S. Typhimurium* é usado XLD (xylose deoxyclolate agar), bili esculin agar para *E. faecalis* e cetrimide agar para *P. aeruginosa*.

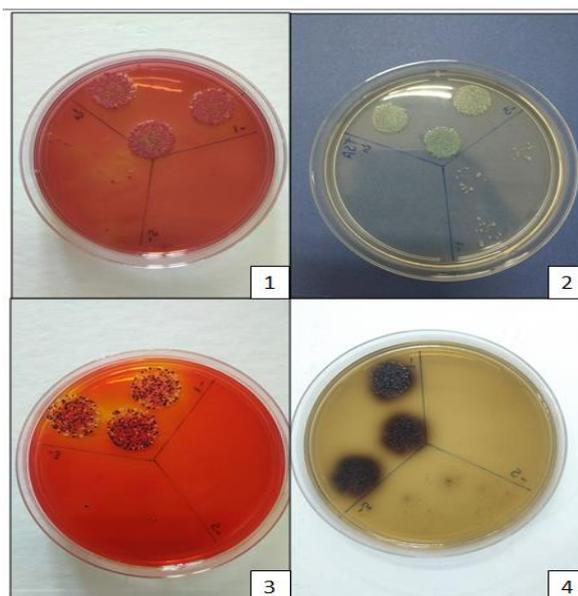


Figura 3.2 Quantificação por gotejo em placa

Legenda: 1 – *E. coli* com *BEM* (Eosin methylene / blue agar - Levine); 2 – *P. aeruginosa* com *cetrimide*; 3 – *S. Typhimurium* com *XLD* (xylose deoxyclolate agar); 4 – *E. faecalis* com *bili esculin agar*.

Fonte: Autor

### 3.1.5. Opções de tratamento de água no ponto de uso

As doenças de veiculação hídrica podem ser controladas pelo tratamento adequado da água. Nas principais áreas das cidades e nos países desenvolvidos o abastecimento de água é gerenciado principalmente por sistemas centralizados. Os sistemas convencionais de tratamento de água centralizados consistem em processos essenciais para remover microrganismos nocivos (BETANCOURT et al., 2004). Sem embargo, em países em desenvolvimento e nas áreas rurais, devido à baixa densidade de casas, o custo inicial de um sistema centralizado de tratamento e distribuição de água dificulta a sua instalação. (MANKAD et al., 2011). Uma opção para melhorar a oferta de qualidade da água nessas regiões é a adoção de um sistema de tratamento e armazenamento de água no local, por exemplo, as opções de tratamento no POU.

As opções de tratamento no POU são sistemas de tratamento de água que objetivam reduzir a turbidez e eliminar os patógenos das fontes de água antes do consumo. Estes métodos podem ser agrupados em: i) sistemas baseados em calor e UV (ebulição, radiação solar, SODIS, lâmpadas UV), ii) tratamento químico (coagulação, floculação e precipitação, adsorção, troca iônica, desinfecção química) e iii) processos de remoção física (sedimentação e filtração incluindo membranas; filtros de cerâmica e fibras; filtros de meios granulares com filtros de areia) (PETER-VARBANETS et al., 2009).

O Centro de Tecnologia Acessível para Água e Saneamento (CAWST, 2009) descreve que o tratamento de água no ponto de uso, pode incluir: sedimentação, filtração e desinfecção conforme mostra a Figura 3.3. Cada etapa do processo, desde a proteção da fonte até o tratamento da água e o armazenamento seguro, proporciona uma redução incremental do risco à saúde.



Figura 3.3 Sistema de tratamento doméstico de água para consumo. Fonte: CAWST, 2009.

Embora existam muitas tecnologias avançadas disponíveis para o tratamento de água, as tecnologias implementadas em sistemas de POU são usualmente de baixo custo e com o objetivo de remover patógenos transmitidos pela água (POOI et al., 2018). As tecnologias disponíveis são principalmente sedimentação, filtração e desinfecção. Sedimentação e filtração removem a turbidez na água, o que reduz a estrutura de suporte dos microrganismos. Isso resulta na remoção de microrganismos (RAMAVANDI, 2014).

O processo de tratamento doméstico da água é focado principalmente na remoção de patógenos, que é o maior problema de qualidade da água em todo o mundo. A filtração remove microrganismos por exclusão de tamanho, sedimentação, interceptação, impacto inercial e difusão (BETANCOURT et al., 2004). A desinfecção é a inativação e a destruição de microrganismos presentes na água a um nível seguro para consumo (RATNAYAKA. et al., 2009).

As opções de tratamento de água no POU também são uma alternativa no abastecimento de água para consumo humano para populações afetadas por desastres naturais e tecnológicos, ou que são forçadas a deslocamentos involuntários. Na publicação “Tratamento de emergência de água potável no ponto de uso” (WHO, 2013), são descritas algumas das opções de tratamento no POU mais comuns e simples, adequadas para uso durante uma emergência como enchentes, secas ou deslocamentos forçados. Na Tabela 3.5 se mostra um resumo das opções de tratamento.

Tabela 3.5 Tratamento de emergência de água potável no ponto de uso. Fonte: WHO, 2013.

<b>Tratamento</b>	<b>Descrição</b>
<b>Oxidação</b>	A oxidação leva a água a um contato próximo com o ar, o que aumenta o conteúdo de oxigênio da água. Isso vai remover substâncias voláteis, como o sulfeto de hidrogênio e o metano, que afetam o sabor e o odor.
<b>Armazenamento e clarificação</b>	Se a água estiver turva, pode-se permitir que ela fique repousada para remover as partículas maiores. Os sólidos suspensos e alguns dos agentes patogênicos serão depositados no fundo do recipiente. No entanto, mesmo após o assentamento, a água deve ser tratada com um método comprovado para garantir que seja segura para beber. O armazenamento por dois dias reduz ainda mais a contaminação.

<b>Tratamento</b>		<b>Descrição</b>
<b>Filtração</b>	<b>Filtros de membrana</b>	Os filtros de membrana operam usando mecanismos de remoção similares aos de outros filtros e podem ser altamente eficazes na remoção de organismos ainda menores, como vírus.
	<b>Filtros de areia</b>	Os filtros domésticos podem ser montados dentro de recipientes de argila, metal ou plástico. Os vasos são preenchidos com camadas de areia e cascalho e tubulações dispostas para forçar a água a fluir para cima ou para baixo através do filtro.
	<b>Filtros cerâmicos</b>	A água passa lentamente através de um filtro de cerâmica ou "vela". Neste processo, as partículas suspensas são filtradas mecanicamente a partir da água. Alguns filtros são impregnados com prata, que age como um desinfetante e mata as bactérias. Os filtros cerâmicos podem ser fabricados localmente, mas também são produzidos em massa.
<b>Desinfecção</b>	<b>Ebulição</b>	A ebulição é um método muito eficaz de desinfecção da água, mas consome energia. A água deve ser levada a uma fervura "rolante". Além do alto custo da energia envolvida na fervura, a outra desvantagem é a mudança no sabor da água. Isso pode ser melhorado por meio de aeração, agitando vigorosamente a água em um recipiente vedado após o resfriamento.
	<b>Desinfecção química</b>	Muitos produtos químicos podem desinfetar a água, mas o mais comumente usado é o cloro. Com a dosagem adequada, o cloro matará a maioria dos vírus e bactérias, mas algumas espécies de protozoários (principalmente os criptosporídios) são resistentes ao cloro. Existem várias fontes diferentes de cloro para uso doméstico; em forma líquida, em pó e em comprimidos.
	<b>Desinfecção solar</b>	A exposição de água contaminada a os raios ultravioletas do sol tem sido demonstrada como um método de desativação de microrganismos presentes na água responsáveis pela transmissão de doenças de vinculação hídrica. Recipientes de plástico transparentes de um ou dois litros com água limpa são expostos à luz solar direta. O período de tempo necessário para a inativação de patógenos irá variar dependendo da transparência do recipiente, da intensidade da luz solar e da claridade da água.
<b>Sistemas de tratamento combinados como Sachet PuR water Treatment</b>		Algumas grandes empresas desenvolveram compostos que removem partículas suspensas e desinfetam a água. Um desses compostos contém uma substância química que ajuda as partículas suspensas a se unirem para produzir partículas maiores e mais pesadas que se acomodarão no fundo do recipiente. Também contém cloro que desinfeta a água depois da coagulação.

Na figura 3.4 apresentam-se dois sistemas utilizados para tratar água no POU em situações de emergência: um bio floculante e um sistema de membrana portátil.



Figura 3.4 Esquerda Biofloculante e direita Sistema de membrana portátil. Fonte: POOI et al., 2018.

### 3.1.5.1. Filtração

A filtração é um processo simples de tratamento de água capaz de remover coloides, sólidos suspensos e patógenos de fontes de água potável. Um sistema de filtragem bem projetado será capaz de gerar um fluxo limpo de água potável (POOI et al., 2018)

Os filtros atuam como uma peneira ou microfibras que capturam o material suspenso entre os grãos do meio filtrante. Porém, a ação de coar e peneirar a água são as menos importantes no processo da filtração, já que a maioria das partículas suspensas pode passar facilmente através dos espaços existentes entre os grãos do meio filtrante. (ROMERO, 1999)

Segundo a CAWST (2009), acredita-se que durante a filtração os patógenos são removidos da água pelos métodos de aprisionamento, morte natural, adsorção, absorção e predação por outros organismos microscópicos (ação biológica). Esses métodos combinados permitem que o filtro efetivamente desative patógenos de menores dimensões do que as aberturas entre grãos de areia.

O tamanho dos diferentes constituintes comumente encontrados nas fontes de água e o tamanho dos poros do processo de filtração convencional estão resumidos na Figura 3.5.

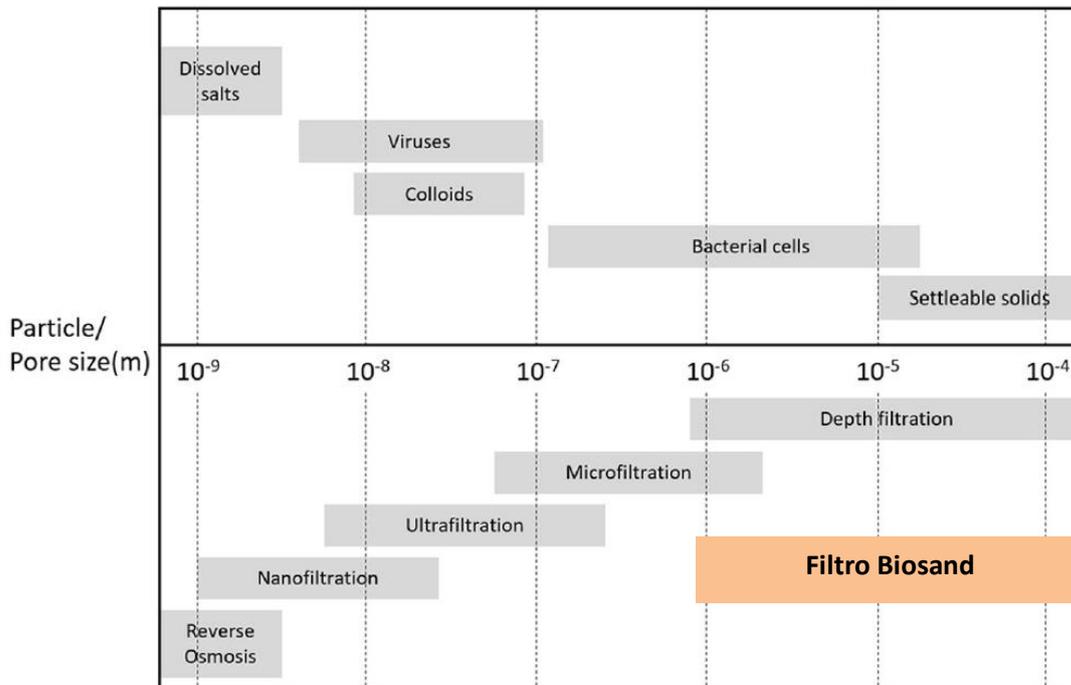


Figura 3.5 Tamanho dos constituintes da água e tamanho dos poros de diferentes tecnologias de filtração. Fonte: POOI et al., 2018.

Por exemplo, dado o tamanho de 1 por 3  $\mu\text{m}$  das células de *E. coli*, comumente usadas como indicadores de desempenho de filtros, e o tamanho 760  $\mu\text{m}$  de diâmetro dos grãos de areia usados no filtro, não se espera remoção por meio de filtração, mesmo quando partículas menores preenchem as lacunas do filtro (ARNOLD, 2015). Em vez disso, a maioria da remoção de patógenos microscópicos é atribuída à adsorção, absorção e ação biológica dentro do filtro (RESHES, 2007; COOKE, 2000).

Pesquisas em escala piloto têm demonstrado que a retenção de impureza e a remoção de microrganismos se efetuam na camada superficial do leito do filtro, de espessura inferior a 10 cm, na qual se desenvolve uma película biológica comumente chamada Schmutzdecke (BASTOS et al., 2006).

De acordo com Di Bernardo (1999), o desempenho dos filtros lentos na remoção de microrganismos depende da taxa de filtração (remoção diminui com o aumento da taxa), da temperatura (menores temperaturas resultam em menores remoções), da espessura do meio filtrante (o meio mais espesso tende ser mais eficiente), do tamanho dos grãos de areia (maior granulometria resulta em menor remoção), da idade do biofilme e da maturidade microbiológica do meio filtrante, entre outros.

As principais vantagens da filtração lenta como sistema de tratamento de água incluem a simplicidade de construção, operação e manutenção, a eficácia na remoção de

bactérias, vírus e partículas em suspensão e a não utilização de produtos químicos para ter uma boa eficiência. As principais limitações do BSF têm relação com a origem da água a ser tratada. O uso de sistemas de filtração lenta tem restrições específicas quanto a qualidade da água bruta, que não deve ter cor nem turbidez elevadas. Além disso, requer vazão contínua para preservar a Schmutzdecke, que eventualmente é removido pelo aumento da perda de carga (DI BERNARDO, 1999). O sistema é vantajoso principalmente pela facilidade operacional, pela sua eficiência e por não exigir mão de obra qualificada. Contudo, pode se tornar ineficiente devido à operação inadequada ou a falta de manutenção.

### 3.1.5.2. Mecanismos de filtração

Os diferentes mecanismos que podem realizar o transporte das partículas nos poros do meio filtrante estão esquematizados na Figura 3.6. Ali se pode ver como simultaneamente podem atuar vários mecanismos para aproximar o material suspenso até os grãos do meio filtrante. Na Tabela 3.6 explicam-se os diferentes mecanismos descritos.

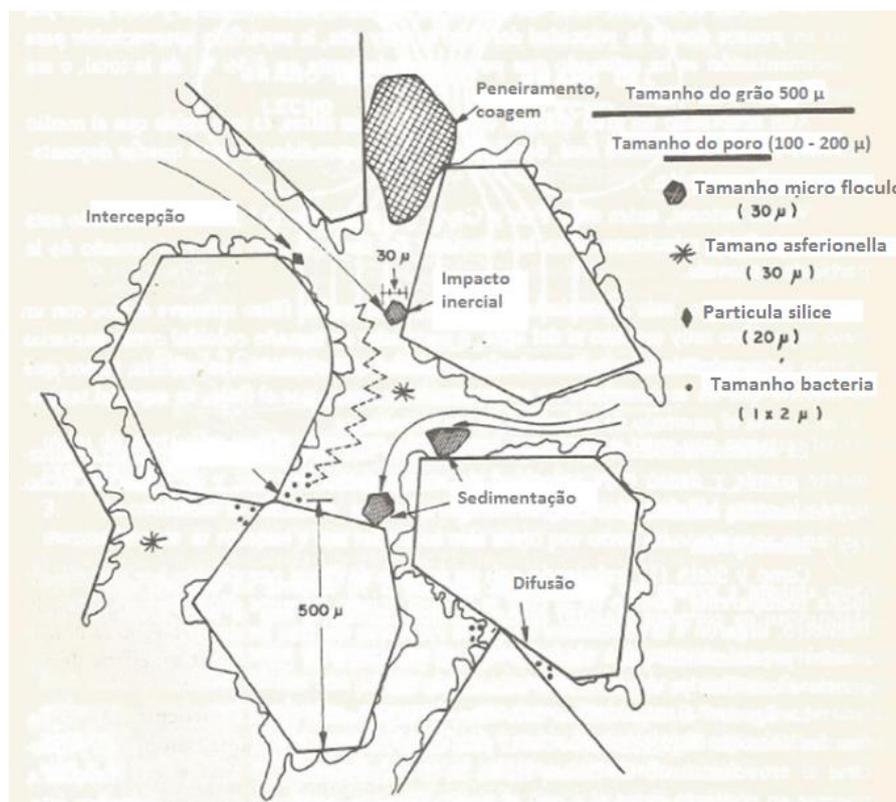


Figura 3.6 Mecanismos de transporte de partículas. Fonte: ARBOLEDA, 1981.

As tecnologias de filtração nos tratamentos de POU são principalmente o *Filtro Biosand* (BSF) e a filtração por membranas. Nos últimos 20 anos, os filtros de água de cerâmica no POU ganharam ampla utilização em todo o mundo como um método de baixo custo para produzir água potável segura (BIELEFELDT et al., 2009). Além disso, sistemas de membranas descentralizados projetados para áreas remotas de países em desenvolvimento já estão disponíveis (PETER-VARBANETS et al., 2009).

Tabela 3.6 Descrição dos mecanismos de transporte de partículas nos poros do meio filtrante. Fonte: Di Bernardo; Dantas, 2005.

<b>Mecanismo</b>	<b>Descrição</b>
Retenção por tamanho de partícula (peneiramento e coagem)	Ocorre quando a partícula é maior do que o tamanho do poro do meio filtrante.
Sedimentação	Os grãos do meio filtrante possuem uma grande área superficial na qual as partículas podem entrar em contato por sedimentação.
Intercepção	Ocorre quando partículas que se deslocam em linhas de corrente diferentes se encontram ou entram em contato com os grãos devido a um estreitamento forçado do fluxo.
Impacto inercial	Ocorre quando uma partícula se deslocando com uma linha de corrente adquire uma trajetória diferente quando esta faz uma mudança de direção.
Difusão	Ocorre devido ao movimento browniano, que é o movimento aleatório das moléculas de água. Devido a este movimento, partículas pequenas movimentam-se de áreas de maior para outras de menor concentração. Este mecanismo faz com que partículas de 1 a 2 µm possam ser removidas em filtros com tamanho de poros de 100 a 200 µm.

### 3.2. Filtro doméstico Biosand

O BSF pode ser descrito como uma adaptação do filtro de areia lento convencional que tem sido utilizado para o tratamento de água de comunidades por quase duzentos anos. O BSF é menor e adaptado para uso intermitente, tornando-o adequado para residências pela sua simplicidade e capacidade de remoção de microrganismos (CAWST, 2009). Pode ser construído enchendo-se um recipiente com areia e cascalho e permitindo a formação de uma camada biológica responsável pela remoção de patógenos (MAHMOOD et al., 2011)

A partir de 2007, mais de 140.000 unidades de BSF foram instaladas em diferentes países em desenvolvimento, e espera-se que aumente anualmente em cerca de 25.000 (CLASEN, 2009). Uma análise de custo-benefício demonstrou que o BSF se compara favoravelmente a outras intervenções de saúde (JEULAND; WHITTINGTON, 2009).

Resultados de laboratório mostram que o BSF é capaz de remover mais do que 95% da turbidez da água, 1 ULR de vírus, 2 ULR de bactérias e mais de 3 ULR de protozoários (PALMATEER et al., 1999 DUKE et al., 2006; STAUBER et al., 2006; ELLIOTT et al., 2008; MURPHY et al., 2010). Essa eficiência de remoção depende da capacidade do usuário de operar e manter seu filtro adequadamente (CAWST, 2009).

Como os filtros de areia lentos convencionais (SSF), o BSF não tem pré-tratamento ou retro lavagem. A filtração ocorre por gravidade e o leito de areia permanece molhado durante toda a operação. No entanto, existem diferenças importantes no design e a operação, sendo o mais importante o padrão de fluxo de alimentação. O BSF é alimentado de forma intermitente, em vez de continuamente, introduzindo uma única carga de água (em geral, apenas uma por dia) (ELLIOTT; DIGIANO; SOBSEY, 2011).

O BSF é projetado para permitir uma taxa de carregamento do filtro (taxa de fluxo por metro quadrado de área de superfície da areia) que provou ser eficaz em testes de laboratório e de campo. Existe uma taxa de aplicação de filtros recomendada para cada projeto de filtro. Para o filtro de Biosand da Versão 10 de concreto do CAWST, foi determinado que não ultrapassasse 400 litros / hora / metro quadrado. (CAWST, 2009)

O BSF pode ser usado com qualquer fonte de água, como água da chuva, águas subterrâneas profundas ou rasas, rios, lagos ou outras águas superficiais. A fonte pode ser a mais limpa disponível, pois o filtro não é capaz de remover 100% dos patógenos e turbidez. A turbidez da fonte de água também é um fator chave na operação do filtro. Níveis mais altos de turbidez irão obstruir a camada de areia de filtração mais rapidamente (CAWST, 2009).

As características físicas da água potável geralmente podem ser constatadas com os sentidos: turbidez, cor, sabor, cheiro e temperatura. A turbidez é causada por colóides presentes na água. O consumo da água turva não necessariamente deixará as pessoas doentes, no entanto, vírus, parasitas e algumas bactérias podem se ligar aos sólidos suspensos na água. Isso significa que a água turva geralmente tem mais patógenos, e,

sendo assim, o seu consumo aumenta as chances de disseminação de doenças. A Tabela 3.7 mostra a eficiência do BSF na remoção de patógenos e turbidez (CAWST, 2009).

Tabela 3.7 Eficiência na remoção de patógenos e turbidez do BSF em condições de campo e laboratório. Fonte: CAWST, 2009.

	<b>Bacterias</b>	<b>Virus</b>	<b>Protozoarios</b>	<b>Vermes</b>	<b>Turbidez</b>
<b>Laboratorio</b>	Até 96,5%	70% a >99%	>99,9%	Até 100%	95% <1 UNT
<b>Campo</b>	87,9 a 98,5%	-	-	Até 100%	85%

### 3.2.1. Componentes do BSF

Na Figura 3.7 apresenta-se o modelo e os componentes do BSF proposto pela CAWST (2009), o qual pode ser construído usando matérias-primas de origem local. A saída do sistema POU está localizada acima da camada de areia, permitindo que esta fique saturada com água durante toda a operação. Isso permite o crescimento microbiano, desenvolvendo um biofilme ao redor do meio filtrante e das partículas de areia. O crescimento excessivo do biofilme forma a Schmutzdecke, que remove microrganismos maiores, coloides e contaminantes das fontes de água (STAUBER et al., 2006; WANG et al., 2014).

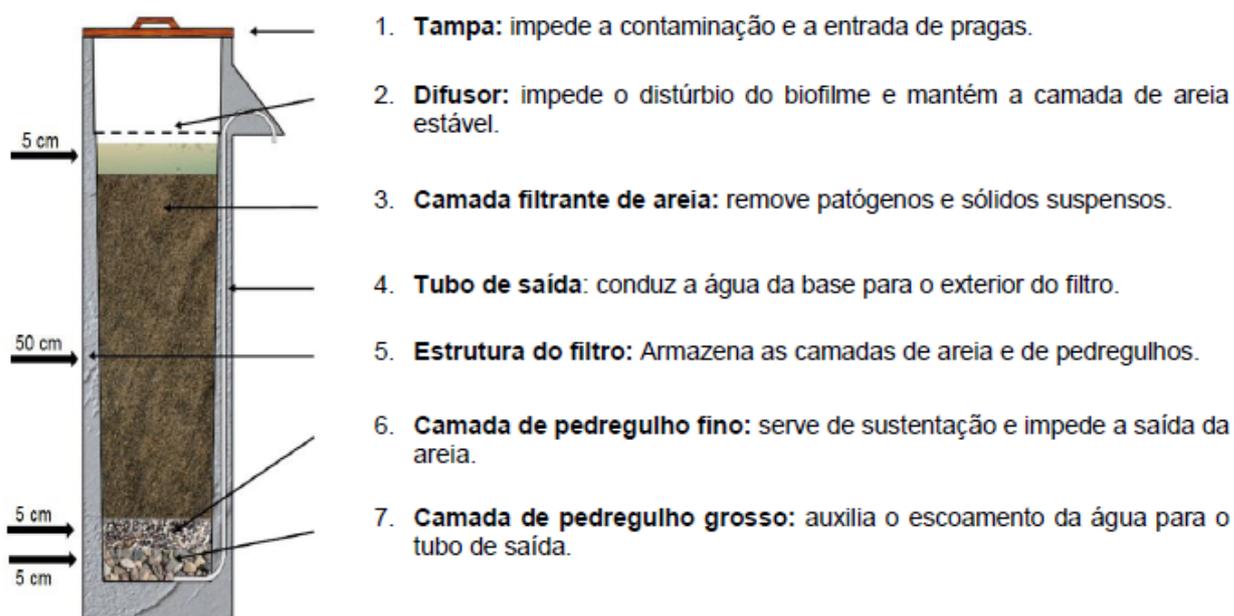


Figura 3.7 Modelo e componentes do BSF. Fonte: CAWST, 2009.

### 3.2.2. Operação do BSF

O BSF tem cinco zonas distintas: 1) zona de reservatório de entrada, 2) zona de água parada, 3) zona biológica, 4) zona não biológica e 5) zona de camada suporte (CAWST, 2009). Estas zonas são mostradas na Figura 3.8.



Figura 3.8 Zonas do BSF e a sua operação. Fonte: CAWST, 2009.

O filtro é mais eficiente quando é operado de forma intermitente e alimentado continuamente. O período de pausa deve ser de, no mínimo, 1 hora depois que a água tiver parado de fluir até um máximo de 48 horas (CAWST, 2009).

Durante o período de fluxo, o nível de água a empurra através do difusor. O nível de água no reservatório desce enquanto flui uniformemente pela areia. A taxa de fluxo diminuirá com o tempo, pois há diminuição da pressão para forçar a passagem da água através do filtro. A água que entra no filtro contém oxigênio dissolvido, que é requerido pelos microrganismos no biofilme, bem como nutrientes e contaminantes. As partículas suspensas maiores e agentes patogênicos ficam retidos no topo, obstruindo parcialmente os espaços de poros entre os grãos de areia, o que também contribui para a redução da taxa de fluxo (CAWST, 2009).

Logo depois que ocorre a passagem, a camada de água parada estará na mesma altura que a extremidade do tubo de saída. O período de pausa favorece que os microrganismos do biofilme consumam os patógenos e nutrientes na água, permitindo

que a taxa de fluxo através do filtro seja restaurada. Se o período de pausa for muito longo, o biofilme acabará por consumir todos os patógenos e nutrientes e, eventualmente, morrerá, o que reduziria a eficiência do filtro quando o mesmo for utilizado novamente. Os patógenos na zona não biológica acabam morrendo devido à falta de nutrientes e oxigênio (CAWST, 2009).

### 3.2.3. Biofilme

O biofilme ou Schmutzdecke (camada de sujeira), é o nome dado na língua alemã a camada microbiológica formada pela saturação da parte superior de areia, sendo considerado o componente-chave do filtro. Os microrganismos que compõem a Schmutzdecke, por sua vez, atacam outros microrganismos nocivos contidos na água contaminada, convertendo-os em inorgânicos inofensivos (BARNES et al, 2009). Além disso, vários microrganismos da fonte de entrada de água se ligam à superfície da areia e se acumulam para se tornarem parte da Schmutzdecke (HUISMAN; WOOD. 1974).

O biofilme pode ser formado completamente em até 30 dias. Durante esse tempo, tanto a eficiência de remoção quanto a demanda de oxigênio aumentarão à medida que o biofilme crescer. O biofilme não é visível, contudo, a areia de filtração pode apresentar uma coloração mais escura, decorrente da retenção de sólidos suspensos (CAWST, 2009).

A morfologia das colônias que compõem a Schmutzdecke é mostrada na Tabela 3.8. Ele obstrui e impede o fluxo de água através do filtro à medida que se desenvolve, e, por isso, o mesmo deve ser retirado ou descartado regularmente para manter a funcionalidade do BSF (CAWST, 2009).

Tabela 3.8 Gênero e filo observado em amostras de Schmutzdecke de BSF.  
Fonte: HWANG et al, 2014.

Fonte	Número de isolados	Gênero observado	Filo observado
Schmutzdecke (Biofilme) do BSF	20	<i>Novosphingobium,</i> <i>Sphingomonas,</i> <i>Bradyrhizobium,</i> <i>Klebsiella,</i> <i>Enterobacter,</i> <i>Aeromonas,</i> <i>Pantoea,</i> <i>Cloacibacterium,</i> <i>Streptomyces,</i> <i>Arthrobacter</i> <i>Microbacterium,</i> <i>Brevibacillus.</i>	<i>Proteobacteria</i> <i>Actinobacteria,</i> <i>Fermicutes,</i> <i>Bacteroidetes</i>

Em geral, o foco principal da pesquisa da Schmutzdecke tem sido na sua função de eliminação de patógenos e do seu auxílio na purificação da água no filtro, e não nos riscos potenciais que o mesmo representa quando é despejado, depois da manutenção (HWANG et al, 2014).

A Figura 3.9 ilustra como funciona o biofilme. O processo pode variar, uma vez que alguns filtros requerem um período de tempo mais curto ou longo para o seu estabelecimento, dependendo da quantidade e da fonte de água a ser utilizada. Com o tempo, o biofilme se adapta a certa quantidade de contaminação da fonte de água e, caso a fonte de água a ser utilizada possuir um nível diferente de contaminação, é possível que não haja o consumo de todos os patógenos. Pode levar vários dias para que o biofilme se adapte à nova fonte de água, nível de contaminação e nutrientes (CAWST, 2009).

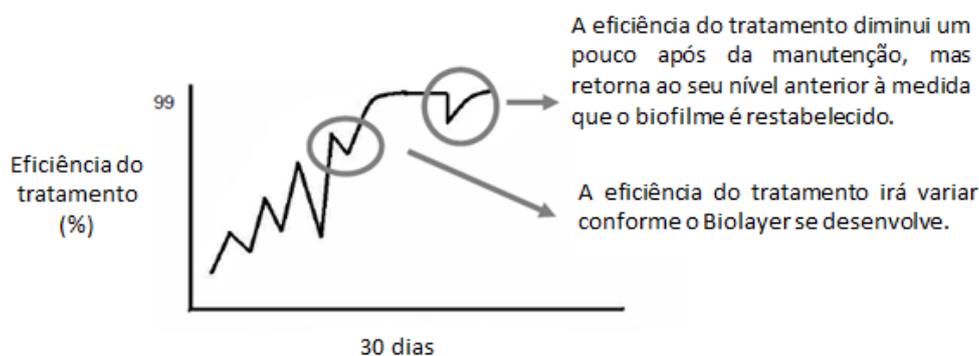


Figura 3.9 Eficiência do BSF com o tempo. Fonte: CAWST, 2009.

Muitos parâmetros operacionais foram reportados por afetar as reduções bacterianas, incluindo, mas não limitado à maturação do filtro e ao desenvolvimento da Schmutzdecke (STAUBER et al, 2006; ELLIOTT et al, 2008; YOUNG-ROJANSCHI et al, 2014), volume de carga diária e tempo inativo (ELLIOTT et al, 2008; JENKINS et al, 2011; LYNN et al, 2013), taxa de aplicação superficial (TAS) (JENKINS et al, 2011; KENNEDY et al, 2012) e tamanho / tipo do material de filtragem (JENKINS et al, 2011; NGAI et al, 2007; TELLEN et al, 2010; GHEBREMICHAEL et al, 2012).

### 3.2.3.1. Curva de crescimento bacteriano

O crescimento bacteriano se define como um aumento no número de células microbianas de uma população ao longo do tempo, o que também pode ser medido como um incremento da massa celular. A velocidade de crescimento é a mudança no número de células por unidade de tempo. A curva de crescimento pode dividir-se em

distintas fases: Fase 1. Adaptação / Retardo, Fase 2. Crescimento Exponencial, Fase 3. Estacionaria e Fase 4. Decaimento. (MADIGAN; MARTINKO; PARKER, 2003)

### **Fase 1. Adaptação / Retardo**

Quando ocorre a inoculação de uma população microbiana, em geral, o seu crescimento não começa imediatamente, mas somente após um período de tempo que constitui a fase de Adaptação. A mesma pode ser rápida ou demorada, dependendo da procedência do cultivo e das condições de crescimento. Nesta fase, os microrganismos produzem as enzimas necessárias para o metabolismo dos nutrientes e crescimento (MADIGAN; MARTINKO; PARKER, 2003).

### **Fase 2. Crescimento Exponencial**

As células em crescimento exponencial resultam da divisão celular, estando em estado fisiológico mais sadio. Por isto, as células tomadas no meio do crescimento exponencial são as mais indicadas para estudos enzimáticos e estruturais. A velocidade de crescimento é influenciada pelas condições ambientais (temperatura, composição do meio do cultivo), assim como pelas características genéticas dos organismos e de seus seus tempos de geração (MADIGAN; MARTINKO; PARKER, 2003).

### **Fase 3. Fase estacionaria**

Nesta fase não há aumento nem diminuição do número de células. Ainda que não seja comum ter crescimento na fase estacionária, muitas funções celulares continuam, como o metabolismo energético e alguns processos biosintéticos. Em alguns casos pode ocorrer um crescimento lento durante a fase estacionaria; algumas células da população crescem, mas outras morrem e os dois processos se equilibram de modo que não há aumento nem diminuição no número de células (MADIGAN; MARTINKO; PARKER, 2003).

### **Fase 4. Fase de decaimento**

A fase de decaimento da curva de crescimento também é exponencial, porém, na maioria dos casos a velocidade de decaimento é muito mais lenta que a velocidade de crescimento exponencial (MADIGAN; MARTINKO; PARKER, 2003).

Uma curva de crescimento típica é apresentada na Figura 3.10. A curva de crescimento corresponde às fases que ocorrem em uma população de células, não em células individuais.

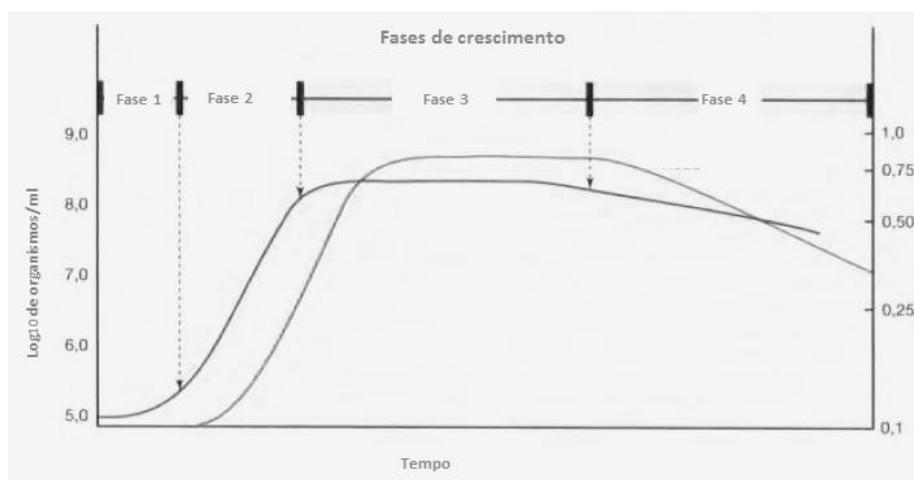


Figura 3.10 Fases da curva de crescimento bacteriano. Fonte: Madigan; Martinko; Parker, 2003.

### 3.2.3.2. Imagens do biofilme

As imagens do biofilme desenvolvido são importantes no estudo do filtro Biosand, uma vez que permitem à caracterização dos microrganismos que compõem a Schmutzdecke. A Microscopia Eletrônica de Varredura (MEV) é uma importante ferramenta para descrever as particularidades dos biofilmes.

Em pesquisas anteriores obtiveram-se imagens que mostraram o crescimento do biofilme ao passar do tempo. Por exemplo, no trabalho de Freitas (2017), observou-se o desenvolvimento do biofilme através de uma manta de feltro posicionada no topo da camada filtrante do BSF. Mediante MEV, obtiveram-se imagens da manta antes da operação dos filtros e após 75 dias de operação, como se pode observar na Figura 3.11. As imagens mostraram que parte das impurezas encaminhadas aos filtros era aderida à superfície dos fios da manta feltro.

Babaei *et al* (2018), avaliaram um novo sistema híbrido utilizando filtro de areia lento de multicamadas “*Multi-layer Slow Sand Filter (MSSF)*”, microfiltro e ultra-filtro em escala de laboratório durante um período de 157 dias. As imagens de MEV confirmaram que o biofilme cresceu apropriadamente no meio, como se mostra na Figura 3.12. Além disso, as imagens foram essenciais para medir a espessura do biofilme desenvolvido.

