



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA
CENTRO TECNOLÓGICO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AMBIENTAL

Fernando Hymnô de Souza

Estudo da biomassa e comunidade bacteriana em filtros lentos retrolaváveis

Florianópolis/SC

2020

Fernando Hymnô de Souza

Estudo da biomassa e comunidade bacteriana em filtros lentos retrolaváveis

Tese submetida ao Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina para a obtenção do título de doutor em Engenharia Ambiental.

Orientador: Prof. Maurício Luiz Sens, Dr.

Coorientadora: Profa. Luíza Cintra Campos, Dra.
(UCL)

Florianópolis/SC

2020

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor,
através do Programa de Geração Automática da Biblioteca Universitária da UFSC.

Souza, Fernando Hymnô de
Estudo da biomassa e comunidade bacteriana em filtros
lentos retrolaváveis / Fernando Hymnô de Souza ;
orientador, Murício L Sens, coorientadora, Luíza C Campos,
2020.

323 p.

Tese (doutorado) - Universidade Federal de Santa
Catarina, Centro Tecnológico, Programa de Pós-Graduação em
Engenharia Ambiental, Florianópolis, 2020.

Inclui referências.

1. Engenharia Ambiental. 2. Filtro lento retrolavável.
3. Sequenciamento 16S rRNA. 4. Contaminantes orgânicos . 5.
Tratamento de água. I. Sens, Murício L. II. Campos, Luíza C.
III. Universidade Federal de Santa Catarina. Programa de
Pós-Graduação em Engenharia Ambiental. IV. Título.

Fernando Hymnô de Souza

Estudo da biomassa e comunidade bacteriana em filtros lentos retrolaváveis

O presente trabalho em nível de doutorado foi avaliado e aprovado por banca examinadora composta pelos seguintes membros:

Prof. Sidney Seckler Ferreira Filho, Dr.
Universidade de São Paulo (USP)

Prof. Bruno Segalla Pizzolatti, Dr.
Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC)

Prof. Rodrigo de Almeida Mohedano, Dr.
Universidade Federal de Santa Catarina (USFC)

Certificamos que esta é a versão original e final do trabalho de conclusão que foi julgado adequado para obtenção do título de doutor em Engenharia Ambiental.

Profa. Maria Eliza Nagel Hassemer
Coordenadora do PPGEA

Prof. Maurício Luiz Sens, Dr.
Orientador

Florianópolis, 2020.

A todos que, de alguma maneira, participaram da realização desse trabalho.

AGRADECIMENTOS

Durante a realização do doutorado pude ter a alegria de contar com o apoio de muitas pessoas, seria impossível descrever apenas em palavras a minha gratidão a todos.

Não poderia deixar de começar agradecendo à minha família, repito as minhas palavras de sempre, pois apesar de tudo ter mudado, minha gratidão será sempre igual. Agradeço aos meus avós e minha tia avó por sempre terem sido um exemplo de força e humildade na vida. Ao meu pai Pedro, pelo exemplo de dedicação e comprometimento com o trabalho, à minha mãe Vera por me ensinar a amar e respeitar as pessoas, e à minha irmã Karina por ter me ensinado a ter coragem de enfrentar o desconhecido.

Agradeço ao meu orientador Maurício Luiz Sens pela oportunidade e liberdade em realizar esse trabalho e todo o apoio que me deu em todos esses anos de trabalho juntos. Sem sua orientação, conhecimento e confiança jamais teria chegado até aqui.

À minha coorientadora Luíza Cintra Campos que, mesmo antes de me conhecer, confiou em meu trabalho e me deu todo o suporte para ingressar e guiar na UCL, além de realizar um antigo sonho.

Também agradeço à banca examinadora que se propôs a avaliar a tese.

Aos meus colegas do LAPOA que estiveram presentes nessa longa jornada de troca de experiências, construção de pilotos, trabalhos exaustivos no laboratório e cafés da tarde com bolo da feirinha. Renata, Juliana, Thyara, Alcione, Laura, Tiago Burgardt, Tiago Guedes, Carolina, Fernando Worma, Diego, Sérgio, Ana Maria e Lorena, contem comigo sempre.

Aos bolsistas e estagiários, cujas mãos moldaram esse trabalho tanto quanto as minhas. Pedro, Giselle, Arthur, Willian, Bruna, André, Júlia, Karoline, Vinicius, Giulia, Laerte, Augusto e Ailton, sem vocês eu jamais teria conseguido realizar essa pesquisa. Obrigado também pela companhia e por me fazer sempre olhar as coisas sempre de maneira mais simples, jovial e a realizar meus objetivos sem esquecer das pessoas ao meu redor.

Ao pessoal da UFSM, o professor Bruno Segalla Pizzolatti por indicar estagiários tão comprometidos com essa pesquisa: Emeline, Jéssica, Marcelle, Samuel.

Aos técnicos do LIMA, Elaine, Aline e Gustavo, e os demais técnicos do ENS pelo suporte sempre que necessário.

Aos pesquisadores do LABEFLU, especialmente à Lorena, Jéssica, Bruna, Maria Joana que me ajudaram com as questões relacionadas à extração de DNA.

Ao suporte do LARA, em especial à Daniele Damasceno que me acolheu, ajudou e trabalhou a parte de bioinformática dos dados desse trabalho.

Do LCME, à Giullia e em especial à técnica Susane Lopes que me guiou entre as estrelas e asteroides de minúsculos grãos de areia durante a realização da microscopia.

Aos meus colegas da UCL, que me acolheram e deram todo o suporte necessário para a realização da minha pesquisa em Londres: Naiara, Lyda, Fan. Cecilia, Like, Dasha, Henrique, Ben e Tom. Em especial à Judith e Jianan pela elaboração e apoio com o método para quantificação de PPCPs, ao Utku, por todo apoio diário no laboratório, e ao Ian pela fabricação das colunas de filtração.

Ao IFSC e a Prof.a Giselle Serpa que orientou as estudantes Raphaella e Giovana que realizaram as contagens de fungos e bactérias dos filtros, a quem também sou muito grato.

À CASAN por ceder espaço na ETA da Lagoa do Peri, onde foram operados o sistema em escala comunitária operado nesse estudo. Aos técnicos Carlos, Silvonei, Gerson, Conrado, sempre solícitos em me ajudar, dedico um agradecimento especial.

Ao CNPq pela bolsa de doutorado e à CAPES pela bolsa de doutorado sanduíche, cujo apoio foi indispensável.

Por fim, dentre vários amigos já citados, existem aqueles que não estiveram diretamente ligados a esse trabalho, há aqueles que vieram e se foram, há aqueles que estiveram ali sempre, contudo seria impossível viver essa jornada sem seu apoio e compreensão em todas os momentos. Agradeço aos mais perfeitos *roommates* que eu poderia ter tido em um país estranho e longe de casa. Christian, Massimo, Ray, Yarin e Tom, os dias cinzas ganhavam cor por causa de vocês. E enfim aos meus amigos pra toda a vida, do Brasil para o Mundo. Vanessa, Naiandra, Mari, Alisson, Rafa e Isa vocês são a família que eu escolhi pra minha vida. Família é pra sempre e vocês não me escapam.

Muito obrigado a todos.

"- Obrigado!" (...)

*"Há coisas que não podemos fazer juntos sem que elas nos unam, e derrubar um
trasgo montanhês de quatro metros é uma delas."*

(J. K. ROWLING, 1997)

RESUMO

Essa tese teve como objetivo estudar a biomassa em filtros lentos retrolaváveis. A filtração lenta retrolavável foi desenvolvida para facilitar a limpeza de filtros lentos e estudos com retrolavagem focaram-se na hidráulica do filtro e no efluente produzido, sendo a biomassa algo ainda não estudada em relação à retrolavagem. Para isso foram realizados três estudos focados na biomassa, cada um deles empregando um sistema de filtração, um com três colunas retrolaváveis em escala de bancada, outro com um filtro lento convencional e outro com retrolavagem em escala comunitária, e por fim, um sistema com duas colunas retrolaváveis, sendo uma contaminada com 50 µg/L de DEET, cafeína e triclosan em solução de metanol. Para avaliação da biomassa a comunidade bacteriana foi identificada antes e após a limpeza por sequenciamento *High-throughput* da região 16S do rRNA. Ainda foram utilizadas metodologias quantitativas indiretas em casos específicos, como a contagem de unidades formadoras de colônia de fungos e bactérias (UFC), sólidos voláteis (SV) e biomassa celular (*Bio*). Microscopia de fluorescência e eletrônica de varredura também foram utilizadas como apoio para observação do meio filtrante. Os sistemas foram eficientes na remoção dos parâmetros selecionados, com efluente abaixo de 1,0 uT. As taxas de filtração influenciaram nas remoções, sendo 4 m³/m².d a taxa que apresentou os melhores resultados. Os filtros estabilizaram-se entre 4 h e 8 h de filtração, com remoção acima de 98% de coliformes totais após 24 h. A biomassa variou ao longo da profundidade da coluna de filtração e a camada superior apresentou maior quantidade em termos de UFC, SV e *Bio*. A retrolavagem influenciou pouco na quantidade de biomassa na superfície, porém alterou a comunidade bacteriana. Os contaminantes orgânicos estudados apresentaram baixa remoção no sistema (20% a 56%), porém a comunidade microbiana foi influenciada pela contaminação. Concluiu-se que a retrolavagem altera a biomassa de filtros lentos em relação à raspagem, porém sem prejudicar a recuperação dos filtros e produzindo água de acordo com o aceitável para a filtração lenta.

Palavras chave: filtro lento retrolavável, limpeza de filtros, sequenciamento high-throughput 16S rRNA, MEV, contaminantes orgânicos e tratamento de água.

ABSTRACT

This thesis aimed to assess biomass in backwashed slow sand filters. The use of backwashing in slow sand filters was developed to simplify the filter cleaning process. This study focused on filter hydraulics and efficiency. Three studies were carried out with three filtration systems, one with three bench-scale filtration columns, a second one with two different community-scale filters, one scraped and another backwashed, and the third system with two bench-scale filtration columns in which one of them DEET, caffeine, and triclosan were used as contaminants. For biomass evaluation bacteria were identified by High-throughput 16S rRNA sequencing. Indirect quantification methods such as fungi and bacteria colony formation units (CFU), volatile solids (VS), and cells biomass (*Bio*) were used. Fluorescent and Scanning Electron Microscopy were used for filter media observation. The systems were efficient on selected water quality parameters with effluent turbidity below 1.0 NTU on average. Filtration rates influenced removal and the column operated at 4 m/d presented the best results overall. Filtration stabilized between 4h and 8h operation with over 98% total coliforms removal. Biomass varied along with filtration depth, and upper layers presented higher biomass quantity in terms of CFU, VS and *Bio*. Backwashing did not affect biomass quantity on upper layers. Nevertheless, bacterial community on surface was more likely changed on filtration column due backwash. Microscopy showed that there was still remaining biomass on sand surface after both cleaning processes. The organic contaminants were not well removed by filtration (20% to 56%), though bacteria community was affected by them. It is concluded that backwashing affects *schmutzdecke* biomass more than scraping the surface. However, filter efficiency and recovery were not harmed by fluidization at a point that filter effluent was not accepted as good for a slow sand filtration system.

Keywords: backwashed slow sand filter, filter cleaning, high-throughput 16S rRNA sequencing, SEM, organic contaminants, and water treatment.

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1 – Estrutura da tese.....	34
Figura 2 – Schmutzdecke na filtração lenta convencional.....	37
Figura 3 – Partícula coletada pelo meio granular.	38
Figura 4 – Mecanismos de transporte na filtração.....	39
Figura 5 – Filtro lento descendente de taxa constante.	42
Figura 6 – Interações biológicas no filtro lento descendente.....	44
Figura 7 – Cadeia ecológica em filtros lentos.....	45
Figura 8 – Caracterização do <i>schmutzdecke</i> em filtros com aperfeiçoados com camada de zeólita clinoptilolita.	47
Figura 9 – Comportamento da turbidez em retrolavagem de filtros lentos em função da velocidade.....	54
Figura 10 – Comportamento da turbidez da água filtrada nas primeiras horas de operação de filtros lentos retrolaváveis e convencionais.....	68
Figura 11 – Seccionamento da área de filtros lentos.	71
Figura 12 – Esquema do filtro do sistema UF.....	89
Figura 13 – Exemplo de amostra do meio filtrante antes da limpeza.....	93
Figura 14 – Boxplot da quantidade de UFC de fungos ao longo da coluna de filtração antes e após a retrolavagem.....	99
Figura 15 – Intervalos de confiança simultâneos de <i>Tuckey</i> para as médias dos resultados de contagem de UFC de fungos das amostras ao longo da coluna.....	99
Figura 16 – Boxplot da quantidade de UFC de bactérias ao longo da coluna de filtração antes e após a retrolavagem.....	101
Figura 17 – Intervalos de confiança simultâneos de <i>Tuckey</i> das amostras de contagem de bactérias ao longo da coluna.....	101
Figura 18 – Abundancia relativa de filo de bactérias no sistema UF operado a $4\text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$ antes e após a limpeza.....	103
Figura 19 – Correlações de <i>Spearman</i> entre a abundância relativa dos filamentos e a profundidade, antes e após a limpeza.....	104

Figura 20 – Comportamento da turbidez e sólidos suspensos totais da água de retrolavagem.	107
Figura 21 – Tipos de sólidos desprendidos do filtro durante a retrolavagem.....	107
Figura 22 – Turbidez e cor aparente durante a recuperação do FLR.....	108
Figura 23 – Remoções nas primeiras horas de operação do FLR.	109
Figura 24 – <i>Boxplot</i> dos dados de turbidez do sistema UF operando a 2, 4 e 8 m ³ /m ² .d.	113
Figura 25 – <i>Boxplot</i> dos dados de cor aparente do sistema UF operando a 2, 4 e 8 m ³ /m ² .d.	113
Figura 26 – <i>Boxplot</i> dos dados de OD do sistema UF operando a 2, 4 e 8 m ³ /m ² .d.....	114
Figura 27 – Teste de traçador e perdas de carga nas colunas operando a 2, 4 e 8 m ³ /m ² .d.	115
Figura 28 – Comportamento da turbidez durante a recuperação nas colunas operando a 2, 4 e 8 m ³ /m ² .d.	116
Figura 29 – Recuperação da remoção de turbidez nas colunas operando a 2, 4 e 8 m ³ /m ² .d.	117
Figura 30 – Comportamento da turbidez durante a recuperação nas colunas operando a 2, 4 e 8 m ³ /m ² .d.	117
Figura 31 – Recuperação da remoção de cor aparente nas colunas operando a 2, 4 e 8 m ³ /m ² .d.	118
Figura 32 – Recuperação da remoção de cor verdadeira nas colunas operando a 2, 4 e 8 m ³ /m ² .d.	118
Figura 33 – Recuperação da remoção de absorbância a 254 nm nas colunas operando a 2, 4 e 8 m ³ /m ² .d.	119
Figura 34 – Comportamento do consumo de OD nas colunas operando a 2, 4 e 8 m ³ /m ² .d.	119
Figura 35 – Recuperação da remoção de clorofila- <i>a</i> nas colunas operando a 2, 4 e 8 m ³ /m ² .d.	120
Figura 36 – Recuperação da remoção de coliformes totais nas colunas operando a 2, 4 e 8 m ³ /m ² .d.	120

Figura 37 – Recuperação da remoção de <i>E. coli</i> nas colunas operando a 2, 4 e 8 m ³ /m ² .d.	121
Figura 38 – Abundância relativa dos filamentos de bactérias antes e após a limpeza nos filtros operando a 2, 4 e 8 m ³ /m ² .d.	122
Figura 39 – Correlações de <i>Spearman</i> entre a abundância relativa entre os filamentos de bactérias, profundidade, taxa e parâmetros selecionados de qualidade de água.	123
Figura 40 - Micrografias de MEV da areia limpa utilizada nos pilotos na UFSC.....	127
Figura 41 – Meio filtrante coletado em diferentes profundidades e em ampliações de x25, x45 e x100 mostrando estratificação provocada pela retrolavagem.	128
Figura 42 – Micrografias da visão geral da areia e meio filtrante.....	129
Figura 43 – Micrografias dos grãos de areia sujos no meio filtrante.....	129
Figura 44 – Micrografias de MEV do meio filtrante à superfície dos filtros antes da limpeza.....	130
Figura 45 – Micrografias de MEV do meio filtrante à superfície dos filtros após a limpeza.	131
Figura 46 – Micrografias de MEV do meio filtrante à 5 cm de profundidade antes da limpeza.....	132
Figura 47 – Micrografias de MEV do meio filtrante à 5 cm de profundidade após a limpeza.....	133
Figura 48 – Micrografias de MEV do meio filtrante à 20 cm de profundidade antes e após a limpeza.	134
Figura 49 – Micrografias de MEV mostrando micro e macro-organismos aderidos ao meio filtrante.....	136
Figura 50 – Sistema de filtração utilizado na Lagoa do Peri.	140
Figura 51 – Pré-filtro de pedregulho ascendente em camadas.....	143
Figura 52 – Filtro lento convencional em escala comunitária.....	144
Figura 53 – Filtro lento retrolavável em escala comunitária.....	145
Figura 54 – Pontos de amostragem do <i>schmutzdecke</i> e meio filtrante.....	148
Figura 55 – Boxplot de turbidez do sistema LP.	151

Figura 56 – <i>Boxplot</i> de cor aparente e cor verdadeira no sistema LP.	153
Figura 57 – <i>Boxplot</i> de contagem de células de <i>C. raciborskii</i> em $\text{Log}_{10}(\text{cél./mL})$	155
Figura 58 – <i>Boxplot</i> de clorofila- <i>a</i> em $\mu\text{g/L}$	155
Figura 59 – <i>Boxplot</i> de concentração de carbono orgânico dissolvido (COD) medido na água bruta (AB), água pré-filtrada (APF), e filtrada no filtro lento convencional (FLC) e retrolavável (FLR).	157
Figura 60 - <i>Boxplot</i> de absorvância a 254 nm medido na água bruta (AB), água pré-filtrada (APF), e filtrada no filtro lento convencional (FLC) e retrolavável (FLR).	158
Figura 61 – <i>Boxplot</i> de Absorvância Ultravioleta Específica (SUVA) calculada para a água bruta (AB), água pré-filtrada (APF), e filtrada no filtro lento convencional (FLC) e retrolavável (FLR).	159
Figura 62 – <i>Boxplot</i> de Oxigênio Dissolvido (OD) em mg/L na água bruta (AB), água pré-filtrada (APF), e filtrada no filtro lento convencional (FLC) e retrolavável (FLR).	160
Figura 63 – <i>Boxplot</i> de Coliformes Totais (Log [NMP]) em 100 mL na água bruta (AB), água pré-filtrada (APF), e filtrada no filtro lento convencional (FLC) e retrolavável (FLR).	161
Figura 64 – <i>Boxplot</i> do pH da água bruta (AB), água pré-filtrada (APF), e filtrada no filtro lento convencional (FLC) e retrolavável (FLR).	162
Figura 65 – <i>Boxplot</i> de Condutividade Elétrica em $\mu\text{S/cm}$ na água bruta (AB), água pré-filtrada (APF), e filtrada no filtro lento convencional (FLC) e retrolavável (FLR).	163
Figura 66– Biomassa microbiana em filtros lentos convencionais e retrolaváveis antes e após a limpeza e ao longo da profundidade do meio filtrante.	165
Figura 67 – Sólidos voláteis em filtros lentos convencionais e retrolaváveis antes e após a limpeza e ao longo da profundidade do meio filtrante.	166
Figura 68 – <i>Bray-Curtis PCoA</i> das amostras obtidas no FLC e FLR, antes e após a limpeza.	169
Figura 69 – Abundância relativa dos filós de bactérias identificados ao longo da coluna de filtração no FLC e FLR, antes e após a limpeza.	171
Figura 70 – Abundância relativa dos gêneros mais representativos de bactérias presentes no meio filtrante do FLR e FLC, antes e após a limpeza.	173

Figura 71 – Correlações de <i>Spearman</i> e respectivos valor-p entre profundidade e abundância relativa de filamentos e gêneros de bactérias.	174
Figura 72 – Micrografias de MEV de amostra da superfície do FLC antes da limpeza mostrando material aderido aos grãos de areia em amplificação de x45, x100 e x250.....	181
Figura 73 - Micrografias de MEV de amostra a 5 cm de profundidade no FLC antes da limpeza mostrando material aderido aos grãos de areia em amplificação de x45, x100 e x250.....	182
Figura 74 - Micrografias de MEV de amostra a 30 cm de profundidade no FLC antes da limpeza mostrando material aderido aos grãos de areia em amplificação de x45, x100 e x250.....	183
Figura 75 – Micrografias de MEV de amostra da superfície do FLC, após a limpeza, mostrando material aderido aos grãos de areia em amplificação de X45, X100 e X250.....	185
Figura 76 - Meio filtrante (areia) do FLR coletado anteriormente à lavagem em diferentes profundidades do filtro: superfície, 5 cm e 20 cm; e em diferentes aproximações: 25x e 45x.....	186
Figura 77 - Meio filtrante (areia) do FLR coletado após a lavagem em diferentes profundidades do filtro: superfície, 5 cm e 20 cm; e em diferentes aproximações: 25x e 45x.	187
Figura 78 - Meio filtrante (areia) do FLR coletado na superfície mostrando material aderido à grãos e diferentes composições do <i>schmutzdecke</i>	189
Figura 79 - Meio filtrante (areia) do FLR coletado na superfície mostrando material aderido aos grãos, composições do <i>schmutzdecke</i> e sua ausência no meio limpo com a presença de material aderido na superfície dos grãos da areia lavada.	190
Figura 80 – Meio filtrante (areia) dos filtros coletado na superfície mostrando a presença de diatomáceas e sua participação na estrutura do <i>schmutzdecke</i> , variedade e sua presença no meio limpo com o material aderido na superfície dos grãos do FLR.....	191
Figura 81 – Cianobactérias filamentosas e diatomáceas aderidas ao meio filtrante.	192

Figura 82 – Microscopia de Fluorescência do meio filtrante e <i>schmutzdecke</i> na superfície do FLC anteriormente à limpeza do filtro.	194
Figura 83 – Microscopia de Fluorescência do meio filtrante e <i>schmutzdecke</i> na superfície do FLR anteriormente à limpeza do filtro.	195
Figura 84 – Miscelânea de material que compõe o <i>schmutzdecke</i> com a presença de microalgas (maioria diatomáceas) e cianobactérias colmatantes de filtros, bactérias e protozoários.	196
Figura 85 - Meio filtrante do FLC após raspagem e limpeza.	197
Figura 86 - Meio filtrante do FLC após raspagem mostrando diferentes formas e superfícies e adesão de bactérias.	198
Figura 87 – Alta densidade de <i>Cylindrospermopsis raciborskii</i> aderida à areia na superfície do meio filtrante.	199
Figura 88 – Esquema do filtro lento retrolavável em acrílico utilizado na UCL.	204
Figura 89 – Sistema de filtração instalado no EEL.	205
Figura 90 – Sistema de filtração utilizado na UCL.	207
Figura 91 – <i>Stubs</i> com amostras de meio filtrante recobertas com ouro para microscopia eletrônica de varredura.	208
Figura 92 – <i>Boxplot</i> dos dados de turbidez no UCL-F1 e UCL-F2.	214
Figura 93 – <i>Boxplot</i> dos dados de Absorbância a 455 nm das amostras não filtradas do UCL-F1 e UCL-F2.	215
Figura 94 – <i>Boxplot</i> dos dados de Absorbância a 455 nm das amostras filtradas do UCL-F1 e UCL-F2.	215
Figura 95 – <i>Boxplot</i> dos dados de COD das amostras do UCL-F1 e UCL-F2.	217
Figura 96 – <i>Boxplot</i> dos dados de Absorbância a 254 nm das amostras do UCL-F1 e UCL-F2.	217
Figura 97 – <i>Boxplot</i> dos dados de clorofila- <i>a</i> das amostras do UCL-F1 e UCL-F2.	218
Figura 98 – <i>Boxplot</i> dos dados de Oxigênio Dissolvido das amostras do UCL-F1 e UCL-F2.	219
Figura 99 – <i>Boxplot</i> dos dados de Nitrito nas amostras do UCL-F1 e UCL-F2.	220
Figura 100 – <i>Boxplot</i> dos dados de Coliformes Totais das amostras do UCL-F1 e UCL-F2.	221

Figura 101 – <i>Boxplot</i> dos dados de <i>E. coli</i> das amostras do UCL-F1 e UCL-F2.....	222
Figura 102 – <i>Boxplot</i> dos dados de pH das amostras não filtradas do UCL-F1 e UCL-F2.	223
Figura 103 – <i>Boxplot</i> dos dados de Potencial Redox das amostras não filtradas do UCL-F1 e UCL-F2.....	224
Figura 104 – <i>Boxplot</i> dos dados de Condutividade Elétrica das amostras do UCL-F1 e UCL-F2.....	225
Figura 105 – Concentração média quinzenal de PPCPs no sistema UCL-F2.....	226
Figura 106 – Desenvolvimento de perda de carga no meio filtrante do UCL-F1 e remoção de parâmetros selecionados ao longo do tempo.....	230
Figura 107 – Desenvolvimento de perda de carga no meio filtrante do UCL-F2 e remoção de parâmetros selecionados ao longo do tempo.....	230
Figura 108 – Clorofila- <i>a</i> ao longo do tempo de operação do UCL-F1 e UCL-F2.	231
Figura 109 – <i>Schmutzdecke</i> formado nos filtros UCL-F1 (A) e UCL-F2 (B) após 90 dias de experimento.....	232
Figura 110 – Comportamento do <i>Schmutzdecke</i> formado nos filtros UCL-F1 (A) e UCL-F2 (B) durante a retrolavagem.	232
Figura 111 – Comportamento da turbidez durante a retrolavagem dos filtros UCL-F1 e UCL-F2.....	233
Figura 112 – <i>Boxplot</i> dos dados do pico e média de turbidez da água de retrolavagem do UCL-F1 e UCL-F2.....	235
Figura 113 – <i>Boxplot</i> dos dados de clorofila- <i>a</i> na água de retrolavagem do UCL-F1 e UCL-F2.	235
Figura 114 – Distribuição por filo de bactérias identificadas por identificação metagenômica ao longo do tempo no UCL-F1 e F2 antes e após a limpeza.	237
Figura 115 – Distribuição por gênero de bactérias identificadas por identificação metagenômica ao longo do tempo no UCL-F1 e F2 antes e após a limpeza.	238
Figura 116 – Micrografias de MEV da areia limpa utilizada nos pilotos na UCL.....	243

Figura 117 – Micrografias de MEV do meio filtrante à superfície do UCL-F1 antes e após a limpeza.	244
Figura 118 –Micrografias de MEV do <i>schmutzdecke</i> à superfície do UCL-F1 antes e após a limpeza.....	245
Figura 119 – Micrografias de MEV do meio filtrante à superfície do UCL-F1 antes da limpeza.....	246
Figura 120 - Micrografias de MEV do meio filtrante à superfície do UCL-F1 após a limpeza.....	247
Figura 121 –Micrografias de MEV do meio filtrante à superfície do UCL-F2 antes e após a limpeza.....	249
Figura 122 - Micrografias de MEV do <i>schmutzdecke</i> à superfície do UCL-F2 antes e após a limpeza.....	250
Figura 123 – Micrografias de MEV do meio filtrante à superfície do UCL-F2 antes da limpeza.....	251
Figura 124 - Micrografias de MEV do meio filtrante à superfície do UCL-F2 após a limpeza.....	252
Figura 125 – MEV de diatomáceas presentes no MF e <i>schmutzdecke</i> nos UCL-F1 e UCL-F2.	253
Figura 126 – MEV do meio filtrante e <i>schmutzdecke</i> com a presença de larvas no UCL-F2.	254
Figura 127 –MEV com a visão geral do MF nos diferentes sistemas estudados.	260