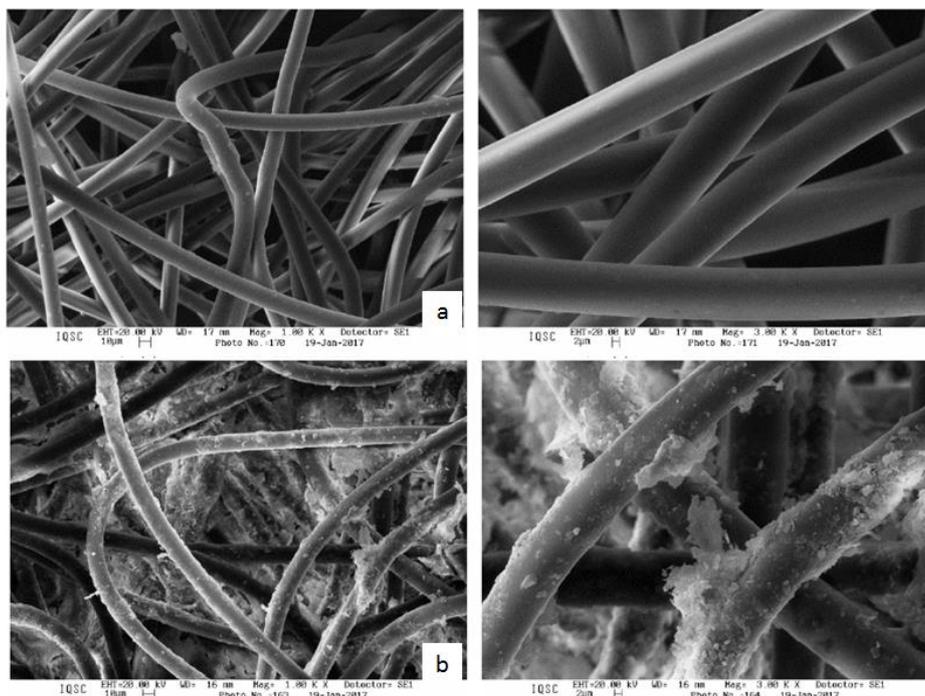


Figura 3.11 Fotomicrografias de MEV da manta feltro em um aumento de 1000x e 3000x. a) Dia zero antes da operação dos filtros e b) 75 após do início de operação. Fonte: Freitas, 2017.

A comparação entre os resultados de remoção de DQO obtidos em estudos semelhantes revelou que a eficiência deste sistema híbrido MSSF – Micro filtração (MF) / Ultra filtração (UF) foi maior que em outros sistemas híbridos. Este melhor desempenho foi devido ao crescimento do biofilme na superfície do MSSF, que aumentou a remoção de materiais orgânicos da água de entrada.

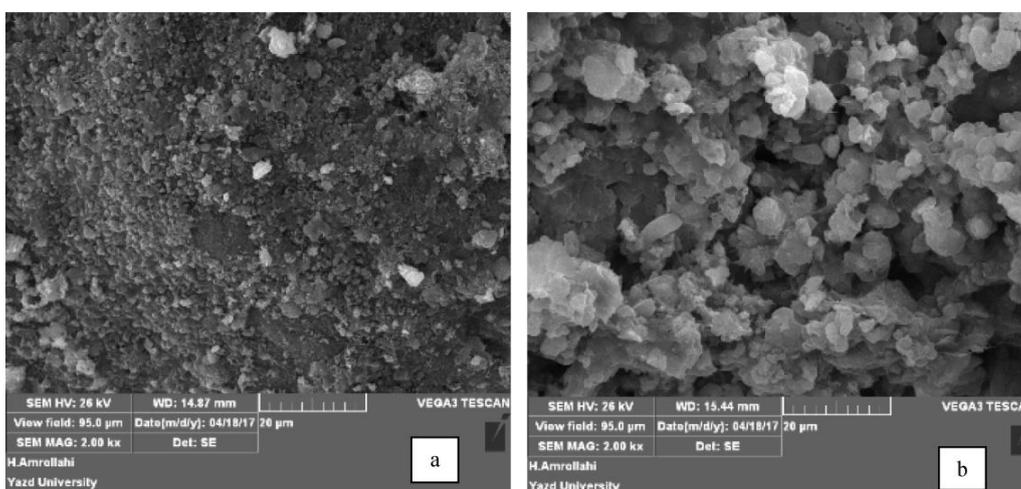


Figura 3.12 Imagens MEV dos meios filtrantes no reator MSSF, a) antes da formação do biofilme, b) após a formação do biofilme no meio superficial. Fonte: Babaei F. et al., 2018.

Healy *et al.* (2011), apresentaram outro exemplo de análise por meio de MEV, onde o objetivo foi caracterizar o acúmulo de biofilme na camada superior dos filtros. Estes foram carregados intermitentemente com efluente de reator utilizado para o tratamento de águas residuais domésticas num período de 525 dias. Como resultado da análise de MEV, no início da fase experimental do estudo, os grãos foram claramente distinguíveis, mas, após 525 dias de operação, eles tornaram-se indistinguíveis, como se pode observar na Figura 3.13. Isto deveu-se a formação de biofilme, que ocorreu principalmente na profundidade de 0,03 m abaixo da superfície do filtro e diminuiu gradualmente com a profundidade.

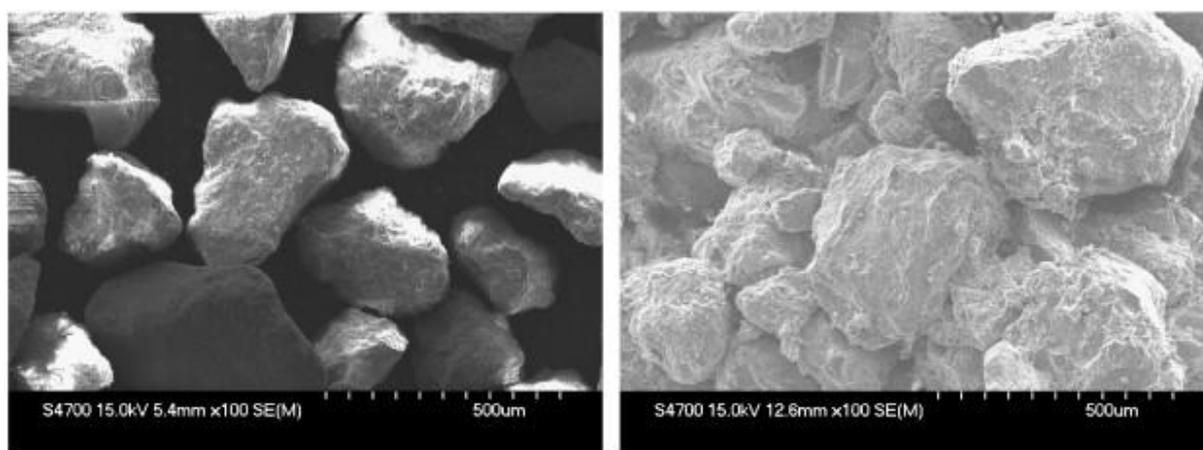


Figura 3.13 Fotografia por MEV em uma amostra da camada superficial de areia no dia 1 (esquerda) e em uma amostra da camada de areia após de 525 dias de operação (direita). Fonte: Healy et al., 2011.

#### 3.2.4. Maturação do filtro

O termo “envelhecimento do meio filtrante” foi desenvolvido para relacionar os mecanismos físicos, químicos e/ou biológicos que podem ocorrer na filtração lenta em areia (SSF) ao longo da profundidade do filtro (POYNTER; SLADE, 1977; WHEELER et al., 1988). Enquanto um novo filtro BSF atingiu apenas 63% de remoção de *E. coli*, 98% de remoção foi observada em um filtro maduro (STAUBER et al, 2006). O envelhecimento do meio também melhora as reduções de vírus (POYNTER; SLADE, 1977, WHEELER et al., 1988; WINDLE-TAYLOR, 1970).

As características operacionais do BSF também produzem uma dinâmica importante na redução do vírus. Em contraste com o SSF convencional, a taxa de filtração de BSF declina para zero à medida que a carga diária é processada. O filtro permanece inativo, tipicamente durante 18 h antes de introduzir a carga seguinte.

Reduções de bactérias e vírus mostraram ser muito maiores após a introdução da próxima carga diária de água (ELLIOTT et al., 2008).

Pesquisas sobre SSF podem fornecer indicações sobre a atuação da comunidade biológica no BSF. A atividade biológica tem sido sugerida de ser, pelo menos em parte, responsável pelas reduções microbianas no SSF (WEBER-SHIRK et al., 1997; EIGHMY et al., 1994; WHEELER et al., 1988; HUISMAN; WOOD. 1974).

Em outros estudos, uma Schmutzdecke intacta demonstrou contribuir para o tratamento. Por exemplo, houve uma redução acentuada de bactérias após a remoção da Schmutzdecke (HIJNEN et al., 2004; DULLEMONT et al., 2006; UNGER; COLLINS, 2008). Por outro lado, apesar da evidência de que as reduções de vírus melhoram com a maturação do filtro, a remoção da Schmutzdecke não causou diminuição nas reduções de vírus (HIJNEN et al., 2004; DELOYDE, 2007; POYNTER; SLADE, 1977; UNGER; COLLINS, 2008).

### 3.2.5. Instalação do filtro

Os materiais de construção de um BSF podem variar. Pode ser construído com materiais locais ou materiais reutilizados, dependendo da facilidade de acesso e das condições econômicas onde vai estar localizado.

Selecionar e preparar a areia e o cascalho a ser utilizado na filtração são cruciais para a eficiência do tratamento do filtro. Segundo a CAWST, a má seleção e preparação da areia de filtração podem levar a um desempenho ruim e a uma quantidade considerável de trabalho para corrigir o problema (CAWST, 2009).

A Tabela 3.9 mostra algumas propriedades recomendadas do material de filtração para evitar riscos que podem afetar o funcionamento dos filtros.

Tabela 3.9 Propriedades na seleção da areia de filtração. Fonte: CAWST, 2009.

Recomendado	Não Recomendado
<ul style="list-style-type: none"><li>• Ao recolher um punhado de areia, você deve sentir a aspereza dos grãos.</li><li>• Você deve ser capaz de ver claramente os grãos individuais e os grãos devem ter tamanhos e formas diferentes.</li><li>• Quando você espremer um punhado de areia seca e abrir a mão, a areia deve sair toda suavemente da mão.</li></ul>	<ul style="list-style-type: none"><li>• Não deve conter qualquer material orgânico (por exemplo, folhas, grama, barro, sujeira).</li><li>• Não deve conter contaminação microbiológica possível. Tem que se evitar áreas que foram usadas com frequência por pessoas ou animais.</li><li>• Não deve ser areia muito fina ou areia que é principalmente lodo e argila.</li><li>• Quando você aperta um punhado de areia seca, ela não deve ficar ou se grudar na sua mão. Se isso acontecer, provavelmente contém muita sujeira ou argila.</li></ul>

O peneiramento da areia deve ser realizado preferivelmente quando a mesma estiver seca, garantindo-se que não haja mistura uma com outras ou com areia não peneirada. A má qualidade da areia devido a rochas dispersas e a mistura de tamanhos de areia peneirados reduz a eficiência do tratamento do filtro (CAWST, 2009).

A areia e o cascalho de filtração devem ser lavados depois do peneiramento para evitar contaminações microbiológicas que possam afetar a eficiência do filtro. É recomendável colocar a areia e o cascalho depois da lavagem em uma superfície de concreto ao sol para secar. Finalmente, deve-se fabricar o difusor e a tampa das colunas de filtração.

As granulometrias da areia e do cascalho a ser usados são apresentados na Figura 14. Ela deve passar pelas peneiras de 12 mm ( $\frac{1}{2}$ "), de 6 mm ( $\frac{1}{4}$ "), de 1 mm (0,04") e a de 0,7 mm (0,03"), respectivamente.

O procedimento para instalação do filtro Biosand é apresentado no manual de instalação CAWST (2009).

Depois da instalação dos filtros, é necessária a realização de um teste de vazão para garantir o bom funcionamento do filtro. A seguir, na Figura 3.14 mostram-se os passos para este procedimento.

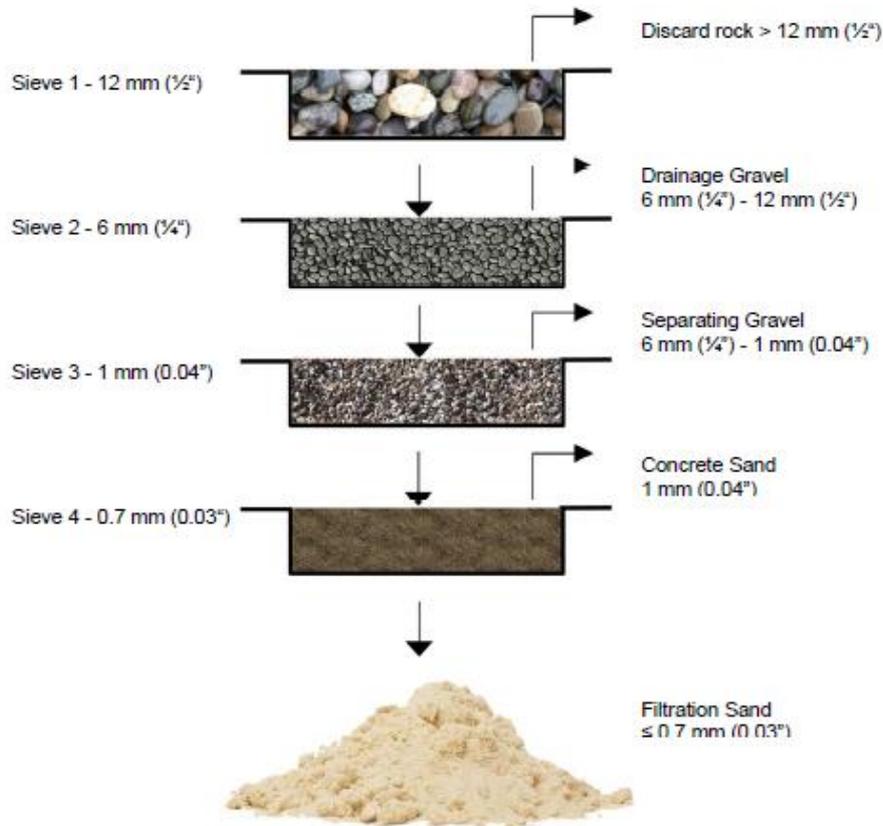


Figura 3.14 Tamanho da areia e o cascalho de filtragem. Fonte: CAWST, 2009.

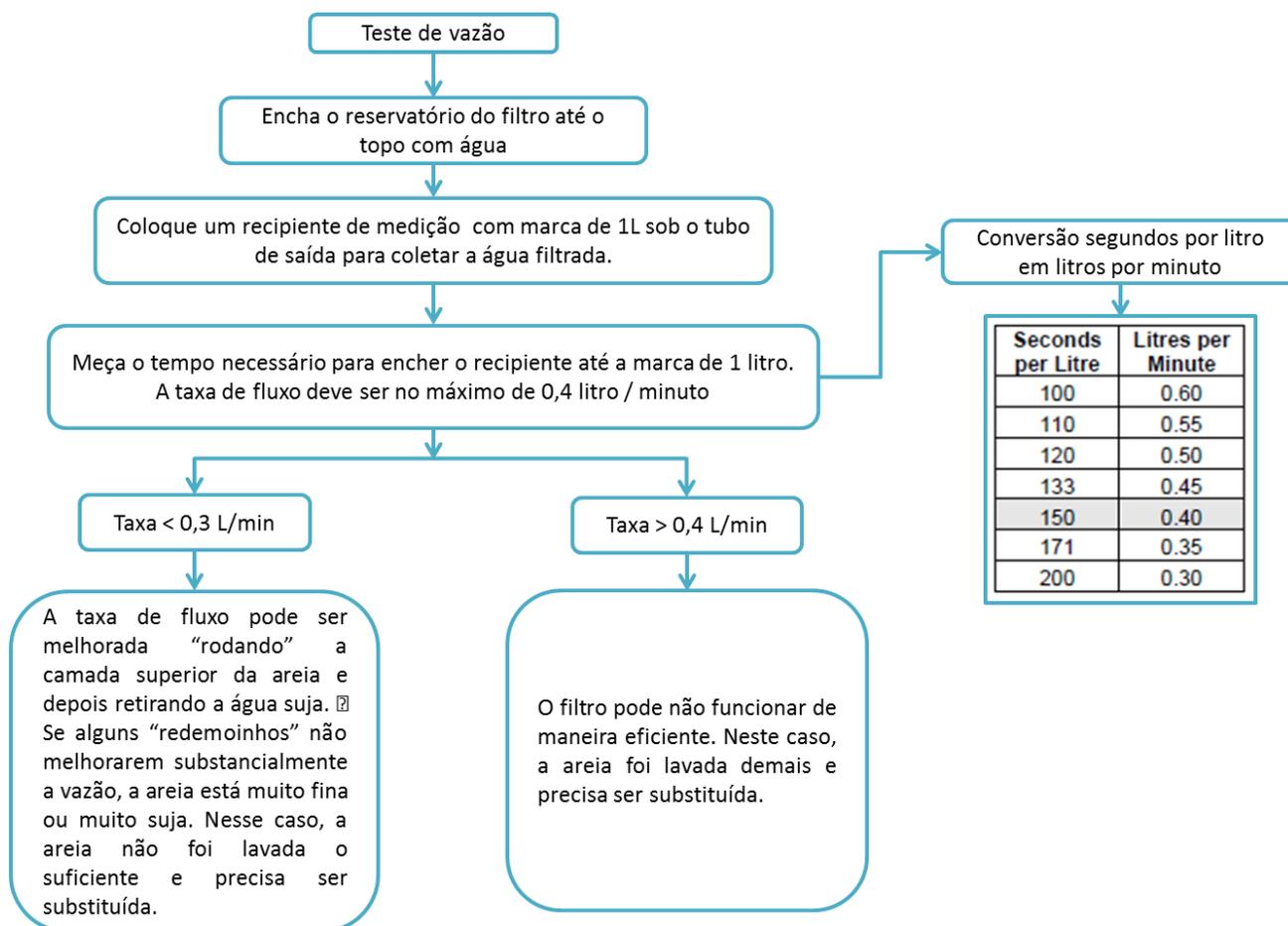


Figura 3.15 Teste de vazão. Fonte: CAWST, 2009.

Posteriormente ao teste de vazão, quando iniciar a operação do filtro, deve-se desinfetar a saída do filtro. Não se deve colocar cloro no filtro, já que o mesmo matará o biofilme. A desinfecção da saída é um processo simples que consiste nas seguintes etapas: (1) colocar uma mangueira sobre o tubo de saída e um funil na outra extremidade da mangueira. O funil deve estar acima da parte superior do filtro; (2) colocar 1 litro de solução de cloro no funil e manter no lugar por 2 minutos; (3) remover a mangueira e drenar a solução de cloro; (4) limpar a parte externa do tubo com um pano limpo e embebido em cloro.

### 3.2.6. Manutenção

Os espaços entre os grãos de areia ficarão obstruídos com os sólidos em suspensão ao longo do tempo. Como resultado, a vazão diminuirá. Uma vazão mais lenta não é um problema em termos de qualidade da água. De fato, quanto mais lenta a

vazão, melhor a qualidade da água. No entanto, pode ficar lento o suficiente para ser inconveniente para o usuário e eles podem optar por não usar o filtro.

Quando o fluxo se torna muito mais lento que a taxa recomendada, o usuário precisará fazer a manutenção básica (chamada de “agitação e descarga”) para restaurá-lo. Além disso, os usuários precisarão limpar regularmente o tubo de saída, o recipiente de armazenamento seguro, o difusor, a tampa e as superfícies externas do filtro.

O CAWST (2009) oferece as instruções da manutenção básica “agitação e descarga”.

### 3.2.7. Versão do CAWST do BSF em concreto

Na seguir, na Figura 3.16 mostra-se o modelo proposto pela CAWST no seu manual de operação do BSF de concreto.

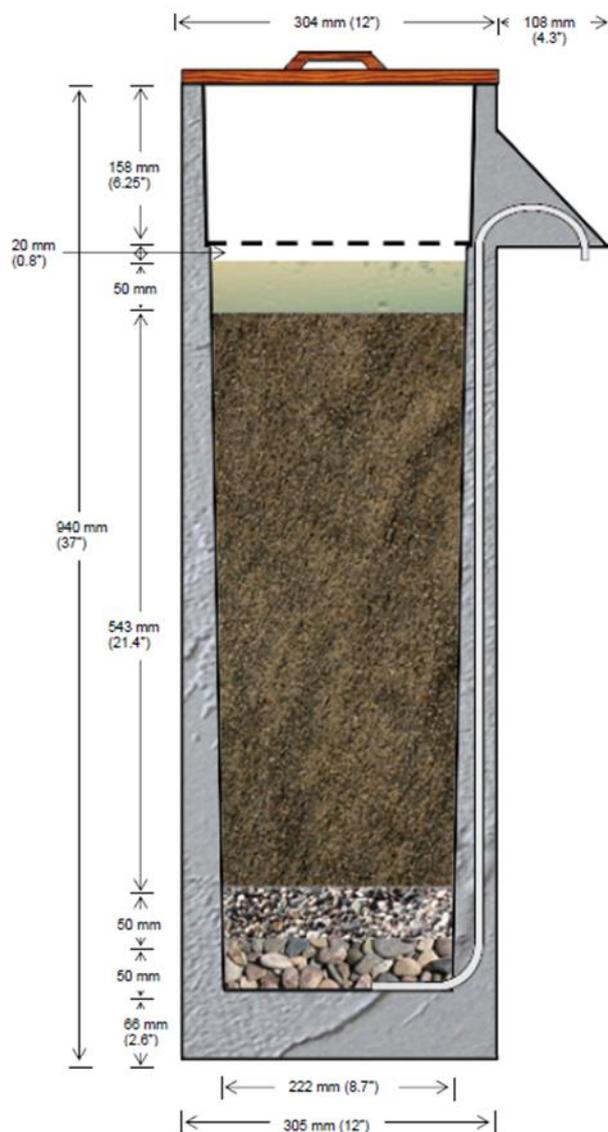


Figura 3.16 Versão de concreto do BSF proposto pela CAWST. Fonte: CAWST, 2009

### 3.2.8. Vantagens e Desvantagens do filtro Biosand

No estudo do Loo *et al* (2012) realizou-se uma avaliação de diferentes tecnologias de tratamento de água alternativas para situações de emergências, o filtro Biosand também é classificado como uma de estas tecnologias. A Tabela 3.10 apresenta as principais vantagens e desvantagens do Filtro Biosand segundo a classificação de Loo *et al* (2012).

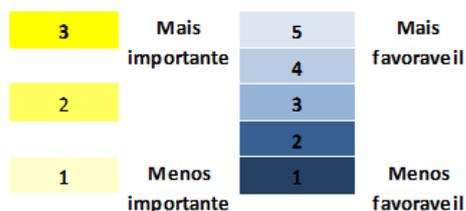
Tabela 3.10 Vantagens e Desvantagens do BSF. Fonte: LOO et al., 2012.

Filtro Biosand	
Vantagens	Desvantagens
Nenhum produto químico requerido	Eficiência de desinfecção afetada pela turbidez
Simple de usar	Longo tempo de arranque (amadurecimento do filtro)
Pode ser construído usando materiais locais	Baixa taxa de filtração
Redução documentada de protozoários e bactérias	Manutenção regular
Custo único de instalação	Pouca remoção de vírus
Redução documentada de riscos diarreicos	Difícil implantação rápida

Na Tabela 3.11 são mostrados os critérios de avaliação utilizados por Loo *et al* (2012) para a classificação e análise das vantagens e desvantagens do BSF.

Tabela 3.11 Critérios de avaliação do BSF. Fonte: LOO et al., 2012.

Criterios de Avaliacao	Fator de Influencia	Filtro Biosand
Custo	1	5
Facilidade de desenvolvimento	3	1
Facilidade de usar	3	4
Impacto ambiental	1	5
Manutenção	2	3
Desempenho	2	2
Aceitação potencial	3	4
Requerimento de energia	3	5
Exigência de cadeia de suprimento	1	5
Taxa de transferência	3	4
Total	Influencia	Nominal
	79	38



### 3.3. Aplicações do BSF como método de tratamento no POU

O filtro Biosand (BSF) é promovido como uma tecnologia para evitar a transmissão diarreica através da água. BSF foi fornecido a mais de 450.000 famílias em 65 países (CAWST, 2012). Níveis muito mais altos de utilização foram relatados para o BSF do que para outras tecnologias de POU (SOBSEY et al., 2008; ALBERT et al., 2010).

A BSF mostrou sucesso na redução global de episódios de diarreia. Também demonstrou ter uma longa vida útil. Um BSF no Camboja teve duração de 8 anos de uso contínuo (LIANG et al, 2010). Vários BSFs foram implantados em condições reais para tratar fontes de água. O desempenho da implantação do BSF em vários países é resumido na Tabela 3.12.

Tabela 3.12 Estudos de caso no desempenho do BSF em vários países. Fonte: POOI et al., 2018.

Localização	Cenário	Período de estudo	Número de domicílios	Redução de <i>E. coli</i>	Redução de episódios de diarreia/ idade	Referência
Tamale, Ghana	Rural	7 meses	260	85-97%	74% (<5 anos) 60% (todas as idades)	STAUBER et al., 2006
Cambodia	Rural	5 meses	336	60-89%	44% (2-4 anos) 44% (todas as idades)	LIANG et al., 2012
Bonao, Republica Dominicana	Semiurbano/ Urbano	6 meses	154	83%	72% (2-4 anos) 60% (todas as idades)	STAUBER et al., 2009
Kenya	Rural	9 meses	59	94,4% (CF)	51% (<5 anos) 54% (todas as idades)	TIWARI et al., 2009
Haiti	Rural	N.A.	107	98,50%	N.A.	DUKE et al., 2006

O BSF tem sido bem sucedido quando verificada a satisfação do usuário, taxas sustentadas de utilização do mesmo e reduções na doença diarreica (LIANG et al., 2010; STAUBER et al., 2009; TIWARI et al., 2009; FIORE et al., 2010; DUKE et al., 2006).

O BSF é um dos produtos baseados em tecnologias apropriados mais amplamente aplicados. O Relatório Anual 2012 do CAWST (2012) apresenta dados estatísticos indicando que cerca de 6 milhões de pessoas são impactadas pelo uso do BSF para tratamento da água no ponto-de-uso.

Embora a ideia de filtração lenta de areia nos domicílios existisse desde a década de 1980, pesquisas extensivas só foram realizadas a partir de 2000. Desde então, constatou-se que alterações nas condições operacionais e composições de meios filtrantes podem produzir resultados diferentes.

Mesmo que o BSF seja capaz de reduzir os patógenos na água, a ausência de desinfetantes residuais pode permitir a re-contaminação. Além disso, o processo de desinfecção é necessário para garantir que a água tratada seja capaz de atender às diretrizes de água potável da OMS (POOI et al., 2018).

Um resumo das principais características do filtro Biosand como método de tratamento de água no ponto-de-uso é apresentado na Tabela 3.13.

Tabela 3.13 Resumo de desempenho e principais características do BSF. Fonte: LOO et al., 2012.

<b>Peças funcionais / tipo de filtro</b>	Granito esmagado, cascalho ou areia
<b>Taxa de Produção</b>	30 - 40 L/h (Para um filtro de 95 cm de altura e 36 cm de largura)
<b>Vida Útil</b>	Pode durar até oito anos ou mais.
<b>Custo</b>	Custo único de 25 a 100 dólares
<b>Desempenho</b>	0,3 - 4 ULR Bactérias; 3,8 - 5 ULR Protozoários; 0 - 1,3 ULR Vírus; 96% remoção de turbidez
<b>Manutenção</b>	Redemoinhos no topo da camada superior de areia (2 a 5 cm) e retirada da água com material em suspensão
<b>Requerimento de energia</b>	Não requer energia – Funciona por gravidade

No trabalho do Loo *et al* (2012), realizou-se uma revisão dos principais métodos de tratamento de água em situações de emergência. Foram caracterizados 24 métodos por meio de uma avaliação de 10 itens principais: Custo, facilidade de desenvolvimento, facilidade para usar, impacto ambiental, manutenção, desempenho, aceitação potencial, requerimento de energia, exigência de cadeia de suprimento e taxa de transferência. Dos 24 métodos, o Biosand ficou com uma avaliação ponderada de “79”, entre os 7 primeiros na classificação de tecnologias de tratamento em situações de emergência.

### 3.4. Pesquisas recentes do BSF

Nos últimos anos tem sido realizadas várias pesquisas sobre aplicações do SSF para uso doméstico. No Brasil, Pompei *et al* (2017) investigaram a remoção de produtos farmacêuticos e de cuidados pessoais (PPCPs) da água por meio de filtros lentos de

areia domésticos, Também foram avaliados os PPCPs podiam afetar o desenvolvimento da Schmutzdecke e a comunidade microbiana dentro dos filtros o conseqüentemente como isto influenciou no desempenho do filtro. Encontrou-se que o desempenho dos filtros não foi afetado pela adição dos PPCPs, mas estes tiveram efeitos de PPCPs em espécies bacterianas dentro do filtro.

Embora esteja bem estabelecido que a atividade microbiana dentro do filtro é essencial para a remoção de possíveis patógenos e outros contaminantes, a ecologia microbiana desses sistemas é pouco resolvido. Webster *et al.* (2019) determinaram como diferentes fontes de água com concentrações de nutrientes variáveis influenciaram a composição, dinâmica temporal e o desempenho de comunidades microbianas em BSF.

Tem sido estudadas aplicações de águas de diferente origem nos BSF, por exemplo, Zipf *et al* (2016) pesquisaram tratamentos simplificados para reutilização de águas cinzas usando filtração lenta em areia e resíduos de ardósia. Ambos sistemas apresentaram boas eficiências na remoção de coliformes totais e termotolerantes.

O tratamento de água com qualidade semelhante à água da chuva foi recentemente avaliado. Sabogal-Paz *et al* (2020) avaliaram, em escalas piloto de BSFs operados em fluxos contínuos e intermitentes, águas com características similares as apresentadas por água da chuva, com baixas concentrações de íons minerais. Também consideraram que os telhados das casas usadas para captar a água da chuva podem ser feitos de plástico, o que pode introduzir produtos químicos na água, como o bisfenol A (BPA). Observaram que águas com baixas concentrações de íons minerais podem gerar lixiviação no material de filtragem, introduzindo poluentes. Assim, deve-se tomar cuidado com a seleção do meio filtrante. Também foi concluído que as diferenças operacionais entre fluxos contínuos e intermitentes influenciaram a eficiência dos filtros para remoções de BPA e Carbono Orgânico Dissolvido (COD). Por outro lado Terin *et al.* (2019) avaliaram a capacidade do BSF de remover células *Microcystis aeruginosa* e microcistina-LR da água, entre outros parâmetros, quando operadas sob fluxos contínuos e intermitentes, com taxas de filtração variável e diferentes períodos de pausa. Estes autores Terin *et al.* (2019) encontraram que as diferenças operacionais relacionadas à operação contínua e intermitente não influenciaram a eficiência do filtro, nem os períodos de pausa distintos ou a variação nas taxas de filtragem.

## **4. METODOLOGIA**

As atividades foram desenvolvidas em três laboratórios distintos da Universidade Federal de Rio Grande do Sul – UFGRS, sendo eles: i) Laboratório de Saneamento do Instituto de Pesquisas Hidráulicas (IPH), para ensaios físico-químicos e microbiológicos; ii) Laboratório de Parasitologia do Instituto de Ciências Básicas da Saúde (ICBS), para ensaios microbiológicos; e iii) Centro de Microscopia e Microanálise (CMM), para as imagens dos grãos do meio filtrante.

### **4.1. Construção dos BSF em escala domiciliar**

A instalação dos BSF foi baseada em CAWST (2012), diferindo quanto ao material usado nos componentes da unidade e do número de camadas de filtração dentro do BSF. A estrutura utilizada foi de acrílico, para visualização da parte interna do filtro. Foram reutilizadas quatro colunas que já haviam sido empregadas em experimentos anteriores no laboratório. As colunas foram modificadas para a instalação dos BSF, aperfeiçoando as suas características para que, por exemplo, pudesse ser colocado o prato difusor e a tubulação de saída em um nível acima da camada superior. Os BSFs foram preenchidos em primeiro lugar com água e depois consecutivamente com cascalho, cascalho granulado e areia grossa como camadas de drenagem e preenchidos com areia fina como quarta camada.

#### **4.1.1. Montagem dos BSF**

Quatro filtros foram instalados com a mesma estrutura e componentes (corpo do filtro, prato difusor, saída e tampa). Na Figura 4.1 apresenta-se a foto das quatro colunas antes das modificações a serem realizadas. Já na Figura 4.2 são mostrados os BSFs construídos com os seus componentes de destaque. Os BSF foram recobertos com plástico preto para evitar a influência da luz na água que ficava retida na fase de pausa em funcionamento intermitente.



Figura 4.1 Colunas antes de ser modificadas para a instalação dos filtros BSF



Figura 4.2 A – Os quatro BSF instalados; B – Detalhe de um dos filtros mostrando a tubulação de saída; C – Camada suporte do meio filtrante; D – Filtros recobertos com plástico preto; E – Tubos de saída dos filtros antes de sua instalação; F – Balde como prato difusor de velocidade de água de entrada.

#### 4.1.2. Material filtrante

A granulometria da areia e do cascalho utilizados foram obtidas das seguintes etapas de peneiramento: (1) peneira de 12,7 mm ( $\pm 1/2''$ ); (2) peneira de 5,66 mm ( $\pm 1/4''$ ); (3) peneira de 1 mm (0,04''); e (4) peneira de 0,7 mm (0,03''), nessa ordem. Foi descartado o material que não passou pela peneira de 12,7 mm ( $1/2''$ ). O material que é capturado pela peneira de 5,66 mm ( $1/4''$ ) foi armazenado para ser empregado na camada de cascalho de drenagem. O material que é capturado pela peneira de 1 mm (0,04'') é utilizado para a camada de cascalho de separação. O material que passou pela peneira de 0,7 mm (0,03'') é a areia de filtração que foi colocada no filtro. Depois do peneiramento dos materiais do meio filtrante, os mesmos foram lavados. Uma quantidade pequena da areia de filtração era colocada num balde, aproximadamente 10 cm, colocando-se o dobro de profundidade de água no balde. Submetia-se a agitação manual por 10 vezes muito rapidamente, certificando-se que toda a areia estava sendo agitada. A seguir, esperava-se cerca de 30 segundos para decantação e em seguida o balde era esvaziado. O procedimento manual se repetiu até a água de lavagem ficar visualmente limpa.

Para determinar a quantidade adequada de vezes que teve que se repetir o lavado da areia foi necessário realizar um pequeno teste como apresentado na figura 4.3 a continuação. O lavado se realiza como foi descrito anteriormente, inicialmente é um processo de prova e erro, por isto é muito importante ao início da lavagem do material contar quantas vezes foi esvaziado o balde. Para estimar se a areia foi lavada adequadamente, colocou-se um pouco de areia num recipiente transparente com água limpa, se mexeu o recipiente e depois de 3 a 4 segundos deveria poder se ver a superfície de areia. Determinou-se que 5 repetições de lavado eram suficientes.



Figura 4.3 Teste para determinar quantas repetições de lavado eram necessárias.

O pedregulho grosso e fino foi lavado da mesma maneira. Depois do lavado, o material foi exposto ao sol para secar e eliminar possíveis contaminantes remanescentes, como se apresenta na figura 4.4.



Figura 4.4 Secado do material de drenagem ao sol

Após da preparação da areia, amostras foram submetidas ao ensaio granulométrico, segundo metodologia indicada na NBR 11799 (2016), no Laboratório de Granulometria do Departamento de Sedimentos do IPH e mediante a análise proposta pela CAWST (2012) com o qual permitiu se encontrar o  $D_{10}$ ,  $D_{60}$  e o coeficiente de uniformidade – CU da amostra.

Finalmente os materiais filtrantes foram introduzidos no corpo do filtro e instalou-se o prato difusor, o qual foi feito com um balse perfurado com furos de 5 mm de diâmetro. Desta maneira, a carga de água de alimentação é espalhada uniformemente pela superfície da areia sem perturbar a Schmutzdecke, que está posicionado logo acima da superfície da câmara superior de areia. A figura 4.5 apresenta, de forma ilustrativa, a configuração e disposição dos materiais no BSF.

Como a operação estava planejada para ter um fluxo intermitente, a água foi encaminhada, manualmente ao filtro. O volume por alimentação foi de  $\pm 12$  L, valor correspondente a água presente na coluna acima do meio filtrante.

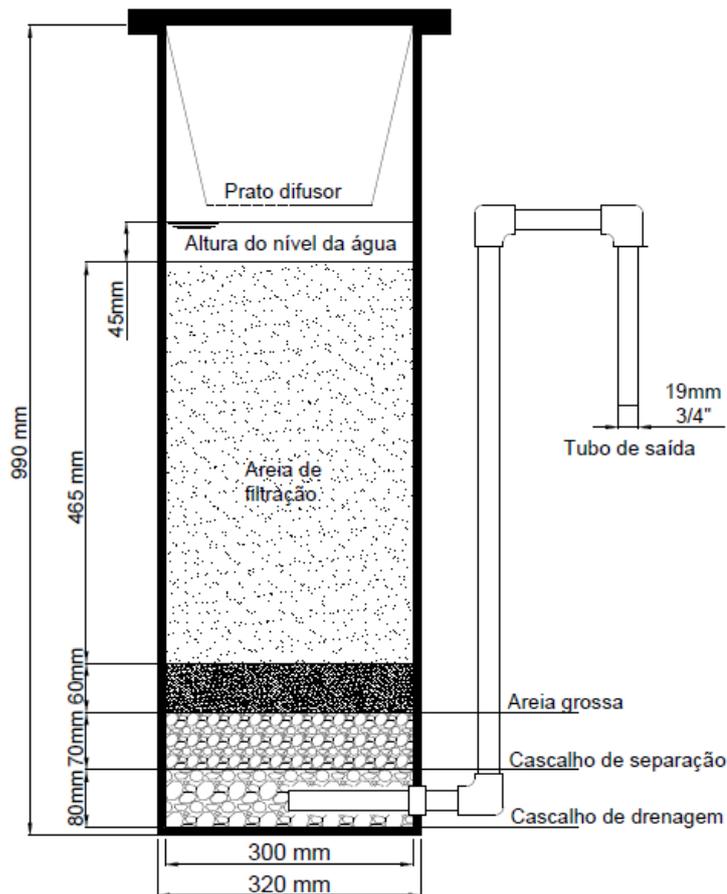


Figura 4.5 Disposição dos materiais filtrantes no interior do filtro e especificações de instalação. Fonte: Autor

Realizaram-se os testes de vazões iniciais para os filtros BSF1, BSF2, BSF3 e BSF4, resultando em 2,65; 2,24; 2,14 e 2,34  $\frac{m^3 \cdot m^2}{d}$  respectivamente. Estas vazões iniciais foram menores de 4,08  $\frac{m^3 \cdot m^2}{d}$ , mínima recomendada pela CAWST (2009). Isto era esperado devido a distribuição granulométrica da areia de filtração.

#### 4.2. Preparação de água com risco microbiológico

A maturação dos filtros é uma das fases mais importantes para o eficiente funcionamento dos mesmos, já que nesta se permite o crescimento do biofilme. Foram utilizadas águas provenientes de duas fontes: Água tipo A: água coletada em poço dentro da UFRGS e Água tipo B: água preparada sinteticamente.

Foram utilizadas as quatro colunas de acrílico, sendo que uma coluna foi exclusivamente usada para o tratamento da água do poço (Tipo A) BSF1, enquanto as outras três colunas trataram a água preparada sinteticamente (Tipo B) BSF 2, 3 e 4. Os BSF estiveram localizados no Laboratório de Saneamento – Laboratório de

Desenvolvimento de Tecnologias (LADETEC) do IPH para continua avaliação e monitoramento dos mesmos, como pode se apreciar na Figura 4.6 a continuação.



Figura 4.6 Ilustração dos BSF e respectivos níveis de turbidez

A fase experimental obedeceu ao seguinte fluxograma (Figura 4.7) para cumprimento dos objetivos propostos:

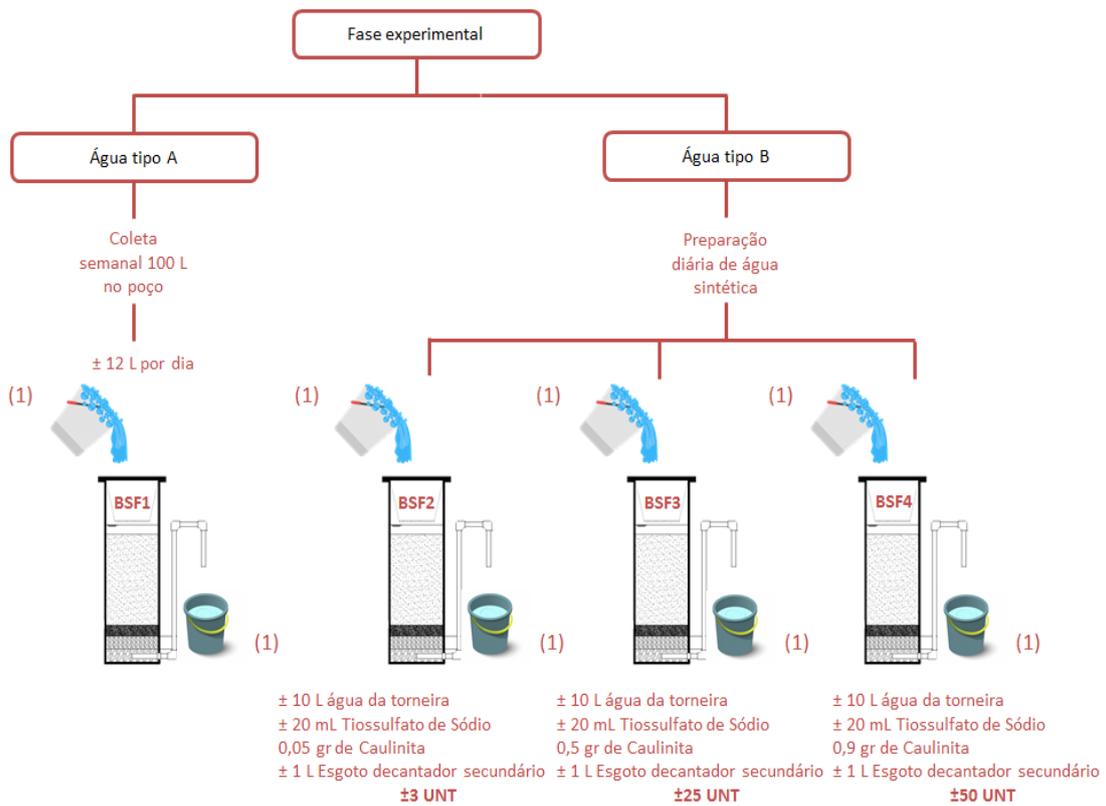


Figura 4.7 Procedimento metodológico da fase experimental

#### 4.2.1. Água do poço (tipo A)

O poço que foi usado como fonte de abastecimento para o BSF1 está localizado no Campus do Vale da UFRGS. A sua localização está mostrada a seguir, na Figura 4.8.

Este filtro esteve em permanente funcionamento pelo tempo do experimento dos outros três filtros, aproximadamente 90 dias, para propiciar a maturação total do biofilme no filtro. Foi proposta a utilização da água do poço como fonte de abastecimento, pois a mesma é comumente usada em áreas rurais e, portanto, tem características de uma água de fonte não melhorada.

O poço está localizado próximo ao Centro Tecnológico da UFRGS no Campus do Vale na cidade de Porto Alegre. Neste lugar se encontram dois poços tubulares IPH01 e IPH02 localizados nas coordenadas 488548ME e 6672767MN e 488563ME e 6672766MN respectivamente. No lugar também se encontraram dois poços de monitoramento (PZ1 e PZ2). Retrata-se a seguir na Figura 4.9.



Figura 4.8 Localização poço para abastecimento de água para o BSF1



Figura 4.9 Poços tubulares e poços de monitoramento

Realizou-se a caracterização da água dos dois poços tubulares. O poço IPH01 é um poço de bombeamento enquanto o poço IPH02 é um poço de observação. As coletas de água foram feitas nos dias 26 de março e 01 de abril de 2019, ambas as 09:00 horas. As fotos das coletas mostram-se na Figura 4.10. Nos dias das coletas se realizaram os testes de pH, turbidez, coliformes totais, *E. coli* e COT.



Figura 4.10 Coleta das amostras para caracterização: na direita poço IPH01 (Poço de bombeamento) e na esquerda o poço IPH02 (Poço de observação)

O método Colilert detecta a presença de CT e *E. coli* na amostra, exibindo a presença e ausência segundo uma mudança colorimétrica e a fluorescência usando uma

luz UV. Na Figura 4.11 retratam-se os resultados das análises do teste Colilert das amostras tomadas no dia 01 de abril do 2019 dos dois poços. Depois da contagem na cartela plástica, os resultados são introduzidos no Software IDEXX Water MPN com os dados da coleta e da diluição.

Como é uma água que se espera esteja contaminada, na primeira coleta do dia 26 de março, para fazer o teste Colilert foram feitas duas diluições, a primeira de 10 ml da amostra bruta a 90 ml de água destilada e a segunda usando 10 ml do resultado da primeira diluição a 90 ml de água destilada. Depois de 24 horas de cultivo nas cartelas nenhuma ficou com cor amarela.

Na segunda coleta do dia 1º de abril foi feita uma única diluição de 10 ml da amostra a 90 ml de água destilada; nesta ocasião os resultados deram positivos. Na Figura 4.11 retratam-se as cartelas depois das 24 horas das amostras dos dois poços.

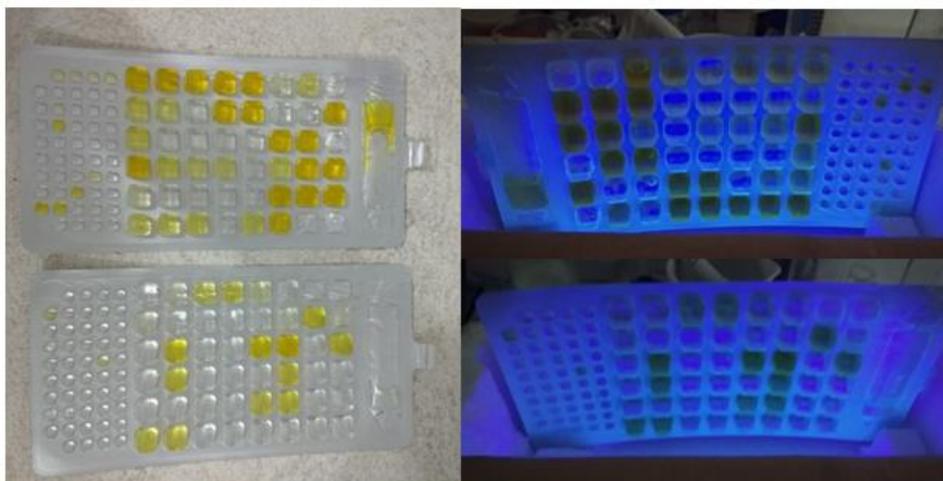


Figura 4.11 Resultado Colilert para amostras coletadas no dia 1 de abril de 2019 (Acima poço IPH01, embaixo poço IPH02)

Os resultados da caracterização da água dos poços são apresentados na Tabela 4.1.

Tabela 4.1 Características da água bruta dos poços IPH01 e IPH02.

Parâmetro de qualidade	Unidade	26 de Março		01 de Abril	
		IPH01	IPH02	IPH01	IPH02
Turbidez	UNT	2,67	3,36	1,76	2,69
pH	-	6,47	6,93	6,37	6,88
Alcalinidade	mg/l CaCO <sub>3</sub>	115,13	76,75	111,99	77,53
Coliformes Totais	NMP/100 ml	Indetectável 1	Indetectável 1	695	275
<i>E. coli</i>	NMP/100 ml	Indetectável 1	Indetectável 1	< 10	< 10
COT	mg/l	1,743	3,35	1,214	1,423

1. Duas diluições. Não se conseguiu realizar o conte-o.

O poço IPH01, localizado nas coordenadas 488548ME e 6672767MN, foi escolhido para abastecer o BSF1 devido à facilidade de coleta da água pelo seu sistema de bombeio e a concentração mais alta de coliformes totais.

Eram realizadas coleta semanais de aproximadamente 100 litros de água, durante 12 semanas. A água era colocada em bombonas e transportadas ao Laboratório de Saneamento Ambiental. Estas tarefas eram realizadas com a ajuda do pessoal técnico do laboratório e com a colaboração do pessoal da área de água e solo do IPH. O armazenamento foi feito em um reservatório previamente lavado e desinfetado. O reservatório possuía tampa para impedir a ação de agentes externos.

Aproximadamente 12 litros de água do poço eram adicionados por dia no BSF1 saturado.

#### **4.2.2. Água modificada sinteticamente (Água tipo B)**

##### **4.2.2.1. Determinação de concentração de Tiosulfato de Sódio**

A remoção de cloro da água da torneira utilizada nos BSF 2, 3 e 4 foi feita com a adição de um produto químico redutor, Tiosulfato de Sódio ( $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3$ ). A quantidade dependeu da concentração de cloro na água. Ensaio periódico durante todo o experimento foram realizados para determinar a relação de volume de solução de Tiosulfato de Sódio ao 5% por volume de água. Primeiramente, comprovou-se a presença do Cloro na água da torneira mediante o método DPD Ferrous Titrimetric Method (APHA, AWWA, WEF, 2012). Foram testados diferentes volumes de Tiosulfato até obter a quantidade na qual o cloro já estava desativado. As amostras da água com os diferentes volumes de  $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3$  foram mantidos sob agitação no equipamento Jarteste. Após da agitação era realizado o teste do DPD até obter uma concentração zero de Cloro.

##### **4.2.2.2. Determinação de concentração de caulinita**

Foi realizado um ensaio para determinar a relação de massa de caulinita por volume de água para obter os níveis de turbidez desejados ( $\pm 3$ ,  $\pm 25$  e  $\pm 50$ ). Primeiramente foram pesadas dez massas de caulinita em balança analítica e adicionadas aos jarros de 1L do Jarteste. As concentrações de caulinitas testadas foram de 0; 0,005; 0,01; 0,02; 0,04; 0,05; 0,06; 0,08; 0,09 e 0,1  $\text{g.L}^{-1}$ .

Os ensaios da água com caulinita foram mantidos sob agitação a 200 Revoluções por minuto (RPM) no Jarreste. Alíquotas eram tomadas para medições dos valores de turbidez das diferentes concentrações de cada jarro.

#### 4.2.2.3. Contaminação da água

Depois da decloração, a água foi contaminada com o efluente do decantador secundário da Estação de Tratamento de Esgotos (ETE) São João Navegantes localizada na Cidade de Porto Alegre. Realizaram-se coletas semanais na ETE. A contaminação se deu na proporção 9:1 (*Água:Esgoto*). A localização da ETE e o decantador secundário são apresentados na Figura 4.12. O efluente foi previamente filtrado em filtro quantitativo de 0,45 µm para remoção de sólidos remanescentes.

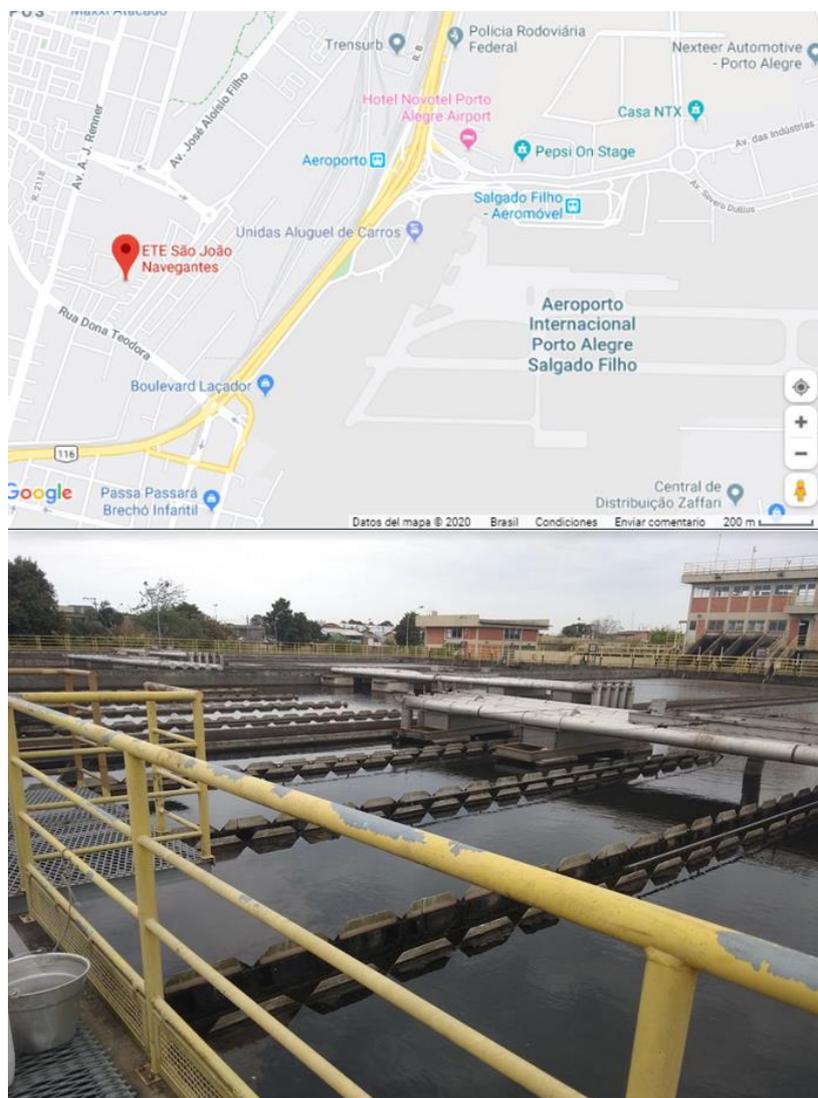


Figura 4.12 Localização ETE São João Navegantes e decantadores

### 4.2.3. Tempo do experimento

Pelo período de 45 dias, aproximadamente 12L de água do poço e água contaminada sinteticamente foram adicionados nos BSFs, o que quer dizer que o período de pausa da água foi de 24 horas; isto para garantir o desenvolvimento do biofilme. A partir do dia 46, os BSFs foram recarregados com um período de pausa de 48 horas.

Durante toda a fase experimental, a média do número de coliformes totais no afluente da água tipo B foi mantido em aproximadamente 1700 unidades formadoras de colônias (CFU)/100 ml e a *E. coli* foi mantida em aproximadamente 470 CFU/100 ml. O número de CT e *E. coli* foram monitorados uma vez por semana antes e depois do processo de filtração.

A linha de tempo do experimento é apresentada na seguinte Figura 4.13.

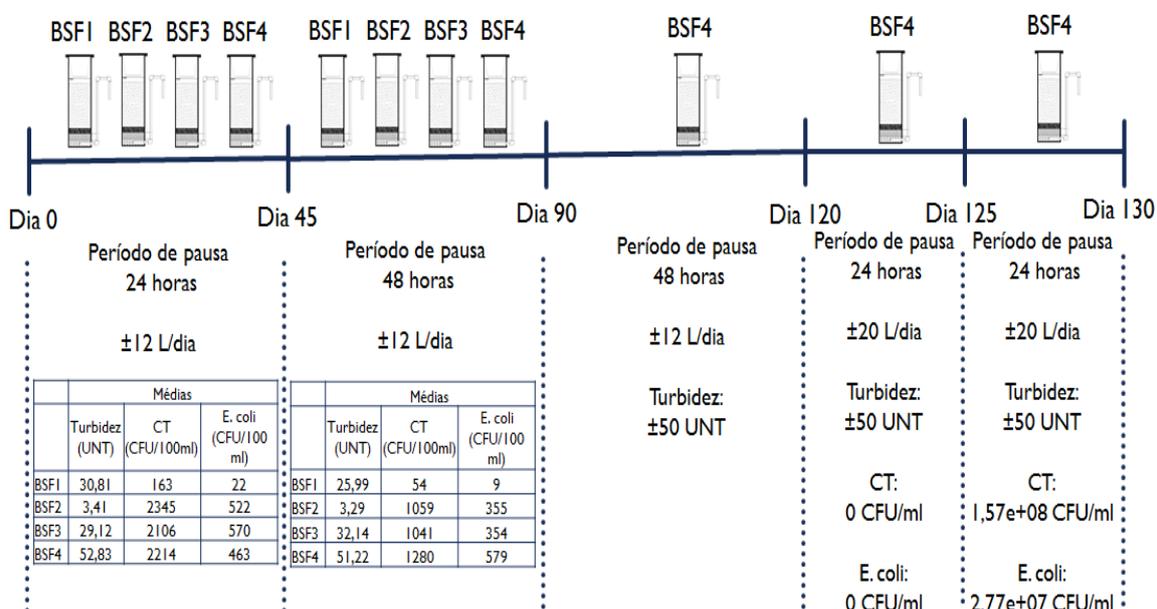


Figura 4.13 Linha de tempo do experimento

### 4.2.4. Filtro BSF4

O BSF4 continuou seu funcionamento durante 30 dias a mais do que os outros filtros. A partir do dia 120, o BSF4 recebeu 20 litros de água turva (50 UNT), sem cloro nem contaminação bacteriológica durante 5 dias com um período de pausa de 24 horas. No 4º e 5º dia, foram coletadas amostras da água filtrada para análise microbiológica, não sendo detectada nenhuma CFU. Depois de confirmar que a água que estava saindo do BSF4 estava livre de CFU, o BSF4 foi testado para remoção das seguintes bactérias: *Escherichia coli* ATCC® 25922, *Salmonella* serovar Typhimurium DT177,

*Enterococcus faecalis* ATCC® 29212 e *Pseudomonas aeruginosa* ATCC® 27853, todas fornecidas pelo Laboratório de Microbiologia do ICBS da UFRGS.

Cada uma das bactérias foi cultivada em Tryptic Soy por 24 horas a 37 ° C. Três colônias de cada uma das bactérias obtidas da cultura foram inoculadas em 2 ml do meio de cultura BHI (Brain Heart Infusion) e incubadas a 37 ° C por 18 horas. A cultura de cada espécie bacteriana foi realizada separadamente como apresentado na Figura 4.14 a continuação.



Figura 4.14 Cultivo separado de cada uma das bactérias em Tryptic Soy

Foi adicionada ao BSF4 água contaminada com aproximadamente  $2.5 \times 10^7$  CFU de cada uma das quatro espécies de bactérias por mililitro. O tratamento consistiu em passar, durante 5 dias com um período de pausa de 24 horas, 20L de água contaminada simultaneamente com as quatro espécies de bactérias em agitação vigorosa e com uma turbidez de 50 UNT. Coletaram-se amostras compostas de 45 ml de água filtrada na saída do BSF4 em tubos Falcon de 50 ml nos dias 3, 4 e 5. As amostras foram coletadas 20 minutos após o início do fluxo da água filtrada. As amostras foram refrigeradas para ser levadas até o ICBS da UFRGS para a realização das análises, as quais foram feitas em até duas horas após a coleta.

As amostras foram submetidas em até cinco diluições seriadas, conforme descrito na literatura (GARRE et al., 2019). A técnica *drop plate seeding* foi implementada para inocular as placas do ágar seletivo, que foram BEM ágar, XLD ágar, bili esculine ágar e cetrimide ágar para *E. coli*, *S. typhimurium*, *E. faecalis* e *P. aeruginosa*, respectivamente (Figura 4.15). As placas foram incubadas a 35 ° C e a contagem de

CFU foi realizada depois de 18 horas de incubação. As placas que não apresentaram nenhum crescimento de colônias foram deixadas no incubador por 18 horas a mais. O número de colônias contadas foi multiplicado pelo respectivo fator de diluição. Os testes do BSF4 foram realizados em duplicata com três repetições.



Figura 4.15 Diluições seriadas e placas do ágar seletivo

#### 4.2.5. Microscopia Eletrônica de Varredura

Os grãos de areia no topo da camada filtrante dos BSFs foram analisados através de imagens de MEV. A avaliação foi feita nos dias 0, 45 e 90 de operação dos quatro BSF. As fotografias dos grãos de areia foram feitas no Centro de Microscopia e Microanálise (CMM) da UFRGS e no Laboratório de Corrosão, Recuperação e Reciclagem de Materiais (LACOR) no Campus do Vale. As fotografias foram obtidas com aumento de 300x e 550x para analisar a estrutura física dos grãos de areia. As fotografias foram obtidas em equipamento MEC JSM 6060, operado com feixe de elétrons de 6 e 10kV. A conservação das amostras dos grãos de areia foi feita mediante uma solução de fixação, contendo Glutaraldeído a 25%, solução de Tampão Fosfato 0,2 M e água destilada, por imersão imediatamente após a coleta, como ilustrado na Figura 4.16.



Figura 4.16 Conservação e fixação dos grãos de areia

### 4.3. Manutenção

A vazão de água através do filtro foi diminuindo ao longo do tempo à medida que o biofilme se desenvolveu e os sólidos suspensos ficavam retidos na camada superior da areia. O CAWST (2009) recomenda fazer a manutenção quando a taxa de vazão for menor que 0,1 litros/minuto, contudo nenhum dos filtros teve vazão menor. Entretanto, o BSF1 começou a apresentar crescimento de algas e foi realizada uma manutenção no dia 55 de operação seguindo as etapas recomendados pelo CAWST (2009):

- Removeu-se a tampa do filtro.
- Como não se encontrava água acima do difusor, adicionou-se cerca de 4 litros de água.
- Removeu-se o difusor.
- Tomou-se levemente a parte superior da areia com as mãos, mexeu num movimento circular com cuidado de não misturar o topo da areia mais fundo no BSF.
- Retirou-se a água suja com um recipiente pequeno.
- Verificou-se que a camada superior de areia estava lisa e nivelada.

### 4.4. Análise estatística

Aos resultados das análises, foram aplicados testes de hipótese F pela análise de variância (ANOVA) para avaliar se as diferenças entre os parâmetros avaliados foram significativas.

A média aritmética e o desvio padrão foram calculados para todos os dados excetuando os dados microbiológicos nos quais foi usada a média geométrica. A redução percentual foi calculada usando dados do afluente e efluente de cada BSF ( $\text{Afluente-Efluente/Afluente} \times 100$ ) para todos os parâmetros de qualidade da água. A redução logarítmica foi calculada além da redução percentual para a remoção das bactérias.

Para realizar a análise da influência da Turbidez na remoção de CT e *E. coli* utilizou-se o ajuste de modelos mistos. Analisaram-se as medias separadas das respostas tanto dos BSFs como por Tempos: Tempo 1 antes da filtração e Tempo 2 depois da filtração além das medias de interação entre Filtro e Tempo. Como a variável CT não atingiu os pressupostos da normalidade se utilizou a distribuição Log-normal. Os pressupostos da normalidade se chamaram Modelos lineares generalizados mistos.

Para a avaliação das últimas análises do BSF4 (aquelas coletadas após o final de operação dos filtros BSF1, 2 e 3) foi utilizado o teste t de Student para avaliar a significância das diferenças entre os valores médios das CFU detectados antes e após a filtração da água. Uma probabilidade de  $P < 0,05$  foi considerada.

#### **4.5. Monitoramento**

Para monitorar a eficiência dos BSFs foram realizadas coletas de água bruta e água filtrada. As análises foram realizadas no Laboratório de Saneamento Ambiental do IPH da UFRGS, localizado no campus do Vale em Porto Alegre.

Os parâmetros analisados foram: turbidez, pH, absorvância UV a 254 nm, alcalinidade, coliformes totais, *E. coli*, MEV. Adicionalmente, no BSF4 foram medidos para *S. typhimurium*, *E. faecalis* e *P. aeruginosa*. Foram também feitas análises esporádicas de fluoreto, cloreto, brometo, nitrito, nitrato e sulfato. As análises foram realizadas segundo metodologias do Standard Methods for Examination of Water and Wastewater (APHA, AWWA, WEF, 2012). Para realizar a caracterização física, química e microbiológica foram coletados 600 ml de água bruta e água filtrada de cada BSF durante 90 dias de operação. Na tabela 4.2 estão apresentadas as análises que foram realizadas, métodos, modelos e a frequência com a qual foram realizados.

Tabela 4.2. Equipamentos e Materiais para as Análises da Qualidade da Água

Parâmetro/Análise	Método	Modelo	Unidade	Frequência	
				Água bruta	Água filtrada
Turbidez	2130 B - Método Nefelométrico	HACH 2100 - Turbidímetro	UNT	Diária	Diária
pH	4500-H+ B - Método Eletrométrico	DIGIMED, DM-22	-	Diária	Diária
Absorbância UV 254 nm	5910 B - Método de Absorção UV	UV 1600	-	Diária	Diária
Alcalinidade	2320 B - Método Titulométrico	Pró-análises Modelo UV 1600	mg CaCO <sub>3</sub> /L	Diária	Diária
Coliformes Totais	Colilert®	Colilert®	CFU/100ml	Semanal	Semanal
<i>E. Coli</i>	Colilert®	Colilert®	CFU/100ml	Semanal	Semanal
Fluoreto	Cromatografia iônica	Metrohm™ 882	mg/L F <sup>-</sup>	3/ Semana	3/ Semana
Cloreto	Cromatografia iônica	Metrohm™ 882	mg/L Cl <sup>-</sup>	3/ Semana	3/ Semana
Brometo	Cromatografia iônica	Metrohm™ 882	mg/L Br <sup>-</sup>	3/ Semana	3/ Semana
Nitrito	Cromatografia iônica	Metrohm™ 882	mg/L NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	3/ Semana	3/ Semana
Nitrato	Cromatografia iônica	Metrohm™ 882	mg/L NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	3/ Semana	3/ Semana
Sulfato	Cromatografia iônica	Metrohm™ 882	mg/L SO <sub>4</sub> <sup>-</sup>	3/ Semana	3/ Semana
MEV	-	MEC JSM 6060	-	Mensal	Mensal
<i>E. coli</i>	Drop plate	BEM ágar	CFU/100 ml	Diária*	Diária*
<i>S. Typhimurium</i>	Drop plate	XLD ágar	CFU/100 ml	Diária*	Diária*
<i>E. faecalis</i>	Drop plate	Bili Esculine ágar	CFU/100 ml	Diária*	Diária*
<i>P. aeruginosa</i>	Drop plate	Cetrimide ágar	CFU/100 ml	Diária*	Diária*

\* Exclusivo do BSF4, diária no final do experimento.

## 5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 5.1. Instalação do Filtro Biosand

Foram instalados os quatro BSF em colunas de acrílico que haviam já sido utilizados em outro experimento do laboratório. Para a instalação dos componentes do filtro nas quatro colunas de acrílico se utilizaram tubos soldáveis de PVC de 25 mm, joelhos de PVC de 90° de 25 mm e adaptadores soldáveis de PVC com rosca de 25 mm x 3/4", mangueira de 3/4", fita veda rosca para evitar infiltrações e cola para tubos de PVC como está apresentado na Figura 5.1



Figura 5.1 Componentes e instalação dos BSF

Para a montagem das camadas de filtração se seguiram as recomendações do manual de construção e instalação do Filtro Biosand do CAWST (2009).

O peneiramento e o lavado da areia de filtração foi o processo mais demorado devido ao volume necessário para preencher as quatro colunas. Em cada filtro foram utilizados, em massa seca, aproximadamente 85 kg de areia fina, 8 kg de areia grossa, 10 kg de brita fina e 12 kg de brita grossa.

Depois da preparação do material de filtragem o seguinte passo foi a montagem dos filtros. Seguindo o manual do CAWST (2009), tinha se projetado três camadas de filtração (areia fina, brita fina e brita grossa), porém, como pode se apreciar na Figura 5.2, as britas não suportavam a areia e ela começava a se infiltrar dentro dos vazios.

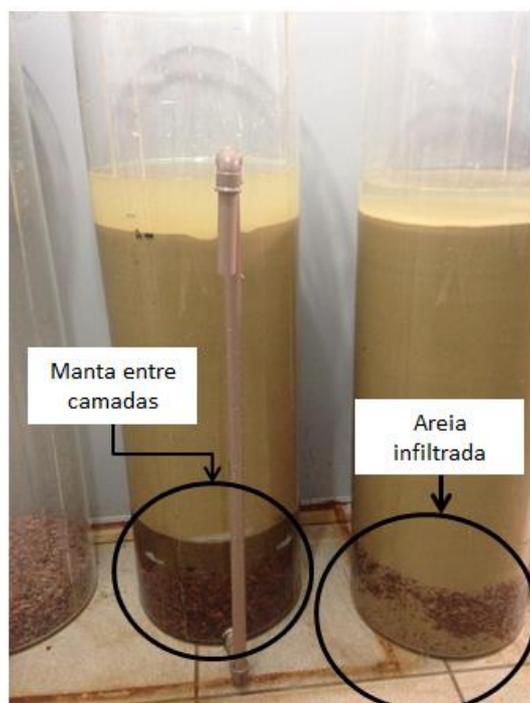


Figura 5.2 Componentes e instalação dos BSF

Depois da montagem do primeiro BSF decidiu-se desmontar o filtro e colocar uma quarta camada de filtração de areia mais grossa para ser suporte da areia fina. Em um segundo intento utilizou-se uma manta entre cada camada para funcionar como suporte da areia do BSF1 (Figura 5.2). Finalmente optou-se por utilizar a quarta camada de areia sem manta nos BSF2, BSF3 e BSF4. Os BSF foram todos instalados e foram cobertos por um plástico preto para evitar a influência da luz no desenvolvimento de possíveis algas como pode-se ver na Figura 5.3 e 5.4.



Figura 5.3 BSFs montados no laboratório de saneamento do IPH



Figura 5.4 BSFs cobertos com plástico preto para evitar crescimento de algas

### 5.1.1. Distribuição granulométrica

Foram tomadas duas amostras da areia fina para garantir que o material filtrante, peneirado e lavado previamente, estava de acordo com as recomendações do CAWST (2009) para a filtração lenta. Os ensaios foram realizados no Laboratório de Sedimentos do IPH da UFRGS e permitiram a construção das curvas de distribuição granulométrica expostas no Anexo A.

A construção e a análise das curvas permitiram determinar o Tamanho Efetivo da areia ( $D_{10}$ ) e o Coeficiente de Uniformidade (CU), calculado por  $D_{60}/D_{10}$ . O  $D_{10}$  determinado pelas curvas das amostras foi igual a 0,11 mm e o CU foi de 1,45. Estes valores estão um pouco abaixo dos recomendados por CAWST (2009), que são (0,15 a 0,20 mm) para o  $D_{10}$  e (1,5 a 2,5) para o CU. O CU calculado como 1,45 indica que os grãos de areia que compõem a camada de filtração são mais uniformes entre eles. O CAWST (2009) recomenda valores mais altos para o CU já que uma irregularidade maior nos grãos da areia vai impedir que a água transite com uma velocidade maior.

## 5.2. Preparação da água de estudo modificada sinteticamente

A decloração da água foi realizada com a adição do produto químico redutor Tioossulfato de Sódio ( $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3$ ). A concentração obtida foi de 2 mL de  $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3$  por litro de água da torneira.

Os resultados obtidos para determinar a relação de massa de caulinita por volume de água, para atingir os valores de turbidez desejáveis ( $\pm 3$ ,  $\pm 25$  e  $\pm 50$ ), são apresentados na Tabela 5.1 a seguir. Os ensaios de todas as diferentes concentrações foram realizados em triplicata.

As concentrações de caulinita de 0,005; 0,05 e 0,09  $\text{g.L}^{-1}$  foram selecionadas para preparar a água de estudo já que, com elas, os níveis de turbidez eram próximos dos desejáveis ( $\pm 3$ ,  $\pm 25$  e  $\pm 50$ ).

Tabela 5.1 Determinação da concentração de Caulinita

Concentração de caulinita ( $\text{g.L}^{-1}$ )	Análise da turbidez nas réplicas (UNT)			Turbidez Média (UNT)	Desvio padrão
	Réplica 1	Réplica 2	Réplica 3		
0	0,25	0,24	0,24	0,24	0,006
0,005	3,16	3,00	2,83	3,00	0,165
0,01	5,79	5,09	5,25	5,38	0,367
0,02	9,55	12,46	7,52	9,84	2,483
0,04	23,60	22,70	22,30	22,87	0,666
0,05	25,00	25,60	25,10	25,23	0,321
0,06	33,20	36,20	36,40	35,27	1,793
0,08	45,60	43,70	46,00	45,10	1,229
0,09	49,90	50,00	50,10	50,00	0,100
0,1	59,50	56,00	61,80	59,10	2,921

A contaminação microbiológica foi atingida na primeira fase do experimento (primeiros 120 dias) mediante a adição do efluente do decantador secundário da ETE São João em Porto Alegre. Foram realizadas coletas semanais do efluente, o qual era levado diretamente desde a ETE para o laboratório, onde era filtrado em filtros quantitativos de 45  $\mu\text{m}$  para remover os sólidos remanescentes presentes no efluente. Depois da filtragem o efluente era refrigerado por uma semana até realizar uma nova coleta. Diariamente adicionava-se aproximadamente 1L do efluente filtrado nos 10L que iriam ser tratados em cada um dos três BSFs.

A Tabela 5.2 apresenta os valores médios das características físico-químicas e microbiológicas das águas de estudo dos filtros BSF1, BSF2, BSF3 e BSF4.

Tabela 5.2 Caracterização físico-química da água a ser tratada pelos filtros BSF1, BSF2, BSF3 e BSF4.

<b>Parâmetro</b>	<b>BSF1</b>	<b>BSF2</b>	<b>BSF3</b>	<b>BSF4</b>
<b>Turbidez (UNT)</b>				
Média aritmética	29,12	3,37	30,15	52,28
Desvio padrão	7,25	0,86	6,06	10,48
n	54	53	53	53
<b>pH</b>				
Média aritmética	7,34	6,70	6,49	6,23
Desvio padrão	0,50	0,46	1,35	1,82
n	53	53	53	53
<b>Absorbância UV 254 nm (cm-1)</b>				
Média aritmética	0,169	0,119	0,151	0,172
Desvio padrão	0,048	0,043	0,032	0,049
n	41	42	39	40
<b>Alcalinidade (mg CaCO3/L)</b>				
Média aritmética	103,16	12,64	12,79	12,24
Desvio padrão	16,31	4,81	4,72	5,06
n	50	49	48	48
<b>Coliformes Totais (CFU/100ml)</b>				
Média geométrica	104,71	1706,42	1588,98	1778,51
Desvio padrão	4,81	17,08	17,19	18,65
n	10	10	10	10
<b><i>E. coli</i> (CFU/100ml)</b>				
Média geométrica	15,40	447,16	471,26	506,18
Desvio padrão	2,56	29,80	32,34	34,70
n	10	10	10	10
<b>Fluoreto (mg/L F-)</b>				
Média aritmética	2,786	1,478	1,318	1,286
Desvio padrão	1,475	0,612	0,521	0,523
n	11	11	11	10
<b>Cloreto (mg/L Cl-)</b>				
Média aritmética	6,235	7,549	7,637	7,612
Desvio padrão	2,941	3,728	3,529	3,486
n	11	11	11	11

<b>Parâmetro</b>	<b>BSF1</b>	<b>BSF2</b>	<b>BSF3</b>	<b>BSF4</b>
<b>Brometo (mg/L Br-)</b>				
Média aritmética	2,428	3,107	2,428	2,300
Desvio padrão	2,898	0,000	0,000	0,000
n	4	1	1	1
<b>Nitrito (mg/L NO2-)</b>				
Média aritmética	4,615	2,619	2,280	1,095
Desvio padrão	2,452	0,458	0,000	1,081
n	2	2	1	2
<b>Nitrato (mg/L NO3-)</b>				
Média aritmética	2,328	2,292	2,280	2,275
Desvio padrão	2,123	0,329	0,252	0,258
n	7	10	11	11
<b>Sulfato (mg/L SO4-)</b>				
Média aritmética	7,592	44,758	51,569	37,207
Desvio padrão	2,433	34,616	30,791	23,482
n	7	10	9	8

### 5.3. Avaliação do desempenho dos BSFs

Os BSFs foram operados por 90 dias em fluxo intermitente. Durante este período, foram monitorados turbidez, pH, coliformes totais e *Escherichia coli* para comparação com os requerimentos de qualidade descritos na Portaria N° 5 do MISAU (2017) e WHO (2011). Outros parâmetros foram analisados com menor frequência. Os BSFs operados com um período de pausa de  $\pm 24$  h nos primeiros 45 dias e de  $\pm 48$  h até o final do experimento. As amostras de água filtradas eram coletadas as 9 h da manhã.