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Características de filtros lentos convencionais.....	42
Tabela 2 – Principais características de filtros lentos e rápidos.....	51
Tabela 3 – Parâmetros avaliados em estudos com FLR e respectivas remoções ou consumo no filtro.....	65
Tabela 4 – Vantagens e desvantagens na aplicação de FLRs.....	72
Tabela 5 – Características gerais do DEET, cafeína e triclosan.....	75
Tabela 6 – Características gerais dos filtros em escala de bancada.....	80
Tabela 7 – Características gerais dos filtros do sistema UF.....	90
Tabela 8 – Posicionamento dos piezômetros nos filtros do sistema de bancada.....	91
Tabela 9 – Parâmetros analisados e respectivas metodologias e equipamentos empregados no sistema UF.....	92
Tabela 10 – Parâmetros analisados e frequência no ensaio de recuperação dos filtros após a retrolavagem.....	94
Tabela 11 – Qualidade da água e carreira do sistema UF operando a 4 m ³ /m ² .d.....	96
Tabela 12 – Variação de bactérias ao longo da coluna de filtração em função da retrolavagem.....	98
Tabela 13 – Parâmetros de qualidade de água e perda de carga em função da taxa.....	111
Tabela 14 – Tempos de detenção hidráulica do sistema operando em diferentes taxas de filtração.....	115
Tabela 15 – Características de projeto e operação do pré-filtro.....	142
Tabela 16 – Características de projeto e operação dos filtros lentos em escala comunitária.....	144
Tabela 17 – Parâmetros analisados e respectivas metodologias e equipamentos empregados no sistema LP.....	147
Tabela 18 – Resumo dos parâmetros analisados nas amostras da LP.....	149
Tabela 19 – Informações gerais sobre a biomassa quantificada em termos de <i>Bio</i> e <i>SV</i>	164
Tabela 20 – Número de OTUs, índice de Shannon, e Evenness.....	170
Tabela 21 – Diâmetro médio dos grãos de areia medidos em imagens obtidas com o MEV a partir de amostras do FLR antes e após a limpeza.....	188

Tabela 22 – Características gerais dos biofiltros de areia.....	206
Tabela 23 – Equipamentos e metodologias empregados.....	210
Tabela 24 – Resumo dos parâmetros analisados nas amostras nos filtros UCL-F1 e UCL-F2.	212
Tabela 25 - Características da água de retrolavagem nos filtros UCL-F1 e UCL-F2.....	233
Tabela 26 – Resumo dos principais parâmetros de qualidade de água nos sistemas estudados aplicando-se a retrolavagem.	261

LISTA DE EQUAÇÕES

Equação 1: Determinação da <i>Water Holding Capacity</i>	81
Equação 2: Determinação dos SV por massa de meio filtrante.....	81
Equação 3: Carbono orgânico extraível por fumigação.	82
Equação 4: Biomassa celular por massa de meio filtrante.	82
Equação 5: Absorbância Ultravioleta Específica	85
Equação 6: Remoção em porcentagem.....	86
Equação 7: Remoção em Log.....	86

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

A	Absorbância a 254 nm
AB	Água Bruta
ANVISA	Agência Nacional de Vigilância Sanitária
ATP	Adenosina Trifosfato
BFA	Biofiltro de Areia
Bio	Biomassa Celular pelo método da fumigação
BVK	Kit de viabilidade <i>Live/Dead® BacLight Invitrogen™</i>
CA	Cor Aparente
CAG	Carvão Ativado Granular
CAF	Cafeína
CAS	Número CAS (<i>Chemical Abstracts Service</i>)
CASAN	Companhia Catarinense de Águas e Saneamento
CISAMA	Consórcio Intermunicipal da Serra Catarinense para o Saneamento e à Saúde dos Produtores Rurais
COD	Carbono Orgânico Dissolvido
COT	Carbono Orgânico Total
CP	Coluna de Pré-filtração
CS	Camada Suporte
CU	Coefficiente de Uniformidade
CV	Cor Verdadeira
DEET	Dietil Toluamida
DF	Descarga de Fundo
DI	Descarga de fundo com entrada de água na Interface entre MF e CS
DMSO	Dimetilsulfóxido
DP	Desvio Padrão
ENS	Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFSC
EPAGRI	Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina
ETA	Estação de Tratamento de Água
ETE	Estação de Tratamento de Esgoto
FAO	Organização das Nações Unidas para a Alimentação e a Agricultura (<i>Food and Agriculture Organization</i>)
FL	Filtro Lento/Filtração Lenta
FLA	Filtro Lento Ascendente
FLC	Filtro Lento Convencional
FLR	Filtro Lento Retrolavável
FLRb	Filtro Lento Retrolavável com Água Bruta
FUNASA	Fundação Nacional de Saúde
HMDS	Solução de Hexametildisilazano / <i>Hexamethyldisilazane</i>
IP	Iodeto de Propídio
KW	Kruskal-Wallis
LALP	Laboratório de Apoio da Lagoa do Peri
LAPOA	Laboratório de Potabilização das Águas
LCME	Laboratório Central de Microscopia Eletrônica da UFSC
LIMA	Laboratório Integrado de Meio Ambiente do ENS
LP	Lagoa do Peri
LP-FLC/FLR	Filtro (FLC ou FLR) utilizado na LP

M.	Mediana
MDR	Ministério de Desenvolvimento Regional
Máx.	Máximo
Méd.	Média
MF	Meio Filtrante
Mín.	Mínimo
MP	Micropoluente
MS	Ministério da Saúde
mTCS	Metil-Triclosan
N	Número Amostral
N.D.	Parâmetro não detectado pelo método analítico utilizado
OD	Oxigênio Dissolvido
OMS (WHO)	Organização Mundial da Saúde (<i>World Health Organisation</i>)
PCoA	Análise de Coordenadas Principais / <i>Principal Coordinate Analysis</i>
PCR	Reação em Cadeia da Polimerase / <i>Polymerase chain reaction</i>
PFA	Pré-filtro Ascendente
PNSR	Plano Nacional de Saneamento Rural
PPCP	Fármacos e Produtos de Cuidados (ou Higiene) Pessoal / <i>Pharmaceuticals and Personal Care Products</i>
PRC	Portaria de Consolidação
PROSAB	Programa de Pesquisa para o Saneamento Básico
RL	Retrolavagem
SINAPI	Sistema Nacional de Pesquisa de Custos e Índices da Construção Civil
SNG	Sequenciamento de Nova Geração
SNS	Secretaria Nacional de Saneamento
SOP	Procedimento Operante Padrão / <i>Standard operating procedure</i>
STD	Sólidos Totais Dissolvidos
SUVA	Absorbância Ultravioleta Específica / <i>Specific Ultraviolet Absorbance</i>
SV	Sólidos Voláteis
SV-MF	Sólidos voláteis por massa de MF
SYTO9	Corante fluorescente verde <i>SYTO9</i>
TCS	Triclosan
TSGA	Tecnologias Sociais de Gestão da Água (Projeto)
UCL	<i>University College London</i>
UCL-F#	Sistema de Filtração utilizado na UCL
UDESC	Universidade do Estado de Santa Catarina
UFSC-F#	Sistema de Filtração utilizado na UFSC
UFSC	Universidade Federal de Santa Catarina
UNICEF	Fundo das Nações Unidas para a Infância / <i>United Nations Children's Fund</i>
V.M.	Valor médio
WHC	Capacidade de Retenção de Água / <i>Water Holding Capacity</i>

LISTA DE SÍMBOLOS

C	Carbono (fórmula química)
C_{org}	Carbono Orgânico Extraível
Cl	Cloro (fórmula química)
cm	Centímetro(s)
COT_F	Concentração média de COT das amostras fumigadas
COT_{NF}	Concentração média de COT das amostras não fumigadas
CU	Coefficiente De Uniformidade
d	Dia(s)
d	Granulometria
d₁₀	Diâmetro Efetivo
E%	Expansão Do Meio Filtrante
g	Gramas(s)
H	Hidrogênio (fórmula química)
h_f	Perda De Carga No Meio Fluidificado
K	Potássio (fórmula química)
K_d	Constante de Dissociação
K_{oc}	Coefficiente de Partição de Carbono Orgânico (ou Coeficiente de Adsorção)
K_{ow}	Coefficiente de Partição Octanol/Água
L	Litros
L	Profundidade
m	Metro(s)
M	Molar
M	Peso da amostra de MF úmida
min	Minuto(s)
mg	Miligramas(s)
mL	Mililitro(s)
mm	Milímetros
mM	Milimolar
mol	Mol(s)
N	Nitrogênio (fórmula química)
Na	Sódio (fórmula química)
NA	Nível de água (máximo, mínimo etc.)
O	Oxigênio (fórmula química)
p	Valor <i>p</i>
P0	Peso do cadinho limpo e <i>muflado</i>
P1	Peso da amostra seca de MF com cadinho
P2	Peso do cadinho <i>muflado</i> com amostra de MF
pH	Potencial Hidrogeônico
pK_d	
rpm	Rotações Por Minuto
ρ	Rô de <i>Spearman</i>
s	Segundo(s)
S	Enxofre (fórmula química)
v_a	Velocidade De Aproximação

v_{mf}	Velocidade Mínima De Fluidificação
Δh_{cs}	Perda De Carga Na Camada Suporte
Δh_{ics}	Perda De Carga Inicial Na Camada Suporte
Δh_{iT}	Perda De Carga Total Inicial
Δh_m	Perda De Carga No Meio Filtrante
Δh_t	Perda De Carga Total
φ	Diâmetro De Tubulação
T	Taxa de Filtração
μg	Micrograma(s)

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	28
1.1	PROBLEMÁTICA DO ESTUDO	30
1.2	RELEVÂNCIA DO ESTUDO.....	30
1.3	QUESTÕES DE PESQUISA.....	31
1.4	HIPÓTESE.....	31
1.5	OBJETIVOS DO ESTUDO	32
1.5.1	<i>Objetivo Geral</i>	32
1.5.2	<i>Objetivos específicos</i>	32
1.6	ESTRUTURA DA TESE.....	32
2	FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	35
2.1	A TECNOLOGIA DE FILTRAÇÃO LENTA	35
2.1.1	<i>Princípios do processo</i>	36
2.1.2	<i>Mecanismos de filtração</i>	37
2.1.3	<i>Técnicas de aplicação</i>	41
2.2	PROCESSO BIOLÓGICO DE PURIFICAÇÃO EM FILTROS LENTOS.....	43
2.2.1	<i>Atividade biológica na água sobrenadante</i>	45
2.2.2	<i>O schmutzdecke</i>	46
2.2.3	<i>Atividade biológica no meio filtrante</i>	48
2.3	FILTRAÇÃO LENTA COM RETROLAVAGEM	49
2.3.1	<i>Concepção do filtro lento retrolavável e parâmetros influentes no projeto</i>	50
2.3.2	<i>O meio filtrante em filtros lentos retrolaváveis</i>	52
2.3.3	<i>Hidráulica dos filtros lentos retrolaváveis</i>	59
2.3.4	<i>Limpeza de filtros lentos retrolaváveis</i>	60
2.3.5	<i>Carreira de filtração de filtros lentos retrolaváveis</i>	63
2.3.6	<i>Qualidade da água filtrada em filtros lentos retrolaváveis</i>	64
2.3.7	<i>Vantagens e desvantagens operacionais e recomendações de aplicação</i>	70
2.4	CONTAMINANTES EMERGENTES E SUA REMOÇÃO POR SISTEMAS BIOLÓGICOS DE TRATAMENTO DE ÁGUA	72
2.4.1	<i>Fármacos e Produtos de Cuidado Pessoal</i>	74
3	METODOLOGIA GERAL.....	79
3.1	SISTEMAS ESTUDADOS E SUAS VARIÁVEIS	79

3.2	ANÁLISES NO MEIO FILTRANTE	81
3.2.1	<i>Determinação de biomassa celular e sólidos voláteis</i>	81
3.2.2	<i>Observação do meio filtrante por MEV</i>	82
3.2.3	<i>Observação do meio filtrante por microscopia óptica e de fluorescência</i>	83
3.2.4	<i>Identificação metagenômica da comunidade microbiana</i>	84
3.3	ANÁLISES DE QUALIDADE DE ÁGUA	84
3.4	ANÁLISES ESTATÍSTICAS	85
4	ESTUDO I – AVALIAÇÃO DA BIOMASSA REMANESCENTE E A RECUPERAÇÃO DAS ATIVIDADES BIOLÓGICAS APÓS A RETROLAVAGEM DE FILTROS LENTOS	87
4.1	CONTEXTUALIZAÇÃO DO ESTUDO I	87
4.2	METODOLOGIA	88
4.2.1	<i>Sistema de filtração e água de estudo</i>	88
4.2.2	<i>Coleta e análises de qualidade de água</i>	91
4.2.3	<i>Coleta e análises do meio filtrante</i>	93
4.2.4	<i>Testes de recuperação do filtro após a retrolavagem</i>	94
4.3	RESULTADOS E DISCUSSÃO	95
4.3.1	<i>Varição da biomassa ao longo da coluna</i>	95
4.3.2	<i>Influências da variação da taxa de filtração</i>	111
4.3.3	<i>Observação do schmutzdecke e do meio filtrante por microscopia</i>	125
4.4	CONCLUSÕES DO ESTUDO I	137
5	ESTUDO II – A INFLUÊNCIA DO PROCESSO DE LIMPEZA POR RASPAGEM E RETROLAVAGEM NA BIOMASSA E COMUNIDADE MICROBIANA NO MEIO FILTRANTE EM FILTROS LENTOS	139
5.1	METODOLOGIA	140
5.1.1	<i>Sistema de filtração e água do estudo</i>	140
5.1.2	<i>Análises de Água</i>	146
5.1.3	<i>Análises do Meio Filtrante</i>	148
5.2	RESULTADOS E DISCUSSÃO	149
5.2.1	<i>Eficiência do tratamento</i>	149
5.2.2	<i>Quantificação da biomassa</i>	163
5.2.3	<i>Identificação metagenômica de bactérias no meio filtrante e schmutzdecke</i>	168
5.2.4	<i>Observação do schmutzdecke e meio filtrante por microscopia</i>	180
5.3	CONCLUSÕES DO ESTUDO II	200

6 ESTUDO III – REMOÇÃO DE PPCPS SELECIONADOS POR MEIO DE FILTROS LENTOS RETROLAVÁVEIS E SUA INFLUÊNCIA NA COMUNIDADE BACTERIANA.....	202
6.1 METODOLOGIA	203
6.1.1 Sistema de filtração.....	203
6.1.2 Água de estudo e contaminantes.....	206
6.1.3 Análises do Schmutzdecke e Meio Filtrante	207
6.1.4 Monitoramento do sistema.....	209
6.2 RESULTADOS E DISCUSSÃO	211
6.2.1 Eficiência do tratamento.....	211
6.2.2 Remoção de PPCPs	225
6.2.3 Desenvolvimento da perda de carga e comportamento da retrolavagem	229
6.2.4 Identificação metagenômica de bactérias no schmutzdecke e meio filtrante superficial..	236
6.2.5 Observação do schmutzdecke e meio filtrante por microscopia.....	241
6.3 CONCLUSÕES DO ESTUDO III.....	255
7 DISCUSSÃO INTEGRADORA.....	257
7.1 O COMPORTAMENTO DA BIOMASSA EM FILTROS LENTOS RETROLAVÁVEIS	257
7.2 O EMPREGO DE FILTROS LENTOS RETROLAVÁVEIS NO TRATAMENTO DE ÁGUA	260
8 CONCLUSÃO GERAL E RECOMENDAÇÕES.....	264
9 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	271
APÊNDICE A – MATERIAL SUPLEMENTAR AO ESTUDO I.....	290
DADOS GERAIS DE IDENTIFICAÇÃO METAGENÔMICA	291
CORRELAÇÕES DE SPERMAN	293
APÊNDICE B – MATERIAL SUPLEMENTAR AO ESTUDO II.....	295
DADOS GERAIS DE BIOMASSA E IDENTIFICAÇÃO METAGENÔMICA.....	297
CORRELAÇÕES DE SPEARMAN	301
DISPERSÃO DOS DADOS.....	305
IMAGENS COMPLEMENTARES DE MICROSCOPIA	307
APÊNDICE C – MATERIAL SUPLEMENTAR AO ESTUDO III.....	308
ENSAIO GRANULOMÉTRICO.....	309
DADOS GERAIS DE IDENTIFICAÇÃO METAGENÔMICA.....	310
CORRELAÇÕES DE SPEARMAN	313
ANEXO A– PROJETO DOS FILTROS UTILIZADOS NO ESTUDO II.....	319

1 INTRODUÇÃO

A Organização Mundial da Saúde (OMS) e o Fundo das Nações Unidas para a Infância (UNICEF) estimam que 844 milhões de pessoas não tinham acesso a uma fonte de água tratada em 2015, sendo que 154 milhões coletam água diretamente de uma fonte de água superficial como sua principal fonte, o que aumenta os riscos de contaminação por material fecal (WHO; UNICEF, 2017).

No Brasil, 16,4% da população não é atendida por redes ligadas a sistemas de abastecimento, sendo a solução para seu abastecimento fontes alternativas como: poços, nascentes, cisternas, carro pipa, entre outras (BRASIL; MDR; SNS, 2018). O acesso à água potável é um direito humano e, junto a outras medidas de saneamento, é essencial pois água sem tratamento pode servir como vetor de doenças e está relacionado à melhoria da saúde e da educação. Esse acesso pode e deve ser auxiliado por medidas públicas (BRASIL, 1997, 2007).

O acesso à água potável é portanto um ponto fundamental na questão, sendo a população rural a mais afetada no Brasil, onde estima-se que apenas 28% dos domicílios estão ligados à rede pública de abastecimento, porém com aumento até 2010 (FUNASA, 2019a). De acordo com Plano Nacional de Saneamento Rural (PNSR) esse dado varia de acordo com os tipos de propriedades rurais, sendo os aglomeramentos próximos à áreas urbanas ou adensadas e isoladas os que apresentam melhores índices de atendimento adequado (~56%) e aqueles mais isolados os que apresenta os maior situação de déficit (34,9%) (FUNASA, 2019a).

De maneira geral, tanto tecnologias simples, quanto complexas são utilizadas para o tratamento de água, dependendo da qualidade da água a ser tratada e a qualidade final desejada. Contudo, pelos motivos anteriormente apresentados a respeito do saneamento no Brasil, estudos de tecnologias alternativas, simplificadas ou não, precisam de ampla divulgação e capacitação de pessoal, podendo assim ser aplicadas onde são necessárias (HELLER, 1998; LIBÂNIO; CHERNICHARO; NASCIMENTO, 2005). Isso deve levar em consideração a diversidade local e o desenvolvimento de maneira sustentável, de forma que as tecnologias se adequem à realidade, em harmonia com a preservação e apreciação tanto ambiental, quanto sociocultural onde é aplicada (SOUZA et al., 2018; FUNASA, 2019a).

A filtração lenta é uma dessas tecnologias consideradas eficientes, apresentando a vantagem de ser simples em sua construção e manutenção, além de apresentar baixo impacto (NAKAMOTO et al., 2014). Filtros lentos podem ser construídos com recursos locais e não precisam de dosagem de químicos em sua operação (GIMBEL; GRAHAM; COLLINS, 2006). Por isso, filtros lentos são excelentes alternativas para o abastecimento de água em áreas rurais em escala domiciliar ou para pequenas comunidades (LOGSDON; KOHNE; ABEL, 2002).

Um recente crescimento no interesse pelos filtros lentos se deve à boa qualidade da água filtrada e simplicidade de sua operação. Estudos recentes têm mostrado bons resultados na remoção de fármacos e pesticidas, dentre outros compostos orgânicos (KATAYAMA-HIRAYAMA et al., 2009; ONESIOS; BOUWER, 2012; PIZZOLATTI, 2014; SUMMERS, 2014; D'ALESSIO et al., 2015; POMPEI et al., 2016; LI; ZHOU; CAMPOS, 2017). Esses compostos são conhecidos como contaminantes emergentes, aqueles não monitorados rotineiramente pelas companhias de água, cujos efeitos à saúde humana podem ser prejudiciais ou que ainda não foram determinados (BARCELÓ; PETROVIC, 2008).

Existem diferentes técnicas de operação e limpeza de filtros lentos, sendo a limpeza por raspagem a mais usual. No entanto, estudos recentes mostram a retrolavagem como uma técnica eficiente para a limpeza dos filtros. Bons resultados foram atingidos em termos de qualidade de água e operação quando aplicados em pequena escala (PIZZOLATTI, 2010, 2014; PIZZOLATTI et al., 2010, 2014; MICHELAN et al., 2011; SOUZA, 2013a, 2015). A retrolavagem nesses casos é uma operação simples e chama atenção para sistemas com filtração lenta que poderiam ser automatizados em sistemas e maior escala ou facilmente operado pelo usuário quando em escala comunitária ou domiciliar.

Em Santa Catarina, 23 municípios (cerca de 6%) utilizam a filtração lenta como tratamento em sistemas de abastecimento público e, em metade deles, é utilizada como o único tratamento, precedendo a desinfecção (SOUZA et al., 2018). Não se tem informações compiladas sobre seu uso em todo o Brasil, contudo é uma tecnologia compatível com a necessidade de locais onde a mão de obra especializada é escassa e a qualidade da água é compatível.

1.1 PROBLEMÁTICA DO ESTUDO

Dentre os objetivos para o desenvolvimento sustentável acordados entre diversos países membros da Organização das Nações Unidas (ONU), foi enfatizada no objetivo 6 da Agenda 2030 a garantia, a disponibilidade e a gestão sustentável da água e saneamento para todos. Esse objetivo está associado e integrado aos 17 demais e às 169 metas, buscando-se concretizar os direitos humanos de todos e alcance da igualdade de gênero e o empoderamento das mulheres e meninas, equilibrando as três dimensões do desenvolvimento sustentável: a econômica, a social e a ambiental (ONU, 2015).

Além dessas metas, a água é definida como um bem comum e o acesso no Brasil é garantido por lei (BRASIL, 1997, 2007, 2010). Contudo, os números apresentados anteriormente mostram que medidas ainda precisam ser tomadas e melhoradas para que a universalização do acesso à água de qualidade seja atingida.

O presente estudo contribuiu para a ciência da tecnologia de filtros lentos que é conhecida no país, porém em desuso por diversos motivos, como a necessidade de processos mais avançados na utilização dos diversos corpos hídricos, cada vez mais degradados, e menor área necessária para aplicação (DI BERNARDO; BRANDÃO; HELLER, 1999).

Nesse contexto, torna-se relevante o estudo da filtração lenta em diversas formas de operação. Nesse caso emprega-se a retrolavagem, melhorando a tecnologia e aumentando as chances de disseminação do seu uso, uma vez que é eficiente para situações conhecidas e tem potencial em outras ainda não tão bem estabelecidas, procurando-se garantir o mecanismo indicado como o mais influente no processo, a atividade biológica.

Além disso, sua operação, construção e manutenção condizem com a realidade brasileira que necessita do emprego de tecnologias sociais para uma efetiva universalização do acesso à água potável.

1.2 RELEVÂNCIA DO ESTUDO

Estudos relataram a importância da atividade biológica na remoção de protozoários, vírus e contaminantes emergentes por meio de filtração lenta (ROLPH; JEFFERSON; VILLA, 2012). São exemplos de contaminantes emergentes: cianotoxinas, perturbadores endócrinos, pesticidas e fármacos e produtos de cuidados pessoais, os PPCPs (do inglês *Pharmaceuticals and Personal Care Products*)(BARCELÓ; PETROVIC, 2008).

Essa dependência entre a remoção de patógenos, compostos orgânicos e os microrganismos do meio filtrante poderia ser influenciada pela operação do filtro. Isso por causa da influência que a retrolavagem poderia ter na biomassa do meio filtrante, algo ainda não estudado.

Por isso, pesquisas usando filtração lenta com retrolavagem recomendaram esse tipo de estudo pois os filtros, apesar de eficientes, apresentaram diferença na qualidade da água devido aos processos de limpeza, o que poderia ser explicado pela atividade biológica (SOUZA, 2013a, 2015; PIZZOLATTI et al., 2014).

1.3 QUESTÕES DE PESQUISA

Por conseguinte, o projeto pretende responder às seguintes questões:

- A comunidade microbiológica é mantida após a limpeza dos filtros lentos? Em quais parâmetros de qualidade de água influencia?
- Variáveis de projeto (ex.: processo de limpeza e taxa) podem melhorar ou piorar a eficiência de filtros lentos a fim de que os processos biológicos atuem de forma eficiente?
- A comunidade bacteriana no filtro é influenciada pelo processo de limpeza envolvendo a fluidificação do meio? Essa influência é considerada negativa ou positiva em relação à eficiência do processo de filtração?
- A contaminação da água com contaminantes orgânicos (ex.: fármacos e produtos de cuidados pessoal como cafeína, triclosan e DEET) pode influenciar no desenvolvimento de biomassa se a contaminação é constante? A remoção do contaminante está relacionada à biomassa?

1.4 HIPÓTESE

A atividade biológica é um mecanismo de filtração fundamental para o tratamento da água em filtros lentos retrolaváveis e as variáveis de projeto adotadas, assim como a presença de fármacos, fazem com que a biomassa se desenvolva de maneira diferenciada, alterando a qualidade da água produzida.

1.5 OBJETIVOS DO ESTUDO

1.5.1 Objetivo Geral

Estudar a comunidade microbiológica em filtros lentos retrolaváveis, levando-se em consideração a interação do processo de filtração lenta e diferentes condições de operação, como diferente água bruta, taxa de filtração e a recuperação do filtro após a retrolavagem.

1.5.2 Objetivos específicos

- Avaliar a comunidade microbiana remanescente após a retrolavagem e a recuperação das atividades biológicas após o processo e em diferentes condições de operação;
- Estudar a influência do emprego de diferentes taxas de filtração na atividade biológica como mecanismo de filtração e purificação em filtros lentos retrolaváveis;
- Avaliar o efeito da raspagem e retrolavagem dos filtros lentos na biomassa e comunidade microbiológica do meio filtrante;
- Avaliar a influência da remoção de Fármacos e Produtos de Cuidado Pessoal (DEET, cafeína e triclosan) e sua interferência na biomassa de filtros lentos retrolaváveis.

1.6 ESTRUTURA DA TESE

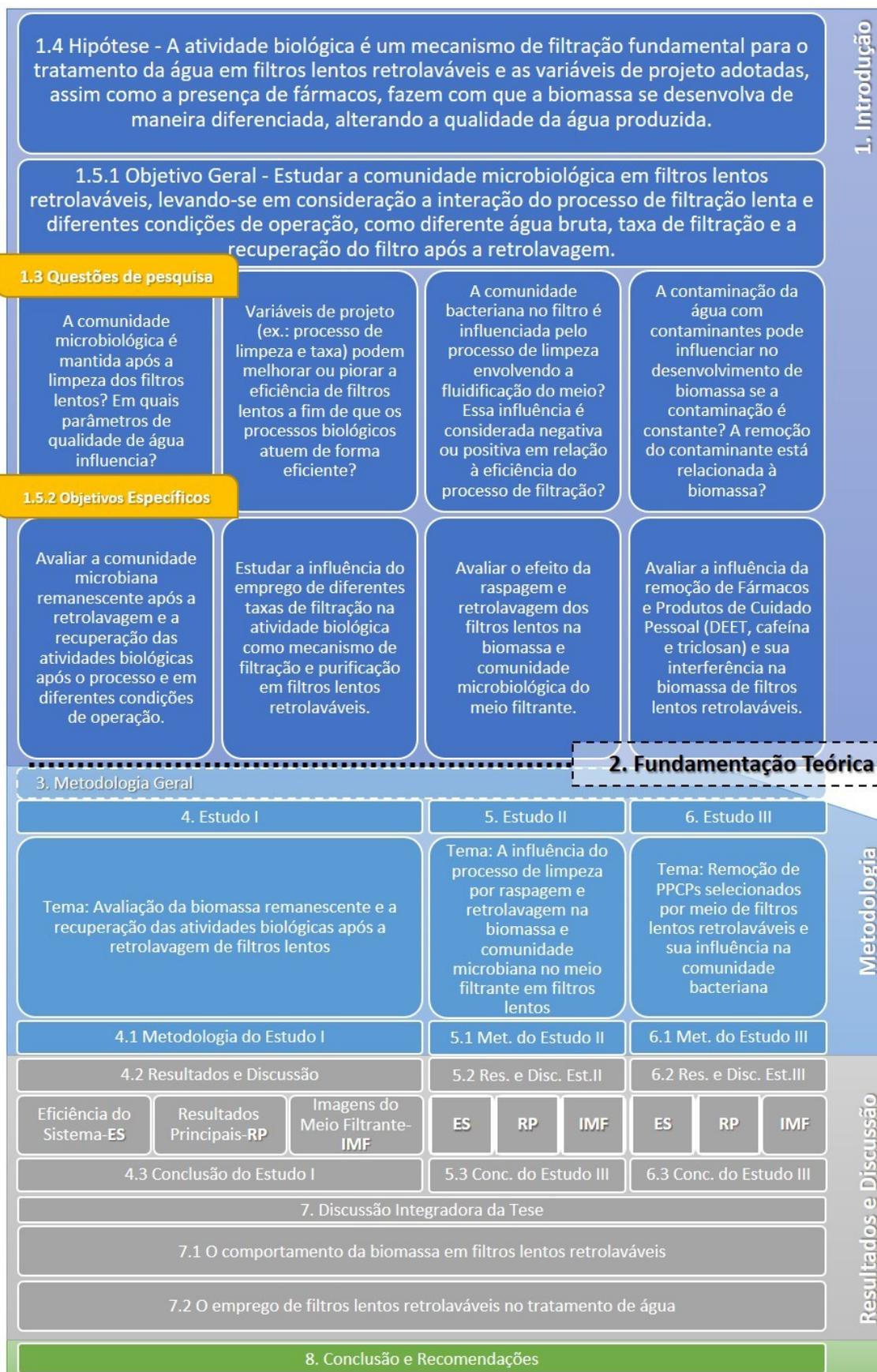
Na Figura 1 é apresentada a estrutura da tese para melhor acompanhamento do trabalho. Primeiramente é apresentada a fundamentação teórica dos temas abordados (Capítulo 2). A seguir, uma sessão geral de metodologias em comum para todo o trabalho (Capítulo 3). As questões de pesquisa e objetivos específicos estão interligados em três eixos, que foram referenciados como “Estudos I, II e III”. Cada estudo corresponde capítulos diferentes em estrutura de artigos completos (Capítulos 4, 5 e 6).

Cada estudo foca-se em um tema determinado e metodologias específicas são apresentadas. Os resultados são apresentados para cada caso, sendo uma subseção inicial

a respeito do monitoramento do sistema em termos de eficiência do tratamento e operação. Seguem subseções com os resultados principais sobre o tema, com base em análises específicas e suas relações com o funcionamento do sistema. Por fim, é apresentada uma discussão com base em imagens e microscopia. Cada estudo também tem sua própria conclusão.

Finalizando a tese, uma discussão integradora é apresentada discutindo como um todo os resultados dos três estudos e com uma visão geral do uso de filtros lentos retrolaváveis (Capítulo 7) e, finalmente, conclusões finais e recomendações são apresentadas (Capítulo 8).

Figura 1 – Estrutura da tese.



Fonte: o Autor.

2 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

2.1 A TECNOLOGIA DE FILTRAÇÃO LENTA

Sistemas de filtração lenta (FL) são conhecidos por sua simplicidade na construção e operação. Recursos locais podem ser utilizados, geralmente não há a necessidade de tratamento químico prévio ao filtro e, devido à isso, mão-de-obra especializada pode ser dispensada para a operação (GIMBEL; GRAHAM; COLLINS, 2006; SÁ, 2006; LANGENBACH et al., 2010; SOUZA et al., 2018).

Em filtros lentos a água é introduzida no filtro com baixas taxas de filtração (entre 3 e 12 m³/m².d), o que permite a remoção de material suspenso na superfície do meio filtrante por mecanismos físicos e a remoção de patógenos principalmente por meio da atividade biológica (HUISMAN; WOOD, 1974).

A filtração lenta é possivelmente uma das técnicas mais antigas para o tratamento de água em sistemas públicos. Ao longo dos anos perdeu espaço devido ao aparecimento de tecnologias mais avançadas, principalmente com o advento da coagulação/floculação seguida de decantação e filtração rápida, que necessita de menores áreas para implantação e são aplicáveis a água de qualidade mais comprometida (DI BERNARDO; BRANDÃO; HELLER, 1999).

Ainda assim, é uma tecnologia amplamente utilizada ao redor de todo o mundo (NAKAMOTO et al., 2014). Estudos recentes demonstram seu potencial de aplicação para as mais diversas situações, mantendo a FL no escopo de tecnologias de interesse para a purificação de água. São considerados sistemas mais “naturais” para o controle de microrganismos patógenos, subprodutos da desinfecção e recrescimento de microrganismos em redes de abastecimento, uma vez que a FL depende de atividades da comunidade biológica natural interagindo com os processos físico-químicos de separação (GIMBEL; GRAHAM; COLLINS, 2006; NAKAMOTO et al., 2014).

A nível domiciliar, estudos apontam que comunidades que não possuem acesso ao sistema público de abastecimento podem reduzir significativamente o risco da incidência de doenças diarreicas ao utilizar filtros lentos (FEWTRELL et al., 2005; CLASEN et al., 2006). Nessas áreas, a FL é considerada uma alternativa, carecendo apenas de cloração final para desinfecção da água (LOGSDON; KOHNE; ABEL, 2002; BRASIL, 2011;

NAKAMOTO et al., 2014).

Doenças diarreicas estão relacionadas com a morte de 1,8 milhão de pessoas anualmente, sendo crianças as mais vulneráveis (WHO; UNICEF, 2014). A FL relaciona-se com a mitigação de ocorrência das doenças infecciosas melhorando significativamente a qualidade da água em termos bacteriológicos (STAUBER et al., 2012).

No Brasil a FL é utilizada principalmente para a potabilização de água onde a instalação e operação de Estações de Tratamento de Água (ETA) convencionais com coagulação, floculação e decantação é algo inviável, devido à ausência de mão de obra especializada ou recursos econômicos compatíveis (DI BERNARDO; BRANDÃO; HELLER, 1999). Souza et al. (2018) relatam que 6% dos municípios de Santa Catarina utilizavam a FL como forma de tratamento em seu sistema de abastecimento público em 2015, sendo que em metade deles era o único processo (além de desinfecção) utilizado nas estações de tratamento de água (ETA).

Os mesmos autores reportam que, embora seja uma tecnologia simples, a aplicação da filtração lenta nem sempre é feita de maneira adequada, relatando o desperdício de meio filtrante durante a limpeza, colmatação em dias de chuva e falta de controle na qualidade do processo como os principais problemas na operação. Isso demonstra que o conhecimento da técnica, embora simples, não é evidente, sendo necessária a constante disseminação de informação sobre a tecnologia (SOUZA et al., 2018).

Vários estudos na área são desenvolvidos, contudo pouco se sabe sobre alguns dos mecanismos biológicos de filtração (NAKAMOTO et al., 2014). Soma-se a isso o crescente interesse por tecnologias sustentáveis, sociais e a capacidade de remover contaminantes de preocupação emergentes, fazendo com que a FL ainda seja objeto de inúmeros estudos até a atualidade.

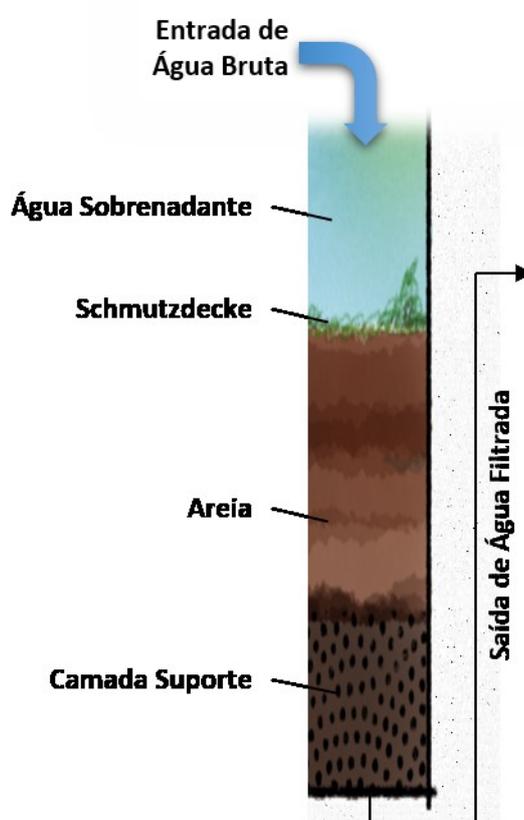
2.1.1 Princípios do processo

A filtração lenta consiste na passagem da água em baixas taxas de filtração por um meio filtrante poroso, geralmente areia. Essa passagem pela areia garante a ação dos mecanismos de filtração que fazem a purificação da água (HUISMAN; WOOD, 1974; DI BERNARDO; BRANDÃO; HELLER, 1999).

Os filtros lentos geralmente são descendentes, onde a água passa da parte superior do meio filtrante para a parte inferior e dessa maneira é drenada. Acima do meio filtrante

forma-se uma camada de água sobrenadante, onde processos biológicos e decantação também ocorrem (HUISMAN; WOOD, 1974; DI BERNARDO; BRANDÃO; HELLER, 1999; NAKAMOTO, 2011). Na superfície, a partir do material retido ou decantado, forma-se uma camada biológica superficial também chamada *schmutzdecke* (Figura 2). Por sua vez, nas camadas mais profundas, bactérias se desenvolvem formando biofilme (HUISMAN; WOOD, 1974).

Figura 2 – Schmutzdecke na filtração lenta convencional.



Fonte: o autor.

2.1.2 Mecanismos de filtração

Na filtração lenta a água passa pelo meio filtrante (areia) por onde é filtrada. Nessa passagem as impurezas particuladas ficam retidas ao entrar em contato com a superfície dos grãos. O material inerte que é retido geralmente é removido do filtro em seu processo de limpeza, enquanto o química ou biologicamente degradável pode ser transformado para outras formas, ficando retido no filtro (sendo removido com o material inerte na

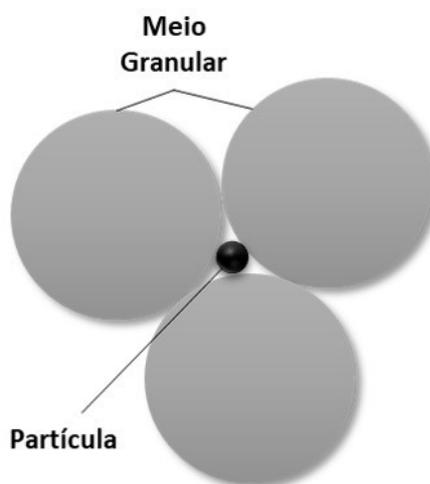
limpeza) ou saindo no efluente do filtro (BARRET et al., 1991).

As baixas taxas de filtração que são utilizadas na FL permitem que se atuem principalmente os mecanismos de filtração: mecanismos de transporte, aderência e purificação. Sendo esse último regido principalmente pelas atividade biológicas (HUISMAN; WOOD, 1974).

2.1.2.1 Mecanismo de Coagem

Na superfície, dentre os mecanismos de transporte, o mecanismo de coagem é o mais evidente. Partículas maiores que o espaçamento entre os grãos não passam pelo meio filtrante, ficando retidas independentemente da taxa de filtração. Partículas de um sétimo do diâmetro dos grãos no meio filtrante podem ficar retidas nos interstícios dos grãos e, por utilizar-se de areia fina, a FL pode reter inclusive partículas coloidais e bactérias (Figura 3) (HUISMAN; WOOD, 1974).

Figura 3 – Partícula coletada pelo meio granular.



Fonte: o autor.

Isso melhora com a aglomeração natural das partículas, fazendo com que fiquem maiores e mais facilmente retidas. No caso da FL, a formação do *schmutzdecke* contribui com esse mecanismo, acompanhado por um significativo incremento na perda de carga nos filtros (CAMPOS et al., 2002).

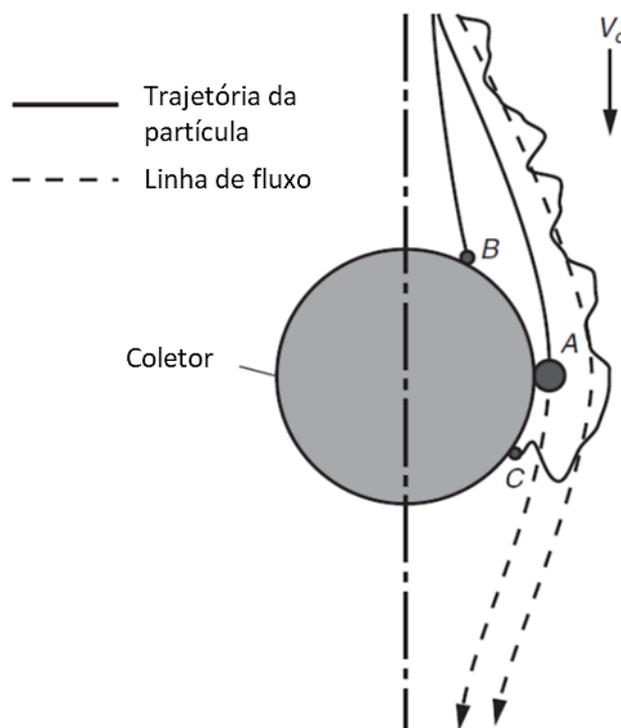
O *schmutzdecke*, também conhecido como camada biológica superficial, é uma camada composta por algas, bactérias e outros organismos presentes na água bruta que se depositam principalmente na camada superficial do meio filtrante. Ainda, está

relacionado com a redução de matéria orgânica e patógenos na água tratada e será discutido na seção 2.2.2 (p.46) (HUISMAN; WOOD, 1974; MCNAIR et al., 1987a; LUIS et al., 1999; MELO, 2006).

2.1.2.2 Mecanismos de transporte

Os principais mecanismos de transporte na filtração são: impacto inercial, ação hidrodinâmica, interceptação (A), difusão (C) e sedimentação (B), sendo a interceptação e a sedimentação os mais influentes na FL (Figura 4) (HUISMAN; WOOD, 1974; CRITTENDEN et al., 2012; FERREIRA FILHO, 2017).

Figura 4 – Mecanismos de transporte na filtração.



Fonte: Crittenden et al., (2012), traduzida.

No mecanismo de interceptação, devido ao escoamento laminar, partículas que passam próximas aos coletores a uma distância inferior à metade de seu tamanho tendem a ficar retidas (Figura 4, A) (HUISMAN; WOOD, 1974; CRITTENDEN et al., 2012; FERREIRA FILHO, 2017).

Por sua vez, a sedimentação (Figura 4, B) consiste na precipitação de material particulado na superfície dos grãos, ficando ali retido (HUISMAN; WOOD, 1974;

CRITTENDEN et al., 2012; FERREIRA FILHO, 2017). A área superficial disponível nos grãos é um fator importante para a influência desse mecanismo na FL (HUISMAN; WOOD, 1974).

2.1.2.3 Mecanismos de aderência

No mecanismo de aderência, as partículas em contato com a superfície dos grãos podem ficar retidas devido a forças eletrostáticas, de Van der Waals e de adesão, a mais relevante entre elas. No início da filtração, partículas coloidais tendem a não ser aderidas aos filtros, pois, assim como a areia, possuem cargas negativas. Contudo, durante o amadurecimento do filtro, partículas de cargas positivas podem aderir à superfície da areia, revertendo o processo (HUISMAN; WOOD, 1974).

Desse modo, partículas orgânicas são arrastadas e depositam-se na superfície dos grãos da parte mais superior na camada filtrante. Isso propicia a sobrevivência de microrganismos que formam um material viscoso, composta pelos próprios organismos, suas excretas e células mortas (HUISMAN; WOOD, 1974; MANZ; ENG, 2004).

2.1.2.4 Mecanismos de purificação

Mecanismos de purificação são aqueles envolvendo a complexa cadeia ecológica presente nos FL, sendo a atividade bacteriana o mecanismo mais importante de purificação durante a filtração (HUISMAN; WOOD, 1974; NAKAMOTO, 2014). Como citado anteriormente, os microrganismos estão presentes no meio filtrante, aderidos à superfície dos grãos ou no *schmutzdecke*, onde podem existir organismos predadores que se alimentam de bactérias. No meio filtrante a oxidação bioquímica diminui a concentração de matéria orgânica (HUISMAN; WOOD, 1974). Os processos envolvendo tais mecanismos são abordados na seção 2.2 (p.43).

2.1.3 Técnicas de aplicação

2.1.3.1 Filtros lentos convencionais

O principal uso da filtração lenta está associado à remoção de matéria em suspensão e organismos patogênicos, aplicando-se apropriadamente a mananciais de água com baixa turbidez. Apesar disso, águas com altos valores de turbidez poder ser suportadas em curtos períodos. Aplica-se ainda à remoção de sólidos precipitados provenientes de metais oxidados, após contato com o oxigênio no caso de captação em águas subterrâneas por exemplo (HUISMAN; WOOD, 1974; MCNAIR et al., 1987a; LUIS et al., 1999; MELO, 2006).

Uma das limitações desse processo é a demanda de maiores áreas em relação aos filtros rápidos para a produção da mesma quantidade de água tratada (fator que pode ser limitante quando a área é restrita). Outras limitações seriam: mão de obra para a limpeza e alteração da água tratada com grandes variações de qualidade da água bruta, como aumento de turbidez e presença de algas (HUISMAN; WOOD, 1974; MANZ; ENG, 2004).

Dentre suas vantagens, destacam-se a qualidade da água tratada, baixos custos de operação e manutenção e facilidade na construção, operação simples e barata, economia de água por necessitar de menos limpeza do que filtros rápidos, menor geração de lodos, com possibilidade de seu aproveitamento.

Na filtração lenta o filtro mais usual é o filtro lento descendente (convencional). Em sistemas desse tipo, o filtro é alimentado com água pela parte superior do meio filtrante, numa taxa de filtração reduzida e drenada pela parte inferior de onde é encaminhada para a desinfecção.

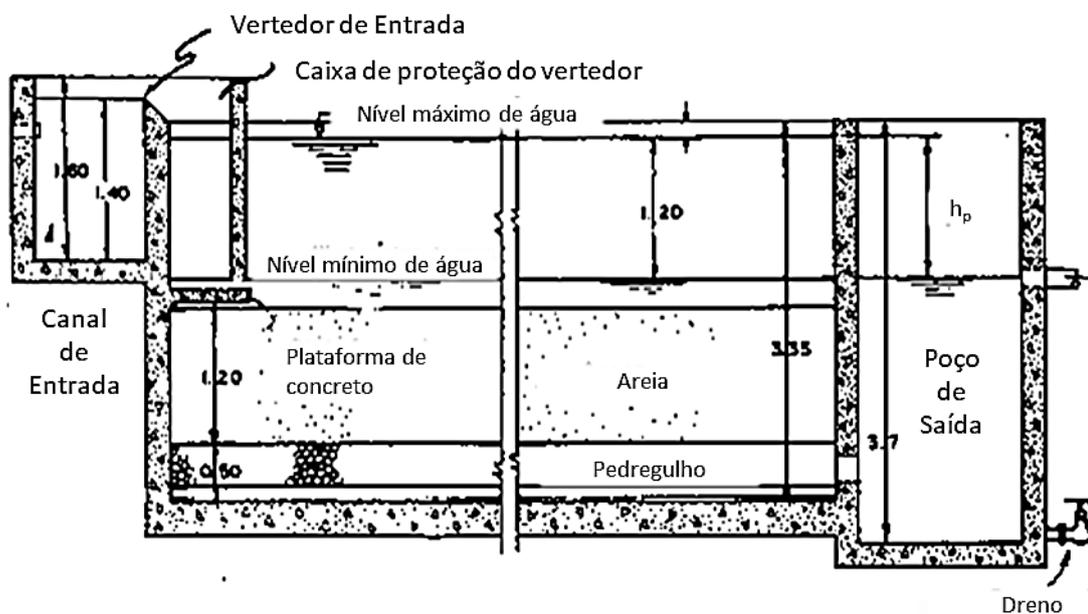
As principais características construtivas e operacionais de filtros lentos descendentes estão descritas na Tabela 1 e varia de acordo com a fonte. Um esquema de filtro lento descendente convencional (FLC) pode ser observado na Figura 5.

Tabela 1 – Características de filtros lentos convencionais.

Referências / Parâmetro	1	2	3	4	5
Profundidade do Meio Filtrante (m)	0,90 - 1,20	0,7 - 1,4	0,9 - 1,5	0,9 - 1,0*	0,9
Camada Suporte (m)	0,40 - 0,45	0,30	-	-	0,2
Altura da água na superfície (m)	1,0 - 1,5	1,0 - 1,5 (2,0 excepcionalmente)	0,9 - 1,8	-	-
Taxa de filtração ($m^3/m^2.d$)	2 - 14	2,5 - 8,6	1,9 - 6,0	3 - 6	< 6
Diâmetro Efetivo - d_{10} (mm)	0,30 - 0,35	0,15 - 0,35	0,15 - 0,30	0,15 - 0,30	0,25 - 0,35
Coefficiente de Uniformidade - CU	1,5 - 3,0	< 3,0 < 2,0 pref. < 1,5 custos mais elevados	< 2,5	2 a 5	< 3

Elaboração: o Autor. Referências: [1] Valencia (1981); [2] Huisman; Wood, (1974); [3] Crittenden et al. (2012); [4] Di Bernardo; Brandão; Heller (1999); [5] - ABNT (1992); * - espessura inicial.

Figura 5 – Filtro lento descendente de taxa constante.



Fonte: Valencia (1981), traduzida.

2.2 PROCESSO BIOLÓGICO DE PURIFICAÇÃO EM FILTROS LENTOS

Além do *schmutzdecke*, a atividade biológica ocorre na água sobrenadante no filtro e ao longo da profundidade do meio filtrante, na superfície dos grãos de areia (Figura 6). É influente na operação dos filtros, tanto na qualidade da água produzida, quanto no desenvolvimento da perda de carga no meio filtrante, fator determinante em sua operação.

Embora a atividade biológica seja apontada como o principal mecanismo de purificação em filtros lentos, estudos tendem a focar-se em variáveis operacionais sem levar em consideração a sua influência nas atividades biológicas de forma quantitativa (GRAHAM; COLLINS, 2014).

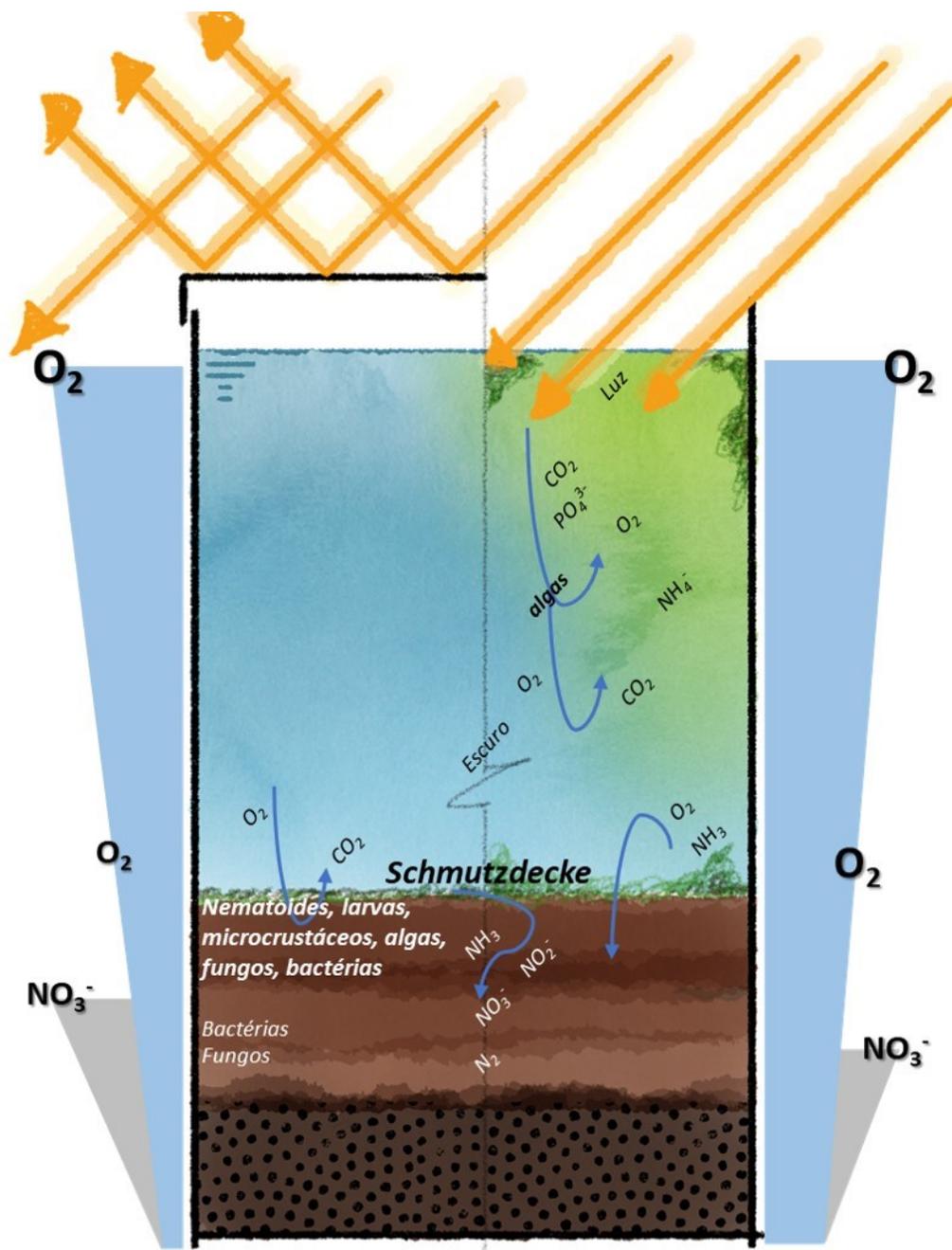
Devido à complexidade da relação dos processos físico-químicos e biológicos que ocorrem nos filtros, modelos aplicados à filtração lenta ainda não preveem o comportamento do processo de maneira satisfatória (GRAHAM; COLLINS, 2014). Campos; Smith e Graham, (2006a, 2006b) sugeriram um modelo de desenvolvimento de perda de carga considerando diversas variáveis, sendo o modelo mais completo proposto até o momento, pois leva em consideração diversas variáveis biológicas do processo e apresentou bons resultados no desenvolvimento de perda de carga. Por sua vez, Schijven et al. (2013) apresentaram um modelo capaz de prever a remoção de vírus nos filtros lentos.

A atividade biológica mais discutida em filtração lenta ocorre no *schmutzdecke*, na parte superior do meio filtrante, porém, atividades influentes em todo o processo podem ocorrer na água sobrenadante de filtros descobertos e abaixo do *schmutzdecke* na superfície dos grãos de areia (IWASE et al., 2006; NAKAMOTO, 2011).

Nakamoto (2014) sugeriu uma nova nomenclatura aos filtros lentos, alterando para sistema ecológico de filtração, levando-se em consideração a complexidade ecológica desse sistema e sua relação com o tratamento de água (Figura 7).