O estudo do desempenho foi analisado de duas formas: i) Análise de cada BSF em função dos diferentes parâmetros de qualidade da água e ii) Análise da influência da turbidez na remoção de parâmetros microbiológicos de qualidade da água.

Na análise dos dados foram utilizadas diferentes técnicas estatísticas. Quando utilizados os testes de hipóteses, se adotou o critério de nível de significância de 5%, ou seja,  $\alpha=0,05$ . Portanto, quando o valor de “p” foi menor que 0,05, a decisão foi de rejeição da hipótese nula.

### 5.3.1. Parâmetros físico-químicos

A Tabela 5.3 apresenta as medias das características físico-químicas e microbiológicas da água filtrada nos BSFs.

Tabela 5.3 Caracterização físico-química da água filtrada nos BSFs.

<b>Parâmetro</b>	<b>BSF1</b>	<b>BSF2</b>	<b>BSF3</b>	<b>BSF4</b>
<b>Turbidez (UNT)</b>				
Média aritmética	0,95	0,41	0,39	0,48
Desvio padrão	0,37	0,15	0,15	0,19
n	54	53	52	52
<b>pH</b>				
Média aritmética	7,36	6,19	6,10	5,92
Desvio padrão	0,41	0,52	0,95	1,52
n	52	51	51	51
<b>Absorbância UV 254 nm (cm-1)</b>				
Média aritmética	0,047	0,045	0,049	0,046
Desvio padrão	0,037	0,018	0,017	0,017
n	42	42	40	40
<b>Alcalinidade (mg CaCO<sub>3</sub>/L)</b>				
Média aritmética	99,28	6,24	6,36	6,65
Desvio padrão	13,50	3,54	3,93	4,10
n	49	47	47	47
<b>Coliformes Totais (CFU/100ml)</b>				
Média geométrica	29,73	99,33	122,85	17,33
Desvio padrão	13,88	9,26	7,54	21,26
n	10	10	10	10
<b><i>E. coli</i> (CFU/100ml)</b>				
Média geométrica	1,00	22,47	4,35	2,89
Desvio padrão	15,40	3,64	9,94	9,47
n	10	10	10	10
<b>Fluoreto (mg/L F<sup>-</sup>)</b>				
Média aritmética	2,729	1,965	1,817	1,835
Desvio padrão	0,292	0,263	0,260	0,239
n	11	11	11	11
<b>Cloreto (mg/L Cl<sup>-</sup>)</b>				
Média aritmética	6,548	9,244	8,811	9,509
Desvio padrão	7,784	3,533	3,779	3,565
n	11	11	11	11

<b>Parâmetro</b>	<b>BSF1</b>	<b>BSF2</b>	<b>BSF3</b>	<b>BSF4</b>
<b>Brometo (mg/L Br-)</b>				
Média aritmética	0,421			
Desvio padrão	0,773			
n	7			
<b>Nitrito (mg/L NO<sub>2</sub>-)</b>				
Média aritmética		0,048	0,059	0,052
Desvio padrão		0,024	-	0,005
n		3	1	2
<b>Nitrato (mg/L NO<sub>3</sub>-)</b>				
Média aritmética	1,646	1,073	1,322	1,253
Desvio padrão	0,056	0,677	0,587	0,531
n	3	5	5	8
<b>Sulfato (mg/L SO<sub>4</sub>-)</b>				
Média aritmética	4,781	65,244	61,701	66,191
Desvio padrão	3,274	31,007	65,559	29,427
n	9	9	9	9

### 5.3.1.1. Avaliação da remoção de turbidez dos BSFs

Os valores da turbidez remanescentes ao longo de toda a operação dos BSFs são apresentados na Figura 5.5. As eficiências dos BSFs foram avaliadas, inicialmente, de forma simultânea e depois separadamente. Uma comparação de turbidez afluente e efluente por BSF é apresentada nas Fig. 5.6 a 5.9. Após as filtrações, as amostras das fases BSF12, BSF22, BSF32 e BSF42 tiveram valores remanescentes médios de 0,95 ( $\pm 0,37$ ) UNT; 0,41 ( $\pm 0,15$ ) UNT; 0,39 ( $\pm 0,15$ ) UNT e 0,48 ( $\pm 0,19$ ) UNT, respectivamente. A remoção percentual da turbidez para todos os BSFs melhorou ao longo do experimento, conforme se comparou os valores do dia 0 (96,9%, 89,7%, 98,8 e 98,2%) aos valores do dia 30 (98,6%, 92,5%, 99,1 e 99,1 %) de cada filtro. Após o dia 30, as reduções nos filtros indicaram que eles amadureceram, com os níveis de turbidez do filtrado atingindo um estado estacionário (Tabela 5.4). Os resultados de eficiência de remoção de turbidez obtidos neste estudo são valores semelhantes aos valores da literatura. Por exemplo, Ahammed e Davra (2011) obtiveram eficiências de remoção entre 86% ao início do experimento e 96% no final; Kennedy *et al.* (2012) mostraram eficiências de remoção de turbidez entre 88% a 97% e Lynn *et al.* (2013) mediram uma média de remoção de turbidez de 86%.

Os BSF2, BSF3 e BSF4 atingiram os níveis de turbidez aceitáveis pelo MISAU (2017) e nos 90 dias de monitoramento sempre tiveram valores <1 UNT. O BSF1 em alguns dias teve níveis maiores de 1 UNT.

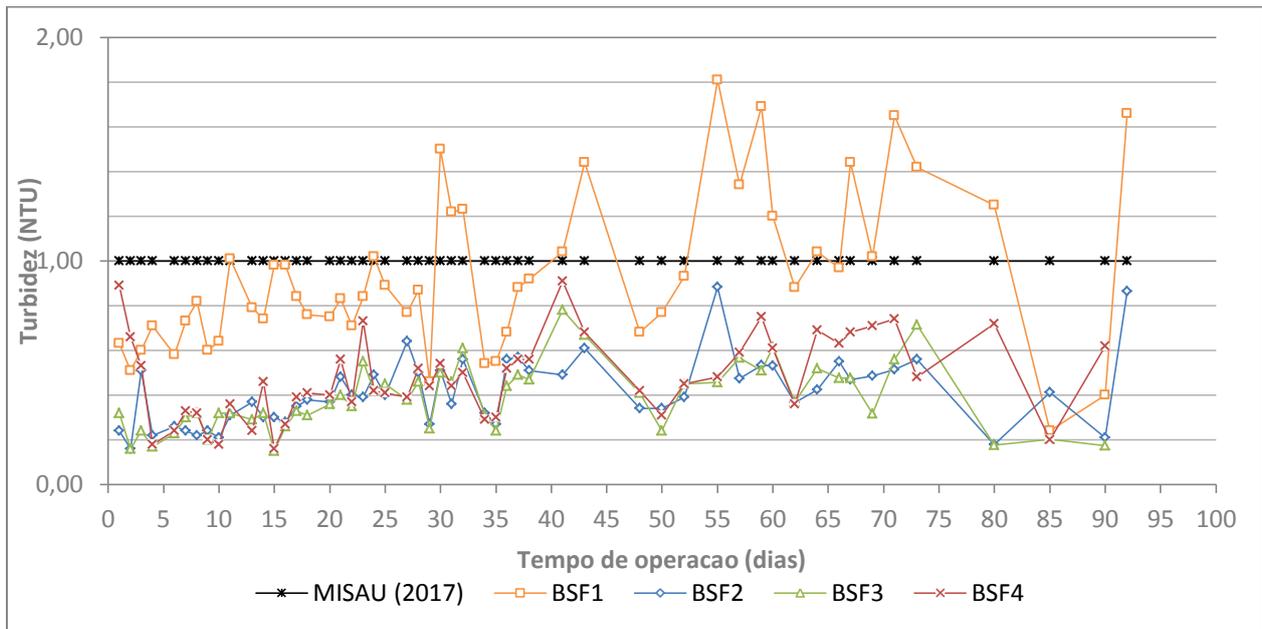


Figura 5.5 Turbidez remanescentes da água de estudo dos BSF1, BSF2, BSF3 e BSF4 e nível de aceitação do MISAU (2017).

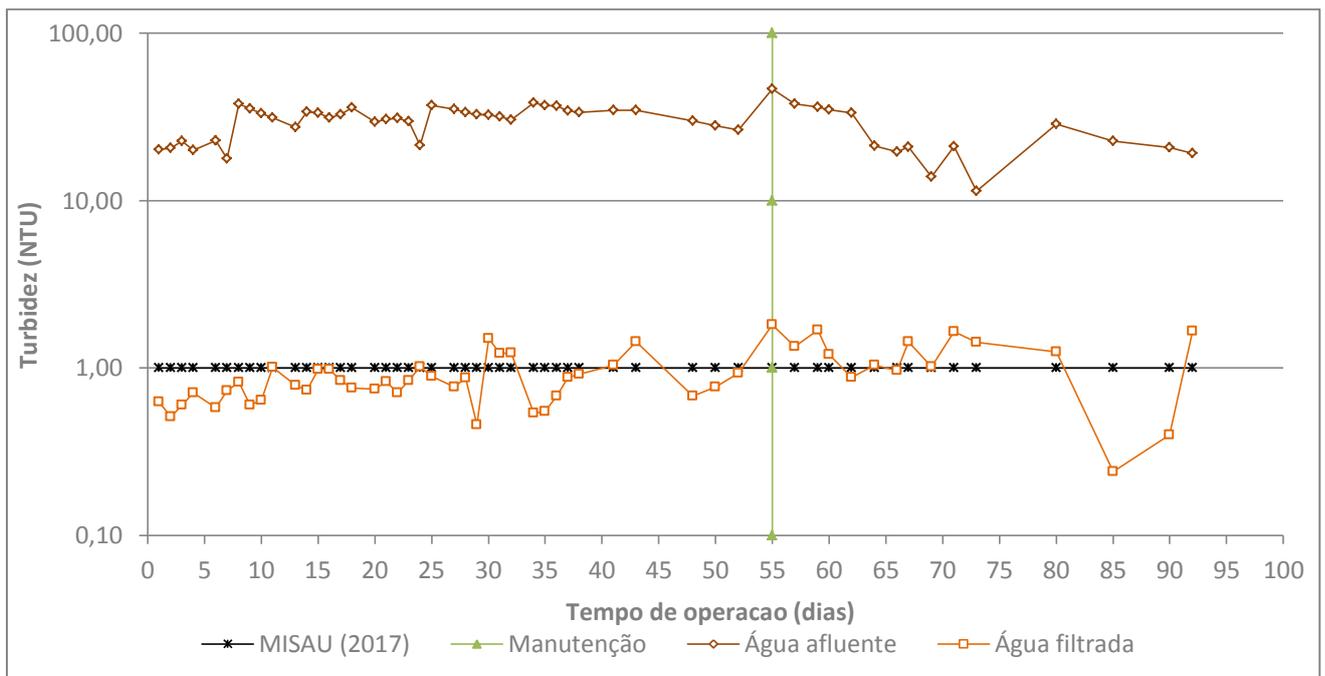


Figura 5.6 BSF1. Turbidez da água afluente, água filtrada e nível de aceitação do MISAU (2017).

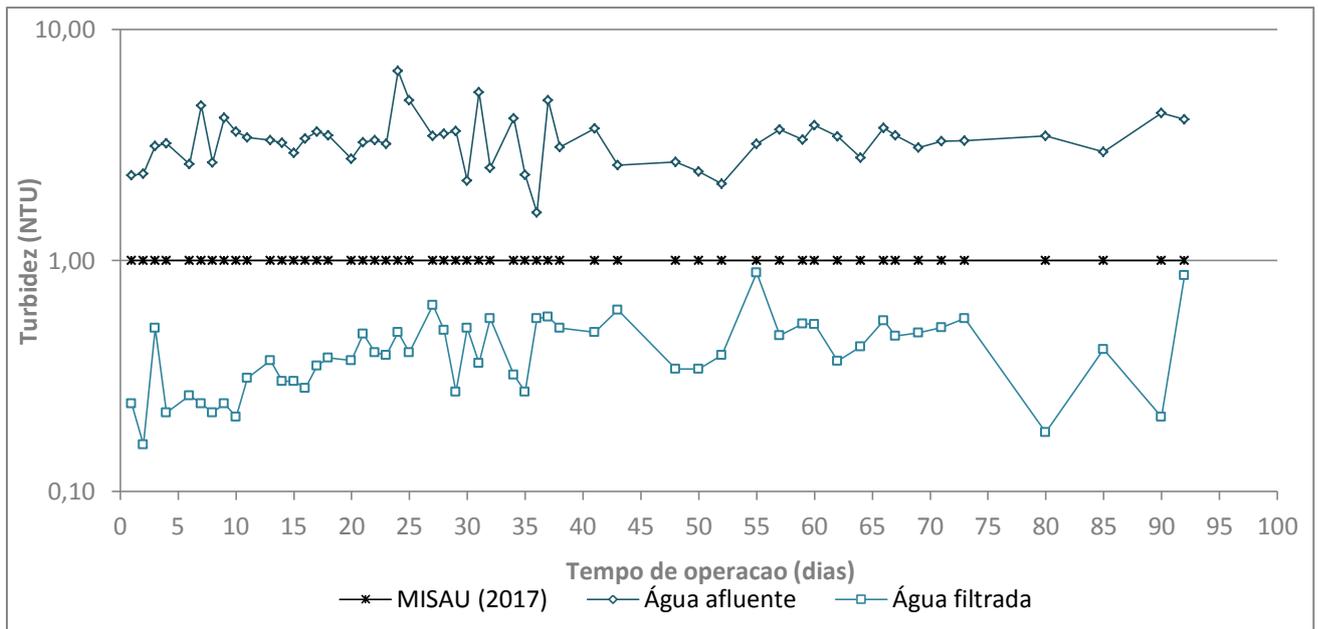


Figura 5.7 BSF2. Turbidez da água afluente, água filtrada e nível de aceitação do MISAU (2017).

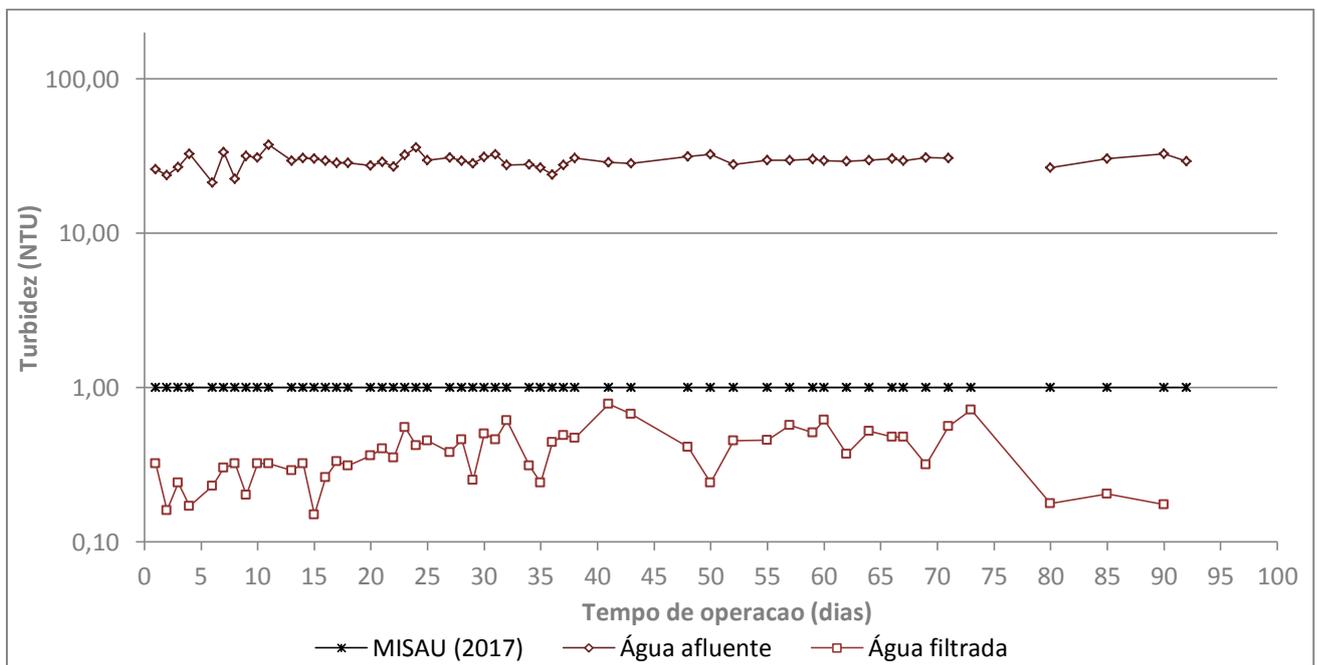


Figura 5.8 BSF3. Turbidez da água afluente, água filtrada e nível de aceitação do MISAU (2017).

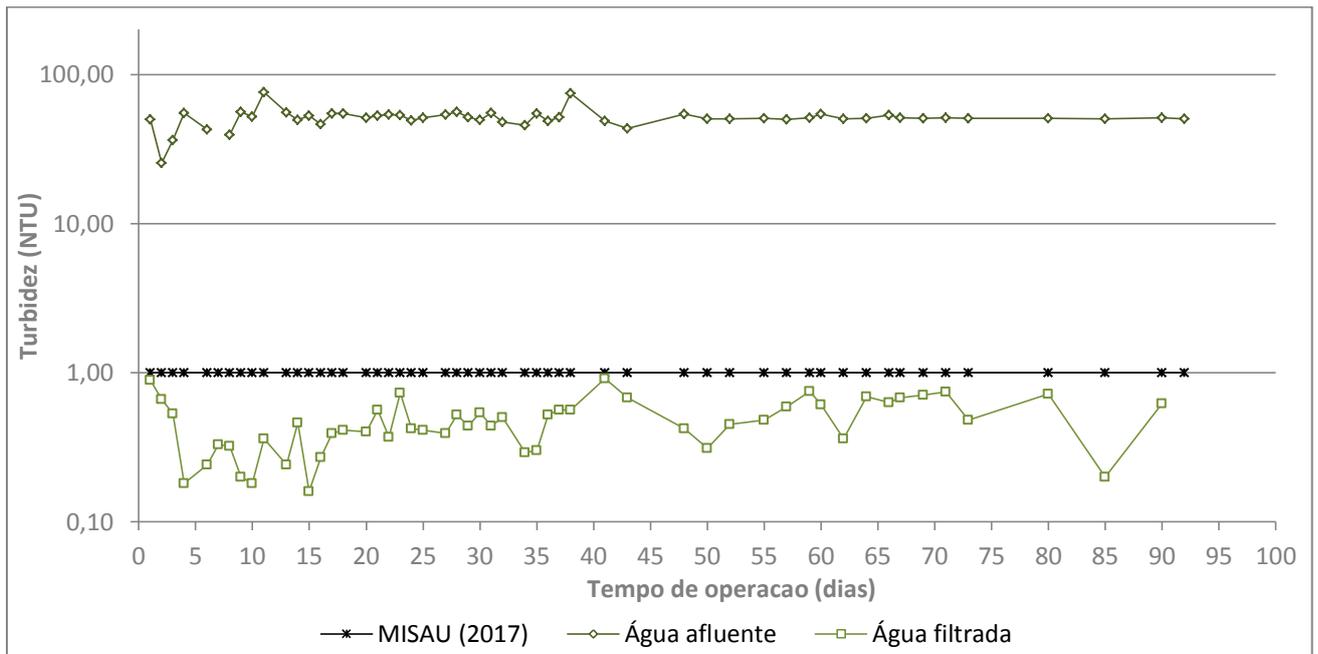


Figura 5.9 BSF4. Turbidez da água afluente, água filtrada e nível de aceitação do MISAU (2017).

No estudo de Jenkins, Tiwari e Darby (2011) analisou-se a eficiência da remoção de turbidez em Filtros Biosand com fluxo intermitente com diferentes períodos de pausa ( $\pm 5h$  e  $\pm 16h$ ). Os autores observaram que com um maior tempo de pausa as eficiências de remoção foram maiores. Porém, neste caso, depois dos primeiros 45 dias, quando se mudou o período de pausa de 24h para 48h, as médias dos níveis de turbidez remanescente de todos os BSFs foram mais altas e as eficiências de remoção foram menores (Tabela 5.4). Segundo o CAWST (2009), o período de pausa máximo recomendado é de 48h, contudo, o único que não atendeu os níveis recomendados pelo MISAU (2017) foi o BSF1; os outros BSFs, mesmo com períodos de pausa maiores atingiram níveis aceitáveis de turbidez remanescentes.

Tabela 5.4 Turbidez remanescente média (T. Rem) e eficiência de remoção em BSFs durante os primeiros 45 dias (Período de Pausa de 24h) e últimos 45 dias (Período de Pausa de 48h)

	0 - 45 dias		45 - 90 dias	
	T. Rem (NTU)	Eficiência de Remoção	T. Rem (NTU)	Eficiência de Remoção
<b>BSF1</b>	0,83 ± 0,24	97,23% ± 0,85%	1,13 ± 0,43	95,15% ± 2,78%
<b>BSF2</b>	0,38 ± 0,13	87,92% ± 6,13%	0,47 ± 0,18	85,39,15% ± 4,98%
<b>BSF3</b>	0,37 ± 0,14	98,73% ± 0,49%	0,43 ± 0,15	98,66% ± 0,47%
<b>BSF4</b>	0,44 ± 0,18	99,11% ± 0,49%	0,56 ± 0,16	98,92% ± 0,31%

### 5.3.1.2. pH

O pH médio da água efluente do BSF1 foi de 7,36, enquanto os valores afluentes médios dos BSF2, BSF3 e BSF4 foram 6,19, 6,10 e 5,92, respectivamente. Os testes dos BSF1, BSF2 e BSF3 apresentaram resultados médios de pH entre 6,0 e 9,5, dentro da faixa recomendada por MISAU (2017). Porém, o valor médio do efluente do BSF4 esteve ligeiramente abaixo do recomendado, como se mostra na Figura 5.10. Uma água com pH menor que 6,0 pode se considerarada como ligeiramente ácida.

Na segunda parte da operação dos BSF, com intermitência de 48 h, houve uma tendência de queda do pH, conforme apresentado nas figuras 5.11, 5.12, 5.13 e 5.14. Isto também foi observado por Kennedy *et al.* (2012). Ao contrário, durante os primeiros 45 dias de operação pareceu haver pequenos acréscimos nos valores de pH.

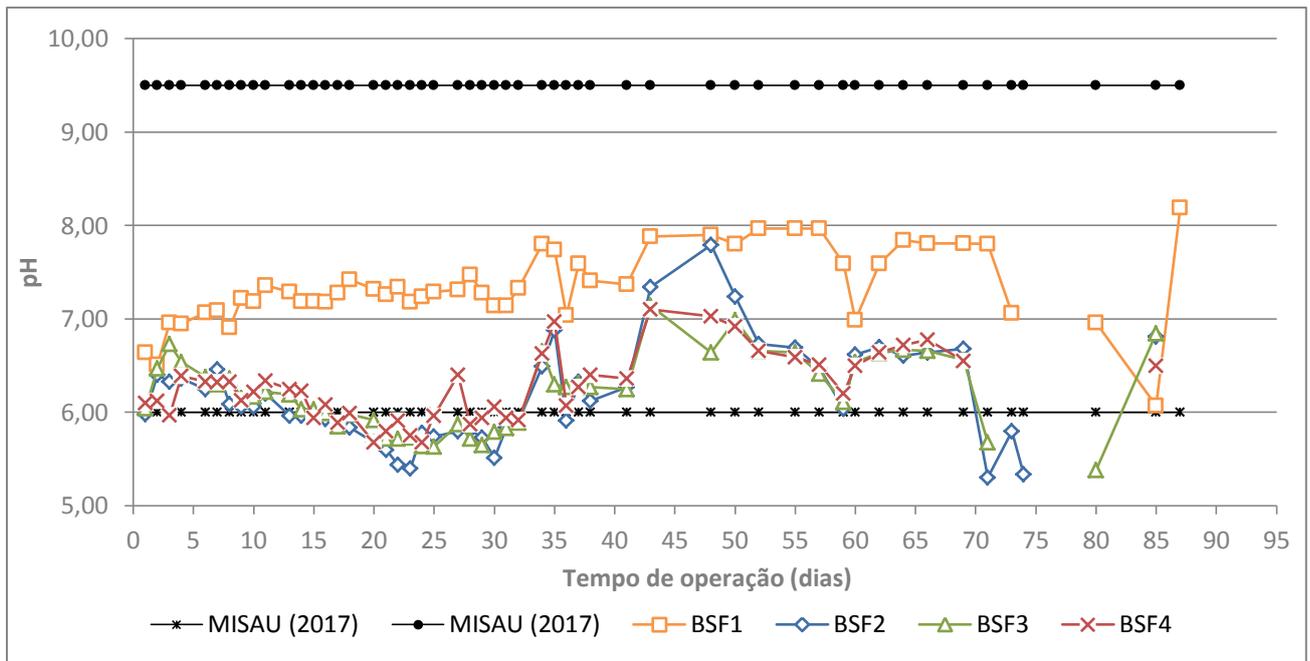


Figura 5.10 Valores de pH dos filtrados dos BSF durante o período de operação e nível de aceitação do MISAU (2017).

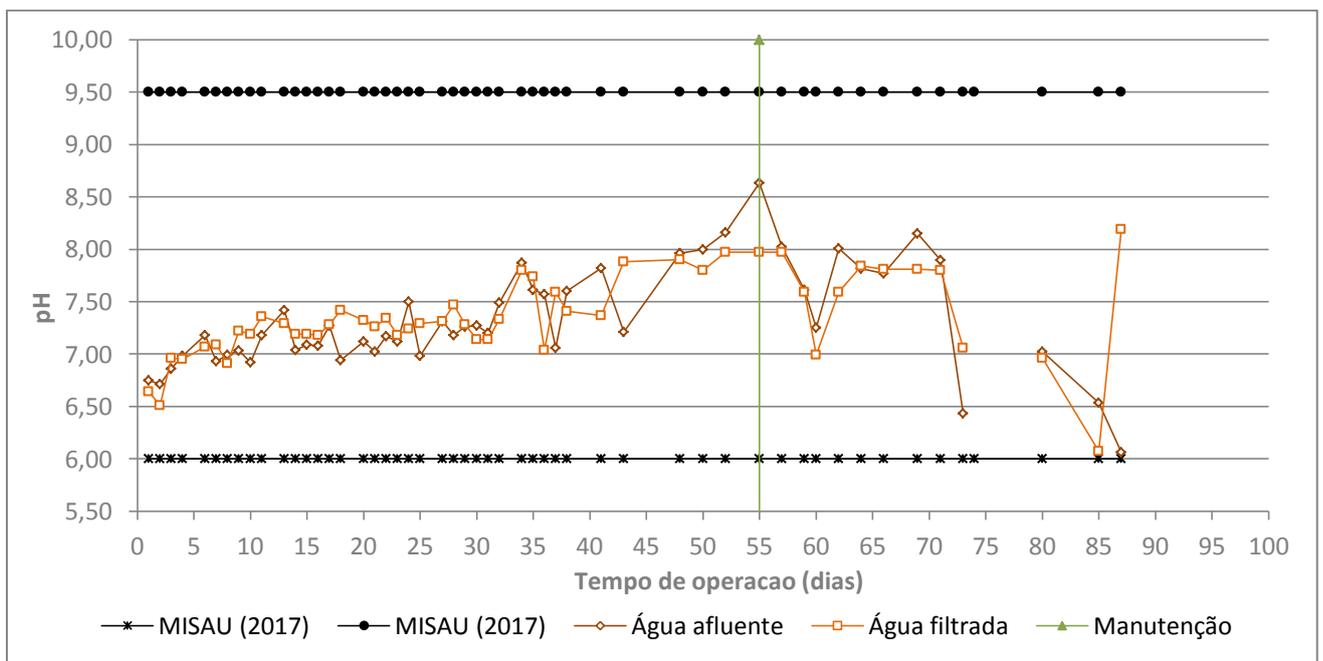


Figura 5.11 BSF1. pH da água afluente, pH da água filtrada e nível de aceitação do MISAU (2017).

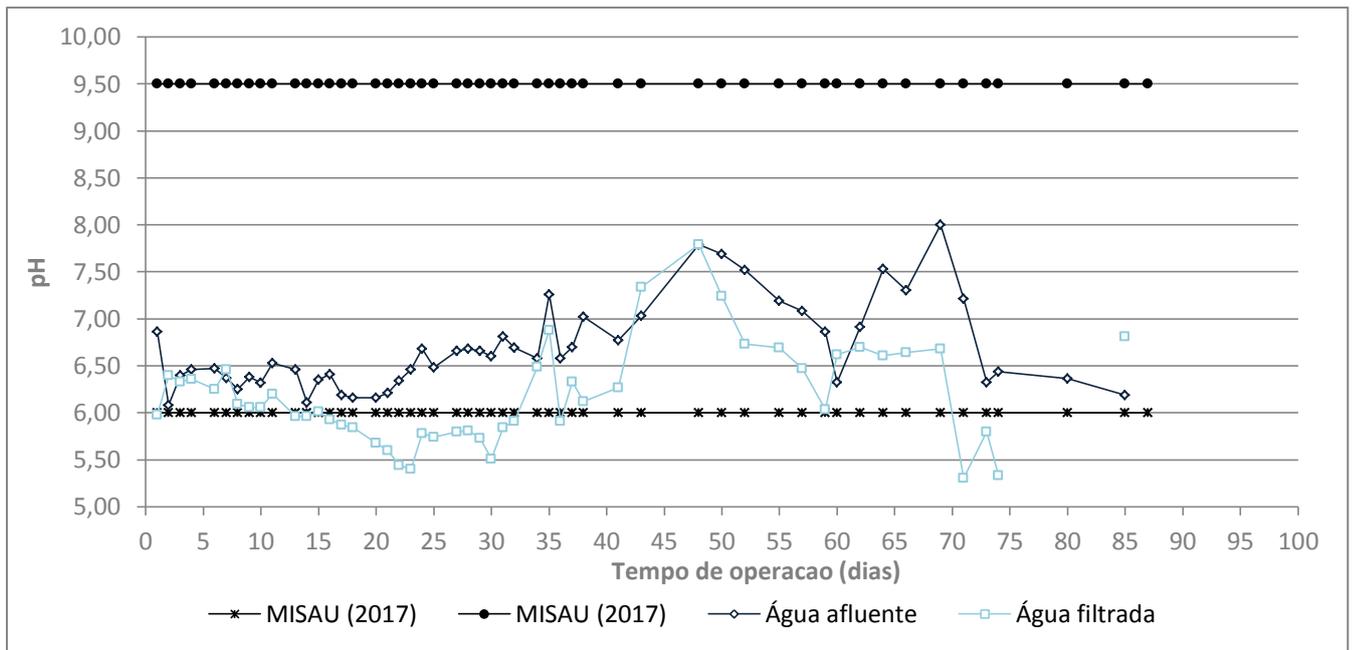


Figura 5.12 BSF2. pH da água afluyente, pH da água filtrada e nível de aceitação do MISAU (2017).

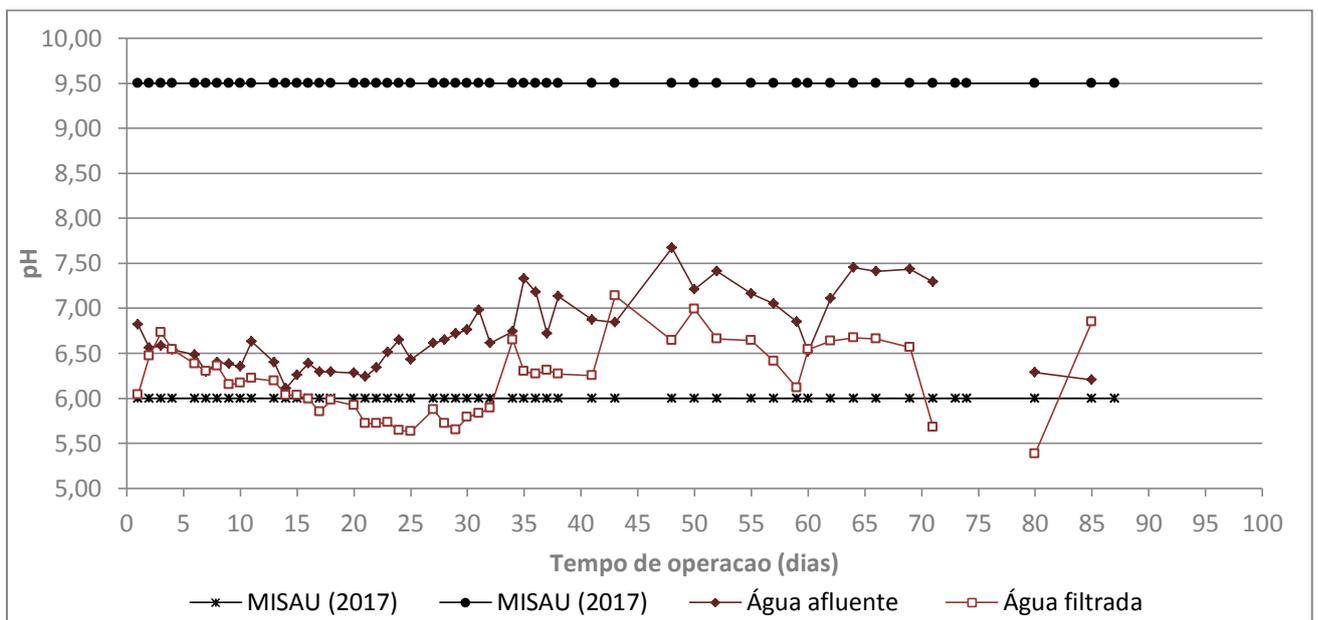


Figura 5.13 BSF3. pH da água afluyente, pH da água filtrada e nível de aceitação do MISAU (2017).

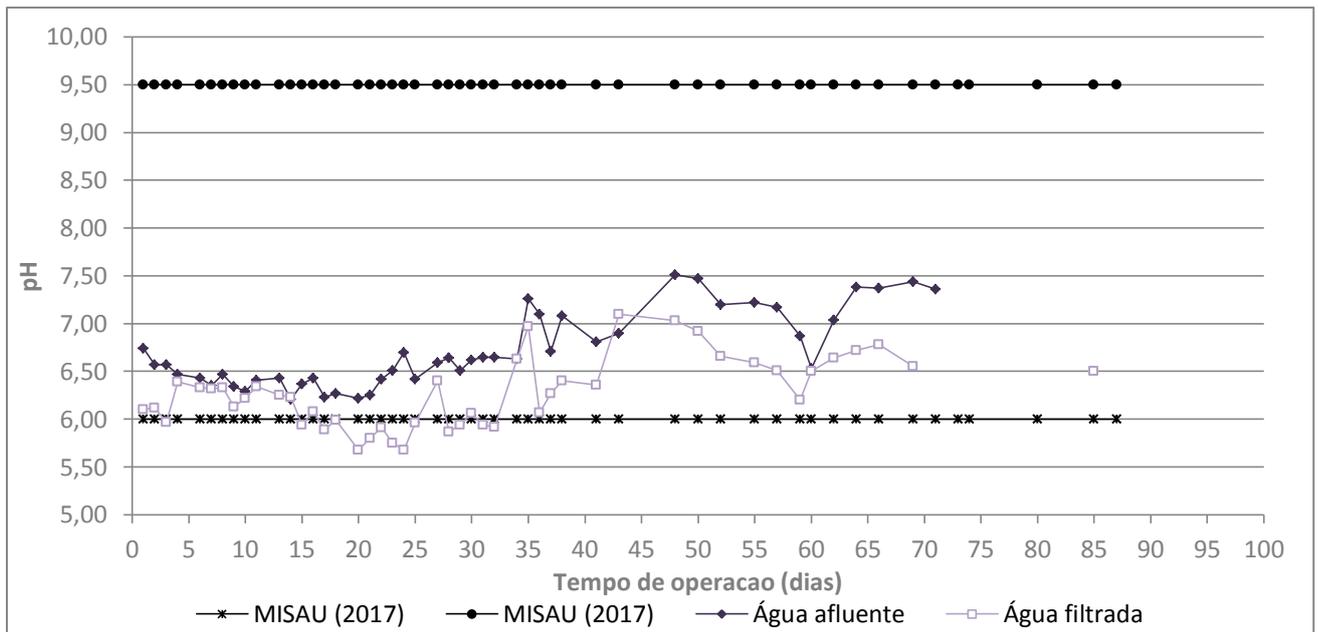


Figura 5.14 BSF4. pH da água afluyente, pH da água filtrada e nível de aceitação do MISAU (2017).

### 5.3.1.3. Alcalinidade total

Assim como ocorreu com o pH da água, a alcalinidade da água diminuiu depois de ser filtrada. A alcalinidade média da água a ser tratada pelo BSF1 era cerca de 10 vezes a alcalinidade média da água a ser tratada pelos BSF2, BSF3 e BSF4. Na Figura 5.15 se apresentam as alcalinidades efluentes dos BSFs durante toda a operação.