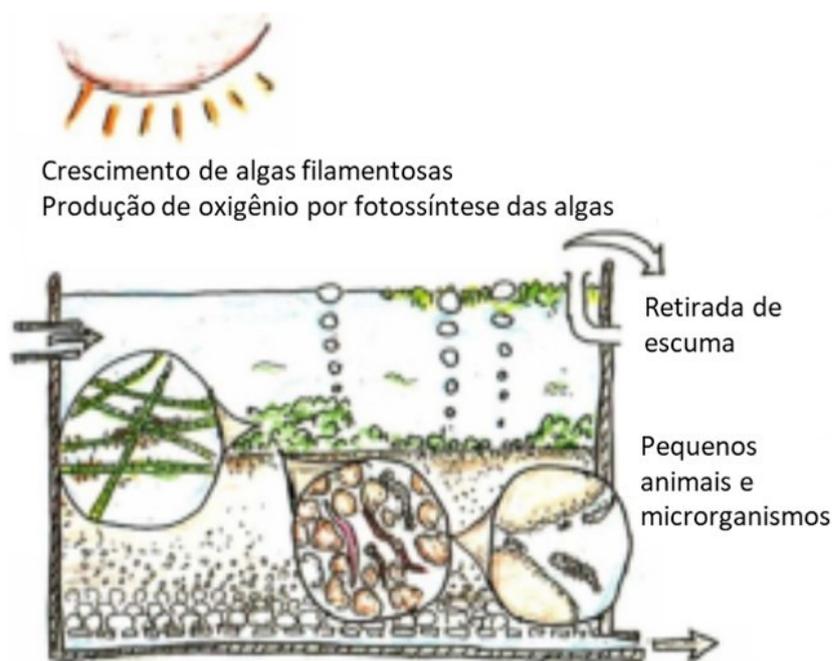
Considerando filtros de fluxo descendente, as atividades que ocorrem mais à superfície e têm influência naquelas à profundidade, assim como as condições hidráulicas e de operação dos sistemas (CAMPOS; SMITH; GRAHAM, 2006b; NAKAMOTO, 2014).

Figura 6 - Interações biológicas no filtro lento descendente.



Fonte: o autor.

Figura 7 – Cadeia ecológica em filtros lentos.



Fonte: Nakamoto (2014), traduzido.

Além da atividade biológica em diferentes partes do sistema, outras variáveis podem ser consideradas na atividade biológica em filtros lentos, também relacionadas entre si, como a temperatura, taxa de filtração e o aporte de oxigênio e nutrientes para o sistema.

2.2.1 Atividade biológica na água sobrenadante

Em filtros descobertos a incidência solar pode ser influente na atividade biológica propiciando o crescimento de algas no sistema, o que pode ser suprimido quando os filtros são cobertos ou estão à sombra. Algas são organismos autotróficos com a capacidade usar minerais simples como água, dióxido de carbono, nitratos e fosfatos para sua composição celular, sendo essa sua propriedade mais significativa nos processos de tratamento, sendo capazes de liberar oxigênio para o sistema (HUISMAN; WOOD, 1974). Por sua vez, o oxigênio dissolvido na água reage com compostos orgânicos, tornando-os mais assimiláveis por bactérias ou outros microrganismos (HUISMAN; WOOD, 1974; IWASE et al., 2006).

Outros fatores influenciam a incidência de algas em filtros lentos como o fluxo, profundidade e nutrientes, e quais espécies são dominantes podendo, devido a isso, divergirem daquelas dominantes no corpo receptor.

Estudos divergem quanto à incidência solar e o crescimento de algas em filtros lentos em termos de melhoria de operação. Alguns apontam que o crescimento de algas é fundamental para um bom aporte de oxigênio ao sistema, influenciando a atividade biológica no *schmutzdecke* e meio filtrante, melhorando a performance de tratamento e regulando o aumento da perda de carga no sistema (CAMPOS; SMITH; GRAHAM, 2006a; IWASE et al., 2006)

Outros autores apontam que o crescimento de algas pode causar um aumento mais rápido da perda de carga no sistema (JABUR, 2006). Há ainda aqueles que apontam que a quantidade de algas não tem influência nem no tratamento, nem no desenvolvimento de perdas de carga (KELKAR; TAJNE; DHAGE, 2009). Contudo, todas essas questões podem estar relacionadas ao tipo e da quantidade de algas desenvolvidas no sistema (HUISMAN; WOOD, 1974; KELKAR; TAJNE; DHAGE, 2009), o que pode explicar a divergência em estudos diferentes.

2.2.2 O *schmutzdecke*

Na parte superior do meio filtrante, conforme o processo de filtração avança, forma-se o *schmutzdecke*. Uma camada de material decantado ou retido na superfície pelo processo de filtração, formado por uma mistura de algas, protozoários, diatomáceas, rotíferos e bactérias. Essa camada compõe mais uma barreira por onde a água sobrenadante do filtro passa, sofrendo processos biológicos de tratamento como predação e degradação biológica, além de uma barreira física adicional ao meio filtrante (HUISMAN; WOOD, 1974; CAMPOS et al., 2002). Algas mortas e bactérias são consumidas no *schmutzdecke* e sais inorgânicos são liberados e compostos orgânicos nitrogenados são mineralizados e oxidados a nitrato (HUISMAN; WOOD, 1974).

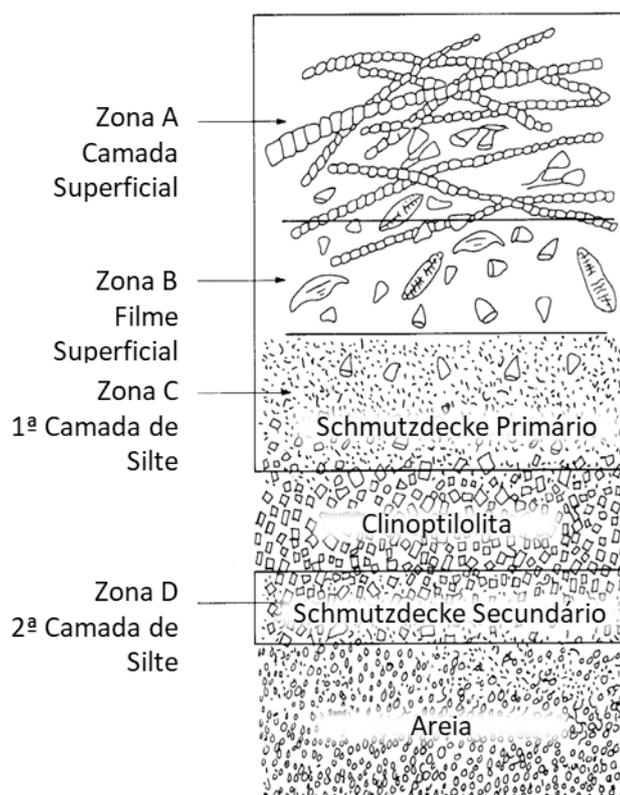
Bellinger et al. (1979) *apud* Campos (2002) apontam que as algas da água sobrenadante e do *schmutzdecke* liberaram até 30% de seus produtos fotossintéticos como substâncias extracelulares, que passam pelo filtro fornecendo substrato facilmente metabolizável à alguns dos organismos intersticiais do meio filtrante, particularmente bactérias.

É comum encontrar-se na bibliografia que o *schmutzdecke* não se forma em filtros cobertos, devido à ausência de luz, o que impossibilitaria a presença de algas no sistema. Porém as diferentes definições e interpretações do que é o(a) *schmutzdecke* permitem que

se afirma que a camada biológica se forme de maneira diferenciada em filtros cobertos, caracterizando-se como um ambiente oligotrófico, por exemplo (EIGHMY et al., 1992). A diversidade biológica nessa camada pode variar mesmo em filtros descobertos devido à sazonalidade ou características locais.

O crescimento e a composição do *schmutzdecke* foram examinados por McNair, Sims, et al. (1987) e quatro zonas distintas foram identificadas, porém com a predominância da presença de algas de diferentes formas ao longo da profundidade, sendo predominantes as filamentosas na superfície e unicelulares nas zonas mais profundas (Figura 8). Os autores também reportam que a Zona A, com predominância de algas filamentosas, era facilmente removida, enquanto as Zonas B e C permaneciam juntas formando uma camada, onde se identificavam predominantemente algas unicelulares. Na zona D poucas algas unicelulares foram identificadas.

Figura 8 - Caracterização do *schmutzdecke* em filtros com aperfeiçoados com camada de zeólita clinoptilolita.



Fonte: McNair, Sims, et al. (1987), traduzido.

O *schmutzdecke* tem grande impacto no aumento da perda de carga em filtros lentos (HUISMAN; WOOD, 1974; BELLAMY; HENDRICKS; LOGSDON, 1985; CAMPOS; SMITH; GRAHAM, 2006a). Contudo, os mecanismos responsáveis por isso não são bem

entendidos. Isso se deve, em parte, ao fato da complexidade dessa camada (CAMPOS, 2002).

2.2.3 Atividade biológica no meio filtrante

Por mecanismos de transporte e aderência, as partículas em contato com a superfície dos grãos do meio filtrante podem ficar retidas na superfície do material filtrante. No início da filtração, partículas coloidais tendem a não ser aderidas aos filtros, pois assim como a areia, possuem cargas negativas. Contudo, durante o amadurecimento do filtro, partículas de cargas positivas podem aderir à superfície da areia, revertendo o processo (HUISMAN; WOOD, 1974).

Desse modo, partículas orgânicas são arrastadas e depositam-se na superfície dos grãos da parte mais superior na camada filtrante. Isso propicia a sobrevivência de microrganismos que formam um biofilme, composto pelos próprios organismos, suas excretas e células mortas (HUISMAN; WOOD, 1974; NAKAMOTO, 2011, 2014).

O biofilme pode cobrir a areia em camadas de meio filtrante até 40 cm em média, onde se estabiliza. Nas camadas profundas há diferentes formas de vida, porém, a maior atividade é reportada na superfície, onde há maior quantidade de alimento, sendo relatada ainda a participação de algas (MCNAIR et al., 1987b; HER et al., 2008; HAIG et al., 2014b).

Filtros lentos contém uma população microbiológica extensiva que é nutricionalmente diversa e capaz de biodegradar matéria orgânica solúvel. É reportado que a raspagem dos filtros mantém altas taxas de atividade metabólica e estimula o crescimento de biomassa no material filtrante (COLLINS et al., 1991). A biomassa na areia decai com a profundidade, porém, aumenta com o tempo, aumentando a perda de carga e colmatando o filtro (CAMPOS et al., 2002).

Estudos reportaram processos de nitrificação e desnitrificação em filtros lentos ao longo do meio filtrante, devido às variações de condições nutricionais e ausência de oxigênio (NAKHLA; FAROOQ, 2003; MERMILLOD-BLONDIN; MAUCLAIRE; MONTUELLE, 2005; ASLAN; CAKICI, 2007).

2.3 FILTRAÇÃO LENTA COM RETROLAVAGEM

A retrolavagem como alternativa à raspagem de filtros lentos é estudada há mais de quinze anos. Diversos estudos foram realizados para o desenvolvimento e aperfeiçoamento do filtro lento com retrolavagem (FLR) até que se chegasse ao modelo atual. PIZZOLATTI et al. (2014) recomenda a aplicação da FLR em filtros de menor escala (como comunitária ou residencial), uma vez que a retrolavagem é melhor aplicada a sistemas desse tipo, uma vez que a raspagem é trabalhosa.

Evidências de seu uso foram relatadas por Souza et al. (2018) no estado de Santa Catarina. Um sistema para abastecimento municipal utilizava a retrolavagem para a limpeza dos filtros e alguns outros apenas para desprender o material retido na superfície do filtro, sem expansão do meio filtrante.

A filtração lenta ainda é recomendada para o tratamento de água de abastecimento pela Fundação Nacional de Saúde (FUNASA) e já foi tema do Programa de Pesquisa para o Saneamento Básico (PROSAB) (DI BERNARDO; BRANDÃO; HELLER, 1999; FUNASA, 2019b). Souza et al. (2018), em estudo realizado no estado de Santa Catarina, chamam atenção para a tecnologia e constataram que ainda faltam conhecimentos básicos a seu respeito, algo fundamental para a preservação e disseminação da tecnologia e sua boa operação onde é empregada. Apesar disso, relatam-se também melhorias empregadas isoladamente, como lavadores de areia, cobertura de filtros, métodos diferenciados de esvaziamento e limpeza dos filtros, e até mesmo retrolavagem. Sinais de que a tecnologia ainda evolui.

Ao longo dos anos, estudos realizados por pesquisadores da Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC) a respeito da filtração lenta resultaram em parcerias que fizeram a tecnologia avançar. A exemplo cita-se a Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina (EPAGRI) onde o filtro lento com retrolavagem foi desenvolvido em escala real (SOARES, 2007). Atualmente, a tecnologia de filtração lenta está presente em propriedades rurais sob orientação da empresa, que possui o próprio modelo de filtro, o filtro Imaruí, cadastrado de tecnologias sustentáveis na plataforma da Organização das Nações Unidas para a Alimentação e a Agricultura (*Food and Agriculture Organization*, FAO) (EPAGRI, 2017).

Por meio do projeto de Tecnologias Sociais de Gestão da Água (TSGA), financiado pela Petrobras, foram instalados filtros lentos com retrolavagem em escolas no interior

do estado, realizadas oficinas com produtores rurais a respeito de saneamento e geradas cartilhas para o uso da tecnologia (BELLI FILHO et al., 2015). Mais recentemente no interior do estado, inspirado pelos estudos de filtração lenta, foi realizado um projeto em conjunto com uma dissertação de mestrado da UFSC, o Consórcio Intermunicipal da Serra Catarinense para o Saneamento e à Sanidade dos Produtores Rurais (CISAMA) e a Universidade do Estado de Santa Catarina (UDESC). Foi desenvolvido um sistema alternativo para tratamento de água de nascentes e aplicado em quatro propriedades rurais com agroindústria. Tal sistema garantiu a segurança alimentar na produção e a obtenção das permissões por parte da vigilância sanitária integrando recuperação de nascentes e a melhoria da qualidade e acesso à água (CARNEIRO et al., 2016).

Esses são exemplos do conhecimento obtido em pesquisas e apoiado por medidas públicas, gerando resultados de bem-estar social a longo prazo. Espera-se que resultados de longos anos de pesquisa com filtração lenta na UFSC sejam contínuos e permitam a contribuição com o desenvolvimento da tecnologia devido à troca de experiências entre os países e instituições envolvidas, levando a experiência da retrolavagem desenvolvida na UFSC, trazendo mais conhecimentos a respeito da aplicação da tecnologia em diferentes escalas, e por fim, a potencialização dessas tecnologias pela rede de pesquisa formada.

São apresentados nessa seção os principais estudos envolvendo o uso de retrolavagem e filtração lenta que levaram à concepção do sistema existente, apontando melhorias que ainda podem ser estudadas para otimização desse tipo de sistema.

2.3.1 Concepção do filtro lento retrolavável e parâmetros influentes no projeto

A concepção do filtro lento com retrolavagem veio da fusão de duas tecnologias, a filtração lenta e a filtração rápida, mais especificamente a retrolavagem dos filtros rápidos. Assim, combinam-se a filtração em baixa taxa e o sistema de limpeza por retrolavagem. Na Tabela 2 são apresentadas as principais características de ambos os filtros.

As principais diferenças entre as características dos filtros são devidas às taxas de filtração aplicadas, características do meio filtrante, etapas anteriores no processo de tratamento e sistema de limpeza.

Tabela 2 – Principais características de filtros lentos e rápidos.

Legenda: ¹ Se há ajuda de polímeros; ² Camada simples, sem estudo de tratabilidade; ³ Camada dupla, sem estudo de tratabilidade; ⁴ Faz considerações sobre a produção efetiva; ⁵ Total, areia e outro meio filtrante; ⁶ Camada simples, sem estudo de tratabilidade; ⁷ Camada simples, sem estudo de tratabilidade.

	Filtração Lenta			Filtração Rápida		
	[1]	[2]	[3]	[1]	[2]	[4]
T (m ³ /m ² .d)	1,9 – 6,0	< 6	2,5 - 8,6	<300 (<600) ¹	< 180 ² < 360 ³	- ⁴
L (cm)	90 – 150	> 90	70 - 140	60 - 76 230 – 300	> 45 > 25	60 – 70 60 – 90 ⁵
d₁₀ (mm)	0,15 – 0,30	0,25 - 0,35	0,15 - 0,35	0,4 – 0,8	0,45 - 0,55 ⁶ 0,40 - 0,45	0,45 - 0,55 ⁷ 0,9 - 1,1
CU	< 2,5	< 3,0	< 3,0	1,3 – 1,7	1,4 - 1,6	< 1,7

Limpeza Raspagem Retrolavagem

Elaboração: o Autor; **Referências:** Crittenden et al., (2012) [1]; ABNT, (1992) [2]; Huisman e Wood, (1974) [3]; Di Bernardo e Dantas (2005b) [4].

A taxa de filtração está relacionada aos mecanismos de filtração de cada tipo de filtro. Enquanto em filtros lentos as taxas recomendadas estão entre 1,9 e 8,6 m³/m² d, na filtração rápida as taxas mais usuais chegam a ser 200 vezes maiores, entre 180 e 360 m³/m² d, isso faz com que os mecanismos de filtração mais influentes em cada tecnologia sejam diferenciados (Tabela 2).

Na filtração rápida há predominância dos mecanismos de transporte, aderência e desprendimento (DI BERNARDO; DANTAS, 2005a), enquanto na filtração lenta a dos mecanismos de transporte, aderência e ação biológica, sendo essa última considerada a principal na filtração lenta (HUISMAN; WOOD, 1974).

No caso da filtração rápida há a possibilidade de filtração em profundidade, sendo interessante quando o processo de coagulação é o de neutralização de cargas, uma vez que mecanismos de transporte e aderência ao longo da profundidade do meio são os mais importantes. Por isso, leitos mais profundos são utilizados, sendo em alguns casos utilizados outros materiais como meio filtrante, fazendo-se dupla camada com antracito, por exemplo (DI BERNARDO; DANTAS, 2005a; CRITTENDEN et al., 2012). Na FL a filtração tende a ocorrer na superfície da camada filtrante, onde ocorre o maior incremento de perda de carga (CAMPOS et al., 2002), contudo, leitos mais profundos são convenientes por causa da raspagem. Nesse processo o *schmutzdecke* é retirado junto a parte superficial do leito, diminuindo sua profundidade, porém reestabelecendo o fluxo de filtração. Usualmente a parte de areia retirada é limpa fora do filtro e estocada até o momento em que o nível atinge uma profundidade mínima, aceitável para a FL (40 – 60 cm), e toda a areia é repostada no filtro (HUISMAN; WOOD, 1974; BARRET et al., 1991; DI BERNARDO;

BRANDÃO; HELLER, 1999).

Com a combinação da filtração lenta com a retrolavagem, adaptações puderam ser sugeridas na filtração lenta devido ao sistema de limpeza, como o meio filtrante de menor profundidade, uma vez que todo o meio é limpo na retrolavagem e não há necessidade de estoque de areia. A granulometria deve permanecer a mesma para a FL, no entanto o coeficiente de uniformidade (CU) aceitável sugerido é o aceitável para uma boa retrolavagem (CU < 1,7, Tabela 2).

Os estudos realizados podem ser classificados em três grupos: o meio filtrante, a hidráulica do sistema e, por fim, a filtração e sua eficiência. Assim, os estudos apresentados para a aplicação da filtração lenta com retrolavagem são categorizados:

- **Meio filtrante:** profundidade aceitável para uma boa retrolavagem com boa qualidade de água produzida.
- **A hidráulica do sistema:** Funcionamento do sistema, perdas de carga e quantidade de água necessária para a retrolavagem.
- **Eficiência de filtração:** diversos sistemas foram estudados e os resultados são compilados.

Com esses estudos pôde-se chegar a conclusões a respeito da operação do filtro de maneira geral e em relação aos custos do sistema, dessa maneira, os estudos culminaram em um projeto de filtro em escala municipal (7 L/s) apresentado para um estudo em parceria com a FUNASA em 2017 (SENS et al., 2017a).

2.3.2 O meio filtrante em filtros lentos retrolaváveis

As características do meio filtrante têm relação com os mecanismos de filtração, sendo os menores diâmetros efetivos os mais eficientes na remoção de turbidez, no entanto, isso influencia diretamente no desenvolvimento da perda de carga (SOUZA, 2013a; PIZZOLATTI, 2014). Assim, os dois parâmetros devem ser balanceados para uma melhor operação dos filtros. Em filtração lenta os diâmetros efetivos usuais são menores que os utilizados na filtração rápida (Tabela 2).

Em relação à forma dos grãos, meios de superfície desuniforme estão mais propensos à adesão de coloides e microrganismos, facilitando a filtração. O diâmetro efetivo também pode influenciar na retrolavagem, os menores são de mais fácil expansão, sendo necessária menor velocidade de aproximação para sua fluidificação (SOUZA et al.,

2016).

Outro fator influente é o coeficiente de uniformidade, sendo os coeficientes maiores aqueles mais fáceis de serem adquiridos e os menores os que mais inibem a penetração de impurezas. Para a filtração lenta recomenda-se coeficiente de uniformidade até 3, no entanto para retrolavagens de filtros rápidos recomendam-se até 1,7 pela possibilidade de estratificação do meio, o que não é interessante para filtros descendentes (Tabela 2).

Em filtros ascendentes di Bernardo e Dantas (2005a) recomendam coeficiente de uniformidade entre 1,5 e 1,8, uma vez que certa estratificação é interessante quando o fluxo é ascendente. Com a estratificação, a filtração ocorreria em maior profundidade no sentido de diminuição dos grãos, aumentando a duração da carreira de filtração.

2.3.2.1 Coeficiente de uniformidade e tamanho efetivo

O tamanho efetivo do meio filtrante mostrou-se como um parâmetro influente no funcionamento do filtro. Emmendoerfer (2006) relatou a estratificação do meio filtrante após a retrolavagem, prejudicando as carreiras de filtração, fazendo-se necessário o uso de coeficientes de uniformidade menores, como é indicado em filtros rápidos (Tabela 2).

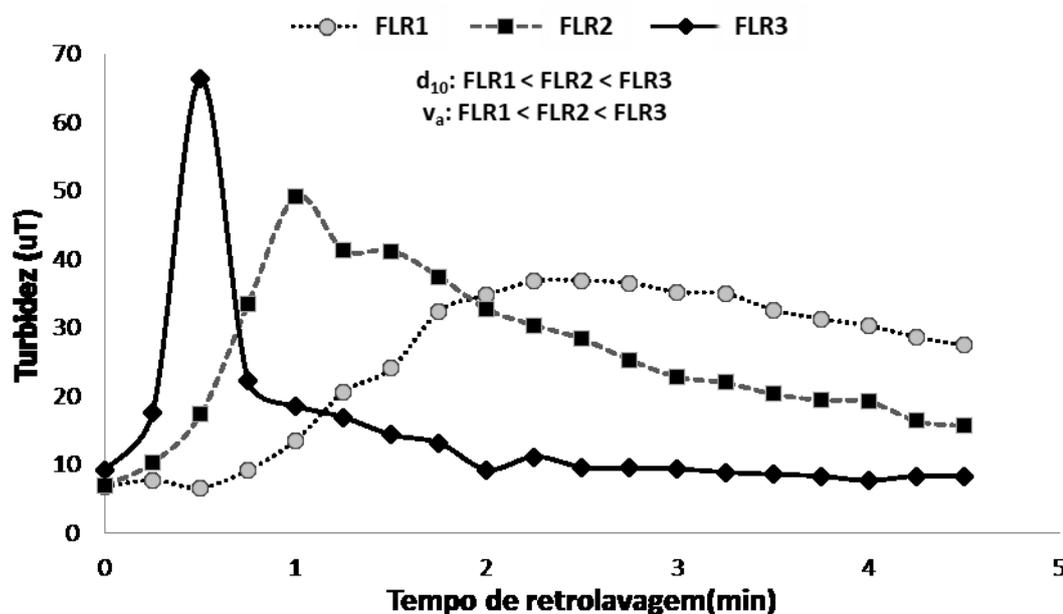
Em relação à limpeza, meios filtrantes de menor tamanho efetivo necessitam de baixa velocidade de aproximação para a sua expansão. Estudos de retrolavagem envolvendo tamanhos efetivos diferentes mostraram que, devido às velocidades de aproximação diferenciadas, o comportamento da limpeza também varia para as mesmas condições de operação (Figura 9). Quanto maior a velocidade de aproximação, maior é o pico de turbidez da água de retrolavagem e mais cedo ele ocorre. Quanto maior o pico, maior é a queda da turbidez em seguida, o que faz com que a limpeza seja encerrada com a água de lavagem com turbidez ainda maior do que a água utilizada na lavagem em alguns casos (SOUZA, 2013a; PIZZOLATTI, 2014) ou necessite de mais tempo em outros (POERSCH, 2012).

Quanto ao diâmetro efetivo, diâmetros menores apresentam melhor qualidade em termos de remoção de turbidez e cor aparente, contudo, em estudos relacionados à remoção de cistos de *Giardia* spp. e *Cryptosporidium* spp. o comportamento foi contrário (PIZZOLATTI, 2014; GOMES, 2015). Esses estudos avaliaram a remoção dos cistos nas horas iniciais de filtração, o que pode ter influenciado o tratamento, uma vez que o filtro com o meio filtrante de maior tamanho efetivo fica mais limpo e provavelmente

reestabelece a sua porosidade efetiva de maneira mais eficiente.

Figura 9 – Comportamento da turbidez em retrolavagem de filtros lentos em função da velocidade.

Legenda: FLR – Filtro lento retrolavável; d_{10} – Diâmetro efetivo; v_a – Velocidade de aproximação.



Fonte: Souza et al. (2016), adaptado.

Nos mesmos estudos, filtros operados paralelamente onde se utilizava a raspagem como método de limpeza, apresentaram resultados contrários, menores meios filtrantes removeram mais, como era esperado (PIZZOLATTI, 2014; GOMES, 2015). Outro indício de que a influência do meio filtrante na qualidade de água estava relacionada à limpeza.

O tamanho efetivo também está diretamente relacionado às perdas de carga no meio filtrante durante a filtração. O comportamento em estudos utilizando a mesma água e filtros com tamanhos efetivos diferenciados apresentaram resultados coerentes com o que se conhece em filtração, menores tamanhos efetivos apresentaram maior perda de carga inicial, acarretando em menor carreira de filtração (SOUZA, 2013a; PIZZOLATTI, 2014; GOMES, 2015; SOUZA et al., 2016).

2.3.2.2 Profundidade da camada filtrante

O maior aporte na perda de carga em filtros lentos é devido à formação do *schmutzdecke* na superfície do meio filtrante, contudo, ao longo da profundidade do meio, mecanismos físico-químicos de filtração ainda estão atuantes, além da oxidação bioquímica de compostos que tomam parte no processo de tratamento (HUISMAN;

WOOD, 1974).

A atividade biológica e a biomassa decaem ao longo da profundidade do meio filtrante (CAMPOS; SMITH; GRAHAM, 2006a) e a cerca de 40 a 50 cm a atividade bacteriana é reduzida em filtros descendentes (EIGHMY et al., 1992; ELLIS; AYDIN, 1995; CALVO-BADO et al., 2003; MURTHA; HELLER, 2003) ou ascendentes (MURTHA; HELLER, 2003).

Emmendoerfer (2006) estudou a influência da profundidade do meio filtrante em FLRs, porém, o autor teve dificuldades em determinar a melhor opção (entre 50, 40 e 25 cm) em termos de carreira de filtração e qualidade de água tratada. O autor atribui isso ao fato das carreiras serem muito curtas, porém, é mais uma evidência de que o processo ocorre na parte superficial da camada filtrante, diminuindo com a profundidade. O autor avaliou a qualidade de água em termos de turbidez, cor e coliformes. Foi recomendado leito de 40 cm pela carreira de filtração mais longa e com menor quantidade de leito filtrante, corroborando com os estudos de FL. Vale ressaltar que diversos estudos apontam a profundidade do leito filtrante como uma barreira a contaminantes – como cistos de protozoários – sendo conveniente a manutenção de um leito filtrante profundo o bastante para a eficiência do efluente sem prejudicar a operação.

Outros trabalhos com FLRs tiveram bons resultados aplicando 40 cm de camada filtrante, removendo cor e turbidez (POERSCH, 2012; ISHII, 2013; SOUZA, 2013a; PIZZOLATTI et al., 2014; CARNEIRO et al., 2016; SOUZA et al., 2016; STÜPP, 2016), coliformes e cianobactérias (PIZZOLATTI, 2010; SOUZA, 2015; SOUZA; MONDARDO; SENS, 2017), cistos de protozoários e agrotóxicos (MICHELAN, 2010; PIZZOLATTI, 2014; GOMES, 2015).

2.3.2.3 Fluidificação da camada filtrante

Na retrolavagem é feita a passagem de água em velocidade suficiente para expandir, fluidificar e limpar o meio filtrante. Geralmente a água utilizada é filtrada pelo próprio sistema, entretanto, existem estudos de sistemas de limpeza com água bruta (PIZZOLATTI, 2010, 2014; ISHII, 2013; SOUZA, 2015).

A fluidificação é atingida quando a resultante das forças peso e empuxo é reduzida durante a retrolavagem devido às forças de arraste que agem sobre os grãos de areia. Ao atingir-se uma velocidade mínima de fluidificação, as pressões entre os grãos devido a

essas forças tornam-se zero. A partir disso a fluidificação é iminente. A qualquer velocidade acima da velocidade mínima de fluidificação o meio manter-se-á fluidificado e a perda de carga será constante (HENDRICKS, 2011).

Considera-se que para uma boa limpeza o meio filtrante deve estar parcialmente ou totalmente fluidificado, dessa maneira, é necessária uma velocidade mínima de fluidificação para que todo o meio filtrante se encontre fluidificado.

Fluidificado, o meio expande-se proporcionalmente à velocidade aplicada. Marnoto (2008) estudou a influência da expansão do meio filtrante na eficiência do filtro. Foram operados seis FLRs com expansões variando entre 5 e 30%. Os filtros não apresentaram diferença na eficiência do tratamento em termos de qualidade de água produzida. Em relação às carreiras de filtração, nenhuma relação foi encontrada, contudo, o autor recomenda mais estudos, uma vez que apenas três carreiras foram analisadas.

Tal comportamento pode advir do fato de que o maior aporte de perda de carga deve-se à formação do *schmutzdecke* na superfície da camada filtrante, como relatado por Campos, Smith e Graham (2006b), indicando que pode não ter sido removido ou rompido com a expansão.

Uma das principais diferenças entre a retrolavagem e a raspagem é que na retrolavagem todo o meio filtrante é misturado em um período mais curto se comparado aos filtros lentos convencionais (FLC), uma vez que apenas a parte superficial é removida por raspagem. CAMPOS et al. (2002) afirmam que a biomassa nos FLCs se acumula com o tempo. Souza (2013) relata que, enquanto as perdas de carga iniciais em sistema piloto de FLRs se mantiveram praticamente constantes, em FLCs ao longo do tempo a perda de carga inicial aumentava, indicando um acúmulo de material no filtro que não acontece nos FLRs. Em filtros em escala real esse problema também pode acontecer, contudo é minimizado pela retirada consecutiva de meio filtrante e inversão do leito no momento da reposição (HUISMAN; WOOD, 1974). Tais problemas também foram relatados em filtros em Santa Catarina (SOUZA et al., 2018).

Contudo, esse acúmulo influencia positivamente no tratamento, fazendo com que os FLCs se recuperem mais rapidamente após a limpeza. Tal acúmulo não é evidenciado na mesma ordem de grandeza pela perda de carga analisada em estudos com FLR e a biomassa em si jamais foi estudada, tampouco sua influência pela fluidificação.

Outro fator importante na fluidificação é a velocidade de aproximação da água expandindo o meio. A velocidade da água está diretamente relacionada ao volume de água

utilizado para a retrolavagem, o que implica na renovação da água no filtro durante a limpeza. Maiores velocidades implicam numa maior renovação o que pode ser uma desvantagem em sistemas em que velocidades menores são utilizadas para a fluidificação, pois pode ocorrer a fluidificação e o desprendimento da sujeira, contudo, não será arrastada para fora do filtro (SCHÖNTAG, 2015).

As consequências disso em FLRs não foram estudadas e podem ser variadas. Estudos apontam que essa limpeza ineficiente pode estar relacionada à eficácia do tratamento (MARNOTO, 2008; SOUZA et al., 2016; SENS et al., 2017a).

2.3.2.4 Camada suporte

Geralmente a camada suporte tem apenas a função de facilitar a drenagem da água filtrada, de modo a impedir a entrada de meio filtrante nos drenos, entupindo-os. Essa afirmação está relacionada a filtros lentos descendentes, contudo, em filtros lentos ascendentes essa camada tem participação na filtração, pois, nesse caso, é a primeira camada porosa em que a água entra em contato (COSTA, 1980; MURTHA, 1998; SOUZA, 2015; SOUZA; MONDARDO; SENS, 2017).

Acredita-se ainda que essa camada tenha comportamento semelhante a pré-filtros, oferecendo mais um conjunto de barreiras às impurezas da água, assemelhando-se à sistemas de filtração em múltiplas etapas (MURTHA, 1998; SOUZA, 2015). Entretanto, nos filtros são aplicadas menores taxas de filtração em relação às empregadas em pré-filtros (7,2 a 24 m³/m².d) (WEGELIN, 1996).

Costa (1980) afirma que os mecanismos físicos de remoção são predominantes em FLA, uma vez que não é formado o *schmutzdecke*. Todavia, Murtha (1998) relatou atividade biológica até cerca de 35 cm de profundidade (em relação ao fundo) no meio filtrante.

Souza (2015) analisou a capacidade do meio suporte em reter impurezas. Foram utilizadas colunas com 80 cm de profundidade e meio filtrante de pedregulho variando de ¼" a ½", 1/8" a ¼" e 1/10" a 1/8". À 17 cm de profundidade foi relatada a remoção de 43% a 58% da turbidez, 23% a 30% de cor verdadeira, 31% a 59% de células de *Cylindrospermopsis raciborskii* e 56% a 74% de coliformes totais. Além de remoção significativa de carbono orgânico total (COT) e dissolvido (COD), e *Escherichia coli* que, somados ao consumo de oxigênio dissolvido (OD), dão evidências de que há atividade

biológica nas colunas. As remoções mais significativas foram geralmente nos primeiros centímetros de filtração. Essa capacidade de tratamento da camada suporte é interessante na operação do filtro, uma vez que pode atuar como pré-filtro no próprio filtro, amenizando picos de turbidez devido à variação da qualidade de água a ser tratada ou poupando o meio filtrante, aumentando as carreiras de filtração (MURTHA, 1998; SOUZA, 2015).

Além de influenciar na operação, há um acréscimo na perda de carga nessa camada ao longo do tempo, devido ao material retido (SOUZA, 2015). Esse acréscimo na perda de carga influencia na perda de carga do meio filtrante e na limpeza do filtro. Durante o processo de retrolavagem, a perda de carga na camada suporte colmatada é alta e reduz a velocidade de aproximação do meio filtrante (OLIVEIRA, 2017), e conseqüentemente a sua expansão. Por isso, é recomendada pelos autores a descarga de água na interface anteriormente à retrolavagem (SOUZA, 2015; OLIVEIRA, 2017).

Em FLA convencionais o procedimento de limpeza proposto é a descarga de fundo (COSTA, 1980; VALENCIA, 1981; MURTHA, 1998; SOUZA, 2015), contudo, com o acúmulo de material retido nas camas suporte e filtrante, a perda de carga durante a limpeza faz com que a carga hidráulica necessária para uma limpeza eficiente seja muito elevada (SOUZA, 2015; OLIVEIRA, 2017). Mesmo com o meio limpo, devido ao baixo d_{10} da areia utilizada, a perda de carga nessa camada têm influência da limpeza (OLIVEIRA, 2017).

Dessa maneira, seguindo modelos de filtros apresentados para filtração rápida (DI BERNARDO; DANTAS, 2005b), Souza (2015) propôs a utilização de descarga de fundo com entrada de água na interface entre areia e camada suporte. Assim, a limpeza ocorre apenas na camada suporte, poupando o meio filtrante. Assim, obtém-se melhores condições de operação ao aplicá-la de maneira intermediária (20 cm de perda de carga) ao longo da carreira de filtração, evitando acúmulo de sólidos nessa camada. Recomendou-se ainda um máximo de 70 cm de perda de carga total no sistema. A descarga com entrada de água na interface também foi recomendada antes da retrolavagem, necessária para a limpeza do meio filtrante, diminuindo a perda de carga ocasionada pela camada suporte e, conseqüentemente, otimizando a retrolavagem.

2.3.3 Hidráulica dos filtros lentos retrolaváveis

2.3.3.1 Direção do Escoamento

Sistemas com FLR descendentes foram amplamente estudados e recentemente filtros lentos ascendentes (SOUZA, 2015; SOUZA; MONDARDO; SENS, 2017) e filtro bifluxo – operando em ambos os sentidos ao mesmo tempo (WORMA et al., 2017).

A direção do fluxo influencia na formação do *schmutzdecke* e estudos consideram que a camada não se forma em filtros ascendentes (COSTA, 1980; MURTHA, 1998). Outra particularidade é que os filtros com fluxo ascendente necessitam de câmara de carga para propiciar a passagem da água pelo meio filtrante, portanto, não há decantação na superfície da camada filtrante.

Estudos com filtração lenta convencional descendente foram realizados para o tratamento de água na Lagoa do Peri (PIZZOLATTI, 2010, 2014; POERSCH, 2012; ISHII, 2013; SOUZA, 2013a, 2015; PIZZOLATTI et al., 2014; SOUZA; MONDARDO; SENS, 2017). Todos os filtros foram operados a $4 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$, mas variam em algumas características, como o área de filtração, diâmetro efetivo do meio filtrante e o sentido do escoamento.

Quanto à turbidez e cor, aparentemente os filtros lentos ascendentes removeram menos do que os descendentes mais semelhantes. Tal comparação se diferencia dos resultados apresentados em estudo comparativo de Costa (1980) e Murtha (1998), onde sistemas operados paralelamente mostraram a filtração ascendente como mais eficiente na remoção de cor e turbidez.

Há uma discrepância nos resultados de coliformes. Uma concentração cerca de 30 vezes maior foi encontrada no estudo Souza (2015) em relação àquele do estudo de Pizzolatti (2010), cinco anos antes. Em termos de remoção, o estudo de Pizzolatti (2010) chega a 97%, maior que os 86% de eficiência em FLA. Tais resultados também estão de acordo com o apresentado pelos trabalhos de Costa (1980) e Murtha (1998). Detalhes dos parâmetros de água utilizados são apresentados e discutidos na seção 2.3.6, p.64.

O que muito se diferencia entre a filtração ascendente e a descendente é a carreira de filtração. Nos FLA a carreira chegou a 79 dias sem intervenção no sistema, enquanto o máximo alcançado pelos FLC e FLR com meio filtrante semelhante foram 4 e 5 dias, respectivamente. O máximo alcançado em um estudo de filtração descendente foi de 17 dias no FLR e FLRb que utilizava meio filtrante com d_{10} de 0,53 mm, maior do que o

recomendado (PIZZOLATTI, 2010). Essa diferença seria a maior vantagem do fluxo ascendente em relação ao descendente.

2.3.3.2 Taxa de Filtração

A taxa de filtração recomendada para filtros lentos é variável. A norma brasileira recomenda no máximo $6 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$ quando estudos preliminares com sistema piloto não forem efetuados (ABNT, 1992). Os estudos realizados com filtros lentos retrolaváveis foram em sua maioria com taxas de $4 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$. Emmendoerfer (2006) estudou taxas diferentes (5 e $10 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$) e recomenda a taxa menor por ter obtido carreiras de filtração maiores.

2.3.4 Limpeza de filtros lentos retrolaváveis

Expansão do meio filtrante e tempo são fatores influentes na limpeza por retrolavagem. O primeiro está relacionado à agitação ao expandir, que fará com que o material retido se desprenda no processo de limpeza. Outro fator são as forças de arraste pelo fluxo de água entre o meio fluidificado. Por fim, o tempo em que essa agitação será aplicada deverá ser suficiente para uma boa limpeza dos filtros (FITZPATRICK, 1993; HALL; FITZPATRICK, 2000).

Esse é um dos grandes impactos da retrolavagem em filtros lentos, uma vez que a biomassa acumulada no filtro lento ajuda no processo de filtração e se acumula ao longo do tempo (CAMPOS, 2002), sendo retirada aos poucos pelo processo de raspagem e preservada na inversão de camadas quando se atinge o limite de profundidade após o limite de repetições do processo de limpeza.

Como abordado, considera-se necessária a redução da profundidade do meio filtrante para se diminuir a perda de carga durante a retrolavagem, facilitando o processo. Essa redução é feita levando-se em consideração o limite de onde se acredita que a profundidade influencia a eficiência do tratamento. O excedente não é necessário, uma vez que sem o processo de retrolavagem, diferentemente da retrolavagem, não há diminuição da profundidade ao longo do tempo (FUNASA, 2019b).

Marnoto (2008), em seu estudo utilizando expansão variada, não observou influência significativa da expansão na qualidade de água filtrada nos parâmetros

analisados e sugeriu expansão de 5% a 10% por uma questão de economia de água de lavagem.

Por sua vez, o processo de limpeza varia, uma vez que velocidades de aproximação diferentes são utilizadas. Afirma-se que para uma retrolavagem eficiente de filtros rápidos a expansão de 40% seria a ideal para garantir o atrito entre os grãos, propiciando a limpeza (DI BERNARDO; DANTAS, 2005a).

Contudo, estudos com retrolavagem em filtros lentos presumiram que menores expansões e menor tempo de limpeza, além de ser uma economia de água, aumentam a velocidade de formação do *schmutzdecke* devido ao material remanescente no filtro (MARNOTO, 2008; SOUZA, 2013a; PIZZOLATTI, 2014; SOUZA et al., 2016). Marnoto (2008) relata uma formação visual do *schmutzdecke* em sete dias, os demais estudos não analisaram visualmente essa formação, mas relatam que os filtros tiveram desempenho similar na recuperação de remoção de turbidez após algumas horas de operação (PIZZOLATTI, 2010, 2014; SOUZA, 2013a; SOUZA et al., 2016).

Analisando a remoção de turbidez em filtros de diferentes meios filtrantes, SOUZA et al. (2016) constataram que maiores velocidades foram necessárias para limpar o meio filtrante de diâmetro efetivo maior, desse modo a turbidez da água de retrolavagem ao final do processo era mais baixa que a dos demais, indicando uma limpeza maior. Acredita-se que isso, somado ao maior diâmetro efetivo, diferenciou o desempenho do FLR em relação ao FLC estudado em paralelo.

Em filtros lentos, o maior incremento de perda de carga no meio filtrante é nos centímetros iniciais, devido à formação do *schmutzdecke*. Dessa maneira, a retrolavagem em FLRs teria a função apenas de dispersar essa camada e remover a sujeira desprendida do filtro. Contudo, carreiras mais longas evidenciam a influência da retrolavagem nas camadas mais profundas do meio filtrante (PIZZOLATTI, 2010, 2014; SOUZA et al., 2016). Algo que ainda não foi avaliado e foi recomendado nesses estudos é o quanto esse processo influencia nas camadas inferiores, como o desenvolvimento e o acúmulo de material se procede após a limpeza e quanto isso influencia na filtração como um todo.

A facilidade na limpeza em relação à raspagem é um consenso entre os estudos, desde Michielin (2003) ao projetar o primeiro FLR e sugerir modificações que foram utilizadas nos estudos posteriores. Contudo, além de melhorias, novas variações surgiram.

Em relação aos FLR o projeto se desenvolveu ao ponto em que o filtro era

retrolavado com apenas o fechamento e abertura de uma válvula. A partir disso, Soares (2007) projetou um filtro lento com retrolavagem automática sem o uso de energia elétrica. A partir disso foi desenvolvido o sistema estudado por STÜPP (2016) e por fim SENS et al. (2016), projetado por B. S. Pizzolatti e fabricado pela empresa Multiágua *Ltda.*

Pizzolatti (2010) projetou um filtro que utilizava água bruta para a retrolavagem. Filtros lentos são utilizados para tratamento de água com baixa quantidade de material suspenso (turbidez menor que 10 uT), acredita-se que por isso a utilização de água bruta para a limpeza não é um limitante, dessa maneira economiza-se água filtrada. Em termos de qualidade de água filtrada os filtros lentos retrolaváveis com água bruta (FLRB) tiveram qualidade semelhante ou até mesmo superior ao FLR e FLC (PIZZOLATTI, 2010, 2014).

Poersch (2012) estudou um sistema onde a água filtrada em cinco filtros era utilizada para lavar um, compondo um sistema de seis filtros. Devido as perdas de carga no filtro, a velocidade de aproximação da água de lavagem era muito pequena, não sendo suficiente para fluidificar todo o meio filtrante, mas ocasionava uma expansão de cerca de 2%. Mesmo assim, a limpeza foi considerada satisfatória após 25 min. Isso pode ser decorrente do desprendimento do *schmutzdecke* nos primeiros centímetros de areia, onde a perda de carga em filtros lentos é mais significativa. Além disso, SOUZA et al. (2018) relataram a prática de retrolavagem sem expansão em filtros lentos em ETAs no estado de Santa Catarina.

Souza (2015) propôs a aplicação da retrolavagem em filtros lentos ascendentes baseando-se nos estudos dos FLRs. Contudo, a limpeza nesse caso foi dificultada devido ao desenvolvimento de perda de carga na camada suporte, devido ao acúmulo de material durante a filtração. Para solucionar essa questão, foram utilizadas descargas de fundo intermediárias ao longo das carreiras. Tais descargas eram efetuadas com entrada de água na interface entre o meio filtrante e a camada suporte. Essas descargas eram mais eficientes, pois desconsideravam a perda de carga no meio filtrante e a altura da coluna d'água sobrenadante ao filtro durante a retrolavagem, fazendo com que o processo fosse eficiente, como demonstrado no estudo de Oliveira (2017).

Por fim, ao combinar os dois modelos de filtro, Worma et al., (2017) propuseram a utilização de um modelo de filtro bifluxo, onde se combina a filtração descendente e ascendente no mesmo filtro, dobrando-se a capacidade de filtração em determinada área.

2.3.5 Carreira de filtração de filtros lentos retrolaváveis

A carreira de filtração é um fator importante na operação de filtros. Filtros lentos costumam ter carreiras mais longas do que filtros rápidos, podendo durar de dias a meses, ou até mesmo passar de um ano. Em Santa Catarina, a média de operação de filtros lentos é de trinta dias. A importância disso é a mão de obra para a limpeza, que quanto menos necessária, melhor. De maneira geral, a retrolavagem é descrita como um processo simples nos filtros estudados.

Segundo Marnoto (2008), não foi verificada relação entre a expansão da areia durante a retrolavagem e a duração das carreiras. No entanto, como apenas foram realizadas três carreiras de filtração, aconselhou-se a realização de estudos mais longos.

Em estudos que compararam FLCs e FLRs obtiveram resultados diferenciados em relação as carreiras de filtração. Pizzolatti (2014) afirma que as configurações de limpeza por retrolavagem estudadas (água filtrada e água bruta) têm pouca variação na carreira de filtração, além de que a perda de carga inicial no meio filtrante não varia. As diferentes configurações de filtros não tiveram carreiras com diferenças estatísticas.

Contudo, em filtros com diferentes granulometrias estudados ao mesmo tempo, os FLRs tiveram tempo de carreira de filtração significativamente diferente, o que não ocorria nos FLCs, sendo o filtro de maior granulometria, o de maiores carreiras (PIZZOLATTI, 2014; SOUZA et al., 2016). Acredita-se que isso é devido às diferentes velocidades de aproximação utilizadas na retrolavagem, deixando o filtro mais limpo e por sua vez, aumentando a carreira dos filtros com granulometria mais grossa. A penetração de impurezas e o acúmulo de biomassa ao longo do meio filtrante faria com que o FLC semelhante não tivesse carreira tão longa (SOUZA et al., 2016).

Em outros estudos acredita-se que a presença de ferro veio a comprometer carreiras de filtração (EMMENDOERFER, 2006; MICHELAN et al., 2011). Outros fatores também podem prejudicar a carreira de filtração, como a presença de cianobactérias (PIZZOLATTI, 2010, 2014). Nesses casos, recomenda-se a utilização de pré-tratamentos, como aeradores, decantadores e/ou filtração em pedregulho. Contudo, em eventuais ocorrências ou indisponibilidade de aplicação de pré-tratamentos, FLR demandariam menos trabalho em sua manutenção, portanto, são recomendados, desde que a água produzida seja adequada e os gastos sejam viáveis.

Souza et al. (2016) estudaram a produção efetiva de FLR e concluíram que quando

se utiliza água filtrada em reservatório elevado os FLR gastam mais água que os convencionais, algo que pode ser revertido se usada água bruta. Quanto maiores as carreiras, menor é a influência da limpeza na produção efetiva.

Carreiras significativamente mais longas foram atingidas apresentada pela filtração ascendente, uma vantagem quando comparada à descendente. Em sistemas de médio e grande porte o seu uso poderia ser algo vantajoso, uma vez que haja melhores recursos operacionais para sua limpeza e manutenção (SOUZA, 2015). O estudo com FLAs foi realizado com a mesma água com elevadas densidades de *C. raciborskii*, sendo capaz de remover significativamente a cianobactéria (SOUZA, 2015; SOUZA; MONDARDO; SENS, 2017).

2.3.6 Qualidade da água filtrada em filtros lentos retrolaváveis

Na Tabela 3 é apresentado um resumo dos parâmetros de qualidade de água avaliados nos estudos com filtros lentos retrolaváveis. A cada parâmetro é apresentada a porcentagem de remoção (ou consumo) e em alguns casos é apresentado o resultado em filtros convencionais avaliados paralelamente no mesmo estudo.

Os estudos foram realizados em diferentes locais, épocas e em diferentes filtros utilizando-se água com características diferenciadas, contudo, é possível avaliar-se de maneira geral o desempenho dos FLRs.

A turbidez é o parâmetro mais avaliado, com remoções variando de 60% a 89%. Se comparados com FLCs, a maioria apresentou desempenho próximo, contudo, foram menos eficientes na maioria dos casos. Essa diferença pode ser atribuída ao sistema de limpeza, uma vez que os filtros eram operados em paralelo. A menor remoção pode estar relacionada à porosidade do meio filtrante que nos FLRs é maior devido à limpeza completa do meio filtrante e ao fato do meio filtrante se assentar ao longo da carreira de filtração. A maioria dos estudos foram realizados em carreiras curtas, dessa forma, esse assentamento pode ter sido influente nos resultados. No caso de Michelan (2010), por exemplo, os FLRs apresentaram melhor desempenho, e os filtros foram operados com água de outra fonte e por mais tempo. Além disso, a turbidez da água efluente dos filtros era, em sua maior parte, abaixo de 1 uT, de acordo com a PRC nº 5, de 28 de setembro de 2017, Anexo XX do Ministério de Saúde (Brasil, 2017).

Tabela 3 – Parâmetros avaliados em estudos com FLR e respectivas remoções ou consumo no filtro.

Legenda: ¹ Média entre os sistemas estudados; ² Variação entre os sistemas estudados; ³ (Oo)cistos simulados por microesferas fluorescentes de poliestireno; * Estatisticamente apresentou melhor desempenho; + Filtros lentos retrolaváveis com água bruta; # Filtros lentos ascendentes; I – Insignificante.

Parâmetro	Remoção		Referência
	FLR	FLC	
Turbidez	88% ¹	-	Emmendoerfer (2006)
	63 – 71% ²	-	Marnoto (2008)
	87%	84%	Michelan (2010)
	66%	-	SOARES et al. (2010)
	79%	82%	Pizzolatti (2010); Pizzolatti et al. (2014)
	82% ⁺	-	Poersch (2012)
	78 - 86% ²	85 - 88% ²	Souza (2013); Souza et al. (2016)
	84%	-	Ishii (2013)
	81% ⁺	-	Souza (2015); Souza; Mondardo; Sens, (2017)
	84% ^{1#}	-	Souza (2015); Souza; Mondardo; Sens, (2017)
	81%	83%	Pizzolatti (2014), escala real
	81% ⁺	-	Poersch (2012)
	78 - 80% ²	84 - 87% ²	Pizzolatti (2014), escala pilo
	66 – 70% ²	63 – 75% ²	Gomes (2015)
	60%	-	Stüpp (2016)
	89%	-	SENS et al. (2016)
Cor aparente	80% ¹	-	Emmendoerfer (2006)
	46 – 62% ²	-	Marnoto (2008)
	89%	85%	Michelan (2010)
	53%	-	Soares et al. (2010)
	73%	76%	Pizzolatti (2010); Pizzolatti et al. (2014)
	75% ⁺	-	Poersch (2012)
	57%	-	Poersch (2012)
	69 – 71% ²	75 - 78% ²	Souza (2013); Souza et al. (2016)
	55%	-	Ishii (2013)
	64% ⁺	-	Poersch (2012)
	76% ^{1#}	-	Souza (2015); Souza; Mondardo; Sens, (2017)
	69%	76%	Pizzolatti (2014), escala real
	70% ⁺	-	Poersch (2012)
	75 – 77% ²	82%	Pizzolatti (2014), escala piloto
	60%	60%	Stüpp (2016)
	88%	-	Sens et al. (2016)

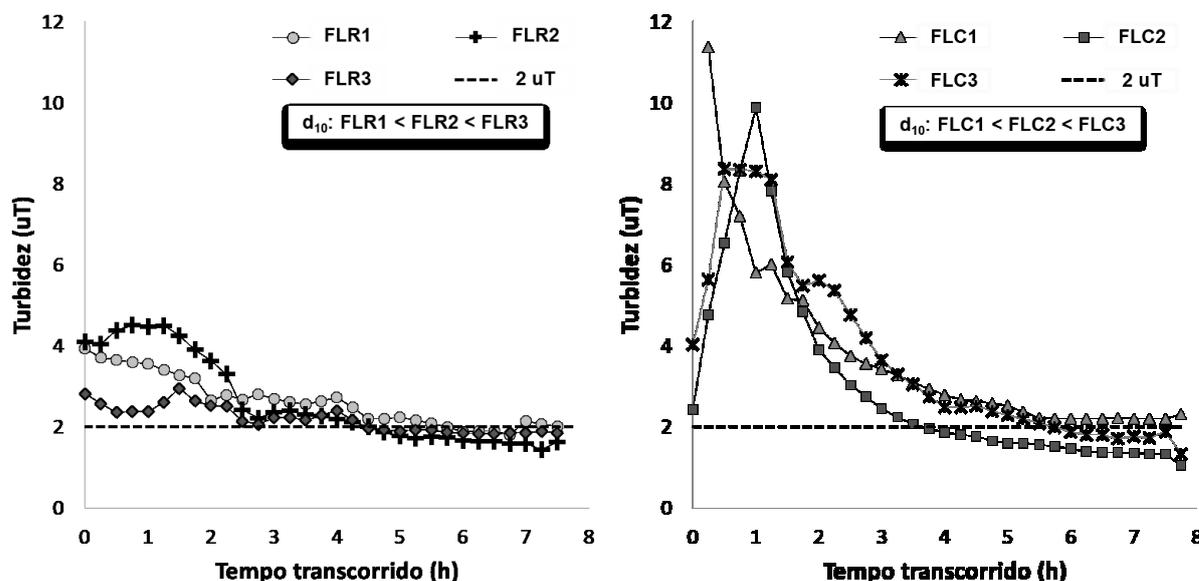
Parâmetro	Remoção		Referência
	FLR	FLC	
Cor verdadeira	100% ¹	-	Emmendoerfer (2006)
	7 - 40% ²	-	Marnoto (2008)
	88%	85%	Michelan (2010)
	I	I	Pizzolatti (2010)
	I [#]	-	Souza (2015); Souza; Mondardo; Sens, (2017)
	I	I	Pizzolatti (2014), escala real
	I ⁺	-	Stüpp (2016)
	18%	-	Sens et al. (2016)
Coliformes Totais	97% ¹	-	Emmendoerfer (2006)
	83%	87%*	Michelan (2010)
	97%	97%	PIZZOLATTI (2010); PIZZOLATTI et al. (2014)
	94% ⁺	-	Souza (2015); Souza; Mondardo; Sens, (2017)
	88% ^{1#}	-	Souza (2015); Souza; Mondardo; Sens, (2017)
	86%	-	Sens et al. (2016)
<i>Escherichia coli</i>	47%	49%	Michelan (2010)
	100% ^{1#}	100%	Souza (2015); Souza; Mondardo; Sens, (2017)
	98%	-	Sens et al. (2016)
Condutividade elétrica	18%	17%	Pizzolatti (2010)
	16% ⁺	-	Souza (2015)
	I	-	Souza (2015)
STD	88%	91%*	Michelan (2010)
	18%	17%	Pizzolatti (2010)
	16% ⁺	-	Sens et al. (2016)
Dureza	55%	60%	Michelan (2010)
COT	37% ^{1#}	-	Souza (2015); Souza; Mondardo; Sens, (2017)
COD	10% ^{1#}	-	Souza (2015); Souza; Mondardo; Sens, (2017)
	26%	33%	Pizzolatti (2014), escala real
	35% ⁺	-	Sens et al. (2016)
Absorbância 254 nm	-102	- -	Marnoto (2008)
	56% ²	-	Souza (2015); Souza; Mondardo; Sens, (2017)
	-27% ^{1#}	-	Souza (2015); Souza; Mondardo; Sens, (2017)
	7%	-	Sens et al. (2016)

Parâmetro	Remoção		Referência
	FLR	FLC	
OD	63%	55,6%	Pizzolatti (2010)
	66% ⁺		
	71%	-	Ishii (2013)
	73% ⁺		
	96%	-	Souza (2015)
	63%	55%	Pizzolatti (2014), escala real
	68% ⁺		
	59%		Sens et al. (2016)
Amônia	72%	96%	Michelan (2010)
Nitrito	100%	100%	Michelan (2010)
Nitrato	100%	100%	Michelan (2010)
	-30%	20%	Pizzolatti (2010)
	-12% ⁺		
Densidade de fitoplâncton	78%	78%	Pizzolatti (2010); Pizzolatti et al. (2014)
	55% ⁺		
<i>C. raciborskii</i>	98% ^{1#}	-	Souza (2015); Souza; Mondardo; Sens, (2017)
	88%	88%	Pizzolatti (2014), escala real
	96%		
	97%		SENS et al. (2016)
Clorofila-a	94%	92%	Pizzolatti (2010)
	89% ⁺		
	95%		Sens et al. (2016)
Ferro Total	90% ¹	-	Emmendoerfer (2006)
	92%	98%	Michelan (2010)
	72%	86%	Pizzolatti (2010)
	67% ⁺		
Carbofuranos	64%* 20 – 39% ²	54% 24 - 35% ²	Michelan (2010) Pizzolatti (2014), escala piloto
	40 – 50% ²	46 – 50% ²	Pizzolatti (2014), escala piloto
Metomil	11 – 19% ²	15 – 18% ²	Pizzolatti (2014), escala piloto
<i>Cryptosporidium spp.</i>³	3,09 3,29 Log ²	- 2,96 3,24 Log ²	- Pizzolatti (2014), escala piloto; Sens et al., (2017)
<i>Giardia spp.</i>³	2,8 4,1 Log ²	- 2,7 4,1 Log ²	- Gomes (2015); Sens et al. (2017)

Fonte: o Autor.