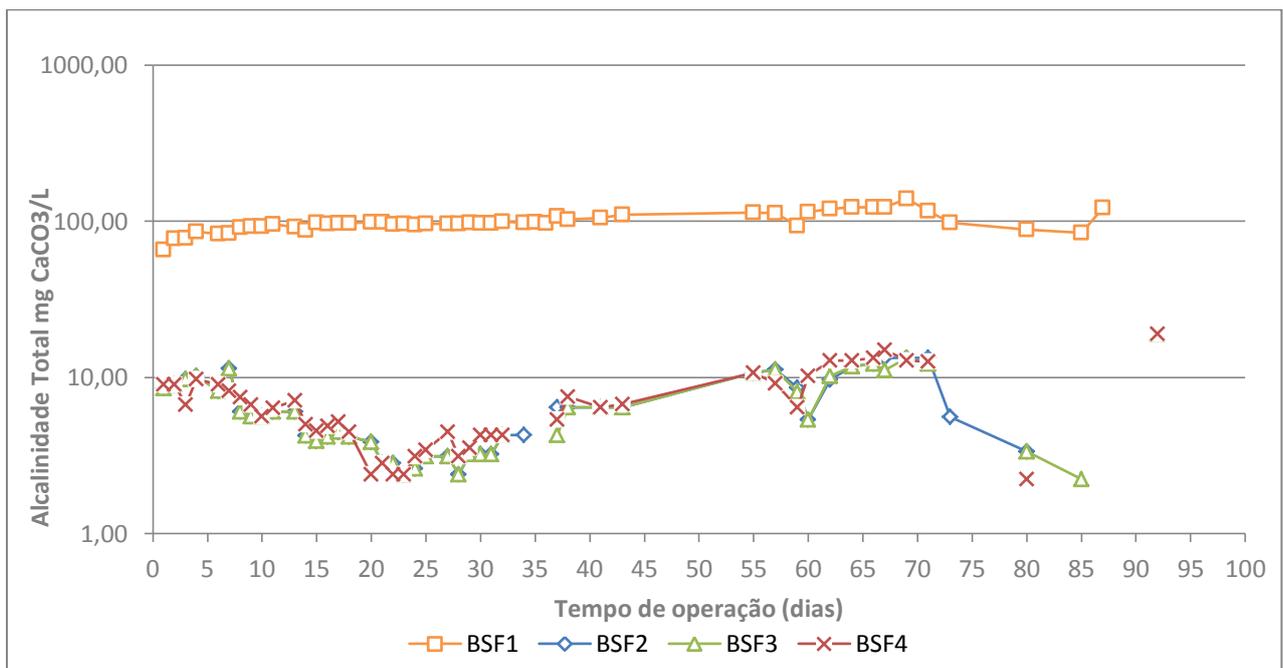


Figura 5.15 Valores encontrados para alcalinidade durante o período de operação da água de estudo filtrada dos BSFs.

Em águas naturais, a alcalinidade se deve principalmente a presença de bicarbonatos, carbonatos ou hidróxidos, mas algumas vezes há a contribuição de outros compostos (boratos, silicatos, fosfatos, etc.). O BSF1 apresentou média de alcalinidade da água afluente de 103 mg/L de  $\text{CaCO}_3$  e não mostrou uma diminuição significativa durante toda a operação, como se apresenta na Figura 5.16. Os BSF2, BSF3 e BSF4 mostraram diminuição significativa da alcalinidade seguindo o comportamento do pH como é apresentado nas Figuras 5.17, 5.18 e 5.19 respectivamente.

A redução média da alcalinidade dos BSF2, BSF3 e BSF4 variou de 5.6 a 6.4 mg/L de  $\text{CaCO}_3$ .

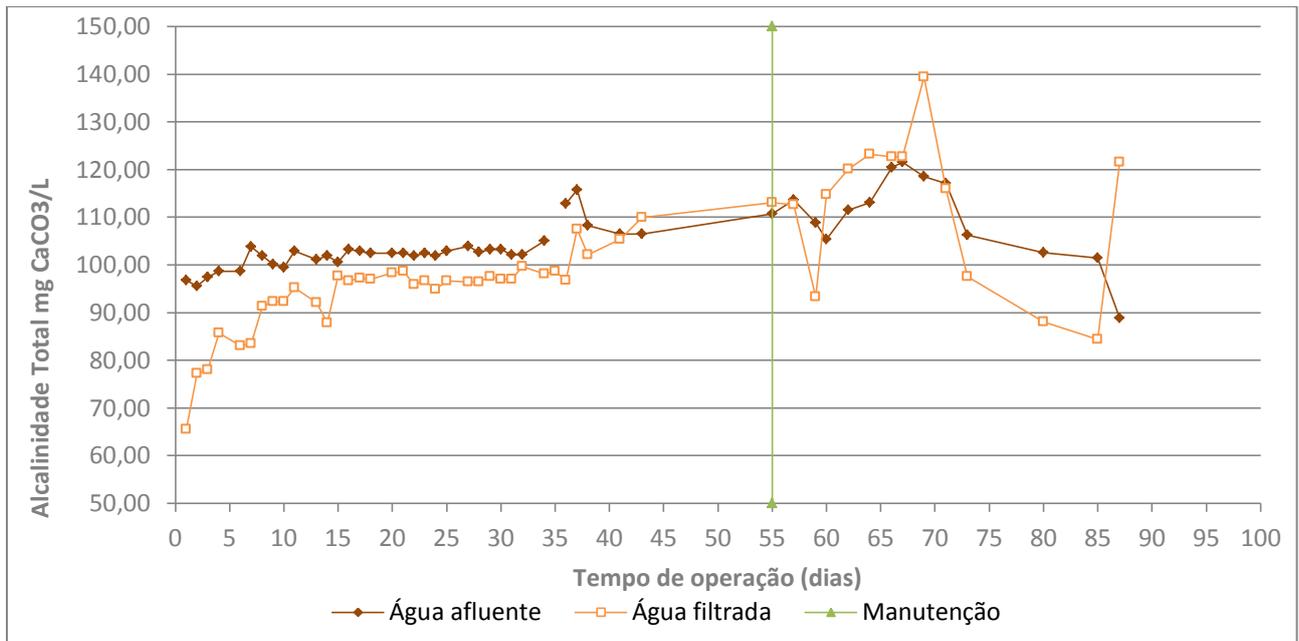


Figura 5.16 BSF1. Concentrações de alcalinidade no afluente, no efluente e manutenção ao longo da operação.

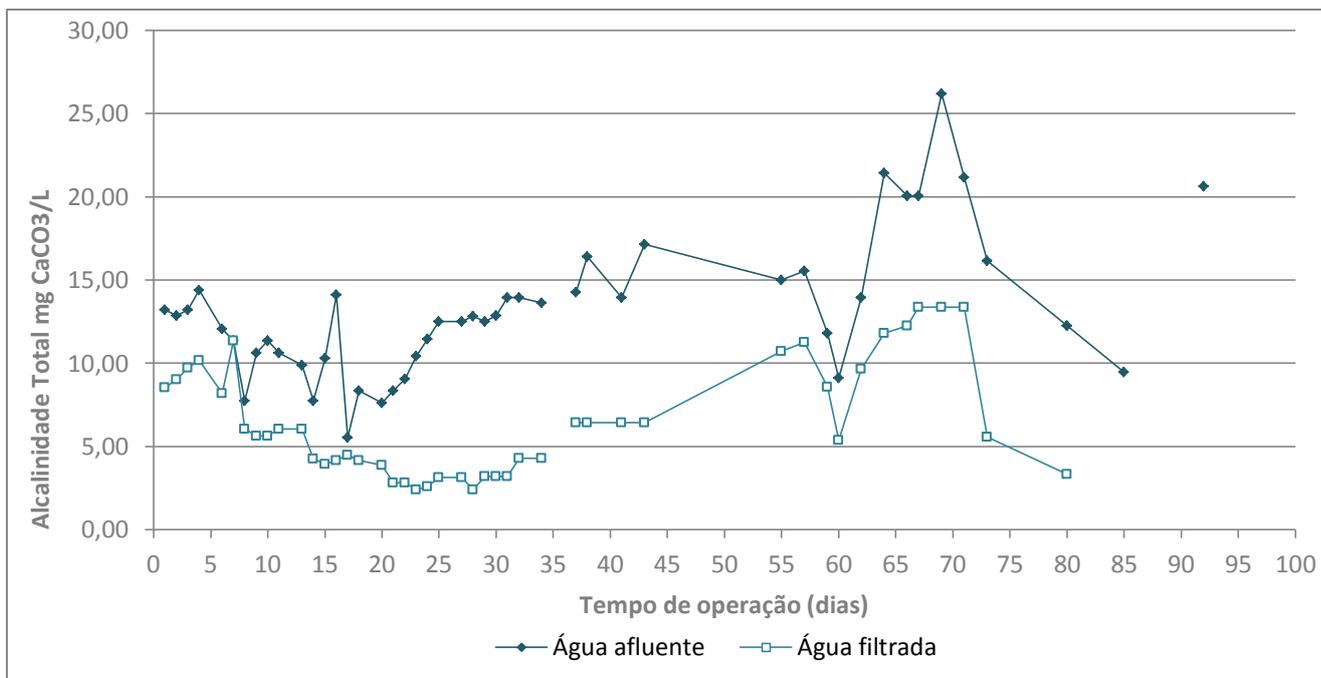


Figura 5.17 BSF2. Concentrações de alcalinidade no afluente e no efluente

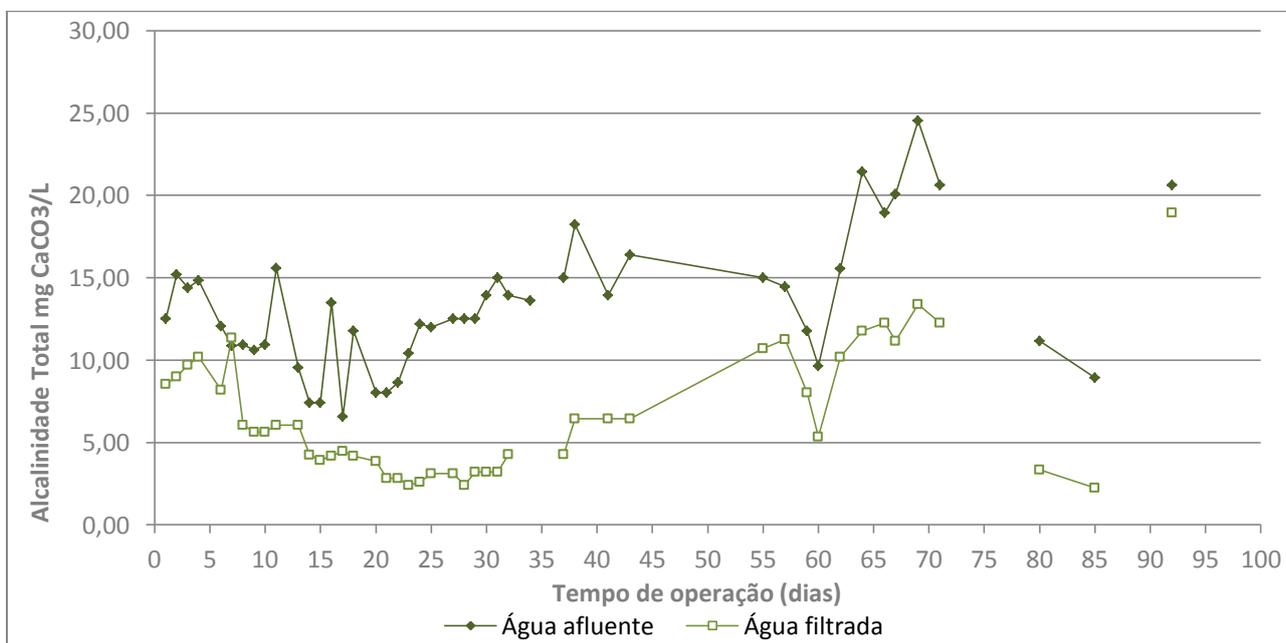


Figura 5.18 BSF3. Concentrações de alcalinidade no afluente e no efluente

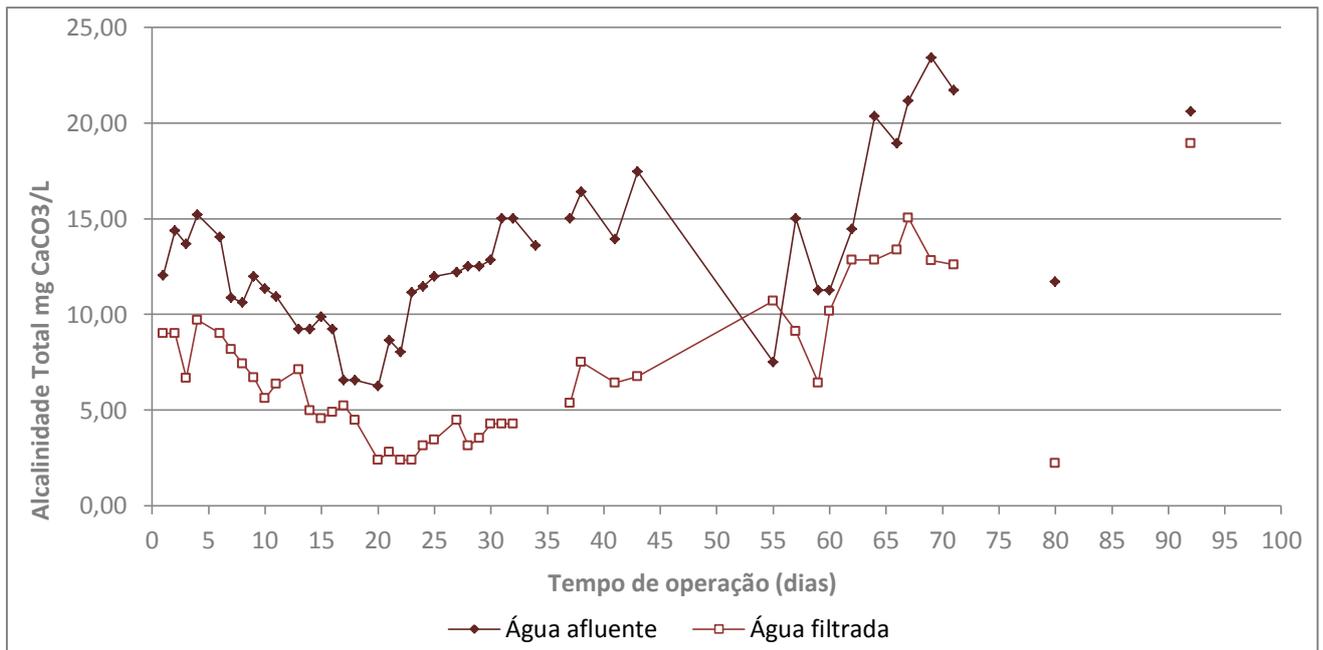


Figura 5.19 BSF4. Concentrações de alcalinidade no afluyente e no efluente

#### 5.3.1.4. Absorbância 254 nm

A absorbância em 254 nm está relacionada à presença de matéria orgânica natural (AWWA, 2011) e é uma variável substituta para COT (EDZWALD et al., 1985). A luz UV no comprimento 254 é absorvida por compostos orgânicos com características de substâncias húmicas (EDZWALD e TOBIASON, 2011). Durante o início do experimento a água afluyente do BSF1 apresentou valores menores de Absorbância  $UV_{254nm}$  comparada com as águas afluyentes dos outros BSFs porém depois do dia 45 sempre esteve acima do valores dos BSF2, BSF3 e BSF4 como se apresenta na Figura 5.20

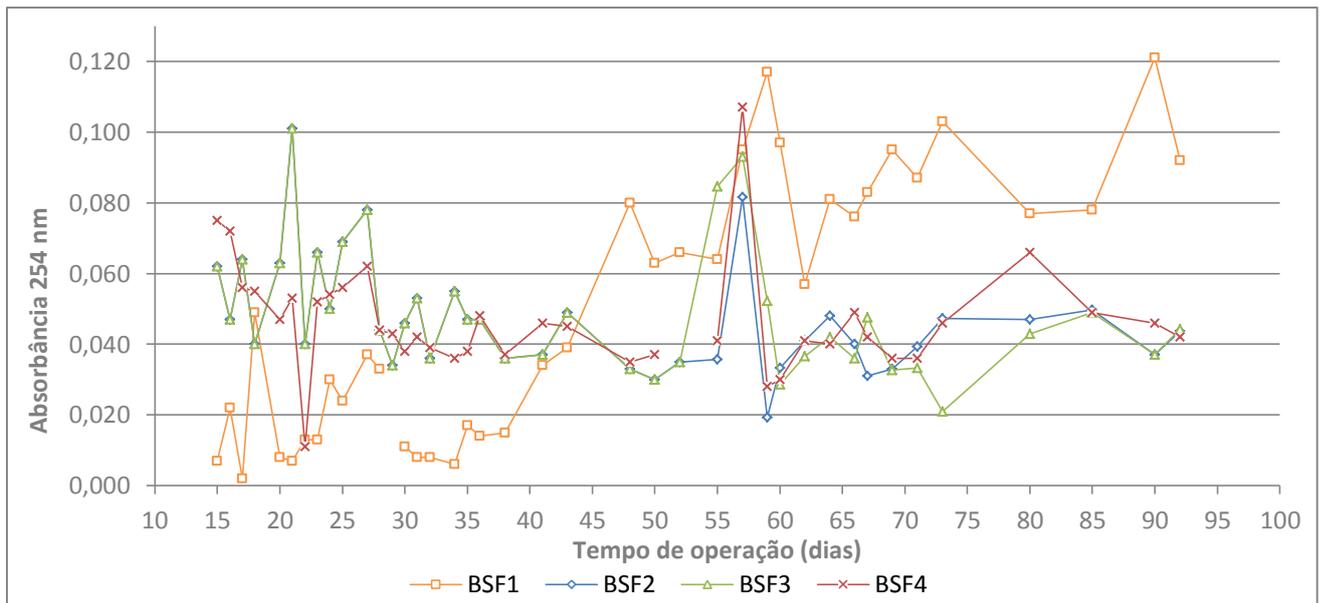


Figura 5.20 Valores medidos para a absorvância a 254 nm na água filtrada dos BSF durante o período de operação.

Durante todo o experimento os quatro BSFs apresentaram redução de Absorbância UV<sub>254nm</sub> com valores de redução entre 0,074 a 0,126 cm<sup>-1</sup>, como são apresentados nas Figuras 5.21 a 5.24. Lynn *et al.* (2013) mostraram uma média de eficiência de remoção de Absorbância a UV<sub>254nm</sub> de 36%, mas no presente estudo as reduções foram maiores, respectivamente 72%, 62%, 68% e 73% nos filtros BSF1, BSF2, BSF3 e BSF4. Estas reduções indicam que os filtros retiveram parte da matéria orgânica presente na água.

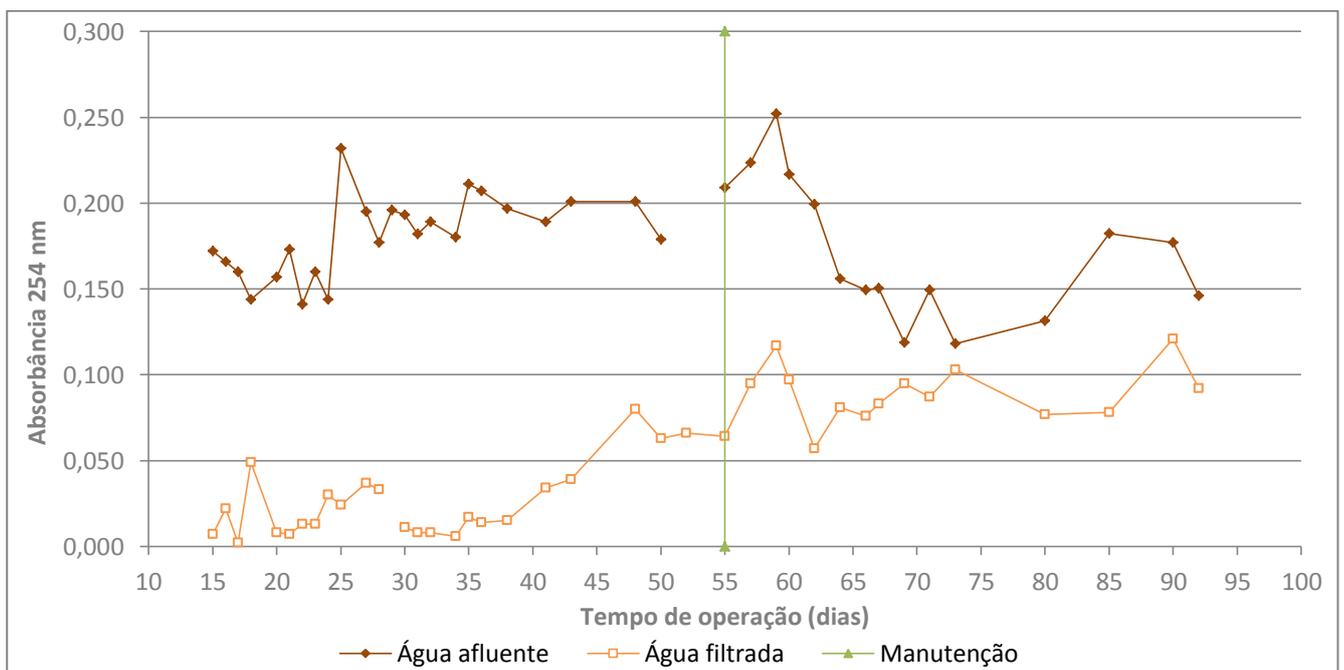


Figura 5.21 BSF1. Absorbância a 254 nm na água afluyente, água filtrada e manutenção durante o período de operação.

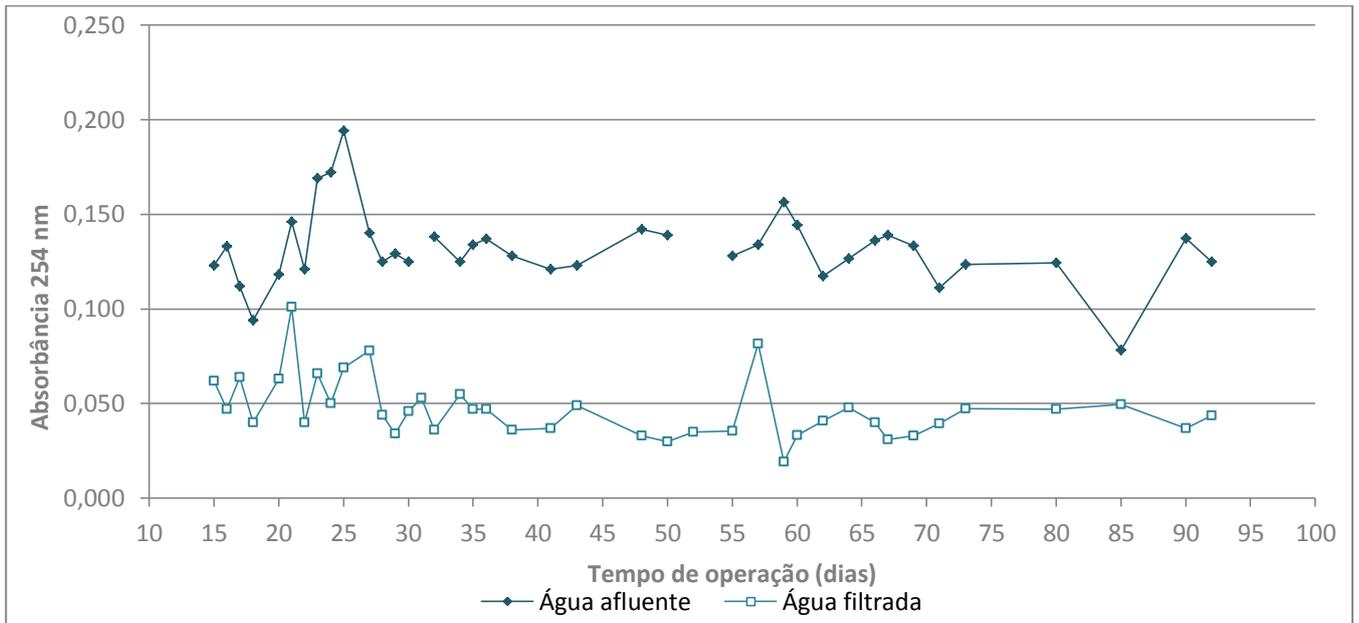


Figura 5.22 BSF2. Absorbância a 254 nm na água afluente e na água filtrada durante o período de operação.

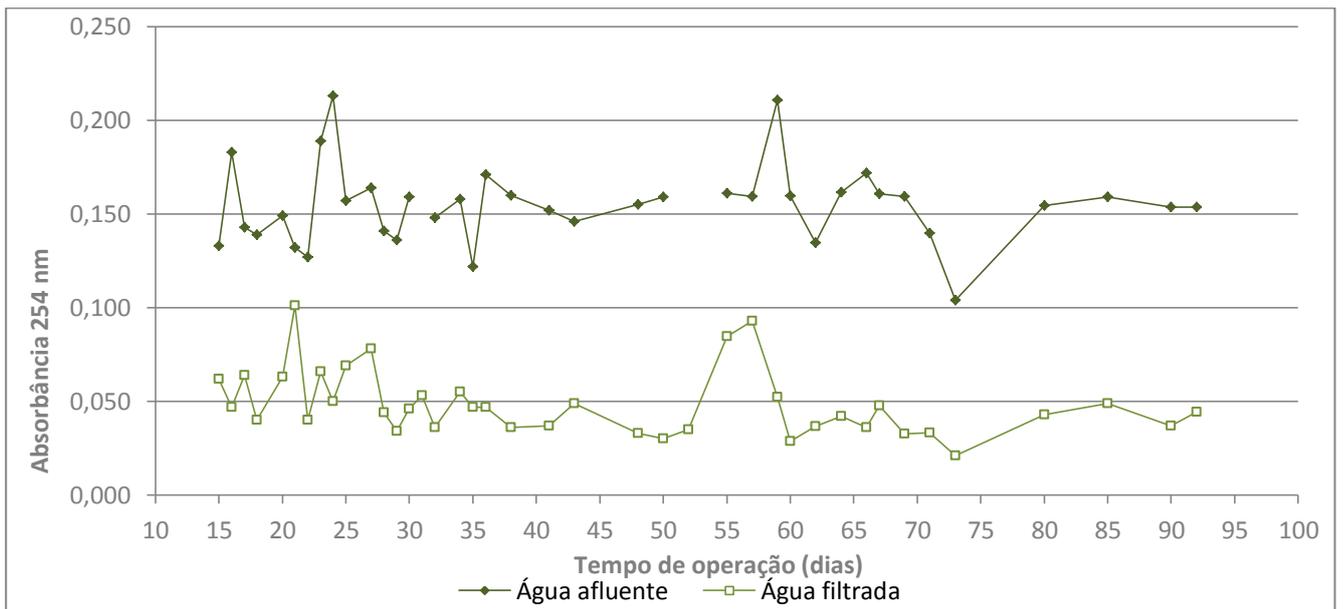


Figura 5.23 BSF3. Absorbância a 254 nm na água afluente e na água filtrada durante o período de operação.

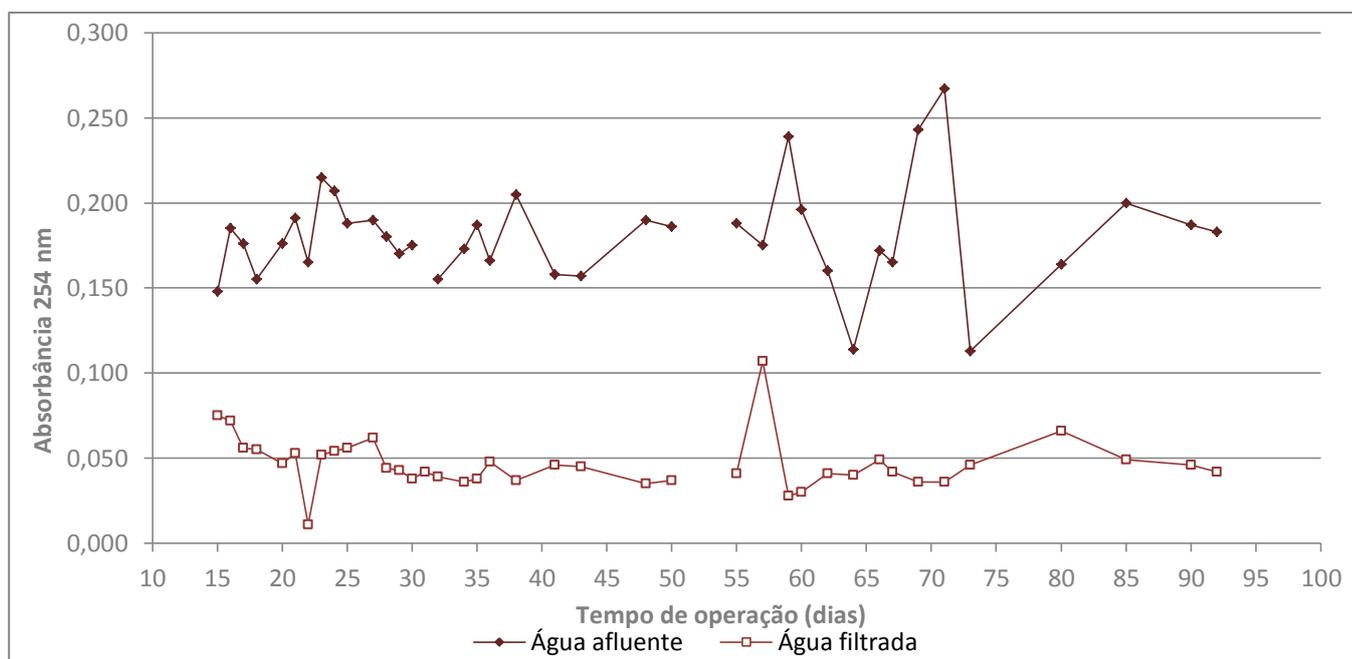


Figura 5.24 BSF4. Absorbância a 254 nm na água afluyente e na água filtrada durante o período de operação.

### 5.3.1.5. Cromatografia iônica

Os íons Fluoreto ( $F^-$ ), Cloreto ( $Cl^-$ ), Brometo ( $Br^-$ ), Nitrito ( $NO_2^-$ ), Nitrato ( $NO_3^-$ ) e Sulfato ( $SO_4^-$ ) foram analisados esporadicamente durante o experimento.

O fluoreto na água de abastecimento dos filtros BSF2, BSF3 e BSF4, manteve uma média de 1,4 mg/L  $F^-$ , é de esperar que este valor fosse menor que 1,5 mg/L  $F^-$  devido a que é o Valor Máximo Permitido (VPM) para concentração de íon fluoreto segundo a legislação Brasileira (MISAU, 2017); este fluoreto deve vir da água da torneira devido a que é adicionado flúor na água para consumo no Rio Grande do Sul. A média da concentração do íon fluoreto na água de abastecimento do BSF1 superava o recomendado e foi de 2,8 mg/L  $F^-$ ; nas águas subterrâneas a concentração de íon fluoreto pode variar desde 1 a mais de 35 mg/L  $F^-$  (ANDREAZZINI et al., 2006). Depois da filtração a água tratada pelo BSF1 teve uma concentração de íon fluoreto média de 2,73 mg/L  $F^-$ . Como esperado, a filtração não teve efeito sobre a concentração de íon fluoreto. Contudo, nos filtros BSF2, BSF3 e BSF4 a concentração de íon fluoreto na água teve um aumento médio de 37,8% (1,87 mg/L  $F^-$ ). Esta concentração é superior ao VMP da legislação brasileira. O aumento na concentração pode-se dever à adição de esgoto na contaminação da água a ser tratada.

O VMP de concentração de íon cloreto na água de abastecimento segundo a legislação brasileira é de 250 mg/L  $\text{Cl}^-$  (MISAU, 2017). As águas efluentes dos BSF1, BSF2, BSF3 e BSF4 mostraram médias de concentrações de íon Cloreto de 6,5; 9,2; 8,8 e 9,5 mg/L  $\text{Cl}^-$ . Os filtrados de todos os BSFs tiveram aumento de 5 a 25% nas concentrações de cloreto.

Os dados da concentração do íon nitrito foram poucos, porém os que tinham um número de amostras superiores a 1 foram analisados. O BSF2 apresentou uma diminuição média na concentração de íon nitrito de 98% com uma concentração afluente média de 2,6 mg/L  $\text{NO}_2^-$  e concentração efluente média de 0,05 mg/L  $\text{NO}_2^-$ ; a situação foi similar no BSF4 que apresentou uma diminuição média na concentração de íon nitrito de 95% com uma concentração afluente média de 1,1 mg/L  $\text{NO}_2^-$  e concentração efluente média de 0,05 mg/L  $\text{NO}_2^-$ .

O nitrato também mostrou redução na filtração. A redução variou entre 42% e 53%. As concentrações mínimas e máximas nos filtrados foram, respectivamente, 1,1 mg/L  $\text{NO}_3^-$  (BSF2) e 1,6 mg/L  $\text{NO}_3^-$  (BSF1).

As reduções de nitrito e nitrato sugerem que pode ter ocorrido nitrificação na parte superior do filtro, onde o ambiente era aeróbio, e desnitrificação nas partes mais baixas, onde havia déficit de oxigênio. Esta observação é compatível com a redução de pH e consumo de alcalinidade que ocorreu na filtração

Em estudos anteriores, foi sugerida a ocorrência simultânea de nitrificação/desnitrificação em BSFs devido a disponibilidade de oxigênio na Schmutzdecke e sua deficiência em profundidades mais baixas (MURPHY et al., 2010; NAKHLA e FAROOQ 2003).

As diretrizes atuais da OMS limitam a concentração de  $\text{NO}_3^-$  a 50 mg/L, enquanto o limite para  $\text{NO}_2^-$  foi estabelecido em 3 mg/L (OMS 2011). Os filtrados não excederam estas concentrações.

A concentração de sulfato da água de poço (7,6 mg/L) é menor do que as concentrações da água preparada (30 a 50 mg/L). Os filtrados tiveram concentrações um pouco maiores (60 a 65 mg/L), todavia muito menores do que o padrão recomendado para não haver gosto e odor na água (250 mg/L) (OMS 2011).

Um resumo dos comportamentos das variáveis ions analisadas é apresentado na Tabela 5.5 a seguir.

Tabela 5.5 Diminuição e aumento da concentração de íons nas águas tratadas pelos BSFs

Íon	BSF1	BSF2	BSF3	BSF4
Fluoreto (mg/L F <sup>-</sup> )	↓2%	↑33%	↑38%	↑43%
Cloreto (mg/L Cl <sup>-</sup> )	↑5%	↑22%	↑15%	↑25%
Brometo (mg/L Br <sup>-</sup> )	↓83%	Indeterminado	Indeterminado	Indeterminado
Nitrito (mg/L NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> )	Indeterminado	↓98%	↓97%	↓95%
Nitrato (mg/L NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> )	↓29%	↓53%	↓42%	↓45%
Sulfato (mg/L SO <sub>4</sub> <sup>-</sup> )	↓37%	↑46%	↑20%	↑78%

Diminuiu	↓
Aumentou	↑

### 5.3.2. Parâmetros microbiológicos

#### 5.3.2.1. Coliformes totais

A Figura 5.25 compara as concentrações de CT na água efluente para os quatro filtros ao longo do experimento. A redução média para o BSF1 foi de 0,54 log, enquanto os outros BSFs apresentaram reduções médias maiores, 1,23 log para o BSF2, 1,11 log para o BSF3 e 2,01 log para o BSF4.

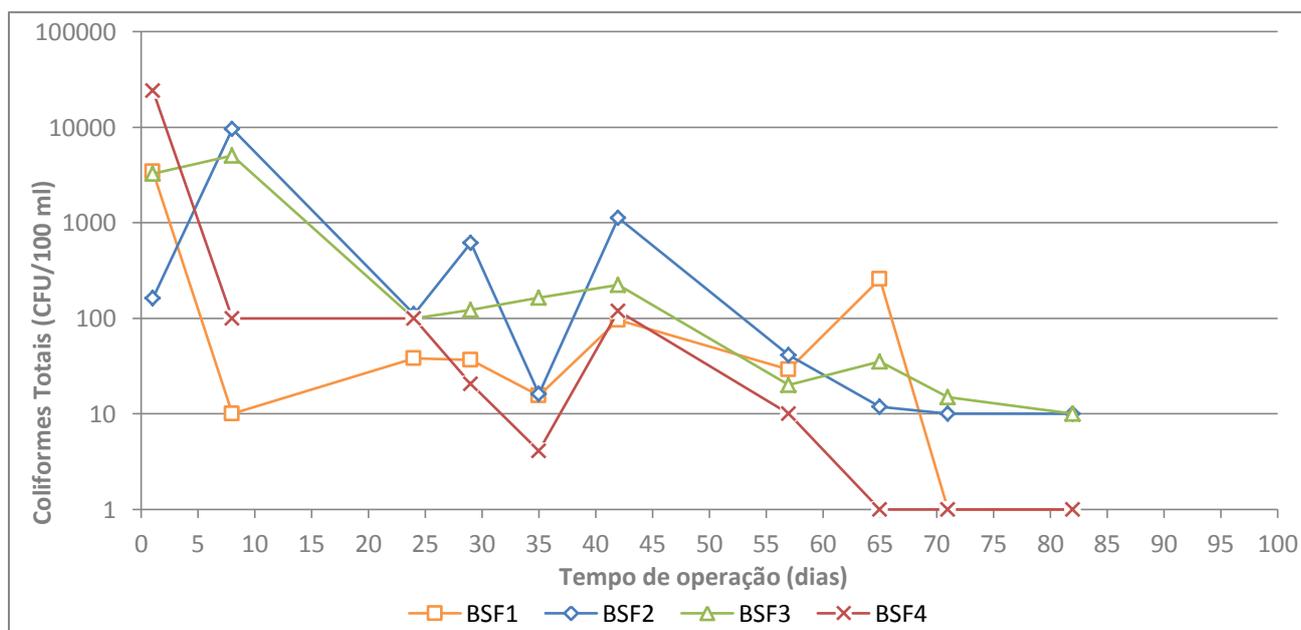


Figura 5.25 Valores medidos de Coliformes Totais remanescentes durante o período de operação da água de estudo filtrada dos BSFs.

Na Figura 5.26 apresenta-se a comparação da taxa de redução de CT para os BSFs. A eficiência de redução aumentou em cada filtro ao longo do experimento. O BSF1 no primeiro dia de operação não apresentou nenhuma remoção, igual que nos dias 29 e 65 de operação, havendo inclusive aumento de concentrações depois da filtração. Aconteceu algo similar nos BSF2 e BSF3 no dia 42 e apesar de que as concentrações de CT não aumentaram os valores logarítmicos de remoção foram de 0,1 log (29,8%) e 0,5 log (68,99%) respectivamente; para o BSF4 a remoção mínima que se apresentou foi no primeiro dia, de 0,6 log (78,4%).

As reduções máximas de CT alcançadas durante os ensaios ocorreram: no BSF1, dia 82, 1,8 log (98,5%); no BSF2, dia 35, 2,3 log (99,53); no BSF3, dia 71, 2,1 log (99,14%) e no BSF4 no dia 71 com 3,2 log (99,94%).