O comportamento da turbidez nas primeiras horas de filtração é diferenciado entre os FLRs e FLCs. Nos FLRs o decaimento da turbidez nas primeiras horas de filtração é suave, enquanto nos FLCs há um pico seguido de queda acentuada de turbidez. Contudo, após algumas horas, o comportamento em ambos os tipos de filtros é semelhante (Figura 10).

Figura 10 – Comportamento da turbidez da água filtrada nas primeiras horas de operação de filtros lentos retrolaváveis e convencionais.



Fonte: Souza et al. (2016), adaptado.

Quanto à cor aparente, a remoção variou de 46% a 89%, acompanhando os resultados de remoção de turbidez. Por sua vez, os resultados de cor verdadeira variam de nenhuma a total remoção. Filtros lentos não são eficientes na remoção de cor verdadeira, portanto, as baixas remoções nos sistemas estudados eram de se esperar. Michelan (2010) e Emmendoerfer (2006) trabalhavam com água com alta concentração de ferro, o que pode explicar a alta remoção de cor verdadeira.

Os resultados de remoção de ferro e consumo de oxigênio corroboram com essa hipótese. A remoção de ferro nos filtros variou de 67% a 92% (EMMENDOERFER, 2006; MICHELAN, 2010). Outros parâmetros que se comportaram de maneira diferenciada e podem estar relacionados à presença de ferro nos estudos foram condutividade elétrica e sólidos totais dissolvidos (STD) com remoções variando de insignificante a 18% e 16% a 88%, respectivamente, além da remoção de 55% da dureza da água (MICHELAN, 2010).

Em termos de coliformes, a remoção variou de 83% a 97% de remoção de coliformes totais e de 47% a 100% de *E. coli*. Filtros lentos são conhecidos por sua alta capacidade de remoção de coliformes e nos estudos apresentados não houve diferença entre os filtros de diferentes sistemas de limpeza. Considerando-se que a remoção mais significativa de coliformes ocorre no *schmutzdecke* (HUISMAN; WOOD, 1974; NAKAMOTO, 2014), presume-se que sua formação ocorre de maneira eficiente após a retrolavagem. Tal formação foi observada visualmente por Marnoto (2008).

No caso dos filtros lentos ascendentes, a remoção de coliformes foi menor que os filtros descendentes em situações semelhantes, contudo, em períodos diferentes. Murtha e Heller (2003) e Costa (1980) também reportam menor remoção nos filtros ascendentes em comparação aos descendentes, atribuindo essa diferença ao fato de nos filtros ascendentes não haver formação de *schmutzdecke*. Contudo, Souza (2015) reporta remoções de até 84% de coliformes totais e consumo de 74 a 86% de oxigênio em 17 cm de camada suporte, indicando a alta atividade biológica nessa camada em FLAs.

A remoção de COT em FLA foi reportada em cerca de 37%. Quanto ao COD remoções variaram entre 10% e 35% em FLRs. A absorvância a 254 nm foi avaliada e nem sempre houve remoção, em alguns casos a absorvância da água filtrada era maior que a da água bruta.

Também é reportado consumo de oxigênio dissolvido nos filtros variando de 59% a 96%. Indicando que em alguns casos os filtros estariam funcionando em condições anóxicas.

Nutrientes como Amônia, Nitrito e Nitrato foram removidos nos sistemas de Michelin (2010), no caso dos sistemas de Pizzolatti (2010) houve um acréscimo de até 30% em nitrato nos FLRs, por sua vez, o FLC operado paralelamente removeu 20% do nitrato. A presença de nitrato no efluente pode ser um dos motivos para a mudança na absorvância a 254 nm.

Os FLR também apresentaram remoção de fitoplâncton (55% a 78%), mais especificamente da cianobactéria filamentosa *C. raciborskii* (88% a 98%), presente na água bruta em alguns estudos e clorofila-a (89% a 95%) (PIZZOLATTI, 2010, 2014; PIZZOLATTI et al., 2014; SOUZA, 2015; SENS et al., 2016; SOUZA; MONDARDO; SENS, 2017).

A remoção de agrotóxicos do grupo carbamatos também foi estudada em FLRs, mais especificamente carbofuranos, carbaril e metomil com remoções de 20% a 64%, 40% a 50% e 11% a 19%, respectivamente. Estudos em FLCs paralelos apresentaram resultados similares (MICHELAN, 2010; PIZZOLATTI, 2014).

Em estudos simulando remoção de (oo)cistos de *Cryptosporidium spp.* e *Giardia spp.* em FLC a remoção variou entre 3,09 a 3,29 Log e 2,8 a 4,1 Log, respectivamente. Essas remoções foram superiores às dos FLCs e o comportamento foi diferenciado. Nos FLCs a remoção foi maior nos filtros com meio filtrante de menor granulometria, enquanto nos FLRs o comportamento foi contrário (PIZZOLATTI, 2014; GOMES, 2015; SENS et al.,

2017a).

Numa visão geral dos estudos, pode-se dizer que os FLRs tiveram boa remoção segundo os parâmetros estudados, no entanto, em estudos comparativos entre FLRs e FLCs a tendência foi de que os filtros com raspagem tivessem um desempenho melhor, embora o desempenho dos FLR fossem aceitáveis. Contudo, em diversos casos houve semelhança estatística entre eles.

2.3.7 Vantagens e desvantagens operacionais e recomendações de aplicação

É um consenso entre os pesquisadores que trabalharam com FLRs que a retrolavagem dos filtros lentos facilita o processo de limpeza, sendo menos trabalhoso que a raspagem. O tempo de limpeza recomendado varia de 2,5 a 10 min, dependendo do sistema. Tempo significativamente inferior ao tempo gasto com a raspagem, cuja estimativa é de 5 h/100 m² de filtro e 45-55 h/100 m² para reposição de 15-30 cm de areia (CULLEN; LETTERMAN, 1985), além da mão de obra necessária. Em FLR a área do filtro não influencia diretamente o tempo de limpeza, uma vez que toda a areia é limpa ao mesmo tempo durante a fluidificação.

Algo que ainda consome tempo de operação de FLCs é a drenagem do filtro para remoção da água sobrenadante até que o *schmutzdecke* esteja aparente e possa ser raspado. Devido à perda de carga no filtro esse processo é demorado, deixando o filtro durante um longo tempo fora de operação (SOUZA et al., 2018). Uma alternativa para simplificação do processo é a drenagem da água pela parte superior do meio filtrante. Em FLRs não é necessária a drenagem do filtro, uma vez que a fluidificação ocorre com o meio submerso como no momento da filtração.

Devido a limpeza ocorrer inteiramente no filtro, não há o risco de perda de material filtrante devido a lavagem externa ao filtro ou transporte da areia. A perda de areia, como anteriormente abordado, tem um forte impacto econômico na operação dos filtros (SOUZA et al., 2018). Outro impacto econômico relacionado ao meio filtrante são os custos construtivos. FLRs necessitam de meios filtrantes menos profundos, a maior vantagem construtiva, uma vez que não é necessária a retirada de areia.

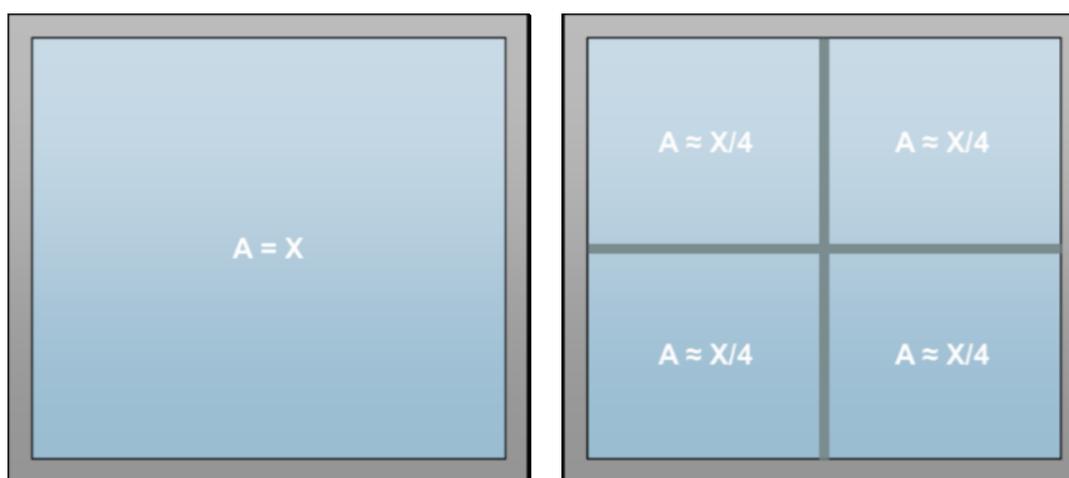
Contudo, os filtros necessitam de reservatório elevado para garantir carga hidráulica suficiente para a fluidificação do meio filtrante, elevando os custos do filtro e complicando seu processo construtivo. Algumas alternativas são apresentadas para

simplificar a retrolavagem, como por exemplo, a utilização de água bruta para a lavagem (PIZZOLATTI, 2010, 2014; ISHII, 2013; SENS et al., 2017a) e a limpeza com a carga hidráulica de outros filtros (POERSCH, 2012).

Em sistemas de pequeno porte, de escala comunitária ou familiar, essas desvantagens são menos significativas diante da facilidade de aplicação da retrolavagem com a abertura de apenas uma válvula. Considera-se que em filtros de pequeno porte, devido à pequena área de filtração, o processo de raspagem afasta o usuário da tecnologia devido à necessidade de se entrar e ter contato com um meio filtrante e filtro sujos. Além do tempo gasto para o trabalho, que poderia ser utilizado em outros afazeres.

Outra vantagem dos filtros de pequeno porte é a distribuição do fluxo de água ascendente para a retrolavagem. Filtros lentos costumam ter grandes áreas, di Bernardo e Dantas (2005a) recomendam até 200 m², o que torna inviável uma boa distribuição do fluxo de água, algo importante para a fluidificação do meio filtrante durante a retrolavagem. Para isso, recomenda-se a repartição dos filtros (Figura 11) e células menores de até 20-25 m² para melhor limpeza, diminuindo a área individual de cada filtro sem a diminuição significativa da área total de filtração (SENS et al., 2017a). Isso acarreta um número maior de filtros, ou seja, o tempo estimado para limpeza aumenta, contudo ainda longe do gasto com a raspagem.

Figura 11 – Seccionamento da área de filtros lentos.



Fonte: FUNASA (2019).

Fundos falsos e calhas que possibilitem a entrada e saída de água do filtro de maneira homogênea também são fundamentais para a fluidificação homogênea do meio filtrante, outra característica importante no projeto de FLRs. Por fim, faz-se necessária uma destinação correta da água de lavagem, uma vez que se trata de um grande volume

de água produzido em um curto período. Alternativas como tanques de equalização ou decantadores antes da destinação final podem ser adotadas dependendo do porte dos filtros.

Além das vantagens operacionais citadas, está a eficiência dos FLRs em tratar água de maneira satisfatória, como citado anteriormente, sendo na maioria dos casos semelhantes aos FLCs.

As vantagens e desvantagens de FLR são resumidas na Tabela 4. Como pode-se observar a maioria das vantagens está relacionada a operação do filtro que é menos dispendiosa e das desvantagens ao projeto mais elaborado do sistema de filtração e limpeza.

Tabela 4 – Vantagens e desvantagens na aplicação de FLRs.

Vantagens	Desvantagens
Facilidade na operação de limpeza;	Necessita reservatório elevado para a retrolavagem;
Tempo de limpeza reduzido;	Mão de obra qualificada ou automação em sistemas em grande escala;
Não necessita drenagem da água do filtro;	Distribuição do fluxo na retrolavagem (área, fundo do filtro e calhas);
Não há perda de material filtrante;	Destinação do grande volume de água de lavagem;
Necessita de menor quantidade de meio filtrante;	Projeto mais elaborado.
Eficiência semelhante ao convencional;	

Fonte: o autor.

2.4 CONTAMINANTES EMERGENTES E SUA REMOÇÃO POR SISTEMAS BIOLÓGICOS DE TRATAMENTO DE ÁGUA

A ocorrência de compostos orgânicos em concentrações traço apresenta-se como uma ameaça em ambiente aquáticos, sendo definidos como contaminantes emergentes e geralmente estão associados a ações antrópicas. Esses contaminantes não faziam ou ainda não fazem parte da rotina de análises de qualidade de água. Diversos ainda não possuem toxicidade confirmada, seja ao homem ou ao ambiente (BATTAGLIN; KOLOK, 2014).

Segundo BARCELÓ e PETROVIC (2008) dentre os contaminantes relevantes estão:

- Toxinas provenientes de algas e cianobactérias;
- Alguns compostos retardantes de chamas;
- Subprodutos de desinfecção;

- Aditivos para gasolina;
- Hormônios e outros perturbadores endócrinos;
- Compostos organometálicos;
- Compostos perfluorados;
- Fármacos e produtos de cuidados pessoais;
- Pesticidas e seus subprodutos;
- Surfactantes e seus metabólitos;

Para a maioria desses contaminantes, os riscos relacionados à sua toxicidade são desconhecidos, sendo difícil a predição de seus efeitos sobre a saúde humana. É uma grande quantidade de compostos, a maioria deles produzidos ou usados em atividades humanas, e que vêm causando preocupação. O seu interesse em vários domínios de estudo deve-se à essa falta de conhecimento sobre seus efeitos e de seus possíveis subprodutos.

Na área do tratamento de água e efluentes domésticos, inúmeras pesquisas vêm sendo realizadas a respeito de tais contaminantes comprovando seu sucesso na remoção, contudo ainda constata-se que diversos deles não são removidos pelos sistemas convencionais de tratamento envolvendo coagulação, floculação, decantação, filtração e desinfecção antes da distribuição pra consumo humano (SUÁREZ et al., 2008; AQUINO; BRANDT; CHERNICHARO, 2013; BENNER et al., 2013; SUDHAKARAN; LATTEMANN; AMY, 2013; SUMMERS, 2014; YANG et al., 2017).

Processos de tratamento mais avançados como adsorção, processos oxidativos avançados e ozonização tem se apresentado como alternativas, porém, esses processos tendem a ser mais custosos (BENNER et al., 2013; SUMMERS, 2014; YANG et al., 2017). Assim, a aplicação de processos mais simples e de menor custo é interessante.

Uma série de processos biológicos, como filtração lenta, bioadsorção e filtração em margem, também tem sido estudada na remoção de MP e, embora possam ser limitados em alguns casos, são interessantes devido à sua simplicidade e custos (BENNER et al., 2013; SUMMERS, 2014; YANG et al., 2017).

O emprego de processos biológicos de tratamento de água para abastecimento na remoção de micropoluentes orgânicos, como filtração lenta, biofiltração e filtração em margem, se mostram eficientes na remoção de uma vasta gama de compostos, sendo a biodegradação um importante mecanismo no processo (SUMMERS, 2014).

Também é reportada a variação de estudos devido à diversidade de compostos na água estudada e a possível influencia na biomassa nos sistemas devido a essa composição. Temperatura e aclimatação dos sistemas estudados também são importantes, porém,

muitos estudos não focam nessa possível influência (SUMMERS, 2014).

Estudos de remoção em sistemas de bancada em batelada também não foram facilmente relacionados aos em contínuo, indicando um melhor desempenho para a pesquisa em sistemas em fluxo contínuo. Outra lacuna nos estudos está relacionada ao processo de biodegradação e os compostos gerados e é sugerido o estudo na influência do ambiente nessa degradação (SUMMERS, 2014).

2.4.1 Fármacos e Produtos de Cuidado Pessoal

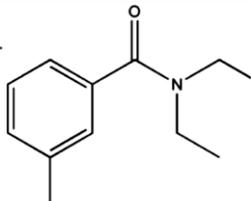
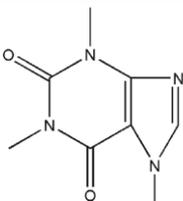
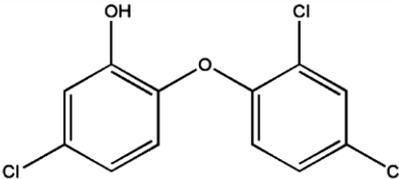
Destacam-se entre os contaminantes emergentes os PPCPs. Diariamente a população faz uso desses produtos que, após excretados pelo organismo ou removidos durante os cuidados de higiene, são liberados nos efluentes domésticos, contaminando os corpos hídricos e podendo ser encontrados em água de abastecimento em concentrações na gama de ng/L (BENNER et al., 2013; CAMPANHA et al., 2014; YANG et al., 2017).

Dentre os PPCPs destacam-se o N,N-Dietil-m-toluamida (DEET), cafeína e triclosan. Compostos utilizados com diferentes objetivos e constantemente encontrados em meio aquático. Características desses três MPs são apresentadas na Tabela 5 com as remoções reportadas em sistemas de tratamento, suas particularidades são nas seções 2.4.1.1 a 2.4.1.3.

Dentre os compostos, a cafeína é a que apresenta maior biodegradabilidade em filtros lentos. Nota-se também que é a que apresenta maior K_{oc} entre os compostos estudados, seguida pelo triclosan e pelo DEET. Esse parâmetro demonstra a capacidade de um composto ficar adsorvido em solos e sedimentos, ou seja, quanto maior maiores as chances de sua retenção nos biofiltros. A cafeína também apresenta o menor K_{ow} , ou seja é a mais hidrofílica.

Tabela 5 – Características gerais do DEET, cafeína e triclosan.

Referências: ¹ Zhu e Chen, (2014); ²Westerhoff et al., 2005; Benner et al. (2013); Yang et al. (2017); Li, Zhou, Campos, (2018); ³D'Alessio et al. (2015); Li, Zhou, Campos (2018); ⁴Zearley; Summers (2012); ⁵Zearley e Summers (2012); Rattier et al. (2014); Li, Zhou, Campos (2018); Shang et al. (2018).

	DEET ¹	Cafeína ¹	Triclosan ¹
Estrutura molecular ¹			
Fórmula química ¹	C ₁₂ H ₁₇ NO	C ₈ H ₁₀ N ₄ O ₂	C ₁₂ H ₇ Cl ₃ O ₂
Peso molecular ¹	191.274 g/mol	194,19 g/mol	289.54 g/mol
pK _d ¹	<2	10.4	4.14
pK _{ow} ¹	2.18	0.07	4.51
pK _{oc} ¹	1.97	4.16	2.20
CAS ¹	134-62-3	58-08-2	3380-34-5
Remoção em FL	<50% ²	42-100% ³	<50% ⁴ e >90% ⁵

Fonte: o Autor.

2.4.1.1 DEET

O DEET é um composto comum em repelentes de insetos ao redor do mundo, pois mascara odores da pele que atraem mosquitos e carrapatos, mantendo-os afastados dos hospedeiros. No Brasil o DEET é reconhecido pela Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA) e composto ativo presente em loções repelentes dos principais produtos comercializados (ANVISA, 2009; SANTANA, 2013).

A introdução do DEET em ambientes aquáticos se dá principalmente via efluentes domésticos, principalmente a remoção dos repelentes durante a higiene pessoal, uma vez que menos de 20% é absorvido pela pele, metabolizado e excretado. Em meios aquáticos, concentrações variando de 40 a 3000 ng/L foram relatadas na literatura (COSTANZO et al., 2007; LAWRENCE et al., 2019).

Devido ao elevado uso, esse composto foi encontrado com frequência em diversos países. Foi constatada a presença de DEET em efluentes, águas superficiais, águas subterrâneas e, até mesmo, em água de abastecimento (COSTANZO et al., 2007; YANG et al., 2017). No Brasil, o DEET foi constatado no Lago Paranoá em Brasília, sendo as maiores

concentrações no período de estiagem. Contudo, o composto não foi detectado no sistema de distribuição de água, possivelmente devido às baixas concentrações encontradas nas fontes utilizadas para o abastecimento (SANTANA, 2013).

Os efeitos de seu consumo por seres humanos nas concentrações encontradas aparentemente não são nocivos. No ambiente, apesar de estudos constatarem toxicidade em concentrações elevadas a peixes, microcrustáceos e algas, foi constatada potencial interferência do DEET em ambientes aquáticos em comunidade de meso e microrganismos específicos, alterando a estrutura e função da comunidade, como o aumento de larvas de mosquitos e protozoários, e mudança na população de bactérias (LAWRENCE et al., 2019).

Uma vez que a FL depende diretamente da cadeia ecológica na superfície dos filtros (NAKAMOTO, 2014), constata-se a presença desse contaminante pode ser um interferente na comunidade de meso e microrganismos do *schmutzdecke*.

Sua possível biodegradação foi reportada, e remoções de até 80% em sistemas de tratamento de esgotos, contudo em sistemas convencionais de tratamento de água sua remoção não é eficiente e sua remoção em FL é não ultrapassa 50%, a não ser que CAG seja utilizado (WESTERHOFF et al., 2005; BENNER et al., 2013; YANG et al., 2017; LI; ZHOU; CAMPOS, 2018).

2.4.1.2 Cafeína

A cafeína (CAF) é um estimulante altamente consumido. É um alcaloide do grupo das xantina e geralmente é ingerida em bebidas como café, chás e energéticos ou doses concentradas em cápsulas para o estímulo em atividade físicas. A absorção biológica da cafeína está ligada à produção de adenosina trifosfato (ATP) nas mitocôndrias, tendo um impacto positivo na produção de energia (KOOLMAN, 2005).

Traços de cafeína têm sido cada vez mais encontrados em águas de abastecimento devido a contaminações por águas residuárias e, devido a isso, é apontada como um indício de contaminação antrópica (BLASCO; DELVALLS, 2008; BENNER et al., 2013; GONÇALVES; RODRIGUES; SILVA-FILHO, 2017). Contudo, não é reportado risco ao meio aquático apesar de poder ter impacto em microrganismos (AGUIRRE-MARTÍNEZ; DELVALLS; LAURA MARTÍN-DÍAZ, 2015; CHEN et al., 2016; NKOOM; LU; LIU, 2018). No Brasil, tem sido encontrada em efluentes domésticos, águas superficiais e água de

abastecimento (SODRÉ; LOCATELLI; JARDIM, 2010; CAMPANHA et al., 2014; MONTAGNER et al., 2014; MACHADO et al., 2016).

Estudos em sistemas biológicos mostrar uma alta degradação biológica desse composto (BERTELKAMP et al., 2013; SUMMERS, 2014). Alta remoção de cafeína é relatada com o emprego de FL, apesar de diminuição da capacidade de remoção de *E. coli* (D'ALESSIO et al., 2015; CARPENTER; HELBLING, 2017). Contudo, Li, Zhou e Campos (2018) relatam remoções de até 42,2% de cafeína em colunas de FL, sendo necessário a combinação com CAG (filtros sanduíche) para remoção completa do contaminante.

2.4.1.3 Triclosan

Por sua vez, o triclosan (TCS) é um antibacteriano comum em produtos de higiene pessoal como sabonetes, xampus e enxaguantes bucais. Sua introdução no ambiente se dá de maneira semelhante ao DEET e a cafeína, e sua presença tem sido reportada em diversos estudos. No Brasil, em diversas regiões, o triclosan foi encontrado em efluentes domésticos e conseqüentemente em águas superficiais nos locais sob a influência de sua liberação, mesmo após tratamento. Sua presença também foi reportada em águas de abastecimento (SANTANA, 2013; CAMPANHA et al., 2014; PESCARA, 2014; CAMPANHA, 2015; MACHADO, 2015; MIZUKAWA, 2016).

A remoção de TCS em filtros lentos foi reportada devido sua possível biodegradabilidade (ONESIOS; YU; BOUWER, 2009; SUMMERS, 2014; PAREDES et al., 2016; CARPENTER; HELBLING, 2017). Zearley e Summers (2012) relatam remoções acima de 90% na camada superficial do filtro, contudo houve estudos em que se apresentou remoções inferiores a 50% (ZEARLEY; SUMMERS, 2012; RATTIER et al., 2014; LI; ZHOU; CAMPOS, 2017; SHANG et al., 2018). Ainda, testes com concentrações variando entre 0,25 a 1000 µg/L de TCS não apresentaram influência na comunidade bacteriana no meio filtrante, embora outros PPCPs como ibuprofeno e diclofenaco tenham influenciado (ONESIOS-BARRY et al., 2014).

Uma questão preocupante é que, apesar da alta remoção, a presença de TCS também é reportada em lodos de Estações de Tratamento de Esgotos (ETE), assim como sua permanência em partículas sólidas no solo devido sua hidrofobicidade, o que pode implicar num acúmulo na biomassa do filtro (pK_a 4,14 e pK_{ow} 4,51, Tabela 5). Ainda, relata-se que no solo é posteriormente degradado a metil-triclosan (mTCS), composto

considerado cancerígena (PETRIE; BARDEN; KASPRZYK-HORDERN, 2015; NOGUERA-OVIEDO; AGA, 2016). Além disso, o TCS apresentou toxicidade em microrganismos aquáticos, peixes e invertebrados (ORVOS et al., 2002; ISHIBASHI et al., 2004).

3 METODOLOGIA GERAL

3.1 SISTEMAS ESTUDADOS E SUAS VARIÁVEIS

Foram estudados três sistemas de filtração e em cada um deles focou-se em um aspecto diferente da FLR. Baseados em sua localização esses sistemas são: o sistema UFSC (UF), localizado no LAPOÁ e composto por três colunas de filtração em escala de bancada; o sistema Lagoa do Peri (LP), localizado na ETA da Lagoa do Peri e composto por um pré-filtro ascendente em camadas (PFA) e dois filtros (FLR e FLC) em escala real e comunitária; e, por fim, o sistema UCL (UCL), localizado no *Environmental Engineering Laboratory* da UCL, composto por duas colunas em escala de bancada. As principais características de cada sistema são resumidas na Tabela 6.

O sistema da UFSC foi operado entre junho de 2017 a novembro de 2018, utilizando-se água do lago próximo ao RU. Inicialmente foram operadas duas colunas de filtração (UFSC-F1 e F2) e posteriormente com três colunas (UFSC-F1, F2 e F3), em escala de bancada. Inicialmente os filtros eram operados à mesma taxa de $4 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$. Posteriormente, com três colunas, foram testadas três diferentes taxas de filtração: $2 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$, $4 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$ e $8 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$.

Por sua vez, o sistema LP foi operado entre agosto de 2017 a agosto de 2018. Foram estudados dois filtros, um filtro lento convencional (LP-FLC), limpo por raspagem, e um filtro lento retrolavável (LP-FLR). Esses filtros são considerados de escala comunitária, sendo capazes de abastecer até quatro famílias em meio rural. Foi necessária a instalação de um pré-filtro ascendente em camadas para alongar as carreiras de filtração, devido à alta densidade de cianobactérias na Lagoa do Peri, de onde a água do sistema era proveniente (PIZZOLATTI, 2010; SOUZA, 2015).

Finalmente, entre janeiro de 2019 e abril de 2019, foram operados dois filtros retrolaváveis em escala de bancada na UCL (UCL-F1 e UCL-F2). A água utilizada nesse sistema era proveniente do lago artificial *Boat's Lake* do *Regent's Park* em Londres, Inglaterra. Antes de ser aplicada nas colunas, a água do UCL-F2 era contaminada com $50 \text{ }\mu\text{g/L}$ de DEET, cafeína e triclosan a partir de solução estoque a 1 mg/mL de metanol.

Tabela 6 – Características gerais dos filtros em escala de bancada.

Característica	UF	LP	UCL
Variáveis testadas	Taxa de filtração Recuperação do filtros	Processo de limpeza	Contaminação por PPCPs
Ênfase das análises	<ul style="list-style-type: none"> • Qualidade do filtrado; • Água sobrenadante; • Água de retrolavagem; • Recuperação do filtro; • Bactérias e fungos ao longo da coluna de filtração; • Identificação metagenômica de bactérias ao longo da coluna de filtração; • Espessura do <i>schmutzdecke</i>; • Observação por microscopia do MF e <i>schmutzdecke</i>; 	<ul style="list-style-type: none"> • Qualidade do filtrado; • Biomassa ao longo da coluna de filtração; • Identificação metagenômica de bactérias ao longo da coluna de filtração; • Observação por microscopia do MF e <i>schmutzdecke</i>; 	<ul style="list-style-type: none"> • Qualidade do filtrado; • Remoção de PPCPs (DEET, cafeína e triclosan); • Água de retrolavagem; • Identificação metagenômica de bactérias ao longo da coluna de filtração; • Espessura do <i>schmutzdecke</i>; • Observação por microscopia do MF e <i>schmutzdecke</i>;
Limpeza	Retrolavagem	Retrolavagem (FLR) Raspagem (FLC)	Retrolavagem
Taxa de filtração	UFSC-F1: 2 m ³ /m ² .d UFSC-F2: 4 m ³ /m ² .d UFSC-F3: 8 m ³ /m ² .d	4 m ³ /m ² .d	4 m ³ /m ² .d
Carga hidráulica máxima	40 cm	80 cm	40 cm
Carreira	Variável	15 d	7 d
Área total de filtração	0,003 m ² /28 cm ²	0,6 m ²	0,002 m ² /24 cm ²
Água de limpeza	Água Bruta/RU-AB	FLC – Água bruta/LP-AB FLR – Água filtrada/FLR	Água tratada/descolorada
Características do MF (areia)	L = 40 cm d ₁₀ = 0,30 mm CU = 1,6	L = 40 cm d ₁₀ = 0,30 mm CU = 1,6	L = 40 cm d ₁₀ = 0,30 mm CU = 1,5
Camada Suporte (pedregulho ou seixos)	<ul style="list-style-type: none"> • L = 5 cm d = 6,65 – 12,7 mm • L = 5 cm d = 3,18 a 6,65 mm • L = 5 cm d = 2 – 3,18 mm 	<ul style="list-style-type: none"> • L = 10 cm d = 6,65 – 12,7 mm • L = 7,5 cm d = 3,18 a 6,65 mm • L = 7,5 cm d = 2 – 3,18 mm 	<ul style="list-style-type: none"> • L = 5 cm Pedregulho fino • L = 5 cm Pedregulho grosso

Fonte: o autor.

3.2 ANÁLISES NO MEIO FILTRANTE

3.2.1 Determinação de biomassa celular e sólidos voláteis

Nessa seção são apresentadas as metodologias de análise utilizadas para avaliação do meio filtrante. Amostras são descritas nas metodologias específicas de cada estudo.

O método utilizado para a determinação da biomassa celular (*Bio*) foi o da fumigação com clorofórmio. Tal método foi adaptado e utilizado por Campos et al. (2002) com base em WU et al. (1990) e mostrou-se como um método simples e eficiente para a quantificação rotineira da biomassa microbiana de filtros lentos, reportada em $\mu\text{g-C/g MF}$.

Uma alíquota de 10 g (*M*) das amostras de *schmutzdecke* e MF eram primeiramente pesadas em cadinhos e secas em estufa a 105°C por 24 h para a determinação do peso seco (*P1*) e capacidade de retenção de água (*water holding capacity* – *WHC*) seguindo a Equação 1 e, posteriormente, queimada em mufla a 550°C por 1 h e novamente pesada para a determinação de sólidos voláteis por massa de MF (*SV-MF*, em contexto é referenciado apenas como *SV*), calculado pela Equação 2. Os cadinhos eram previamente *muflados* a 550°C por 1 h para eliminação de *SV* e obtenção do *P0*.

Equação 1: Determinação da *Water Holding Capacity*

$$WHC = \frac{P1 - (M + P0)}{P1 - P0} \times 100$$

Onde:

- *WHC* – Capacidade de retenção de água (%);
- *P1* – Peso da amostra seca com cadinho (g);
- *M* – Peso da amostra úmida (~10g);
- *P0* – Peso do cadinho limpo e *muflado*;

Equação 2: Determinação dos *SV* por massa de meio filtrante.

$$SV - MF = \frac{P2 - P1}{P2 - P0} \times 1000$$

Onde:

- *SV-MF* – Sólidos voláteis por massa de MF (mg/g);
- *P2* – Peso do cadinho *muflado* com amostra (g);

Duas alíquotas de 25 g de cada amostra tinham sua *WHC* ajustada entre 40% e 50% quando necessário. Isso era feito por meio de secagem, gerlamente, ou umidificação com

água destilada. Em seguida foram submetidas a extração com 50 mL de K₂SO₄ 0,1 M em mesa com agitação rotacional a 200 rpm por 30 min, sendo uma delas extraída diretamente e a outra após fumigação com Clorofórmio P.A. por 24 h a 25°C, conforme descrito por Campos et al. (2002). Por fim, o extrato foi filtrado em membranas de fibra de vidro (*Macherey-Nagel* GF-5), acidificado com HCl 4 M a pH < 3 e refrigerado a 4°C para posterior determinação do carbono orgânico total (COT). O COT foi determinado pelo princípio da combustão em alta temperatura em um analisador *Shimadzu* Toc5000A (APHA; AWWA; WEF, 2005).

A diferença entre as concentrações foi então convertida em biomassa celular em razão da quantidade de MF (Equação 3).

Equação 3: Carbono orgânico extraível por fumigação.

$$C_{org} = COT_F - COT_{NF} \quad (\text{CAMPOS et al., 2002})$$

Onde:

- C_{org} = carbono orgânico extraível (mg/L);
- COT_F = concentração média de COT das amostras fumigadas (mg/L);
- COT_{NF} = concentração média de COT das amostras não fumigadas (mg/L).

O valor obtido de carbono orgânico foi convertido em biomassa celular (*Bio*) pela multiplicação pelo fator 2,22 (Equação 4).

Equação 4: Biomassa celular por massa de meio filtrante.

$$Bio = 2,22 C_{org} \times 0,002^1 \quad (\text{CAMPOS et al., 2002})$$

Onde:

- *Bio* = biomassa celular (µg/g-MF);

3.2.2 Observação do meio filtrante por MEV

Para o MEV as amostras de MF (~0,5 g) foram fixadas em solução de glutaraldeído 5% em tampão fosfato (1,0 mL), lavadas com tampão fosfato 0,1 M, desidratadas com lavagens sequenciais em Álcool PA em água a 50%, 60%, 80%, 90% e três lavagens em

¹ Relação entre a quantidade de meio filtrante (25 g) e a quantidade de solução (50 mL) para a representação em µg/g-MF.

álcool PA 99% e desidratação final com solução de Hexametildisilazano (HMDS) (PINTO et al., 2014; PROCTOR; HAMMES, 2015). Após a desidratação as amostras foram fixadas em *stubs* com fita de carbono e submetidas ao recobrimento com ouro. Foram utilizados dois microscópios diferentes nesse estudo, um no Laboratório Central de Microscopia Eletrônica da UFSC (LCME) e outro do Departamento de Arqueologia da UCL. Em ambos foi utilizada voltagem de 10kV e ampliações de X25 a X5000.

3.2.3 Observação do meio filtrante por microscopia óptica e de fluorescência

Para análise da presença e viabilidade de bactérias no MF foi utilizada a microscopia de fluorescência. Amostras do MF foram pigmentadas com kit de viabilidade *Live/Dead® BacLight Invitrogen™* (BVK) para microscopia. O kit é composto por duas soluções pigmentantes, sendo uma delas 1,67 mM de SYTO9 com 1,67 mM de iodeto de propídio (IP) em 300 µL de DMSO (Solução A) e a outra 1,67 mM de SYTO9 com 18,3 mM de IP em 300 µL de DMSO (Solução B).

Para a pigmentação das amostras era preparada na hora uma solução com 3 µL de Solução A e 3 µL de Solução B em 8 mL de solução de NaCl a 0,085% em água analítica (Solução AB). Cerca de 1 mL da Solução AB era suficiente para pigmentação de 0,25 cm³ de amostra de MF. As amostras foram montadas em lâminas de vidro e observadas em um microscópio *Leica DM5500 B*. Foram utilizadas as técnicas de luz transmitida em campo claro e filtros azul e verde para a observação da fluorescência no LCME e microscópio de fluorescência *Olympus-BX40*, com lâmpada de halogênio e filtro *FITC/Texas Red* (U-N51006) no Laboratório Integrado de Meio Ambiente (LIMA) do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental (ENS) da UFSC.

As imagens foram posteriormente processadas pelos softwares *ImageJ* (SCHINDELIN et al., 2012) e *Leica Application Suite/LAS 3.3*. Nas micrografias apresentadas, bactérias são representadas em verde, enquanto as células inviáveis em vermelho. Outros organismos não seguem o mesmo padrão, sendo cada caso discutido separadamente.

3.2.4 Identificação metagenômica da comunidade microbiana

Foi realizada a identificação metagenômica da microbiota por meio de sequenciamento *High-throughput* 16S rRNA. O DNA foi extraído com o uso do kit *DNeasy PowerSoil* (©*QIAGEN*, Hilden, Alemanha) seguindo-se as recomendações do fabricante. Posteriormente, o produto da extração foi enviado a empresa *Neoprosecta Microbiome Technologies* Inc. (Florianópolis, SC, Brasil) para sequenciamento *High-throughput* 16S rRNA usando plataforma *Miseq* (*Miseq*[™], *Illumina* Inc., USA). Os *reads* do 16S rRNA foram analisados usando o sequenciamento da região V3-V4 do DNA extraído amplificados a partir dos *primers* universais 341F 5'-CCTACGGGRSGCAGCAG-3' (WANG; QIAN, 2009) e 806R 5'-GGACTACHVGGGTWTCTAAT-3' (CAPORASO et al., 2011).

Os dados gerados pelo sequenciamento foram processados usando o software de bioinformática *QIIME 2*, versão 2 (2019.4) (BOLYEN et al., 2019), seguindo o procedimento operacional (*Standard operating procedure* – SOP) modificado gerado a partir de um *pipeline* sugerido pelos criadores.

Após a importação das amostras (*fastq.gz*), os *reads* foram desmultiplexados para visualização da qualidade. Em seguida, os *reads* brutos foram processados usando o *DADA2* (CALLAHAN et al., 2016), um dos métodos de filtragem mais recentes e que apresenta medidas de controle de qualidade significativamente avançadas por sequências de *denoising*, a fim de discriminar melhor entre a verdadeira diversidade de sequências e os erros de sequenciamento (NEARING et al., 2018). Em seguida, *quimeras*, mitocôndrias e cloroplastos foram removidos para construir uma árvore filogenética para calcular as métricas de diversidade alfa e beta. As sequências foram agrupadas em unidades taxonômicas operacionais (*operational taxonomic units* – OTUs) a 0,03 (97% de similaridade) e utilizando o banco de dados *GREENGENES Database 13_8* (DESANTIS et al., 2006).

3.3 ANÁLISES DE QUALIDADE DE ÁGUA

Os parâmetros de qualidade de água monitorados, tanto na água afluyente aos filtros quanto na efluente, são apresentados nas metodologias específicas. As coletas eram realizadas sempre após 24h de operação do filtro, durante o dia, sendo que as amostragens para os parâmetros analisados semanalmente eram coletadas no mínimo 48h após o início da carreira. Assim, esperava-se que o filtro já estivesse maduro o

suficiente para uma amostragem que demonstrasse a real eficiência do sistema (PIZZOLATTI, 2014; SOUZA et al., 2016).

Para a medição de cor verdadeira, carbono orgânico dissolvido (COD), absorvância a 254 nm, íons e PPCPs, as amostras foram todas filtradas em membrana de fibra de vidro livre de resina e 0,45 µm de abertura de poros (*Machery-Nagel* GF-5). As membranas foram limpas com 500 mL de água destilada, saturadas com 50 mL de amostra e assim 300 mL de amostra eram filtrados, o suficiente para as análises descritas.

Em seguida, as membranas foram congeladas e posteriormente utilizadas para extração com etanol de clorofila-*a* do material retido em 350 mL de amostra (KO; LEE; NAM, 2007; LIAO et al., 2013a, 2015).

Para a determinação de coliformes totais e *Escherichia coli* foram utilizados o *IDEXX Collilert®* ou o *HACH M-ColiBlue24®*. Quando necessário as amostras foram diluídas anteriormente à incubação. Todos os materiais e soluções utilizados foram autoclavados a 121°C por 20 min.

O parâmetro SUVA é definido como Absorvância Ultravioleta Específica (do inglês, *Specific Ultraviolet Absorbance*) e foi calculado de acordo com a Equação 5:

Equação 5: Absorvância Ultravioleta Específica

$$SUVA = \frac{A \times 100}{COD}$$

Onde:

- SUVA – Absorvância Ultravioleta Específica (L.mg⁻¹.m⁻¹);
- A – Absorvância a 254 nm em cubeta de raio de 1 cm (cm⁻¹);
- COD – Carbono Orgânico Dissolvido (mg/L);

O oxigênio dissolvido (OD) era medido diretamente antes da saída da água do filtro, em constante agitação e evitando contato da água com o oxigênio do ar.

3.4 ANÁLISES ESTATÍSTICAS

Para todos resultados quantitativos apresentados foi feita análise estatística com o auxílio do software *Minitab®* 18. Para cada parâmetro são sempre apresentados o número amostral (N), médias (Méd.), desvio padrão (D.P.), mínimos (Mín.), máximos (Máx.) e medianas (M.).

Os dados foram comparados pelo método da análise de variância (*ANOVA* de um fator) com comparações pelo método de *Tukey* para o agrupamento entre as médias. As medianas foram comparadas pelo método não paramétrico de *Kruskal-Wallis* (KW). A hipótese nula para ambos os casos foi a de igualdade entre os médias ou medianas, foram consideradas diferenças com confiança acima de 95% ($p < 0,05$).

As comparações levaram em consideração a água bruta estudada e o efluente do sistema. Nos sistemas que apresentaram mais de uma etapa de tratamento ou diferentes variáveis, diferenças entre essas condições também foram avaliadas.

As medições e as remoções foram correlacionadas pelo método de *Spearman*, uma vez que não se esperava a linearidade nas correlações das amostras para todos os parâmetros. Foram consideradas correlacionadas as variáveis com mais de 95% de confiança ($p < 0,05$) e em que há indícios explicáveis ou lógicos em sua relação apresentados os valores de $R\hat{o}$ de *Spearman* (ρ), demonstrando o sentido e intensidade das correlações. No caso das correlações entre medições e remoções pôde-se relacionar as remoções em relação às medições iniciais (C_0) ou às medições finais (C), isso é especificado nos casos em que essas correlações são apresentadas.

As remoções foram calculadas usando-se as médias e seguindo a Equação 6 e expressa em forma de porcentagem. Valores de dados que apresentaram distribuição Log-normal são apresentados em função Log, ao invés (ou junto) do valor absoluto. Nesses casos as remoções são expressas segundo a Equação 7.

Equação 6: Remoção em porcentagem.

$$\text{Remoção (\%)} = \frac{C_0 - C}{C_0} \times 100$$

Equação 7: Remoção em Log.

$$\text{Remoção (Log)} = \text{Log}_{10} \left(\frac{C_0}{C} \right) = \text{Log}_{10}(C_0) - \text{Log}_{10}(C)$$

Onde:

- C_0 – Valor medido inicial;
- C – Valor medido após processo em questão;

4 ESTUDO I – AVALIAÇÃO DA BIOMASSA REMANESCENTE E A RECUPERAÇÃO DAS ATIVIDADES BIOLÓGICAS APÓS A RETROLAVAGEM DE FILTROS LENTOS

4.1 CONTEXTUALIZAÇÃO DO ESTUDO I

A biomassa se desenvolve de maneira diferenciada ao longo da coluna de filtração e está relacionada à presença de bactérias e produtos do seu metabolismo (CAMPOS et al., 2002; CALVO-BADO et al., 2003). Durante a retrolavagem as forças de cisalhamento removem o material aderido à superfície dos grãos, aumentando a condutividade hidráulica dos filtros após o processo (FITZPATRICK, 1998; HALL; FITZPATRICK, 2000).

A diferenciação da biomassa ao longo da coluna se relaciona a fatores como disponibilidade de alimento, nutrientes e oxigênio, que varia ao longo da coluna de filtração devido ao tamanho do material filtrante que retém materiais maiores na superfície, a capacidade de organismos se locomoverem na coluna, permanecendo onde as condições nutritivas são mais favoráveis e, por fim, o fluxo dessas matérias devido à taxa aplicada no filtro (NAKAMOTO, 2014).

Trabalhos avaliando a retrolavagem em biofiltros apresentam diferentes resultados a respeito do uso do processo de limpeza, apontando redução ou manutenção da biomassa e levando a diferentes conclusões a respeito do processo de filtração, como a manutenção da remoção de turbidez e alteração na remoção de matéria orgânica (EMELKO; HUCK, 2006; LIAO et al., 2015; IKHLEF; BASU, 2017). Contudo os estudos que discutem a biomassa e retrolavagem empregam carvão ativado granular (CAG) ou antracito como meio filtrante, onde o processo de adsorção está presente, o que indica que a alteração de parâmetros de qualidade de água relacionados a isso possa ser influenciada pela alteração da adsorção e não apenas à filtração e quantidade de biomassa. No caso do emprego da retrolavagem em filtros lentos (de areia) nem sempre é reportada diferença na qualidade do filtrado, porém a biomassa não foi avaliada nesses estudos, portanto sua relação com a filtração, nesse caso, não discutida (PIZZOLATTI, 2010; MICHELAN et al., 2011; PIZZOLATTI et al., 2014; SOUZA et al., 2016).

Outro fator influente na FL é a taxa de aplicação. Embora sejam indicadas taxas entre 3 e 12 m³/m².d (máximo de 6 m³/m².d recomendado pela ABNT), pouco se reporta a respeito dos FLR. Emmendoerfer (2006) estudou essa influência em FLR, contudo esses estudos foram focados na variação de parâmetros físico-químicos de qualidade de água e

na carreira de filtração. Nakamoto (2014), por sua vez, considera as interações ecológicas como as mais influentes no processo, de maneira que o controle dessas interações deveria ser determinante na operação dos filtros. Um exemplo é a disponibilidade de OD que pode ser influenciada tanto pela taxa quanto pela presença de algas na água sobrenadante, como discutido na seção 2.2.1, p.45 (IWASE et al., 2006; NAKAMOTO, 2014).

Nesse capítulo é avaliada a densidade de bactérias e fungos ao longo da coluna de filtração e a influência da retrolavagem. Ainda, são testadas diferentes taxas de aplicação para avaliação do processo de filtração, focado nas atividades biológicas e sua recuperação após a retrolavagem.

4.2 METODOLOGIA

4.2.1 Sistema de filtração e água de estudo

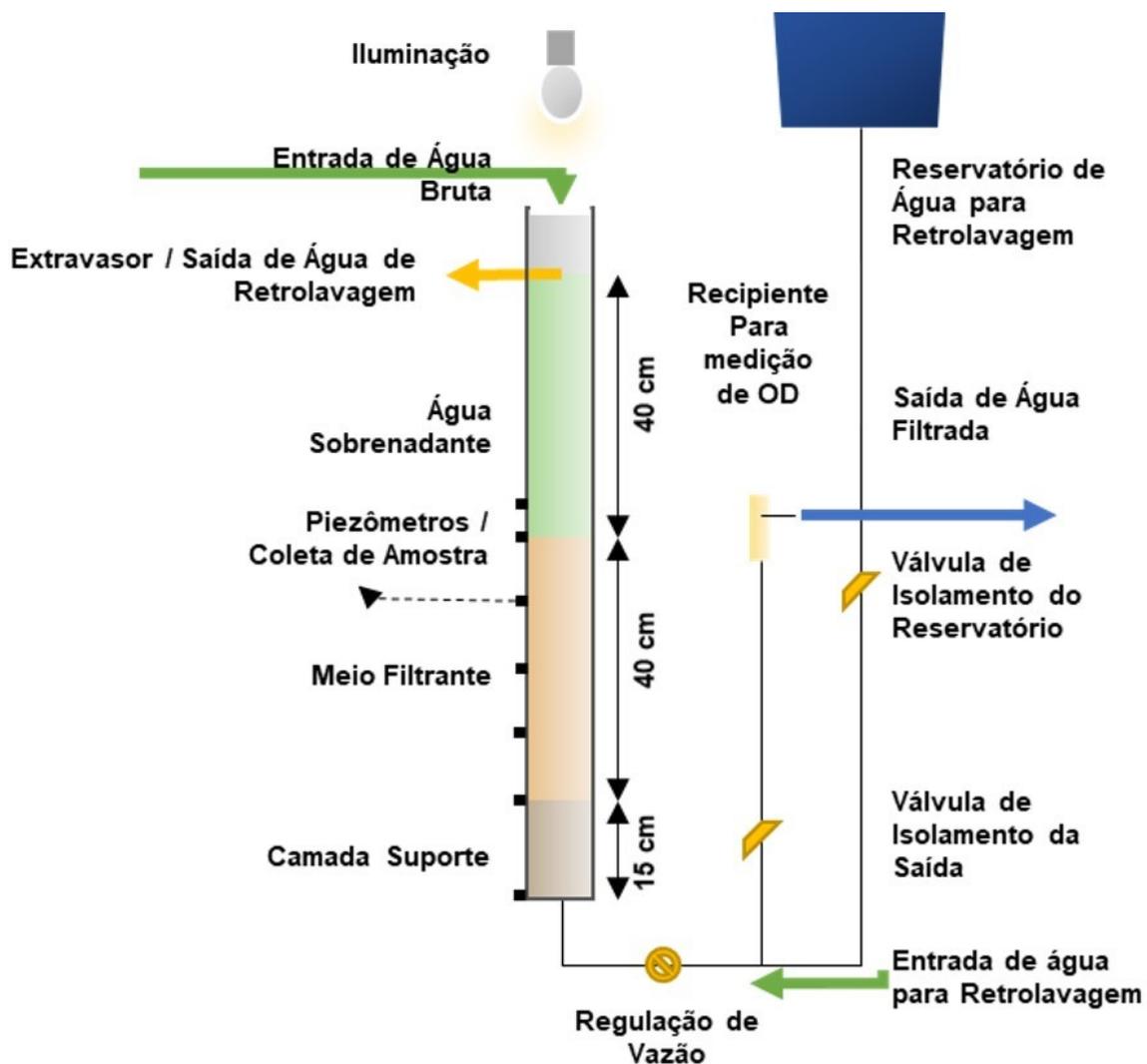
A água de estudo utilizada nos pilotos de bancada é proveniente do Lago do Centro de Convivência da UFSC (LC), no Campus Reitor João David Ferreira Lima, em Florianópolis. O lago é artificial, no centro da universidade e a circulação de água é apenas interna.

Devido à turbidez elevada (acima de 20 uT), a água desse lago é diluída em água tratada por tratamento convencional fornecida pela Companhia Catarinense de Águas e Saneamento (CASAN) que era deixada reservada por 24h para descloração, para não interferir nos processos biológicos. A diluição era feita de acordo com a turbidez da água bruta, variando entre 1:3 e 1:5, a fim de obter-se turbidez entre 4 a 8 uT, considerada adequada para abastecer os filtros (HUISMAN; WOOD, 1974).

A água diluída era armazenada em reservatório de 78 L, suficiente para uma autonomia de aproximadamente 3 d, sendo reabastecido dentro desse período. O reservatório era iluminado com uma lâmpada de LED branco com capacidade de iluminação de 1400 lux.

Um sistema de bancada com três filtros foi utilizado para estudar os fatores influentes na biomassa e funcionamento dos FLRs (Figura 12).

Figura 12 – Esquema do filtro do sistema UF.



Fonte: o autor.

O piloto foi concebido em colunas de acrílico transparente de 6 cm de diâmetro interno. As características gerais do piloto são apresentadas na Tabela 7.

Os filtros foram operados até que atingisse a perda de carga hidráulica máxima (~40 cm) e limpos por retrolavagem com água bruta. Água foi bombeada para cada coluna separadamente de um reservatório de água bruta por bombas peristálticas. Primeiramente os filtros foram operados todos a $4 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$. Para a análise da influência da retrolavagem foram utilizados dois filtros (UFSC-F1 e F2) e as amostras de cada filtro foram consideradas como duplicatas.

Tabela 7 – Características gerais dos filtros do sistema UF.

Característica	Adotado
Taxa de filtração	UFSC-F1: 2 m ³ /m ² .d UFSC-F2: 4 m ³ /m ² .d UFSC-F3: 8 m ³ /m ² .d
Carga hidráulica máxima	~40 cm
Área total de filtração	0,003 m ² /28 cm ²
Vazão	UFSC-F1: 5,6 L/d 3,9 mL/min UFSC-F2: 11,2 L/d 7,8 mL/min UFSC-F3: 22,4 L/d 15,6 mL/min
Água de limpeza	Água Bruta/RU-AB
Material e características do MF	Areia: L = 40 cm d ₁₀ = 0,30 mm c _u = 1,56
Camada Suporte (pedregulho ou seixos)	<ul style="list-style-type: none"> • L = 5 cm d = 6,65 – 12,7 mm • L = 5 cm d = 3,18 a 6,65 mm • L = 5 cm d = 2 – 3,18 mm

Fonte: o autor.

Para a avaliação da influência da taxa na comunidade microbiana, foram utilizados os três filtros, primeiramente aclimatados a 4 m³/m².d, até que a qualidade de água efluente fosse semelhante e posteriormente em diferentes taxas (Tabela 7), e as análises do meio filtrante e de recuperação foram realizados após estabilização dos resultados de qualidade de água efluente dos filtros.