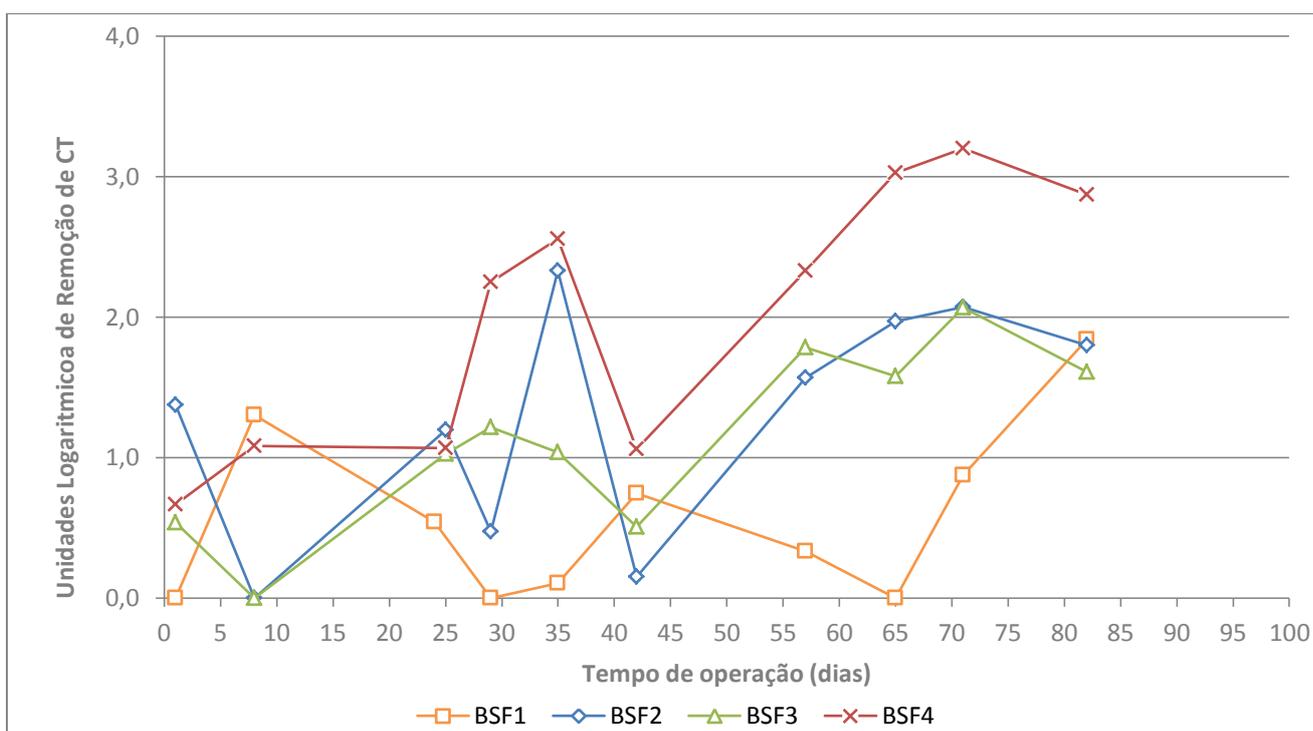


Figura 5.26 Unidades Logarítmicas de Remoção de CT dos BSFs durante todo o experimento

A partir do dia 42, as eficiências médias de redução de CT dos BSF2, BSF3 e BSF4 foram de  $98,4 \pm 0,7\%$ ,  $98,1 \pm 0,7\%$  e  $99,8 \pm 0,1\%$  respectivamente. A eficiência consistente de redução de CT implica que os BSFs haviam funcionado melhor com a troca de período de pausa de 24hs a 48hs. Desde o dia 0 até o estado estacionário (dia 45), as eficiências médias de redução de CT para o BSF2, o BSF3 e o BSF4 foram de  $64,2 \pm 37,5\%$ ,  $69,2 \pm 32,5\%$  e  $92 \pm 7,1\%$  respectivamente. Nas Figuras 5.27, 5.28, 5.29 e

5.30 se apresentam comparações por BSF das concentrações de CT da água afluyente e efluente.

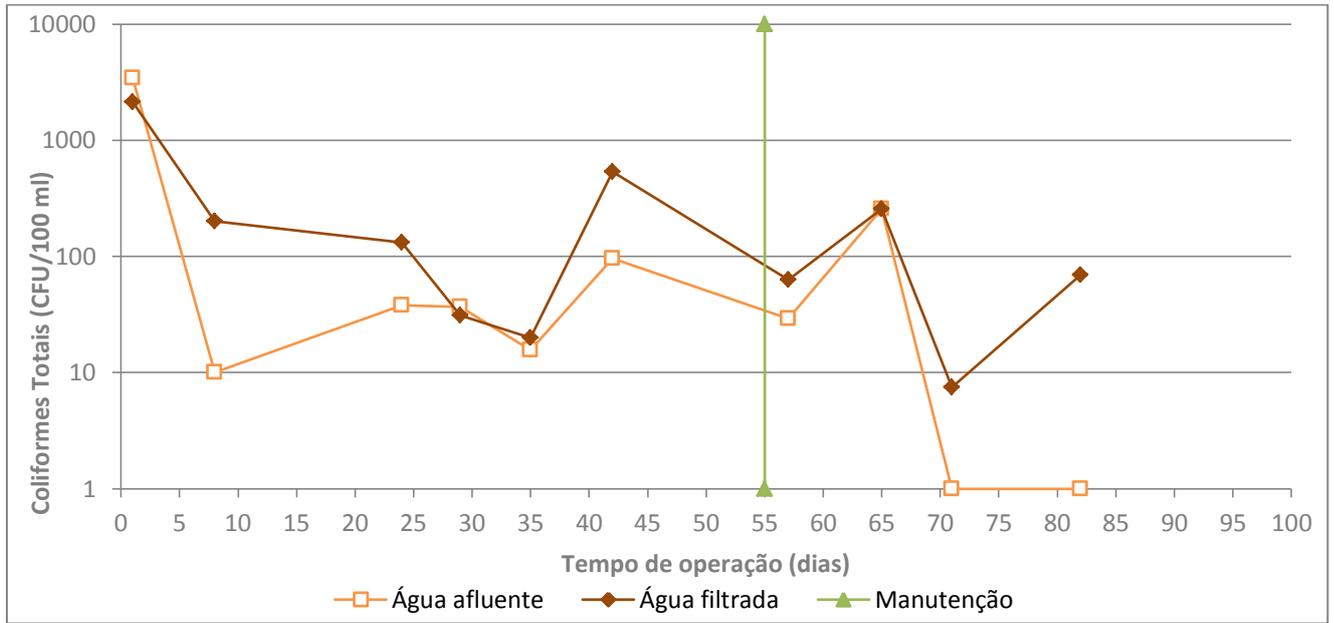


Figura 5.27 BSF1. Coliformes totais da água afluyente, água filtrada e manutenção durante o período do experimento.

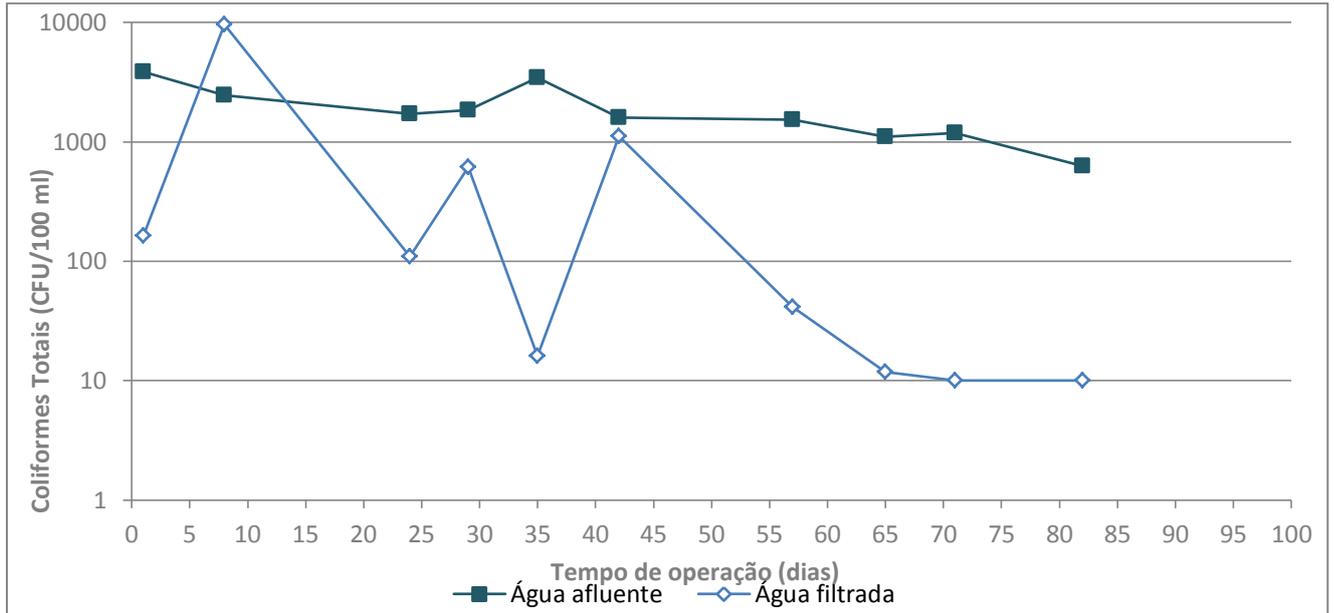


Figura 5.28 BSF2. Coliformes totais da água afluyente e água filtrada durante o período do experimento.

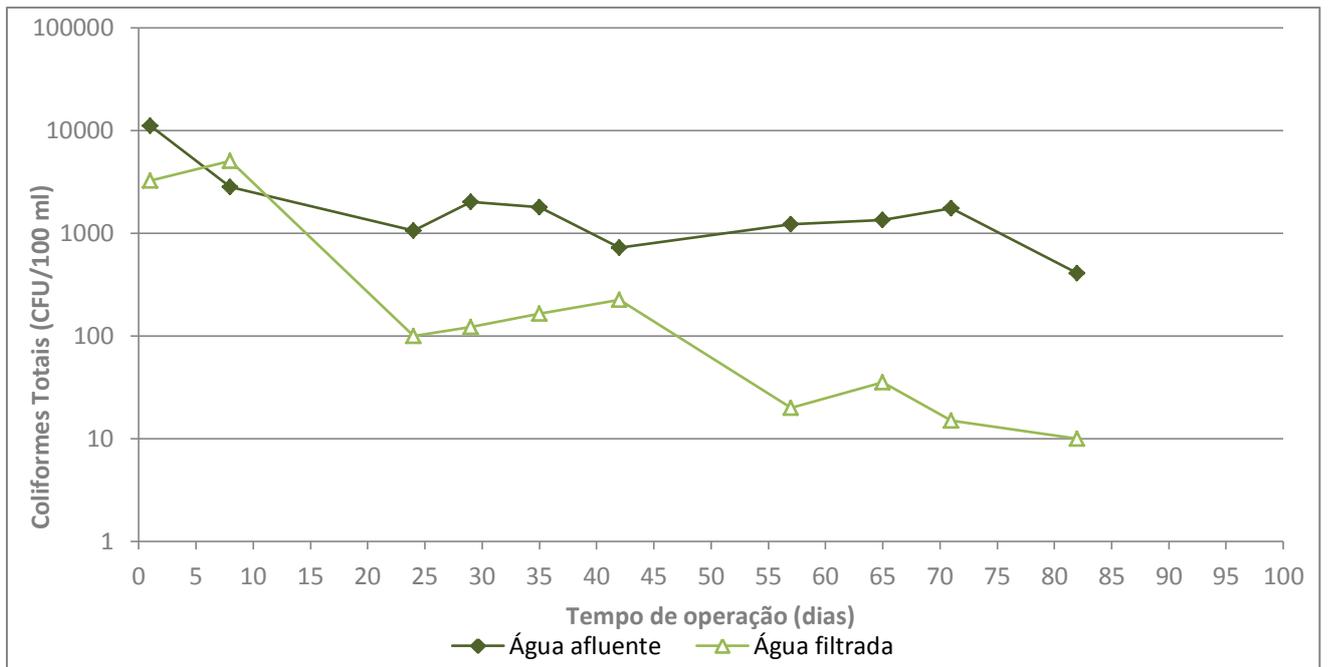


Figura 5.29 BSF3. Coliformes totais da água afluente e água filtrada durante o período do experimento.

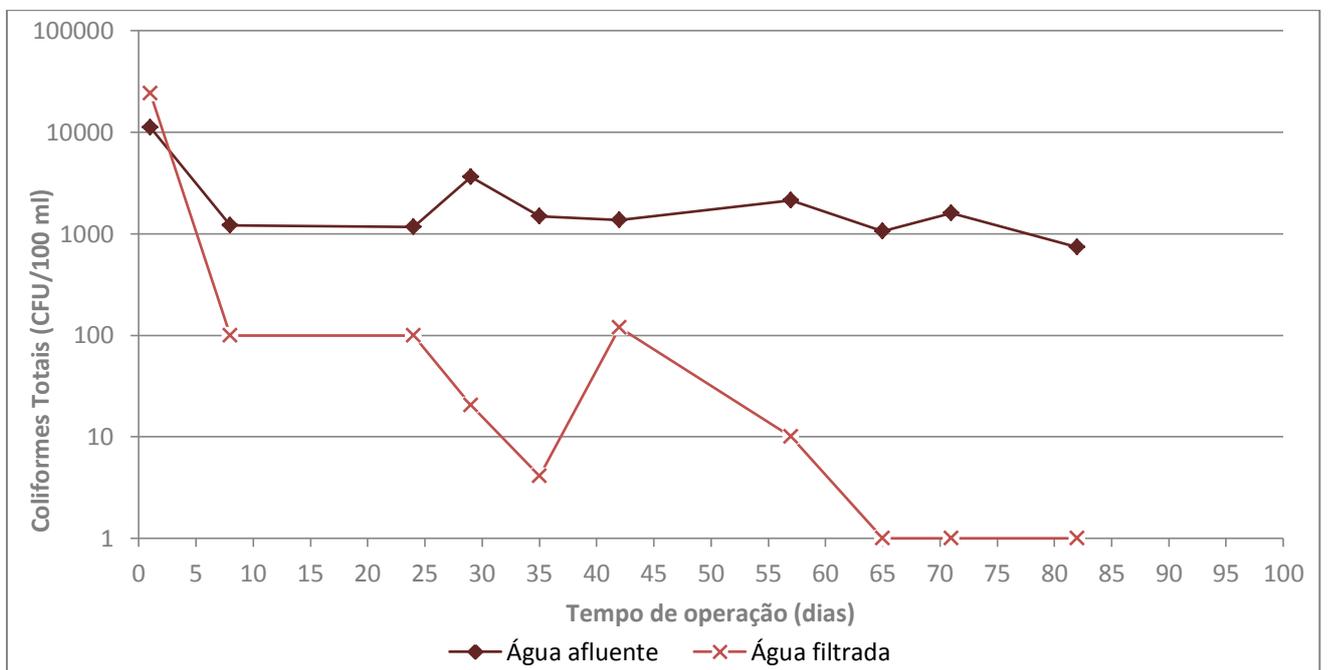


Figura 5.30 BSF4. Coliformes totais da água afluente e água filtrada durante o período do experimento.

O BSF4, que tinha maior turbidez no afluente, superou o BSF2 e o BSF3 em termos de redução microbiana média geral. As reduções se comparam ao intervalo

típico de 93% a 99% documentado por outros pesquisadores (Baig et al. 2011; Duke et al. 2006; Elliott et al. 2008; Stauber et al. 2006; Vanderzwaag et al. 2009).

Para a análise da influência da turbidez na desinfecção e conseguir diferenciar os resultados segundo os BSFs, se utilizou o ajuste de modelos mistos generalizados. A variável de CT não atingia os pressupostos da normalidade então se optou por utilizar outra distribuição, a Log-normal, para gerar o modelo linear generalizado misto.

A continuação na Figura 5.31 se apresentam as variações dos valores médios das concentrações de CT dos quatro BSFs nos diferentes tempos, Tempo 1 (Antes da filtração) e Tempo 2 (Depois da filtração). Pode se analisar neste gráfico que a variação da concentração de CT durante os dois tempos do BSF1 não teve uma mudança significativa. Porém os valores médios das respostas dos outros BSFs apresentaram diferenças. Como é observado na Tabela 5.6, há evidência estatística para afirmar que pelo menos uma média de filtro, de tempo e de interação de filtro com tempo difere das demais devido a que o P sempre é menor que 0,05 para os três efeitos.

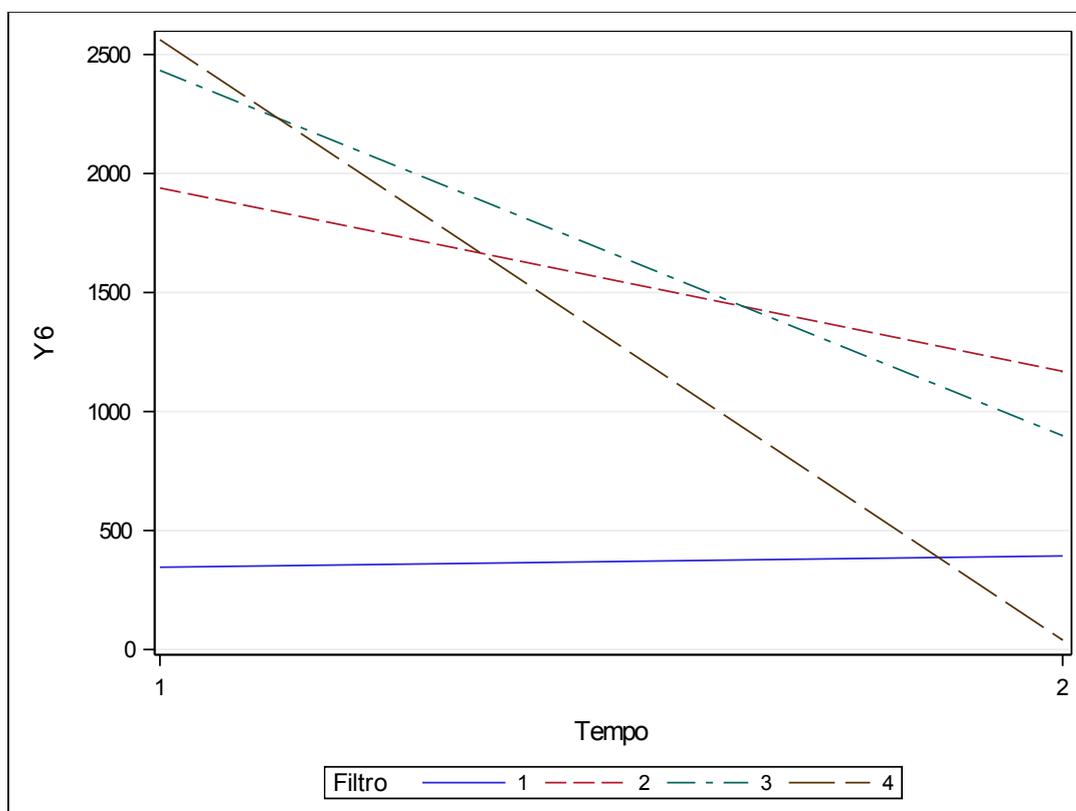


Figura 5.31 Perfis da variável CT em relação aos diferentes tempos (Tempo 1: Antes da filtração e Tempo 2: Depois da filtração) para os diferentes BSFs

Tabela 5.6 Teste de efeitos fixos para as variáveis filtro, tempo e interação filtro e tempo.

Efeito	DF Num	DF Den	F Valor	Pr > F
<b>BSF</b>	3	36	4.13	0.0130
<b>Tempo</b>	1	36	95.99	<.0001
<b>BSF*Tempo</b>	3	36	6.33	0.0015

Devido a que algumas das medias da variável resposta da interação dos BSFs com os tempos eram diferentes das outras foi feito o teste Pos-Hoc com ajuste de Tukey Kramer com o objetivo de ver onde é que estavam essas diferenças.

Como se apresenta na Tabela 5.7, para o Tempo 1 (Sem filtração), o BSF1 tem diferenças significativas com todos os outros BSFs devido a que todos os valores de P foram menores que 0,05; isto é de esperar uma vez que a água que era tratada pelo BSF1 era de uma origem completamente diferente (Água do poço). No Tempo 1, não existem diferenças significativas nas medias dos BSF2, BSF3 e BSF4 e mostra que estes BSFs receberam águas com concentrações de microrganismos similares, como se apresentou na Tabela 5.4 as médias geométricas das concentrações de CT da água afluenta aos filtros BSF2, BSF3 e BSF4 foram, respectivamente, 1706, 1589 e 1779 CFU/100 ml.

Para o Tempo 2 (Água filtrada) as médias das variáveis resposta entre o BSF1 e os outros BSFs não foi significativa devido a que os valores de P sempre foram maiores que 0,05. A interação entre BSF2 e BSF3 também não mostra uma diferença significativa, podendo-se comparar as médias geométricas das concentrações de CT dos efluentes dos BSF2 e BSF3 que foram 99 e 123 CFU/100 ml respectivamente. As médias das variáveis respostas do BSF4, pelo contrário, têm diferenças significativas com o BSF2 e o BSF3, sendo a média de concentração de CT para o BSF de 17,33 CFU/100 ml.

Tabela 5.7 Comparação de efeito simples de interação Filtro\*Tempo. Ajuste para comparações múltiplas: Tukey-Kramer. Variavel CT

Nível de efeito simples	BSF	BSF	Estimação	Erro padrão	DF	t valor	Pr >  t
<b>Tempo 1</b>	1	2	-2.7910	0.4693	36	-5.95	<.0001
<b>Tempo 1</b>	1	3	-2.7197	0.4693	36	-5.80	<.0001
<b>Tempo 1</b>	1	4	-2.8323	0.4693	36	-6.04	<.0001
<b>Tempo 1</b>	2	3	0.07130	0.4693	36	0.15	0.8801

Nível de efeito simples	BSF	BSF	Estimação	Erro padrão	DF	t valor	Pr >  t
Tempo 1	2	4	-0.04138	0.4693	36	-0.09	0.9302
Tempo 1	3	4	-0.1127	0.4693	36	-0.24	0.8116
Tempo 2	1	2	-1.2064	1.0199	36	-1.18	0.2446
Tempo 2	1	3	-1.4188	1.0199	36	-1.39	0.1727
Tempo 2	1	4	0.8189	1.0376	36	0.79	0.4351
Tempo 2	2	3	-0.2125	1.0199	36	-0.21	0.8361
Tempo 2	2	4	2.0253	1.0376	36	1.95	0.0588
Tempo 2	3	4	2.2378	1.0376	36	2.16	0.0378

### 5.3.2.2. *Escherichia coli*

A Figura 5.32 compara as concentrações de *E. coli* nos efluentes dos quatro filtros ao longo do experimento. A redução média para o BSF1 foi de 1,18 log, enquanto os outros BSFs apresentaram reduções médias maiores, 1,3 log para o BSF2, 2,0 log para o BSF3, e 2,24 log para o BSF4.

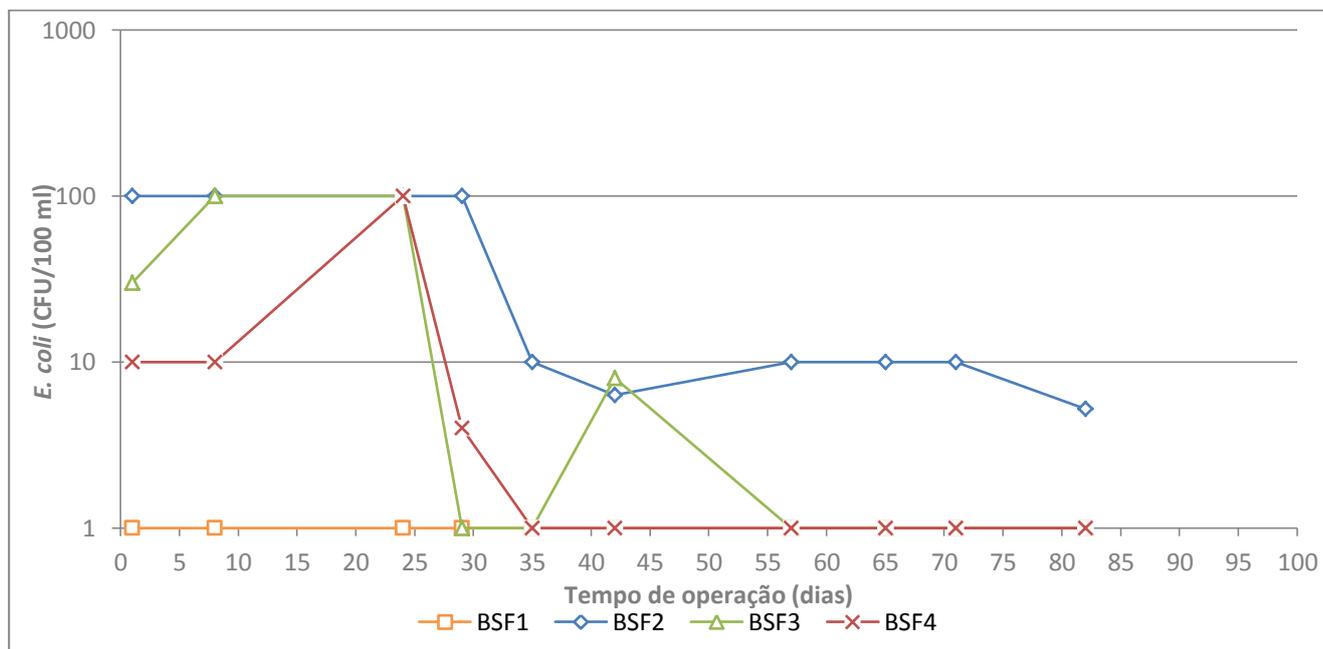


Figura 5.32 Valores medidos de *E. coli* remanescentes após filtros BSFs durante período de operação.

Foram utilizados os testes de hipóteses para comparação das concentrações de *E. coli* nos filtrados. A hipótese nula considera que os valores médios das variáveis respostas são

iguais. Adotou-se o critério de nível de significância de 5%, ou seja,  $\alpha=0,05$ . Portanto, quando o valor de “*p*” foi menor que 0,05, a decisão foi de rejeição da hipótese nula.

Na Figura 5.33 apresenta-se a comparação das taxas de redução de *E. coli* para os BSFs. A eficiência de redução aumentou em cada filtro ao longo do experimento. O BSF1 não apresentou diferenças significativas nos resultados devido a que a concentração de *E. coli* na água do poço era quase nula (media geométrica de concentração de *E. coli* da água afluyente foi de 15,40 CFU/100 ml). As remoções mínimas de *E. coli* se apresentaram, para o BSF2, no dia de operação 29, 0,5 log (69,51%); para o BSF3, no dia 8, com 0,6 log (75,61%), e para o BSF4 no dia 25, com 0,7 log (82,49%).

As reduções máximas de CT alcançadas durante o experimento ocorreram nos dias 41 (BSF2, 1,9 log (98,93%)), 57 (BSF3, 2,7 log (99,81%)) e 65 (BSF4, 2,8 log (99,85%)).

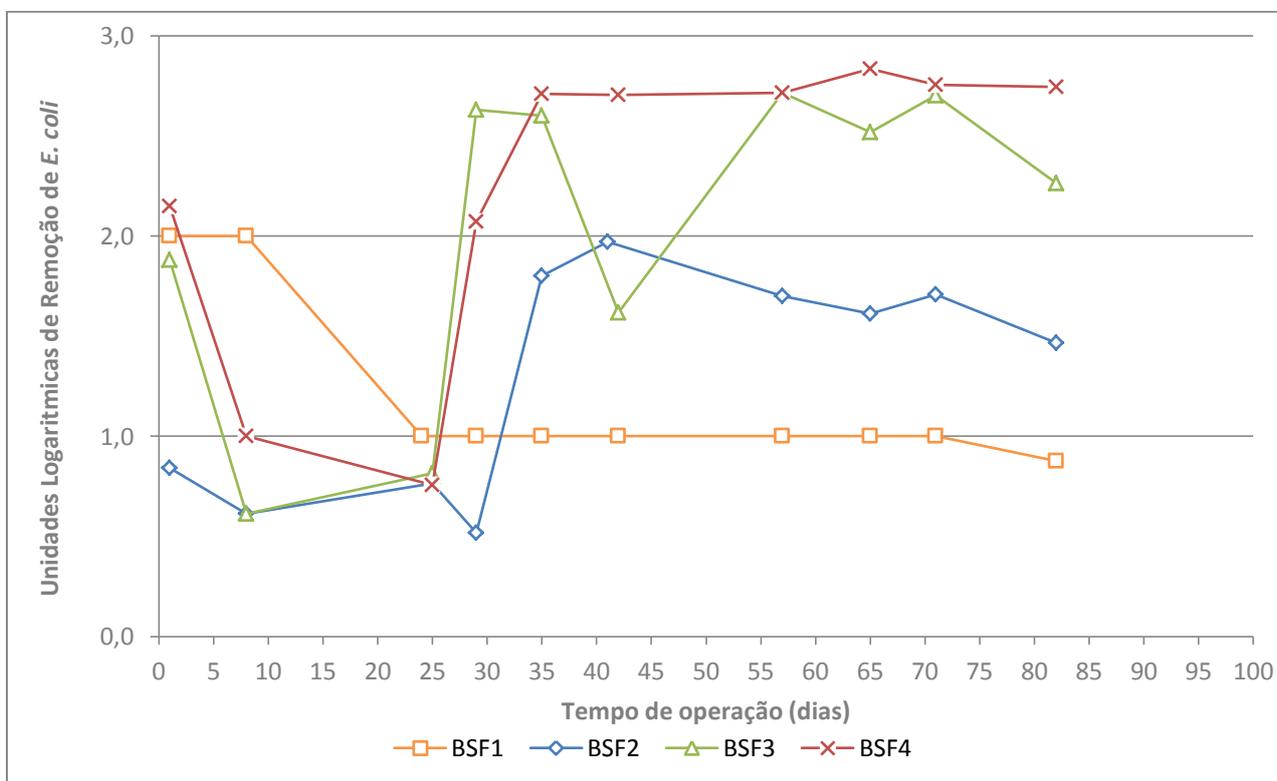


Figura 5.33 Unidades Logarítmicas de Remoção de *E. coli* dos BSFs durante todo o experimento

A partir do dia 35, as eficiências médias de redução de *E. coli* dos BSF2, BSF3 e BSF4 foram de  $97,92 \pm 0,73\%$ ,  $99,35 \pm 0,80\%$  e  $99,82 \pm 0,02\%$  respectivamente. A eficiência consistente de redução de CT implica que os BSFs haviam funcionado

melhor. Segundo o CAWST (2009) o tempo necessário para o amadurecimento do Biofilme é de 30 dias. Desde o dia 0 até o estado estacionário (dia 35), as eficiências médias de redução de *E. coli* para o BSF2, o BSF3 e o BSF4 foram de  $78,37 \pm 6,27\%$ ,  $89,67 \pm 10,08$  e  $92,73 \pm 7,01\%$  respectivamente. Nas Figuras 5.34, 5.35, 5.36 e 5.37 apresentam-se comparações, por BSF, das concentrações de *E. coli* da água afluyente e efluente.

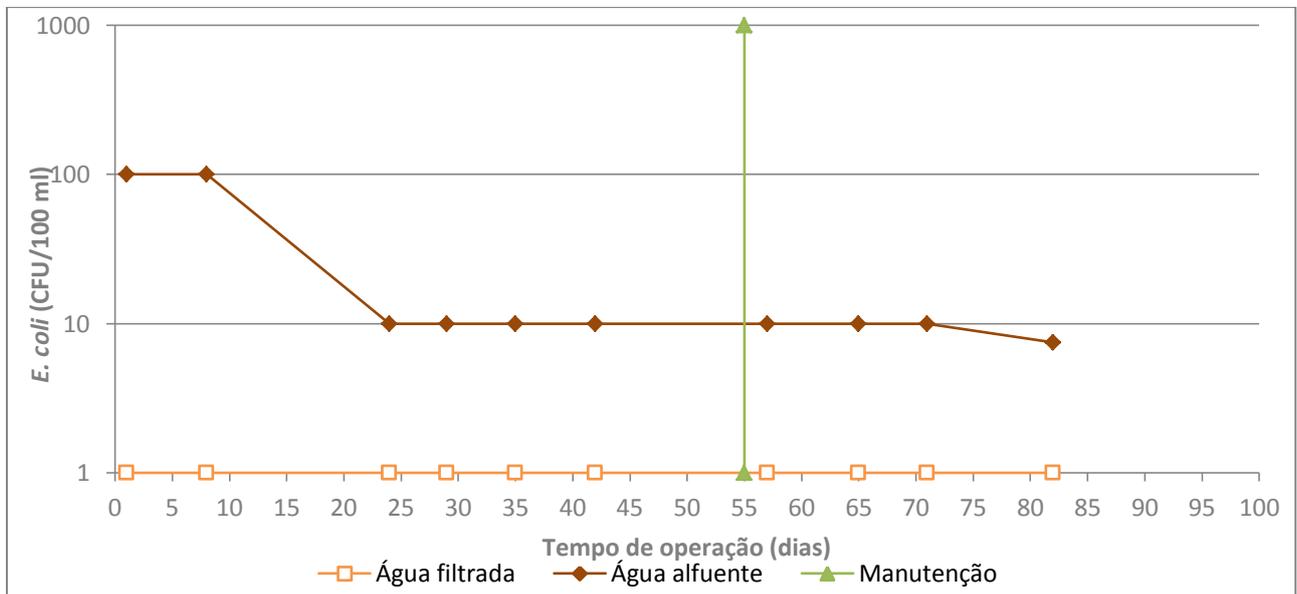


Figura 5.34 BSF1. Concentrações de *E. coli* na água afluyente, na água filtrada e manutenção durante o período do experimento

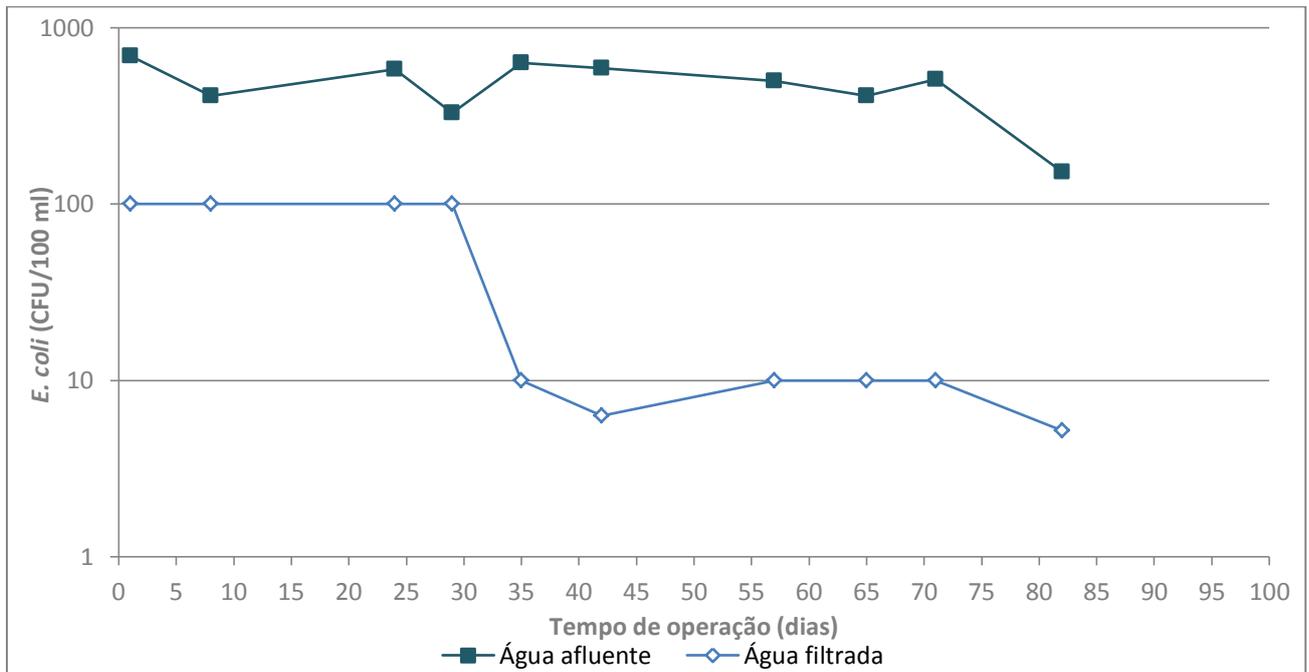


Figura 5.35 BSF2. Concentrações de *E. coli* na água afluyente e na água filtrada durante o período do experimento

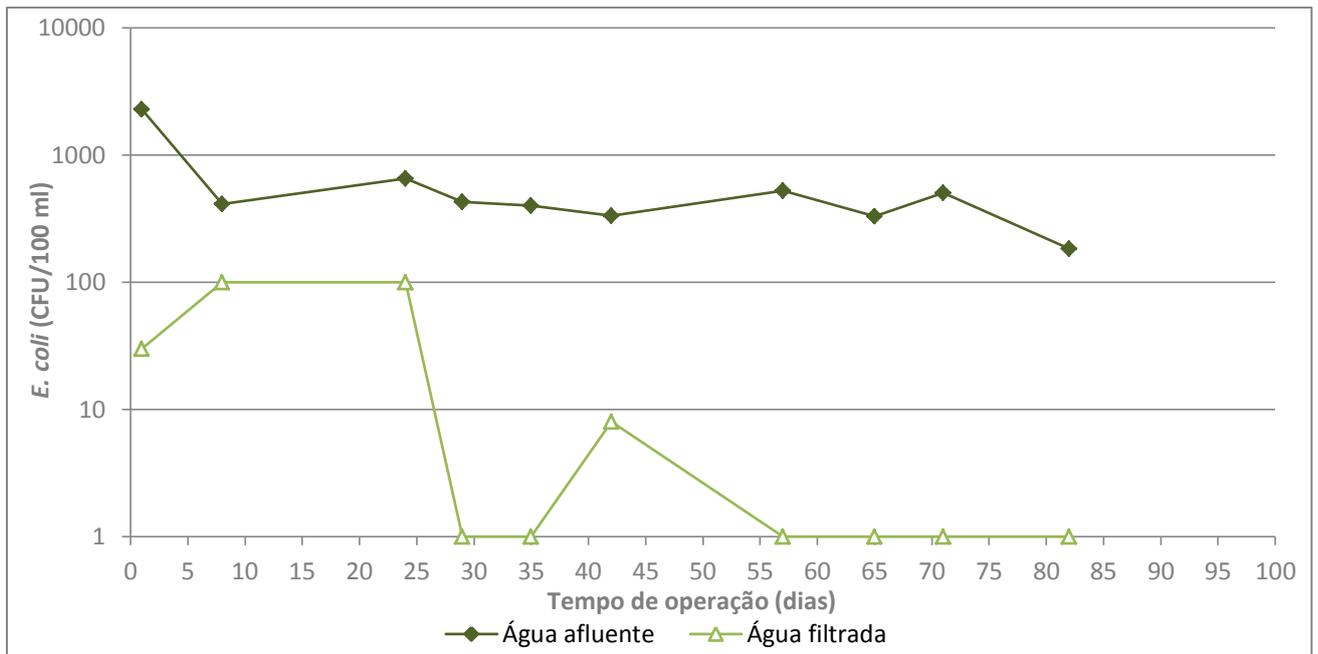


Figura 5.36 BSF3. Concentrações de *E. coli* na água afluente e na água filtrada durante o período do experimento

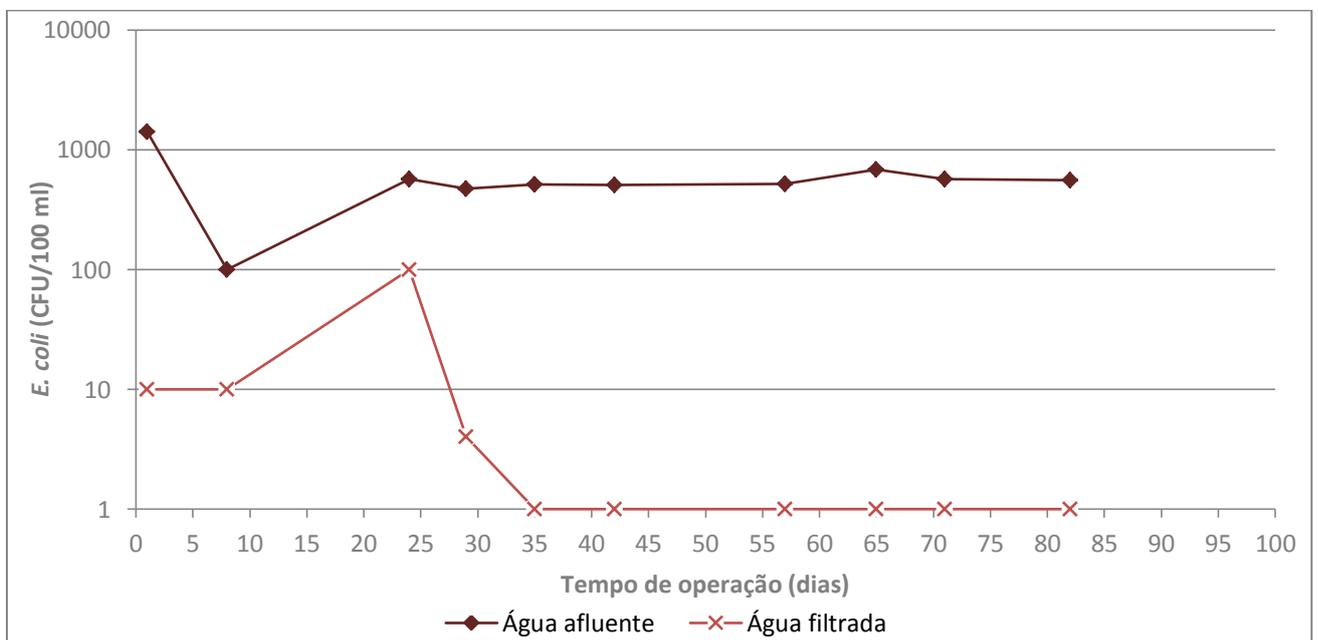


Figura 5.37 BSF4. Concentrações de *E. coli* na água afluente e na água filtrada durante o período do experimento

O BSF4 superou o BSF2 e o BSF3 em termos de redução microbiana média geral. Todos os filtros obtiveram redução de *E. coli* maiores que 98% em pelo menos um dia ao longo do experimento. As reduções se comparam ao intervalo típico de 93% a 99% já documentado por outros pesquisadores (Baig et al. 2011; Duke et al. 2006; Elliott et al. 2008; Stauber et al. 2006; Vanderzwaag et al. 2009).

Para a análise da influência da turbidez na desinfecção e conseguir diferenciar os resultados segundo os BSFs, se utilizou o ajuste de modelos mistos generalizados. A variável *E. coli* atingia os pressupostos da normalidade, então se optou por utilizar a distribuição gamma para gerar o modelo linear generalizado misto.

Para a *E. coli* os resultados foram um pouco diferentes aos resultados encontrados para CT. A continuação, na Figura 5.38 se apresentam as variações dos valores médios das concentrações de *E. coli* dos quatro BSFs nos diferentes tempos Tempo 1 (Antes da filtração) e Tempo 2 (Depois da filtração). Pode se analisar, neste gráfico, que a variação da concentração de *E. coli* durante os dois tempos do BSF1 não teve uma mudança significativa. Provavelmente, isto se deveu a que a água do poço apresentava baixa concentração de *E. coli*, com média geométrica de 15 CFU/100 ml. Como é observado na Tabela 5.8, há evidência estatística para afirmar que pelo menos uma média de filtro e uma média de tempo difere das demais porque o P sempre foi menor que 0,05 para estes dois efeitos.

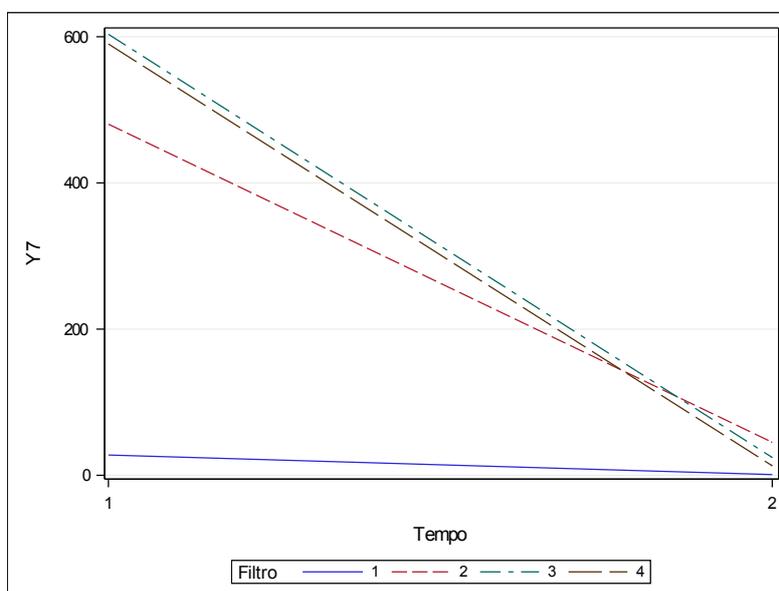


Figura 5.38 Perfis da variável *E. coli* em relação aos diferentes tempos (Tempo 1: Antes da filtração e Tempo 2: Depois da filtração) para os diferentes BSFs

Tabela 5.8 Teste de efeitos fixos para as variáveis filtro, tempo e interação filtro e tempo.

Efeito	Num DF	Den DF	F Valor	Pr > F
<b>BSF</b>	3	36	29.07	<.0001
<b>Tempo</b>	1	36	132.41	<.0001
<b>BSF*Tempo</b>	3	36	1.19	0.3270

Na Tabela 5.8 se observa que não tem diferença significativa entre as médias das variáveis respostas das concentrações de *E. coli* para a interação dos BSFs e os Tempos. Nos tempos existem diferenças significativas, é de se esperar devido a que a água afluyente é completamente diferente no Tempo 1 (Antes da filtração) comparada com a água efluente do Tempo 2 (Depois da filtração) para todos os BSFs. Parece que não existe diferença significativa nos resultados devido a que todos os BSFs tiveram eficiências de remoções parecidas. A média das concentrações de *E. coli* na água efluente do BSF1 foi ausente e para os BSF2, BSF3 e BSF4 foram de 22.4, 4.4 e 2.9 CFU/100 ml respectivamente.

### 5.3.2.3. Remoção para microrganismos específicos

Os resultados mostrados a continuação foram obtidos conforme descrito no item 4.2.4 da metodologia. Houve uma redução no número de UFC detectadas na água filtrada para todas as espécies bacterianas. Não foram detectadas UFC de *P. aeruginosa* na água filtrada em todas as repetições dos ensaios. As unidades logarítmicas de remoção para a *E. coli*, *S. typhimurium*, *E. faecalis* e CT foram de 2,7 log, 3,6 log, 2,8 log e 3,0 log respectivamente, como se apresenta na Figura 5.39.

O média de UFC detectadas na água filtrada é significativamente diferente dos controles correspondentes em todas as espécies bacterianas testadas ( $P < 0,05$ ).

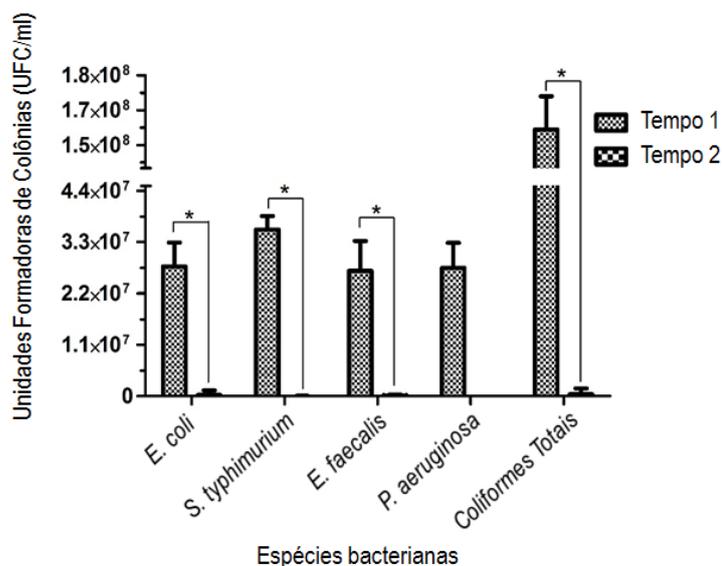


Figura 5.39 Concentrações de *E. coli*, *S. typhimurium*, *E. faecalis*, *P. aeruginosa* e CT nos diferentes tempos (Tempo 1: Antes da filtração e Tempo 2: depois da filtração).

A continuação, nas Figuras 5.40 a 5.43 apresentam-se os resultados das placas de ágar seletivos para as inoculações de *E. coli*, *S. typhimurium*, *E. faecalis* e *P. aeruginosa* depois de 18 horas de incubação a 35 ° C das amostras de água nos diferentes Tempos 1 e 2 (antes e depois da filtração) no BSF4.

#### 5.3.2.4. *Escherichia coli*

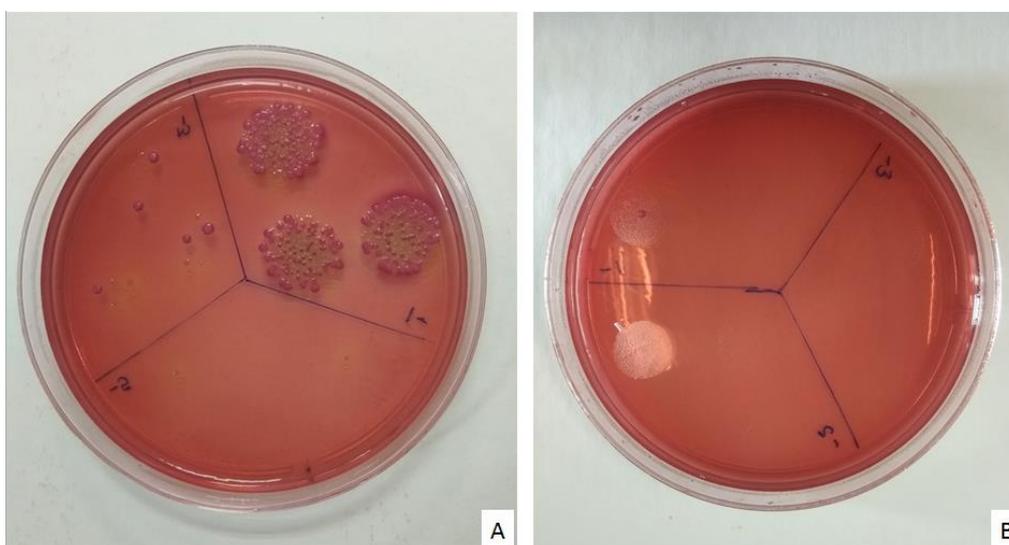


Figura 5.40 Placa do ágar seletivo BEM para a inoculação de *E. coli* depois de 18 horas de incubação a 35 ° C. (A) amostra de água não filtrada e (B) amostra de água filtrada. BSF4

#### 5.3.2.5. *Salmonella Typhimurium*

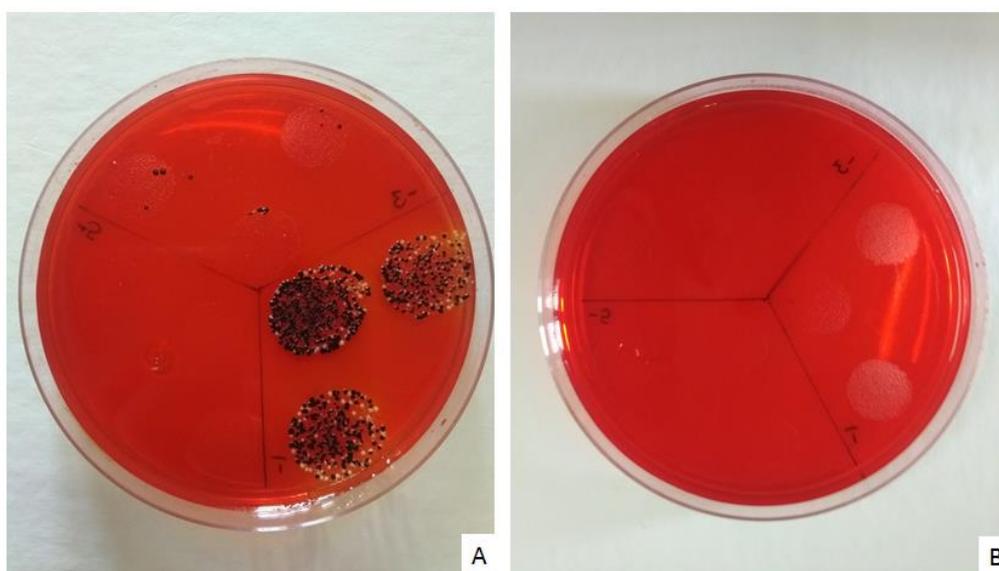


Figura 5.41 Placa do ágar seletivo XLD para a inoculação de *S. Typhimurium* depois de 18 horas de incubação a 35 ° C. (A) amostra de água não filtrada e (B) amostra de água filtrada. BSF4

5.3.2.6. *Enterococcus faecalis*

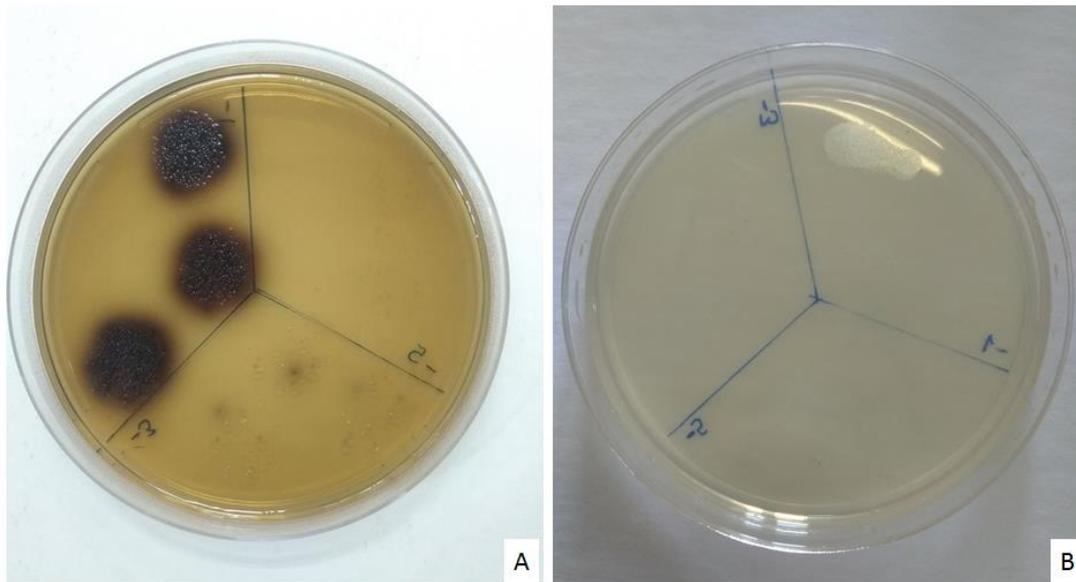


Figura 5.42 Placa do ágar seletivo bili esculine para a inoculação de *E. faecalis* depois de 18 horas de incubação a 35 ° C. (A) amostra de água não filtrada e (B) amostra de água filtrada. BSF4

5.3.2.7. *Pseudomonas aeruginosa*

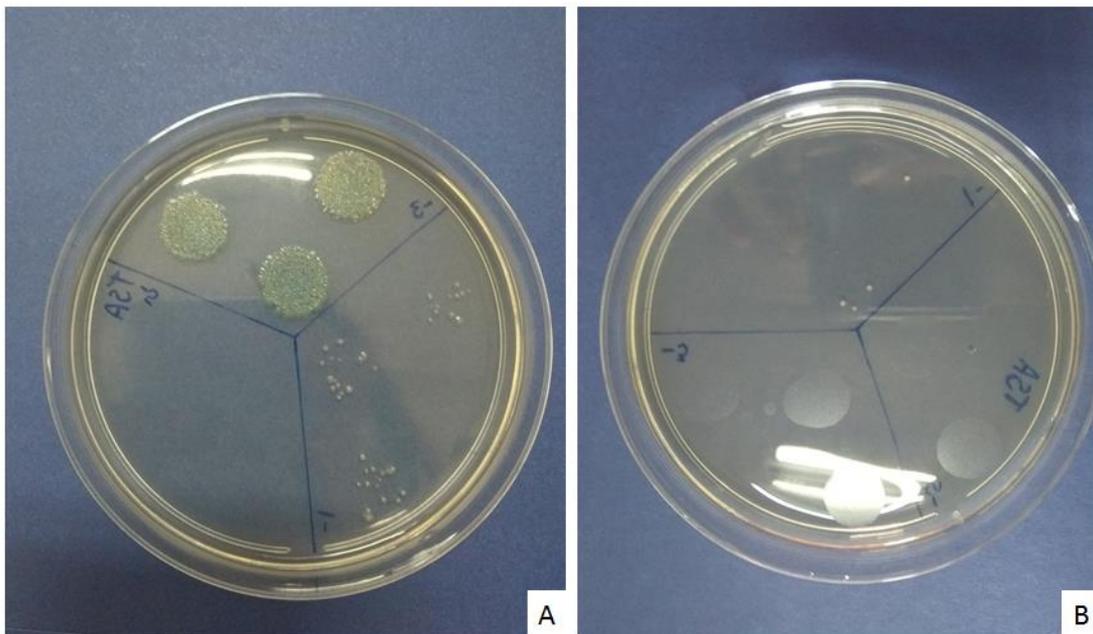


Figura 5.43 Placa do ágar seletivo cetrimide para a inoculação de *P. aeruginosa* depois de 18 horas de incubação a 35 ° C. (A) amostra de água não filtrada e (B) amostra de água filtrada. BSF4

#### **5.4. Microscopia Eletrônica de Varredura (MEV) dos grãos de areia**

Os grãos da areia do meio filtrante dos BSFs foram visualizados por meio de MEV para acompanhar o crescimento dos biofilmes nas superfícies dos grãos. As imagens dos grãos de areia dos quatro BSF, nos dias 0, 45 e 90 são apresentadas lado a lado, em diferentes ampliações, nas Figuras 5.44, 5.45 5.46 e 5.47.

As figuras indicam diferentes graus de acúmulo de biofilme, embora não tenham sido tão pronunciados quanto a Schmutzdecke do biofilme medido na superfície da manta de feltro por FREITAS (2019). Nas Figuras 5.44, 5.45 5.46 e 5.47 (A e B), os grãos eram claramente limpos, sem nenhuma presença de outro material na superfície. Após 45 dia, não se consegue apreciar uma diferença substancial das imagens do dia 0. Após 90 dias de operação alguns grãos mostram a formação de uma pequena capa ao redor da sua superfície; isto poderia indicar que a camada de biofilme estava se desenvolvendo como uma Schmutzdecke na superfície.

As imagens de MEV mostraram pouca formação de biofilme, o que não está de acordo com a literatura de filtros lentos e nem Biosand. Também, a eficiência de remoção de microrganismos ao longo do tempo seria condizente com o crescimento de biofilme na superfície dos grãos.

A pouca formação do biofilme na superfície dos grãos também pode se dever à conservação da amostra. No trabalho de Fratesi *et al* (2004) analisam-se cinco diferentes técnicas de preparação e desidratação de amostras de biofilmes a ser analisados em MEV, entre estas recomendasse o uso de mais de uma técnica de preparação para evitar viés, como por exemplo a secagem das amostras ao ar livre.

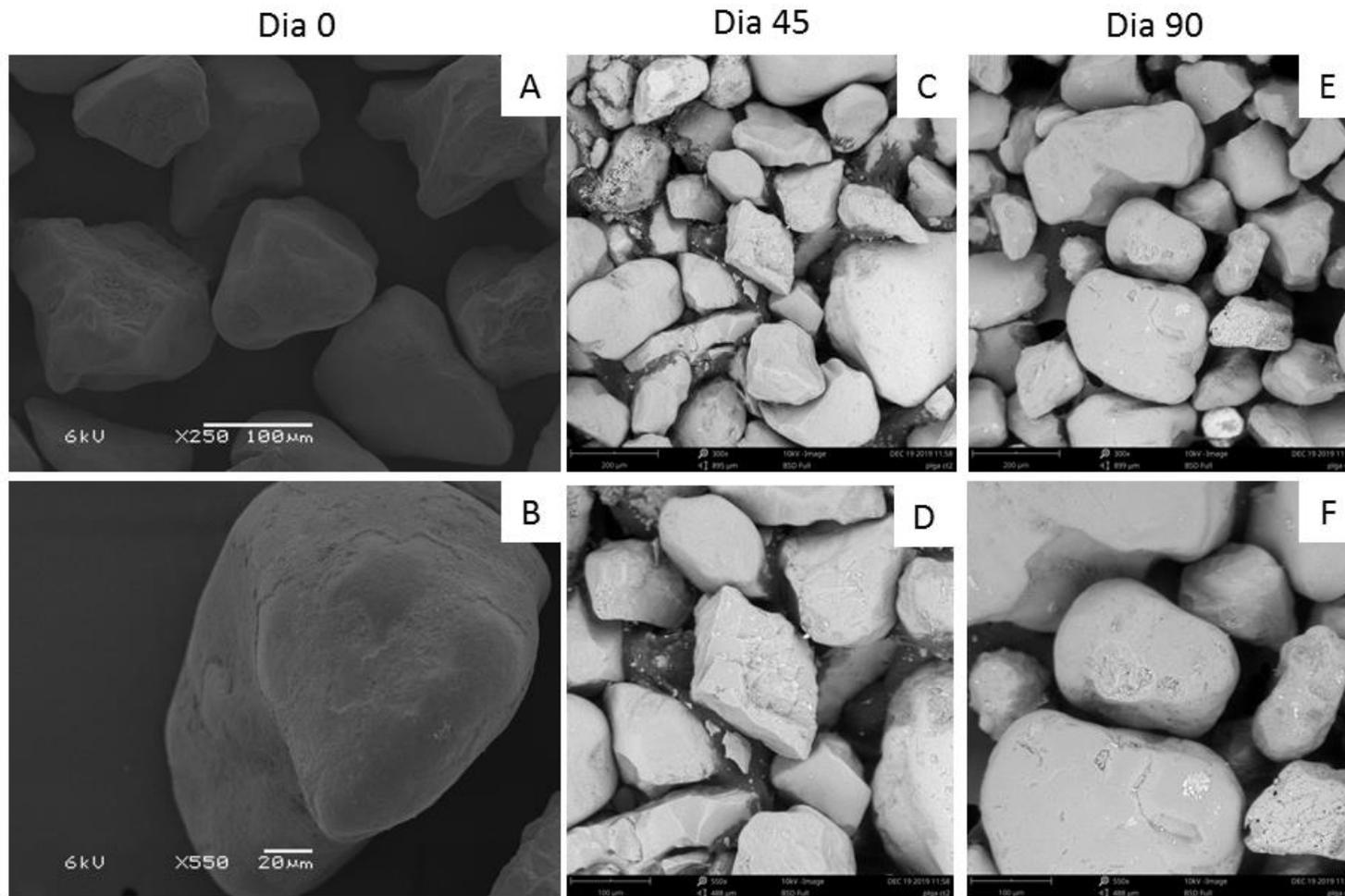


Figura 5.44 MEV dos Grãos de areia BSF1 em diferentes magnificações. (A) Grão dia 0 de operação 250x; (B) Grão dia 0 de operação 550x; (C) Grão dia 45 de operação 300x; (D) Grão dia 45 de operação 550x; (E) Grão dia 90 de operação 300x; (F) Grão dia 90 de operação 550x.

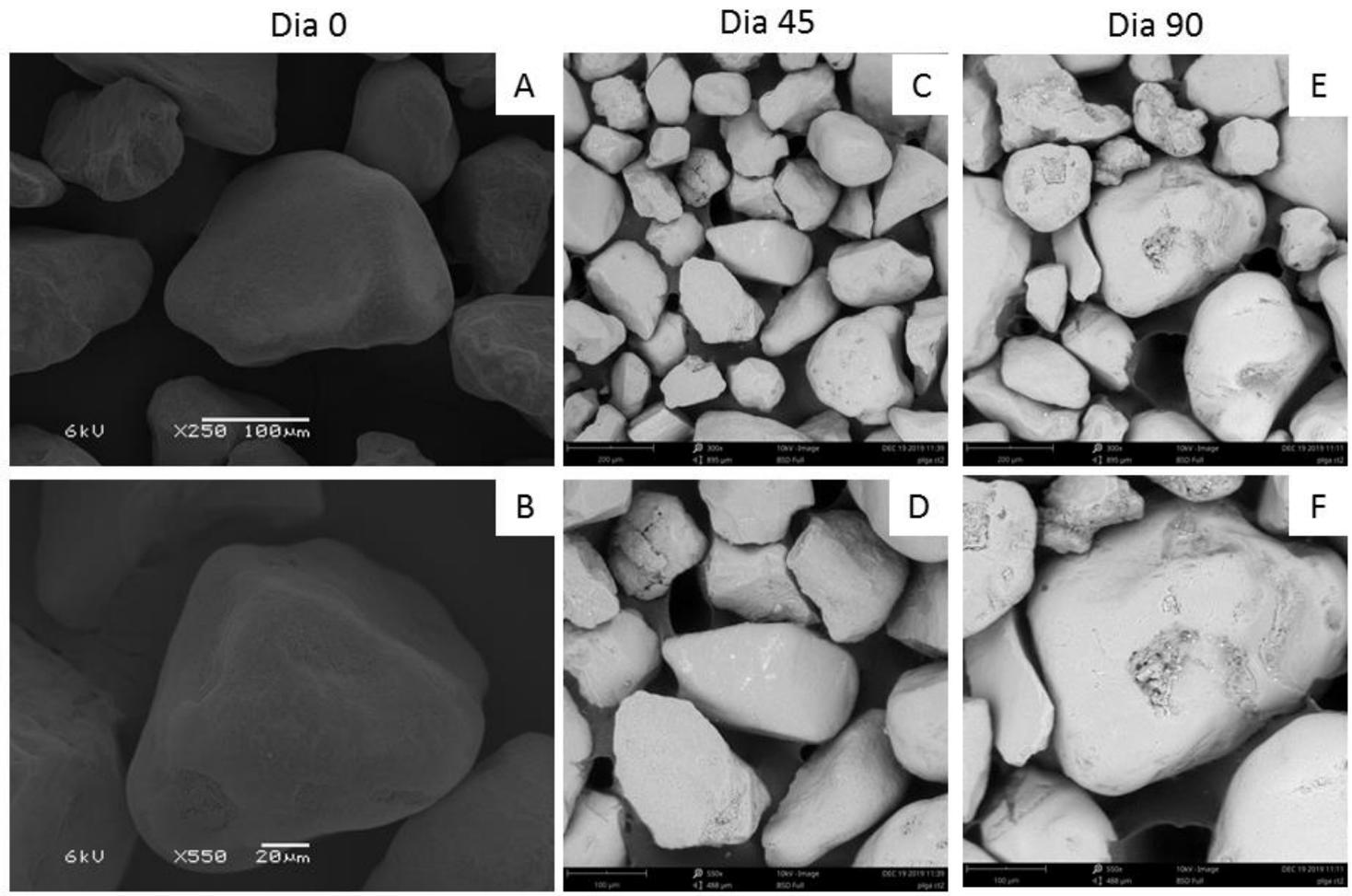


Figura 5.45 MEV dos Grãos de areia BSF2 em diferentes magnificações. (A) Grão dia 0 de operação 250x; (B) Grão dia 0 de operação 550x; (C) Grão dia 45 de operação 300x; (D) Grão dia 45 de operação 550x; (E) Grão dia 90 de operação 300x; (F) Grão dia 90 de operação 550x.

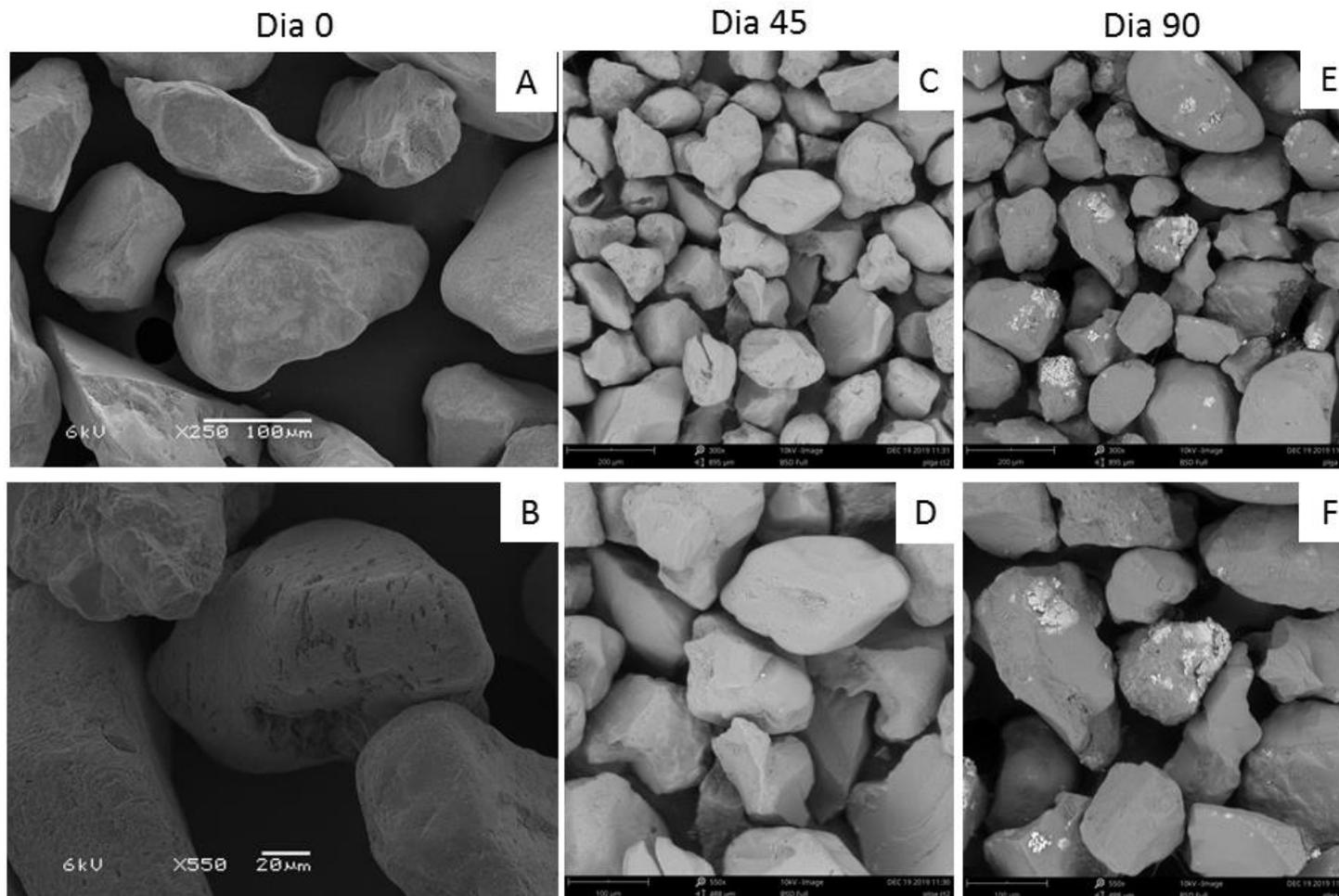


Figura 5.46 MEV dos Grãos de areia BSF3 em diferentes magnificações. (A) Grão dia 0 de operação 250x; (B) Grão dia 0 de operação 550x; (C) Grão dia 45 de operação 300x; (D) Grão dia 45 de operação 550x; (E) Grão dia 90 de operação 300x; (F) Grão dia 90 de operação 550x.

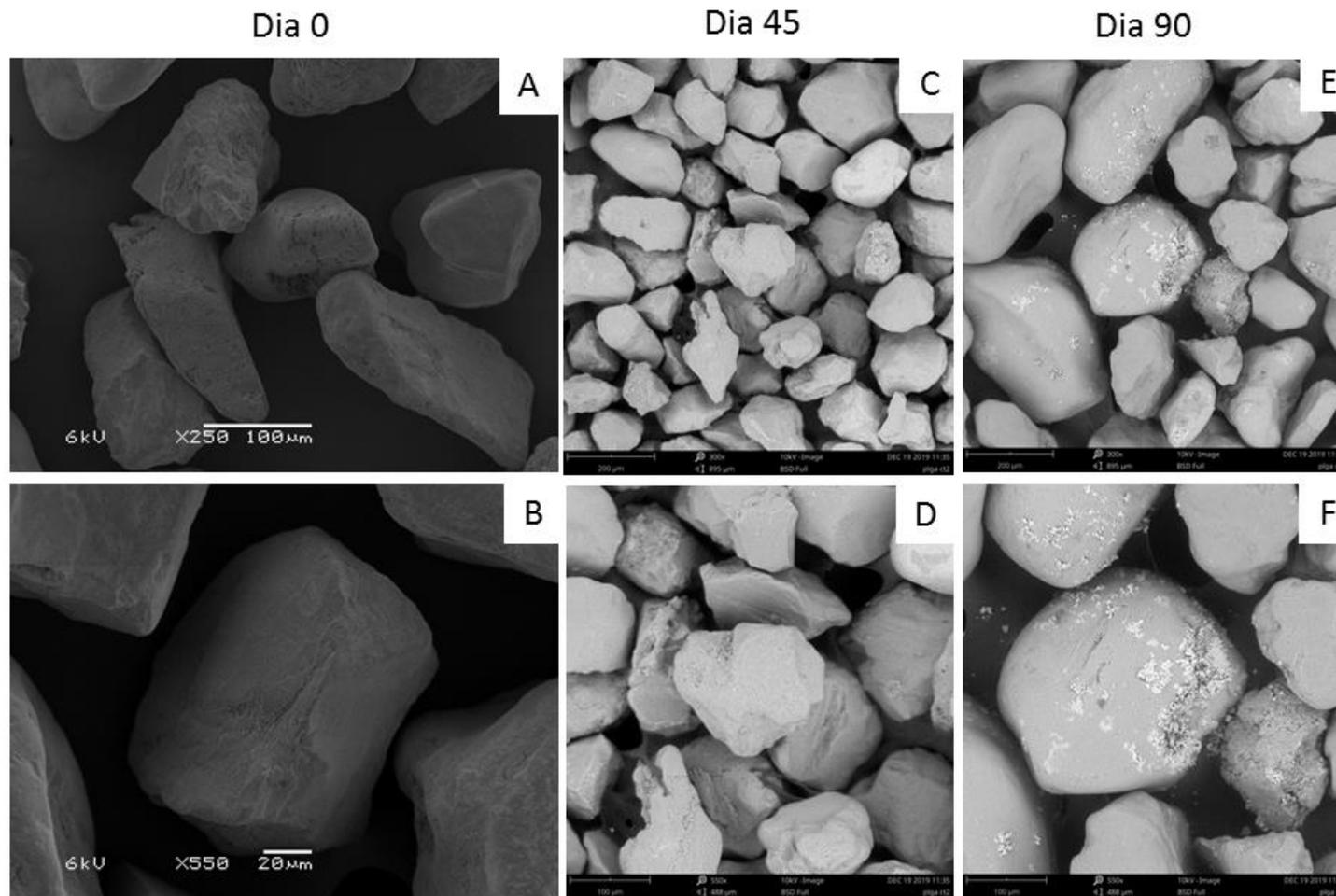


Figura 5.47 MEV dos Grãos de areia BSF4 em diferentes magnificações. (A) Grão dia 0 de operação 250x; (B) Grão dia 0 de operação 550x; (C) Grão dia 45 de operação 300x; (D) Grão dia 45 de operação 550x; (E) Grão dia 90 de operação 300x; (F) Grão dia 90 de operação 550x.

## 6. CONCLUSÕES

Quatro BSFs em escala piloto foram testados para avaliar seu desempenho como alternativa de tratamento de água para consumo humano no ponto de uso. Foram utilizadas colunas de acrílico disponíveis no laboratório, mas outros materiais, de menor custo, podem ser utilizados, como os plásticos. O material de filtragem foi montado mediante materiais de construção civil (areia e brita). Foi adaptado um balde com furos para funcionar como “prato difusor” na entrada do filtro, facilitando a colocação da água diária e protegendo a camada de areia. Em algumas situações, como zonas isoladas, de conflito ou após desastres naturais, produtos adquiridos localmente podem ser a única opção. A tarefa de lavagem dos materiais de filtração foi a etapa mais demorada e trabalhosa, porém, a instalação não requereu habilidades técnicas avançadas. Precisou-se de mais uma camada de areia grossa como camada suporte da areia de filtração sendo a principal modificação dos BSFs instalados com relação aos propostos pelo CAWST.

Na distribuição granulométrica, o  $D_{10}$  e o CU determinados foram menores aos que os recomendados pelo CAWST, os BSFs nunca tiveram uma vazão menor que 0,1 litros/minuto, porém os BSFs também não conseguiram atingir a taxa de aplicação superficial recomendada de  $4,08 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{d}$  a qual corresponderia a uma taxa de vazão de 0,4 litros/minuto.

Os BSFs foram operados por 90 dias em fluxo intermitente e proporcionaram água filtrada que sempre atingiu os níveis de turbidez aceitáveis pela normativa brasileira. Com o aumento de período de pausa de 24h para 48h, a eficiência de remoção de turbidez de todos os BSFs diminuiu.

O pH da água filtrada pelos BSF2, BSF3 e BSF4 apresentou uma redução média que variou de 0,47 a 0,62. A alcalinidade seguiu a mesma tendência e apresentou uma redução média de 5,58 a 6,43 mg/L de  $\text{CaCO}_3$ . A Absorbância  $\text{UV}_{254\text{nm}}$ , que está relacionada com a presença de matéria orgânica, apresentou eficiências médias de remoção entre 62% e 73%.

O estudo indicou que o BSF poderia ser capaz de realizar nitrificação/desnitrificação durante o processo de filtragem. Esta observação é compatível com a redução de pH e consumo de alcalinidade que ocorreu na filtração.

Porém, são necessárias mais pesquisas para confirmar que este processo ocorre dentro dos BSFs.

Os BSFs apresentaram reduções máximas de CT que variaram de 1,8 a 3,2 ULR. O BSF4, que recebia água com 50 UNT, foi quem apresentou a maior eficiência de remoção durante todo o experimento e se concluiu que há evidência estatística para afirmar que suas eficiências são significativamente maiores que as eficiências dos BSF2 e BSF3. As reduções máximas de *E. coli* variaram de 1,9 a 2,8 ULR. O BSF4 também foi o filtro que apresentou a maior eficiência de remoção durante todo o experimento, porém os resultados não apresentaram eficiências significativamente diferentes entre a interação dos BSF2, BSF3 e BSF4.

As análises de CT e *E. Coli* mostraram que o BSF4, que tinha turbidez afluente de 50 UNT, a partir do dia 52 de operação, apresentou concentrações menores de 10 CFU/100 ml. Decidiu-se contaminar o afluente a este filtro com as espécies de bactérias *E. coli*, *S. typhimurium*, *E. faecalis* e *P. aeruginosa*. O filtrado do BSF4 apresentou eficiência de remoção de *P. aeruginosa* de 100% na água filtrada e ULR das outras espécies que variaram de 2,7 a 3,6 log.

Pode-se hipotetizar que a turbidez induzida por meio de Caulim auxiliou na remoção de microrganismos, ajudando na aderência dos patógenos às partículas que ficavam retidas no meio filtrante. A principal desvantagem de adicionar turbidez (“turbidez limpa”) por meio de Caulim na água a ser tratada seria a diminuição da vazão e o aumento do tempo diário de filtragem devido ao incremento da perda de carga.

Nas imagens da microscopia eletrônica de varredura não se pode observar o crescimento de biofilme, que é um fator determinante no funcionamento dos filtros lentos. O método de conservação e preparação da amostra pode ter interferido nas imagens do biofilme.

## 7. RECOMENDAÇÕES

As seguintes recomendações são feitas para futuros trabalhos com filtro biosand:

- Realizar a caracterização do escoamento através do filtro por meio de um traçador utilizando solução salina.
- Realizar estudos com BSFs alimentados com águas naturais de níveis de turbidez aproximados a 50 UNT e doses mais elevadas de contaminantes microbiológicos, monitorando a taxa de aplicação superficial.
- Realizar estudos com métodos complementares de desinfecção no ponto de uso para aumentar a segurança da qualidade microbiológica da água para consumo humano.

## 8. REFERÊNCIAS

AHAMMED, M. Mansoor; DAVRA, Komal. Performance evaluation of biosand filter modified with iron oxide-coated sand for household treatment of drinking water. **Desalination**, v. 276, n. 1-3, p. 287-293, 2011.

ALBERT, Jeff; LUOTO, Jill; LEVINE, David. End-user preferences for and performance of competing POU water treatment technologies among the rural poor of Kenya. **Environmental Science & Technology**. V. 44, n 12, p. 4426-4432, 2010.

ALLEN, Martin J.; CLANCY, Jennifer L.; RICE, Eugene W. The plain, hard truth about pathogen monitoring. **Journal-American Water Works Association**, v. 92, n. 9, p. 64-76, 2000.

ALVES, C. **Tratamento de águas de abastecimento**. 2º edição; Publindústria, Porto – Portugal. 2007.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION.. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. American Public Health Association (APHA): Washington, DC, USA, 2005.

AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION – AWWA. **Giardia and Cryptosporidium in Water Supplies**. American Water Works Association Research Foundation and American Water Works Association; Denver, CO. 1999.

ANDINO, A.; HANNING, I. *Salmonella enterica*: survival, colonization, and virulence differences among serovars. **The Scientific World Journal**, v. 2015, 2015.

ANDREAZZINI, M. J.; FIGUEIREDO, B. R.; LICHT, O. A. B. Geoquímica do Flúor em Águas e Sedimentos Fluviais da Região de Cerro Azul, Estado do Paraná: Definição de Áreas de Risco para Consumo Humano. **Geologia Médica**, Caderno nº18, São Paulo, 2005, 2006. 220p.

APHA; AWWA; WEF. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. Washington, United States of America, v. 541, 2012.

ARBOLEDA, J. **Teoría, diseño y control de los procesos de clarificación del agua**. Lima, Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente - CEPIS/ Organización Panamericana de la Salud - OPS, Serie Técnica 13. 1981.

ARNOLD, Nathan B. Household Biosand Water Filters: Materials, Capacity, and Temperature Effects on Performance. 2015.

- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS – ABNT. NBR 11799: **Material filtrante – areia, antracito de pedregulho**. Especificação. ABNT. 11p. 2016.
- BABAEI, Fatemeh et al. Removal of linear alkylbenzene sulfonate and turbidity from greywater by a hybrid multi-layer slow sand filter microfiltration ultrafiltration system. **Journal of Cleaner Production**, v. 211, p. 922-931, 2019.
- BAIG, Shams Ali et al. Improvement of drinking water quality by using plant biomass through household biosand filter–A decentralized approach. **Ecological Engineering**, v. 37, n. 11, p. 1842-1848, 2011.
- BARNES, David; COLLIN, Clair; ZIFF, Sara. The Biosand Filter, Siphon Filter, and Rainwater Harvesting. **Strategic recommendations for new water treatment technologies and safe water storage to pure home water**. Submitted in partial fulfilment of the requirements for, v. 1, p. 25-27, 2009.
- BASTOS, R. K. X.; BORJA, P. C.; HELLER, L.; LIBANIO, M.; SPERLING, E. **V. Vigilância e Controle da qualidade da água para consumo humano**. Ministério da Saúde do Brasil, Secretaria de vigilância em saúde, Brasília, Brasil, p. 212. 2006.
- BETANCOURT, Walter Q.; ROSE, Joan B. Drinking water treatment processes for removal of *Cryptosporidium* and *Giardia*. **Veterinary parasitology**, v. 126, n. 1-2, p. 219-234, 2004.
- BIELEFELDT, Angela R.; KOWALSKI, Kate; SUMMERS, R. Scott. Bacterial treatment effectiveness of point-of-use ceramic water filters. **Water Research**, v. 43, n. 14, p. 3559-3565, 2009.
- BLACK, Robert E.; MORRIS, Saul S.; BRYCE, Jennifer. Where and why are 10 million children dying every year?. **The Lancet**, v. 361, n. 9376, p. 2226-2234, 2003.
- BODEY, Gerald P. et al. Infections caused by *Pseudomonas aeruginosa*. **Reviews of Infectious Diseases**, v. 5, n. 2, p. 279-313, 1983.
- BRANCO, S. M. **Hidrologia aplicada à engenharia sanitária**. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo - CETESB/ACATESB, São Paulo, Brasil, 3º edição, p 640. 1986.
- BRASIL. MINISTÉRIO DA SAÚDE DO BRASIL – MISAU. Anexo XX da Portaria de Consolidação N° 5 do ministério da Saúde de 03 de Outubro de 2017. 2017.
- CANGELA, Geraldo Luís Charles de. Tratamento de água para consumo humano em comunidades rurais com utilização de *moringa oleifera* e desinfecção solar. 2014.
- CENTRE FOR AFFORDABLE WATER AND SANITATION TECHNOLOGY - CAWST. **Biosand Filter Construction Manual**. Calgary, Canada. 2012.

CENTRE FOR AFFORDABLE WATER AND SANITATION TECHNOLOGY  
- CAWST. **Biosand Filter Manual Design, Construction, Installation, Operation and Maintenance**. Creative Commons, Calgary, Alberta, Canada. 2009.

CLASEN, Thomas et al. Effectiveness of a rural sanitation programme on diarrhoea, soil-transmitted helminth infection, and child malnutrition in Odisha, India: a cluster-randomised trial. **The Lancet Global Health**, v. 2, n. 11, p. e645-e653, 2014.

DA SILVA, Glauco Marighella Ferreira; CELLIGOI, André; PINESE, José Paulo Peccinini. Análise das águas dos poços de abastecimento público na bacia do rio Pirapó através dos diagramas de Piper e Stiff. **GEOGRAFIA (Londrina)**, v. 20, n. 1, p. 115-128.

DE ACEITUNO, Anna M. Fabiszewski et al. A randomized controlled trial of the plastic-housing BioSand filter and its impact on diarrheal disease in Copan, Honduras. **The American journal of tropical medicine and hygiene**, v. 86, n. 6, p. 913-921, 2012.

DI BERNARDO, Luiz; DANTAS, Angela Di Bernardo. **Métodos e técnicas de tratamento de água**. 2005.

DI BERNARDO, Luiz; DANTAS, Ângela Di Bernardo. Metodos e tecnicas de tratamento de agua. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 11, n. 2, p. 107-107, 2006.

DUKE, W. F. et al. The use and performance of BioSand filters in the Artibonite Valley of Haiti: a field study of 107 households. **Rural Remote Health**, v. 6, n. 3, p. 570. 2006.

DULLEMONT, Y. J. et al. Removal of microorganisms by slow sand filtration. **Recent Progress in Slow Sand and Alternative Biofiltration Processes**, v. 1, p. 12-20, 2006.

DUPONT, Herbert L. The growing threat of foodborne bacterial enteropathogens of animal origin. **Clinical Infectious Diseases**, v. 45, n. 10, p. 1353-1361, 2007.

EDZWALD, J. K.; TOBIASON, J. E. Chemical principles, source water composition, and watershed protection. **Water Quality and Treatment: A handbook on drinking water**, 2011.

EDZWALD, James K.; BECKER, William C.; WATTIER, Kevin L. Surrogate parameters for monitoring organic matter and THM precursors. **Journal-American Water Works Association**, v. 77, n. 4, p. 122-132, 1985.

EFSTRATIOU, Artemis; ONGERTH, Jerry E.; KARANIS, Panagiotis. Waterborne transmission of protozoan parasites: review of worldwide outbreaks-an update 2011–2016. **Water Research**, v. 114, p. 14-22, 2017.

EIGHMY, T.T., SPANOS, S.K., ROYCE, J., COLLINS, M.R., MALLEY JR., J.P. Microbial activity in slow sand filters. **Slow Sand Filtration: An International Compilation of Recent Scientific and Operational Developments**. American Water Works Association, Denver. 1994.

ELLIOTT, M. A. et al. Reductions of *E. coli*, echovirus type 12 and bacteriophages in an intermittently operated household-scale slow sand filter. **Water Research**, v. 42, n. 10-11, p. 2662-2670, 2008.

ELLIOTT, M. A.; DIGIANO, F. A.; SOBSEY, M. D. Virus attenuation by microbial mechanisms during the idle time of a household slow sand filter. **Water Research**, v. 45, n. 14, p. 4092-4102, 2011.

FIORE, M. M. et al. Assessment of biosand filter performance in rural communities in southern coastal Nicaragua: an evaluation of 199 households. **Rural Remote Health**, v. 10, n. 3, p. 1483. 2010.

FRATESI, Sarah E. et al. Effects of SEM preparation techniques on the appearance of bacteria and biofilms in the Carter Sandstone. **Journal of Sedimentary Research**, v. 74, n. 6, p. 858-867, 2004.

FREITAS, BÁRBARA LUÍZA SOUZA. Filtros lentos em escala domiciliar como alternativa de tratamento de águas com risco microbiológico em comunidades isoladas. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo. 2017

GALANIS, Eleni et al. Web-based surveillance and global *Salmonella* distribution, 2000–2002. **Emerging Infectious Diseases**, v. 12, n. 3, p. 381, 2006.

GARRE, Alberto et al. Tail or artefact? Illustration of the impact that uncertainty of the serial dilution and cell enumeration methods has on microbial inactivation. **Food Research International**, v. 119, p. 76-83, 2019.

GHEBREMICHAEL, K. et al. Comparative treatment performance and hydraulic characteristics of pumice and sand biofilters for point-of-use water treatment. **Journal of Water Supply: Research and Technology—AQUA**, v. 61, n. 4, p. 201-209, 2012.

HEALY, Mark G.; RODGERS, Michael; BURKE, P. Quantification of biofilm build-up in filters when intermittently loaded with low-strength synthetic wastewater. **Desalination**, v. 271, n. 1-3, p. 105-110, 2011.

HERIGSTAD, Becky; HAMILTON, Martin; HEERSINK, Joanna. How to optimize the drop plate method for enumerating bacteria. **Journal of Microbiological Methods**, v. 44, n. 2, p. 121-129, 2001.

HIJNEN, Wim AM et al. Elimination of viruses, bacteria and protozoan oocysts by slow sand filtration. **Water Science and Technology**, v. 50, n. 1, p. 147-154. 2004.

HOBEN, H. J.; SOMASEGARAN, P. Comparison of the pour, spread, and drop plate methods for enumeration of *Rhizobium spp.* in inoculants made from presterilized peat. **Applied and Environmental Microbiology**, 44.5: 1246-1247. 1982.

HUISMAN, Leendert; WOOD, William E. **Slow sand filtration**. Geneva: World Health Organization, 1974.

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

JENKINS, Marion W.; TIWARI, Sangam K.; DARBY, Jeannie. Bacterial, viral and turbidity removal by intermittent slow sand filtration for household use in developing countries: Experimental investigation and modeling. **Water Research**, v. 45, n. 18, p. 6227-6239, 2011.

JETT, Bradley D.; HUYCKE, Mark M.; GILMORE, Michael S. Virulence of *enterococci*. **Clinical Microbiology Reviews**, v. 7, n. 4, p. 462-478, 1994.

JEULAND, Marc; WHITTINGTON, Dale. Cost-benefit comparisons of investments in improved water supply and cholera vaccination programs. **Vaccine**, v. 27, n. 23, p. 3109-3120, 2009.

KENNEDY, T. J. et al. Hydraulic loading rate effect on removal rates in a biosand filter: a pilot study of three conditions. **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 223, n. 7, p. 4527-4537, 2012.

KEUSCH, G. T.; FONTAINE, O.; BHARGAVA, A. Disease Control Priorities in Developing Countries. **Diarrheal Diseases**, 2nd ed. Washington, DC: World Bank, p. 371. 2006.

KOTLOFF, Karen L. et al. Burden and aetiology of diarrhoeal disease in infants and young children in developing countries (the Global Enteric Multicenter Study, GEMS): a prospective, case-control study. **The Lancet**, v. 382, n. 9888, p. 209-222, 2013.

LECLERC, H. D. A. A. et al. Advances in the bacteriology of the coliform group: their suitability as markers of microbial water safety. **Annual Reviews in Microbiology**, v. 55, n. 1, p. 201-234, 2001.

LIANG, Kaida; SOBSEY, Mark; STAUBER, Christine E. Improving Household Drinking Water Quality: Use of Biosand Filter in Cambodia. **Water and Sanitation Program Field Note**. 2010.

LOO, Siew-Leng et al. Emergency water supply: A review of potential technologies and selection criteria. **Water Research**, v. 46, n. 10, p. 3125-3151, 2012.

LYNN, Thomas J. et al. Dynamic performance of biosand filters. **Journal-American Water Works Association**, v. 105, n. 10, p. E587-E595, 2013.

MADIGAN, MICHAEL T. et al. **Brock Biology of Microorganisms** 13th edition. Benjamin Cummings. 2010.

MAHMOOD, Qaisar et al. Development of low cost household drinking water treatment system for the earthquake affected communities in Northern Pakistan. **Desalination**, v. 273, n. 2-3, p. 316-320, 2011.

MANKAD, Aditi; TAPSUWAN, Sorada. Review of socio-economic drivers of community acceptance and adoption of decentralised water systems. **Journal of Environmental Management**, v. 92, n. 3, p. 380-391, 2011.

METCALF, I. N. C. **Wastewater engineering; treatment and reuse**. McGraw-Hill. 2003.

MURPHY, Heather M.; MCBEAN, Edward A.; FARAHBAKHS, Khosrow. A critical evaluation of two point-of-use water treatment technologies: can they provide water that meets WHO drinking water guidelines?. **Journal of Water and Health**, v. 8, n. 4, p. 611-630, 2010.

MURPHY, Heather M.; MCBEAN, Edward A.; FARAHBAKHS, Khosrow. Nitrification, denitrification and ammonification in point-of-use biosand filters in rural Cambodia. **Journal of Water and Health**, v. 8, n. 4, p. 803-817, 2010.

NAKHLA, George; FAROOQ, Shaukat. Simultaneous nitrification–denitrification in slow sand filters. **Journal of Hazardous Materials**, v. 96, n. 2-3, p. 291-303, 2003.

NGAI, Tommy KK et al. Design for sustainable development—Household drinking water filter for arsenic and pathogen treatment in Nepal. **Journal of Environmental Science and Health, Part A**, v. 42, n. 12, p. 1879-1888, 2007.

NIENIE, Alexis B. et al. Microbiological quality of water in a city with persistent and recurrent waterborne diseases under tropical sub-rural conditions: The case of Kikwit City, Democratic Republic of the Congo. **International Journal of Hygiene and Environmental Health**, v. 220, n. 5, p. 820-828, 2017.

PALMATEER, G. et al. Toxicant and parasite challenge of Manz intermittent slow sand filter. **Environmental Toxicology**, v. 14, n. 2, p. 217-225, 1999.

PANAMERICAN HEALTH ORGANIZATION. **Agua y saneamiento: Evidencias para políticas públicas con enfoque en derechos humanos y resultados en salud pública**. Organización Panamericana de la Salud, 2011.

PETER-VARBANETS, Maryna et al. Decentralized systems for potable water and the potential of membrane technology. **Water Research**, v. 43, n. 2, p. 245-265, 2009.

PLUTZER, Judit; KARANIS, Panagiotis. Neglected waterborne parasitic protozoa and their detection in water. **Water Research**, v. 101, p. 318-332, 2016.

POMPEI, Caroline ME et al. Influence of PPCPs on the performance of intermittently operated slow sand filters for household water purification. **Science of the Total Environment**, v. 581, p. 174-185, 2017.

POOI, CHING KWEK; NG, HOW YONG. Review of low-cost point-of-use water treatment systems for developing communities. **Clean Water**, v. 1, p. 11.2018.

POST, G. B.; ATHERHOLT, T. B.; COHN, P. D. Water quality and treatment: a handbook on drinking water. **Health and Aesthetic Aspects of Drinking Water**, 6th edn. McGraw-Hill, New York, p. 2.1-2.100. 2011.

POYNTER, S. F. B.; SLADE, J. S. The removal of viruses by slow sand filtration. In: **Eighth International Conference on Water Pollution Research**. Pergamon. p. 75-88. 1978.

PUBLIC HEALTH AGENCY OF CANADA. *Salmonella* fact sheet. [www.canada.ca/en/public-health/services/diseases/salmonellosis-salmonella.html](http://www.canada.ca/en/public-health/services/diseases/salmonellosis-salmonella.html). 2015

RAMAVANDI, Bahman. Treatment of water turbidity and bacteria by using a coagulant extracted from *Plantago ovata*. **Water Resources and Industry**, v. 6, p. 36-50. 2014.

RATNAYAKA, D. D.; BRANDT, M. J.; JOHNSON, K. M. Disinfection of water. **Water Supply**. 2009.

REGLAMENTO TÉCNICO DEL SECTOR DE AGUA POTABLE Y SANEAMIENTO BÁSICO - RAS, N. T. **Reglamento Técnico del Sector de Agua Potable y Saneamiento Básico**. Santa de Bogotá: Imprenta nacional de Colombia, Bogotá, Colombia. 2000.

RESHES GALINA. Cell Shape Dynamics in *Escherichia Coli*. **Biophysical Journal** v. 94, n. 1, p. 251–64. 2007

RICHTER, C. A. & NETTO, J. A. **Tratamento de água**. 4° Ed. Edgard Blucher Ltda; São Paulo, Brasil. 1991.

ROMERO J. A. **Calidad del Agua** 3° Edición. Editorial Escuela Colombiana de Ingeniería Julio Garavito, Bogotá, Colombia. 2009.

ROMERO. J. A. **Potabilización del Agua** 3° Edición. Editorial Escuela Colombiana de Ingeniería Julio Garavito, Bogotá, Colombia. 1999.

RYAN, KENNETH J.; RAY, C. GEORGE. **Medical Microbiology**. McGraw Hill, 4: 370. 2004.

SABOGAL-PAZ, Lyda Patricia, et al. Household slow sand filters in intermittent and continuous flows to treat water containing low mineral ion concentrations and Bisphenol A. **Science of the Total Environment**. 702: 135078. 2020

SAWYER, C. N., MCCARTY, P. L., PARKIN, G. F. **Chemistry for Environmental Engineering and Science**. McGraw-Hill. 2003.

SHERMAN, JAMES M. The *streptococci*. **Bacteriological Reviews**, 1.1: 3. 1937.

SOBSEY, MARK D. et al. **Managing water in the home: accelerated health gains from improved water supply**. Geneva: World Health Organization. 2002.

SOBSEY, Mark D. et al. Point of use household drinking water filtration: a practical, effective solution for providing sustained access to safe drinking water in the developing world. **Environmental Science & Technology**, v. 42, n. 12, p. 4261-4267, 2008.

STANDRIDGE, Jon. E. coli as a public health indicator of drinking water quality. **Journal-American Water Works Association**, v. 100, n. 2, p. 65-75, 2008.

STAUBER, C. E. et al. Characterisation of the biosand filter for E. coli reductions from household drinking water under controlled laboratory and field use conditions. **Water Science and Technology**, v. 54, n. 3, p. 1-7, 2006.

STAUBER, Christine E. et al. A randomized controlled trial of the concrete biosand filter and its impact on diarrheal disease in Bonaio, Dominican Republic. **The American Journal of Tropical Medicine and Hygiene**, v. 80, n. 2, p. 286-293, 2009.

TELLEN, Valentine; NKENG, George; DENTEL, Steven. Improved filtration technology for pathogen reduction in rural water supplies. **Water**, v. 2, n. 2, p. 285-306, 2010.

TERIN, U. C.; SABOGAL-PAZ, L. P. *Microcystis aeruginosa* and *microcystin-LR* removal by household slow sand filters operating in continuous and intermittent flows. **Water research**, v. 150, p. 29-39, 2019.

TIWARI, Sangya-Sangam K. et al. Intermittent slow sand filtration for preventing diarrhoea among children in Kenyan households using unimproved water sources: randomized controlled trial. **Tropical Medicine & International Health**, v. 14, n. 11, p. 1374-1382, 2009.

UNGER, Michael; COLLINS, M. Robin. Assessing *Escherichia coli* removal in the schmutzdecke of slow-rate biofilters. **Journal-American Water Works Association**, v. 100, n. 12, p. 60-73, 2008.

UNITED NATIONS - UN. Assembleia Geral das Nações Unidas. Comunicado a media. Resolução 64/292. 2010.

UNITED NATIONS INTERNATIONAL CHILDREN'S EMERGENCY FOUNDATION - UNICEF. **Meeting the MDG drinking water and sanitation target: a mid-term assessment of progress**. 2004.

UNITED NATIONS INTERNATIONAL CHILDREN'S EMERGENCY FOUNDATION - UNICEF. **Diarrhoea Remains a Leading Killer of Young Children, Despite the Availability of a Simple Treatment Solution**. 2014.

VANDERZWAAG, Jason C., et al. Field evaluation of long-term performance and use of biosand filters in Posoltega, Nicaragua. **Water Quality Research Journal**,. 44.2: 111-121. 2009.

WANG, Hanting et al. MS2 bacteriophage reduction and microbial communities in biosand filters. **Environmental Science & Technology**, v. 48, n. 12, p. 6702-6709, 2014.

WEBER-SHIRK, Monroe L.; DICK, Richard I. Bacterivory by a chrysophyte in slow sand filters. **Water Research**, v. 33, n. 3, p. 631-638, 1999.

WEBER-SHIRK, Monroe L.; DICK, Richard I. Physical-chemical mechanisms in slow sand filters. **American Water Works Association. Journal**, v. 89, n. 1, p. 87, 1997.

WEBSTER, Tara M.; FIERER, Noah. Microbial dynamics of biosand filters and contributions of the microbial food web to effective treatment of wastewater-impacted water sources. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 85, n. 17, p. e01142-19, 2019.

WHEELER, D.; BARTRAM, J.; LLOYD, B. J. Removal of viruses by filtration through sand. **Slow Sand Filtration: Recent Developments in Water Treatment Technology**. John Wiley and Sons, New York New York. 1988. p 207-229. 11 fig, 4 tab, 29 ref., 1988.

WINDLE-TAYLOR, E. The removal of viruses by slow sand filtration. **Report Results Bacterial Chemical Biological Exams. Land. Waters**, v. 44, n. 52, p. 1969-1970. 1969.

VON SPERLING M. **Introdução a qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 3ra edição. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte, Brasil, p. 588. 2005.

VON SPERLING, MARCOS. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. Editora Universidade Federal de Minas Gerais. - UFMG, Belo Horizonte, Brasil. 1996.

WORLD HEALTH ORGANIZATION – WHO. **Diarrheal Disease. Fact Sheets**, p. 1–4. 2017.

WORLD HEALTH ORGANIZATION – WHO. **Guidelines for Drinking-water Quality: first addendum to the fourth edition**. 2017.

WORLD HEALTH ORGANIZATION - WHO. Technical notes on drinking-water, sanitation and hygiene in emergencies. **Emergency treatment of drinking-water at the point of use**. 2013.

WORLD HEALTH ORGANIZATION - WHO. **The world health report 2000: health systems: improving performance**. World Health Organization, 2000.

WORLD HEALTH ORGANIZATION - WHO/ United Nations International Children's Emergency Foundation – UNICEF. Sanitation monitoring programme. Joint Water Supply; **Progress on sanitation and drinking water: 2015** update and MDG assessment. 2015.

WORLD HEALTH ORGANIZATION - WHO/ United Nations International Children's Emergency Foundation – UNICEF. **Progressos em matéria de água potável, saneamento e higiene. Informe de atualização de 2017**. 2017.

WORLD HEALTH ORGANIZATION. Fact Sheet 391. **Drinking Water**. último acesso 03/12/2019. <https://www.who.int/en/news-room/fact-sheets/detail/drinking-water>. 2019

WORLD HEALTH ORGANIZATION. **Guidelines for Drinking-Water Quality** (p. 515). Geneva: World Health Organization. 2011.

WORLD HEALTH ORGANIZATION. **Scaling up household water treatment among low-income populations**. World Health Organization, 2009.

YOUNG-ROJANSCHI, Candice; MADRAMOOTOO, Chandra. Intermittent versus continuous operation of biosand filters. **Water Research**, v. 49, p. 1-10, 2014.

ZIPF, Mariah Siebert; PINHEIRO, Ivone Gohr; CONEGERO, Mariana Garcia. Simplified greywater treatment systems: Slow filters of sand and slate waste followed by granular activated carbon. **Journal of Environmental Management**, v. 176, p. 119-127, 2016.

## **9. ANEXO A (Curva granulométrica)**

## LAUDO DE GRANULOMETRIA

PROFESSOR: ANTÔNIO BENETTI

AMOSTRA: 01

TIPO DE AMOSTRA: AREIA DE FILTRAÇÃO

DATA DE ANÁLISE: 02/07/2019

MÉTODO DE ANÁLISE GRANULOMÉTRICA: Peneiras

Diâmetro (mm)	Peso (g)	Somatório do peso (g)	Porcentagem por fração (%)	Porcentagem acumulada (%)
0,7100	0,0100	0,0100	0,0095	0,0095
0,3800	1,0500	1,0600	0,9984	1,0079
0,2500	9,3100	10,3700	8,8523	9,8602
0,1770	18,5900	28,9600	17,6761	27,5364
0,1050	68,0700	97,0300	64,7238	92,2602
<0,1050	8,1400	105,1700	7,7398	100,0000

## LAUDO DE GRANULOMETRIA

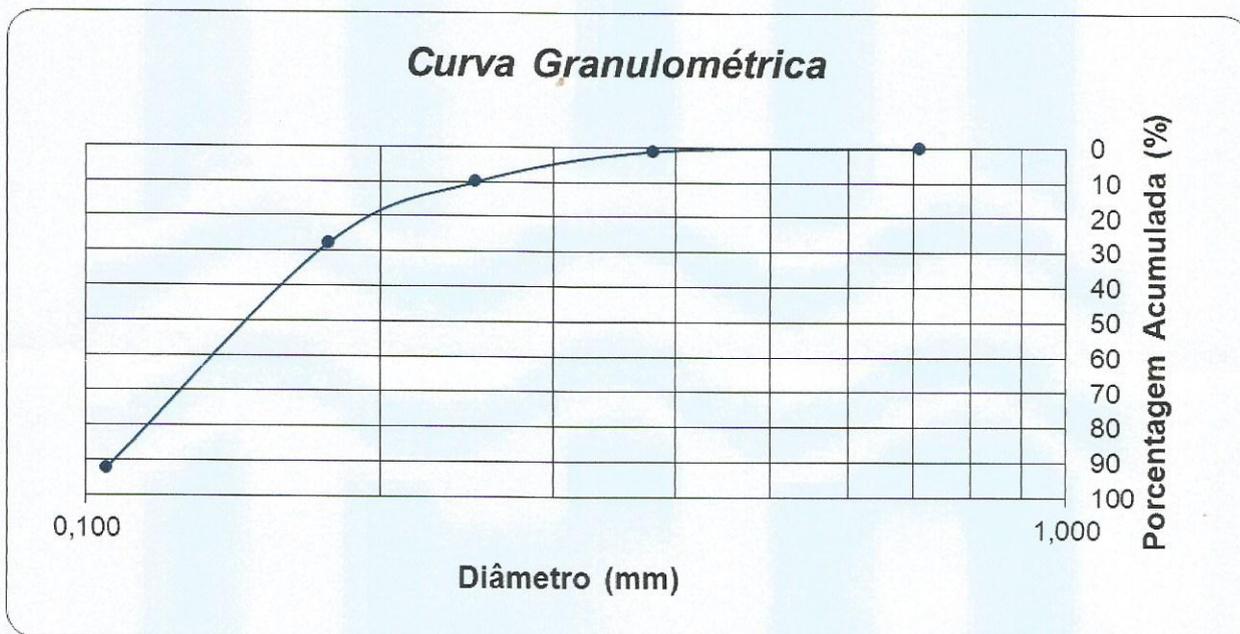
PROFESSOR: ANTÔNIO BENETTI

AMOSTRA: 01

TIPO DE AMOSTRA: AREIA DE FILTRAÇÃO

DATA DE ANÁLISE: 02/07/2019

MÉTODO DE ANÁLISE GRANULOMÉTRICA: Peneiras



*Nilza M. R. Castro*

Nilza Maria dos Reis Castro  
CREA RS 067929

Eng. Civil Nilza M. R. Castro  
CREA RS 067929 - UFRGS - IPH  
Laboratório de Sedimentos

## LAUDO DE GRANULOMETRIA

PROFESSOR: ANTÔNIO BENETTI

AMOSTRA: 02

TIPO DE AMOSTRA: AREIA DE FILTRAÇÃO

DATA DE ANÁLISE: 02/07/2019

MÉTODO DE ANÁLISE GRANULOMÉTRICA: Peneiras

Diâmetro (mm)	Peso (g)	Somatório do peso (g)	Porcentagem por fração (%)	Porcentagem acumulada (%)
0,7100	0,0100	0,0100	0,0095	0,0095
0,3800	1,1200	1,1300	1,0670	1,0765
0,2500	9,6000	10,7300	9,1455	10,2220
0,1770	19,2900	30,0200	18,3767	28,5986
0,1050	66,7400	96,7600	63,5801	92,1787
<0,1050	8,2100	104,9700	7,8213	100,0000

## LAUDO DE GRANULOMETRIA

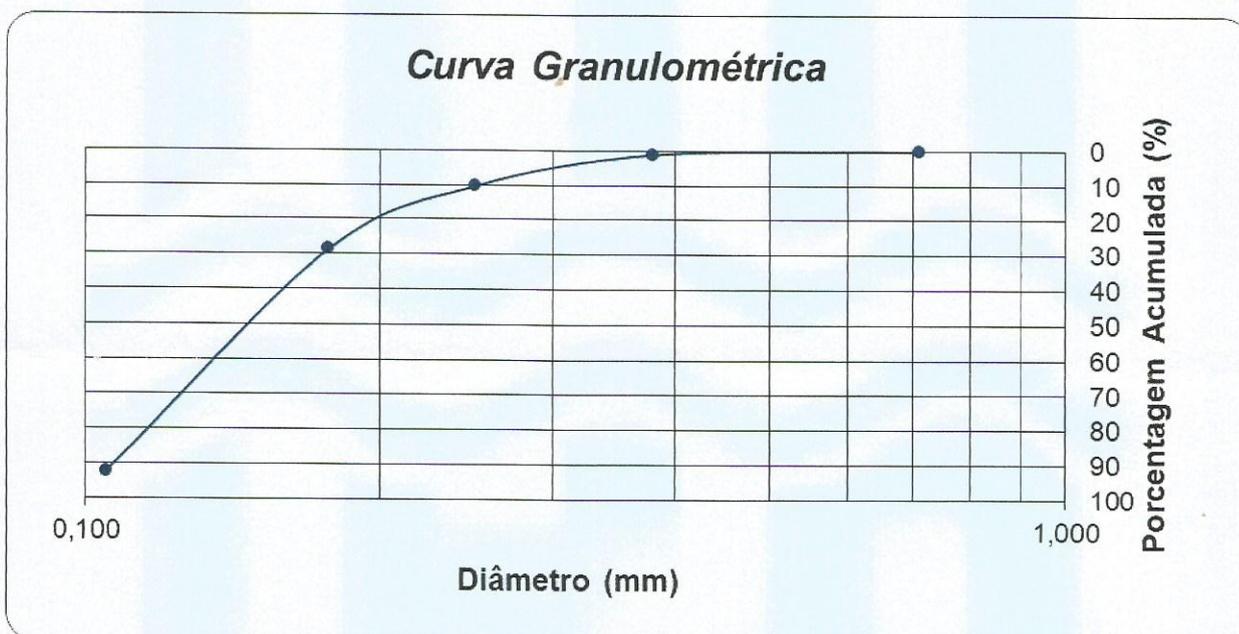
PROFESSOR: ANTÔNIO BENETTI

AMOSTRA: 02

TIPO DE AMOSTRA: AREIA DE FILTRAÇÃO

DATA DE ANÁLISE: 02/07/2019

MÉTODO DE ANÁLISE GRANULOMÉTRICA: Peneiras



*Nilza M. R. Castro*

Nilza Maria dos Reis Castro  
CREA RS 067929

Eng. Civil Nilza M. R. Castro  
CREA RS 067929 - UFRGS - IPH  
Laboratório de Sedimentos

### Sand Sieve Analysis

Sample Description:

Sand Sieve Size	Cumulative Sand Retained On the Sieve, ml (A)	Percent Retained On the Sieve, % (C=A/B*100)	Percent Passing Through the Sieve, % (100-C)
#24	0	0%	100%
#40	1,12	1,07%	98,93%
#60	10,72	10,21%	89,79%
#80	30,01	28,59%	71,41%
#150	96,75	92,18%	7,82%
Catch pan	104,96 (B)	100,0%	0

Effective Size:

$d_{10} = 0,11$

Recommend 0.15 to 0.20 mm

Uniformity Coefficient:

$d_{60} / d_{10} = 1,45$

Recommend 1.5 to 2.5

Very fine sand percent:

% Passing #150 = 7,82

Recommend less than 4%