O reservatório de água bruta era reabastecido em no máximo três dias e conta com iluminação por 12 h/d. A água bruta é homogeneizada por 15 min a cada hora por meio de circulação por bomba centrífuga.

O tempo de detenção hidráulica (TDH) nas colunas após a retrolavagem foi determinado por meio de teste de traçador utilizando-se solução de NaCl suficiente para um aporte de condutividade de 1000 µS/cm. A variação da condutividade elétrica no efluente foi medida em intervalos de 5 min para a determinação do TDH.

Piezômetros foram instalados no piloto e desse modo é medida a perda de carga ao longo da coluna de filtração, desde a água sobrenadante (AS) até o fundo do filtro, abaixo

da camada suporte (CS) (Tabela 8). Em cada piezômetro está acoplado um amostrador para retirada de meio filtrante (Figura 12, p.89).

Tabela 8 – Posicionamento dos piezômetros nos filtros do sistema de bancada.

Nomenclatura	Posição
SOB	5 cm acima do MF, AS
S	Interface MF e AS
5	5 cm de profundidade no MF
10	10 cm de profundidade no MF
20	20 cm de profundidade no MF
30	30 cm de profundidade no MF
40	40 cm de profundidade no MF
CS	Fundo do filtro

Fonte: o autor.

As condições testadas foram:

- Taxa de filtração;
- Recuperação do filtro.

4.2.2 Coleta e análises de qualidade de água

Os parâmetros de qualidade de água monitorados, tanto na água afluyente aos filtros quanto na efluente, são apresentados na Tabela 9 junto aos métodos utilizados, equipamentos, materiais e frequência de análises. Detalhes sobre as coletas e preparação das amostras são apresentados na seção 3.3, p.84.

Tabela 9 – Parâmetros analisados e respectivas metodologias e equipamentos empregados no sistema UF.

Parâmetro	Método	Equipamentos e Materiais	Frequência
Cor (Aparente¹ e Verdadeira²)	Espectrofotométrico, padrão Pt-Co.	<ul style="list-style-type: none"> • Espectrofotômetro HACH DR2800 	5 dias/semana ¹ 1 dia/semana ²
Turbidez	Nefelométrico	<ul style="list-style-type: none"> • Turbidímetro HACH 2100N 	5 dias/semana
Coliformes (Totais e <i>E. coli</i>)	Substrato Cromogênico Definido	<ul style="list-style-type: none"> • Substrato ONPG-MUG <i>COLILERT</i>[®] • Cartelas <i>Quanti-tray</i>[®]/2000 • Molde de borracha <i>Quanti-tray</i>[®]/2000 • Lâmpada UV • Estufa • Autoclave • Selador <i>Quanti-tray</i> 	1 dia/semana
Carbono Orgânico Dissolvido	Combustão em Alta Temperatura	<ul style="list-style-type: none"> • Analisador <i>Shimadzu</i> Toc5000A 	1 dia/semana
Clorofila-<i>a</i>	Extração com Etanol 80% e detecção por espectrofotometria	<ul style="list-style-type: none"> • Espectrofotômetro HACH DR2800 	1 dia/semana
Condutividade elétrica		<ul style="list-style-type: none"> • Medidor multiparâmetros HACH HQ40D • Sonda Condutividade 	1 dia/semana
Temperatura			5 dias/semana
pH		<ul style="list-style-type: none"> • Medidor multiparâmetros HACH HQ40D • Sonda pH 	1 dia/semana
Oxigênio Dissolvido	Método óptico	<ul style="list-style-type: none"> • Medidor multiparâmetros HACH HQ40D • Sonda OD 	5 dias/semana
Absorbância 254 nm		<ul style="list-style-type: none"> • Espectrofotômetro OptizenPop 3000W 	1 dia/semana
Absorbância Ultravioleta Específica	Calculado (Equação 5)		1 dia/semana
Amônia	Nessler	<ul style="list-style-type: none"> • Espectrofotômetro HACH DR2800 	1 dia/semana

Fonte: o Autor.

4.2.3 Coleta e análises do meio filtrante

Para a coleta foram utilizadas seringas de 10 mL e agulhas hipodérmicas veterinárias de 10 cm de comprimento e abertura interna de 3 mm, dez vezes maior que o d_{10} da areia. Todo o material utilizado na coleta era limpo e autoclavado durante 20 min a 120°C. Dessa maneira, era possível a coleta de aproximadamente 1-3 mL de meio filtrante, o equivalente a aproximadamente 3 g. O meio filtrante autoclavado era repostado periodicamente durante a retrolavagem quando o nível do meio filtrante em repouso diminuía em torno de 1 cm.

Figura 13 - Exemplo de amostra do meio filtrante antes da limpeza.



Fonte: o autor.

A contagem de bactérias e fungos foi feita em parceria com o curso técnico integrado de Química do Instituto Federal de Santa Catarina (IFSC) no Laboratório de Processos Químicos e Biológicos.

Uma alíquota da amostra de MF (1 g) era adicionada em 10 mL solução salina. Após suspensão por agitação do MF na solução, eram feitas diluições sequenciais de 10^{-1} a 10^{-5} para plaqueamento em duplicatas ou triplicatas e incubadas a 35°C por dois dias (bactérias) a três dias (fungos) e contadas as unidades formadoras de colônia (UFC). As amostras eram plaqueadas em meio de cultura *Plate Count Agar* para o desenvolvimento de bactérias e em *Agar Sabouraud* para fungos. Após incubação eram contadas as colônias

viáveis de fungos e bactérias nas placas com entre 30 e 300 UFC. Todo o material era autoclavado e mantido sob luz UV para evitarem-se contaminações. Procedimento também efetuado antes do descarte das amostras.

Para a identificação metagenômica das bactérias, foi utilizado 0,25 g de amostra de MF de dois momentos específicos no estudo, primeiramente com todos operando à mesma taxa e posteriormente após operação com taxas variadas. O preparo das amostras e metodologia para o sequenciamento estão descritos na seção 3.2.4, p.84. Para a observação por MEV, apenas amostras dos filtros operando a $4 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$ foram analisadas segundo metodologia descrita na seção 3.2.2, p.82.

4.2.4 Testes de recuperação do filtro após a retrolavagem

Para o teste de recuperação os filtros foram monitorados após a retrolavagem em intervalos de 30min nas primeiras 2h, depois em intervalos de 1h até a oitava hora de operação e, por fim, a 24h. Foram medidos os parâmetros nas frequências apresentadas na Tabela 10.

Tabela 10 – Parâmetros analisados e frequência no ensaio de recuperação dos filtros após a retrolavagem.

Legenda: (x) momento da coleta; (-) filtrado coletado até o momento x, garantindo o volume necessário para análise; * TDH estimado.

Parâmetro	Tempo transcorrido (h)													
	0	0,5	1	1,5	2*	2,5	3	3,5	4	5	6	7	8	24
h_p	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Turbidez	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Cor Aparente	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
OD	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
pH	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Cor Verdadeira	-	-	-	-	x	-	-	-	x	-	-	x	x	
Abs. 254 nm	-	-	-	-	x	-	-	-	x	-	-	x	x	
Clorofila-a	-	-	-	-	x	-	-	-	x	-	-	x	x	
Coliformes T. e <i>E. coli</i>	-	x		-	x								x	x

Fonte: o autor.

O tempo de monitoramento foi estipulado baseando-se em estudos anteriores (PIZZOLATTI, 2014; SOUZA et al., 2016). Dessa maneira, pôde ser avaliada a recuperação do filtro por mecanismos físicos e biológicos de filtração após distúrbios causados pela retrolavagem.

4.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.3.1 Variação da biomassa ao longo da coluna

São apresentados os resultados do monitoramento de duas colunas de FLR operando a $4 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$ e a interferência do processo de retrolavagem na biomassa em termos de UFC de fungos e bactérias, identificação metagenômica de bactérias e recuperação da qualidade de água em termos de parâmetros selecionados (Tabela 10).

4.3.1.1 Eficiência do sistema em termos de qualidade de água

Na Tabela 11 é apresentada a qualidade da água bruta, filtrada e eficiência do sistema durante a operação de duas colunas a $4 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$. Como as colunas não apresentaram diferenças significativas são apresentadas as medias de todos os dados obtidos.

Durante a operação os filtros tiveram comportamento aceitável em termos de qualidade do filtrado. A turbidez, parâmetro de controle geralmente utilizado para a FL os resultados mantiveram-se em média $0,785 \text{ uT}$, contudo o percentil 95% foi de $1,46$, acima de 1 uT que é o recomendado pelo Ministério da Saúde para amostragem diária. Contudo, apenas uma amostra apresentou valor maior que 2 uT , máximo recomendado pela OMS (BRASIL, 2017; WHO, 2017). Destaca-se também a remoção de coliformes totais, que não atingiu o recomendado reportado para FL de em torno de 99%, contudo de acordo com demais estudos de FLR (HUISMAN; WOOD, 1974; MICHELAN, 2010; SOUZA; MONDARDO; SENS, 2017).

A turbidez teve correlação positiva com o NMP de coliformes totais ($0,302$; $p=0,007$), indicando que o transpasse de turbidez em alguns momentos podem ter influenciado o transpasse de coliformes totais, o que ocasionado as remoções inferiores à da literatura.

Tabela 11 – Qualidade da água e carreira do sistema UF operando a 4 m³/m².d.

Legenda: Água Bruta (AB), número amostral (N), média (Méd.), desvio padrão (DP), mínimo (Mín.), mediana (Med.), máximo (Máx.) e remoções em relação à etapa anterior (Rem.); * Níveis não detectados pela metodologia utilizada; + Valores faltantes devido à não detecção pelo método utilizado; ++ Não foi possível calcular com os dados obtidos; #Sem diferença estatística entre as médias.

Parâmetro	Amost.	N	Méd.	DP	Mín.	Med.	Máx.	Rem.
Carreira (d)		90	6	3	1	6	20	-
Turbidez (uT)	AB	320	4,93	2,19	0,892	4,73	12,6	-
	Filtrado	318	0,785	0,381	0,148	0,710	2,64	84%
Cor Aparente (uH)	AB	321	73	26	21	71	151	
	Filtrado	324	15	7	0	13	49	80%
Cor Verdadeira (uH)	AB	40	8	3	0	9	15	
	Filtrado	63	4	3	0	4	22	51%
Absorbância 254 nm/cm	AB	31	0,0415	0,0124	0,0160	0,0430	0,0600	
	Filtrado	52	0,0363	0,0126	0,0100	0,0375	0,0800	13%#
COD (mg/L)	AB	21	3,409	1,627	0,931	3,005	9,443	
	Filtrado	25	3,754	2,186	0	3,096	9,268	-10%#
SUVA (L/mg-C m)	AB	13	1,729	1,288	0,561	1,464	5,695	
	Filtrado	14	1,227	0,603	0,563	1,222	2,434	29%#
OD (mg/L)	AB	316	8,09	0,66	4,01	8,10	9,78	
	Filtrado	315	4,86	1,37	0,49	4,71	8,93	40%
pH	AB	46	7,6	0,4	6,8	7,6	8,5	
	Filtrado	64	7,5	0,4	6,9	7,4	8,2	
C. Elétrica (µS/cm)	AB	49	78,5	43,6	58,7	69,4	330,0	
	Filtrado	65	75,7	27,3	59,9	70,1	200,6	
Clorofila-a (µg/L)	AB	43	13,9	9,9	0,7	14,3	37,4	
	Filtrado	64	2,0	3,6	0,0	1,0	26,5	85%
C. Totais (NMP/100mL)	AB	34	1686	1961	10	847	8164	
	Filtrado	56	221	450	0	35	2420	87%
C. Totais (Log₁₀[NMP/100mL])	AB	34	2,9	0,7	1,0	2,9	3,9	
	Filtrado	54	1,6	0,9	-	1,5	3,4	1,30
E. coli (NMP/100mL)	AB	29	91	149	0	41	556	
	Filtrado	53	2	6	0	0	32	98%
E. coli (Log₁₀[NMP/100mL])	AB	24	1,6	0,6	-	1,6	2,7	
	Filtrado	22	0,4	0,4	-	0,3	1,5	1,20

Fonte: o autor.

Destacam-se ainda as remoções de clorofila-*a*, em média 85%. Esse parâmetro em FL está relacionado a algas e cianobactérias e sua redução é um indicativo da redução desses organismos. A clorofila-*a* também teve relação positiva com a turbidez assim como ambas as remoções. Ainda teve relação positiva com coliformes e negativa com a remoção, ou seja, em situações onde se encontrava mais clorofila-*a* no efluente menor era a remoção de coliformes, relação também reportada em outros estudos (BRANDÃO et al.,

1999; PEREIRA et al., 2012a).

A cor aparente também apresentou remoção para em média 15 uH, valor recomendado pelo Ministério da Saúde após desinfecção (BRASIL, 2017). No entanto, destaca-se a alta remoção de cor verdadeira, em torno de 51%, parâmetro que geralmente não é removido pela FL, sendo que valores apresentados na literatura geralmente não ultrapassam 40% quando não há emprego de pré-tratamento (LOGSDON; KOHNE; ABEL, 2002; CLEARY, 2005; HAIG et al., 2011). Remoções de cor verdadeira em águas naturais estão relacionadas à remoção de ácidos orgânicos, também característicos por absorverem luz no espectro UV, mais efetivamente a 254 nm, algo observado em menor proporção nesse caso com remoção de 10%, porém sem diferença estatística. Também não é observada redução do COD, outro indício de remoção desses compostos. A redução, nesse caso, pode estar relacionada a sólidos em suspensão, como coloides ou argila, menores que 0,45 μm e que também influenciam na cor verdadeira e podem ter sido removidos no filtro (BENNETT; DRIKAS, 1993).

4.3.1.2 Quantificação de UFC de fungos e bactérias ao longo da coluna de filtração

A quantidade de UFC de fungos e bactérias variou ao longo da profundidade da coluna de filtração, estando em maior quantidade na superfície e decaindo ao longo da coluna (Tabela 12). Diferenças antes e após as retrolavagens foram mais evidentes nas camadas mais profundas, contudo na superfície a quantidade de fungos e bactérias mantiveram-se semelhantes, sem diferença estatística entre elas (Figura 18).

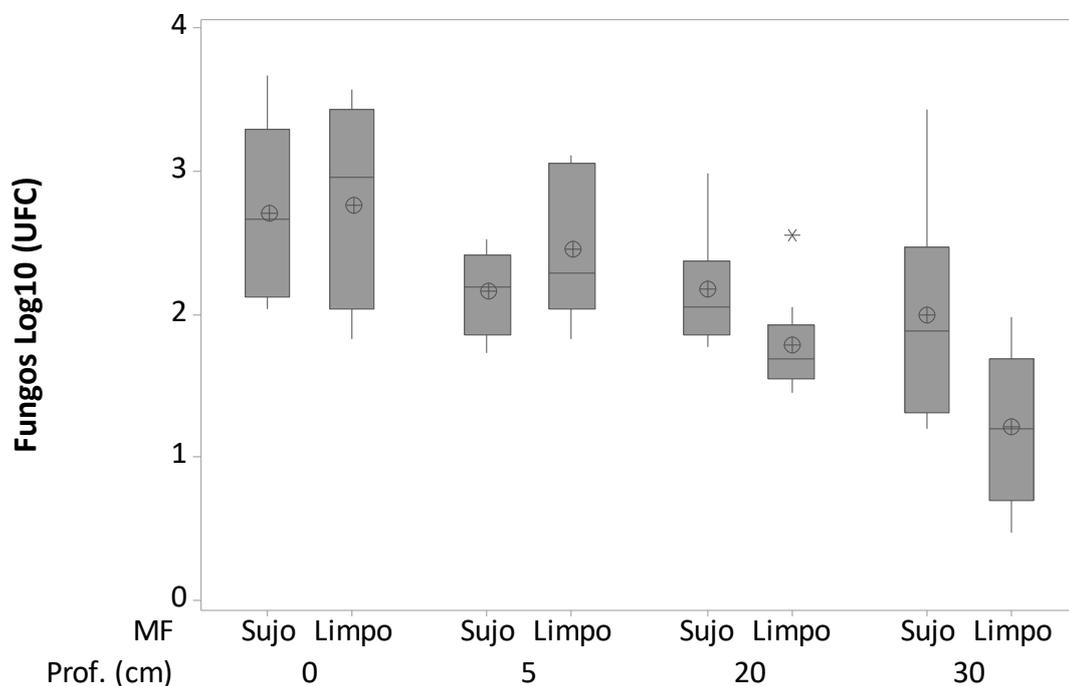
Quanto aos fungos, a densidade no MF variou ao longo da coluna, sendo as camadas mais superficiais as que apresentaram maior densidade e menor diferença entre si antes e após a limpeza. Por sua vez, constatou-se maior remoção de fungos das camadas mais profundas devido ao processo de limpeza (Figura 14 e Figura 15). Essa redução ao longo da coluna também é relatada ao longo da coluna (CALVO-BADO et al., 2003; MAUCLAIRE; SCHÜRMAN; MERMILOD-BLONDIN, 2006), porém Mauclaire, Schürmann e Mermillod-Blondin (2006) relatam um incremento UFC de fungos ao longo da carreira, algo não observado nas camadas superficiais (S e 5) no UF. Acredita-se que esse acúmulo não foi observado devido às carreiras de filtração serem curtas e ao fato da limpeza preservar a densidade de fungos existente previamente à limpeza.

Tabela 12 – Variação de bactérias ao longo da coluna de filtração em função da retrolavagem.

Variável	Prof. (cm)	Limpeza	N	Méd.	DP	Mín.	Med.	Máx.
Bactérias (Log₁₀[UFC/g-MF])	0	Sujo	9	5,2	0,8	3,6	5,3	6,4
		Limpo	8	5,0	0,4	4,5	5,1	5,5
	5	Sujo	6	4,1	0,4	3,4	4,2	4,6
		Limpo	6	4,3	0,3	3,9	4,3	4,8
	20	Sujo	10	4,0	0,7	3,1	4,1	5,2
		Limpo	10	3,5	0,8	2,5	3,6	5,0
	30	Sujo	6	3,5	0,5	3,0	3,4	4,3
		Limpo	6	3,3	0,3	2,9	3,4	3,7
Bactérias (UFC/g-MF)	0	Sujo	9	4,6E+05	7,6E+05	3,6E+03	2,0E+05	2,4E+06
		Limpo	8	1,4E+05	1,0E+05	3,4E+04	1,3E+05	2,9E+05
	5	Sujo	6	1,6E+04	1,2E+04	2,8E+03	1,6E+04	3,8E+04
		Limpo	6	2,4E+04	2,0E+04	7,4E+03	1,9E+04	6,2E+04
	20	Sujo	10	2,9E+04	4,7E+04	1,4E+03	1,4E+04	1,6E+05
		Limpo	10	1,4E+04	3,1E+04	3,3E+02	4,2E+03	1,0E+05
	30	Sujo	6	5,0E+03	7,1E+03	1,0E+03	2,5E+03	1,9E+04
		Limpo	6	2,4E+03	1,4E+03	7,8E+02	2,6E+03	4,6E+03
Fungos (Log₁₀[UFC/g-MF])	0	Sujo	9	2,7	0,6	2,0	2,7	3,7
		Limpo	9	2,8	0,7	1,8	3,0	3,6
	5	Sujo	6	2,1	0,3	1,7	2,2	2,5
		Limpo	6	2,4	0,5	1,8	2,3	3,1
	20	Sujo	10	2,2	0,4	1,8	2,0	3,0
		Limpo	9	1,8	0,3	1,5	1,7	2,5
	30	Sujo	6	2,0	0,8	1,2	1,9	3,4
		Limpo	6	1,2	0,6	0,5	1,2	2,0
Fungos (UFC/g-MF)	0	Sujo	9	1,2E+03	1,6E+03	1,1E+02	4,6E+02	4,7E+03
		Limpo	9	1,3E+03	1,4E+03	6,8E+01	9,2E+02	3,7E+03
	5	Sujo	6	1,7E+02	1,1E+02	5,3E+01	1,6E+02	3,3E+02
		Limpo	6	5,0E+02	5,5E+02	6,7E+01	2,0E+02	1,3E+03
	20	Sujo	10	2,5E+02	3,1E+02	5,9E+01	1,1E+02	9,7E+02
		Limpo	9	8,6E+01	1,0E+02	2,8E+01	4,9E+01	3,5E+02
	30	Sujo	6	5,0E+02	1,1E+03	1,6E+01	7,6E+01	2,7E+03
		Limpo	6	3,1E+01	3,6E+01	2,9E+00	2,2E+01	9,6E+01

Fonte: o autor.

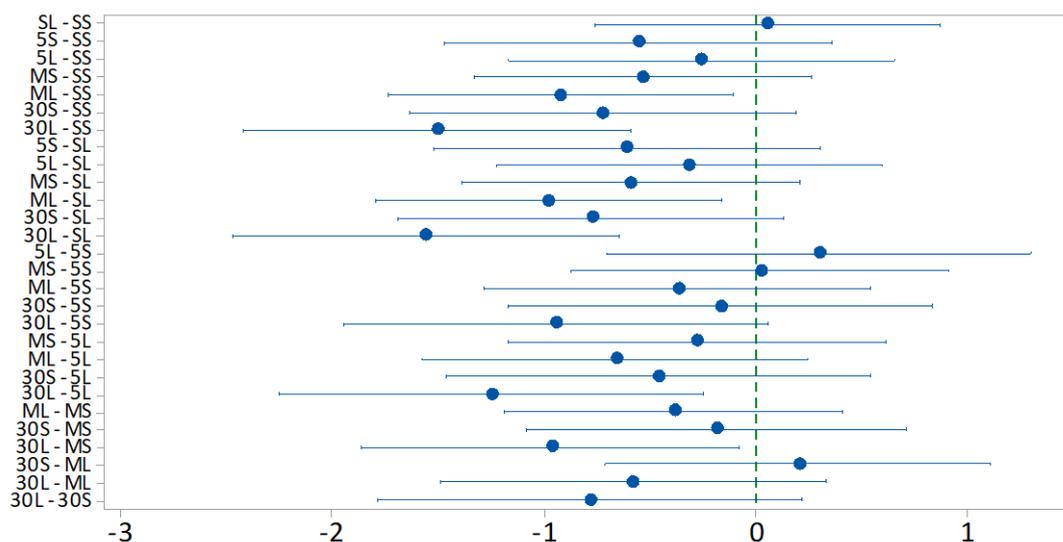
Figura 14 – Boxplot da quantidade de UFC de fungos ao longo da coluna de filtração antes e após a retrolavagem.



Fonte: o Autor.

Figura 15 – Intervalos de confiança simultâneos de Tuckey para as médias dos resultados de contagem de UFC de fungos das amostras ao longo da coluna.

Legenda: SS – Superfície antes da limpeza; SL – Superfície após a limpeza; 5S – 5 cm de profundidade, antes da limpeza; 5L – 5 cm de profundidade, após a limpeza; MS – 20 cm de prof., antes da limpeza; ML – 20 cm de prof., após a limpeza; 30S – 30 cm de prof., antes da limpeza; 30L – 30 cm de prof., após a limpeza;



Se um intervalo não contiver o zero, as médias correspondentes serão significativamente diferentes.

Fonte: o Autor.

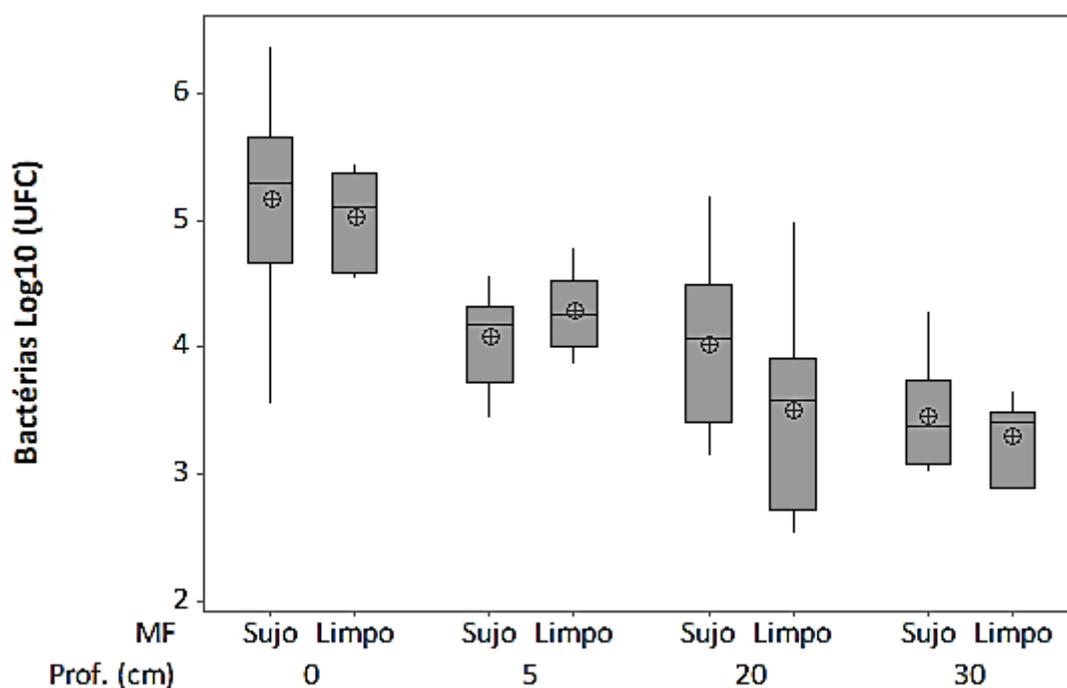
Fungos possuem a capacidade de degradação de matéria orgânica, tendo um importante papel no ciclo de carbono e nutrientes pela degradação. Sua presença em maior quantidade na superfície é relacionada à potencial maior atividade biológica nas camadas superficiais (CALVO-BADO et al., 2003; MAUCLAIRE; SCHÜRMAN; MERMILLOD-BLONDIN, 2006; JOUBERT, 2008; WAKELIN et al., 2011; LIU et al., 2019). Ainda, foram associados à alimentação de organismos invertebrados no *schmutzdecke* e sua relação simbiótica com algas foi relacionada com a remoção de *E. coli* em FL, contudo essa relação não é discutida pelos autores (HAIG et al., 2014a; TAKEUCHI; ZHAO; TANAKA, 2014). Relata-se também remoção de fungos por FL, tendo sua importância relacionada a proliferação em sistemas de distribuição e aplicação da tecnologia na hidroponia, irrigação ou limpeza de hortaliças e vegetais de consumo humano, aumentando a sua durabilidade (CALVO-BADO et al., 2003; MARTÍNEZ et al., 2013; VAN DER KOOIJ et al., 2017).

Em relação às bactérias nota-se, em média, redução após as retrolavagens, excluindo-se as amostras a 5 cm, porém as médias são estatisticamente semelhantes (Figura 16 e Figura 17). Acredita-se que o aumento da quantidade de bactérias aderidas nas amostras deva-se à estratificação devido à mudança da densidade dos grãos devido ao material aderido.

A maior densidade de bactérias na superfície foi relatada em outros estudos, e está relacionada à maior quantidade alimento e oxigênio nessa região. A medida que a profundidade aumenta a quantidade de alimento e oxigênio, consumidos na superfície, torna-se mais escassa, alterando a comunidade bacteriana e tornando-a menos densa (MAUCLAIRE; SCHÜRMAN; MERMILLOD-BLONDIN, 2006). Também é relatado um acúmulo de bactérias ao longo da carreira, diferentemente do comportamento apresentado no UF (JOUBERT, 2008).

Bactérias aderidas ao meio filtrante são os principais organismos que compõem o biofilme na superfície dos grãos, transformando a matéria orgânica facilmente degradável e servindo como alimento para níveis tróficos mais elevados (MAUCLAIRE; SCHÜRMAN; MERMILLOD-BLONDIN, 2006; HAIG et al., 2015b). Relata-se que filtros lentos são capazes de reduzir, não apenas a densidade de bactérias, mas também ao reduzir a matéria orgânica facilmente degradável, o que reduz o crescimento de biofilme ao longo de redes de distribuição (HUISMAN; WOOD, 1974; GRAHAM; COLLINS, 2014).

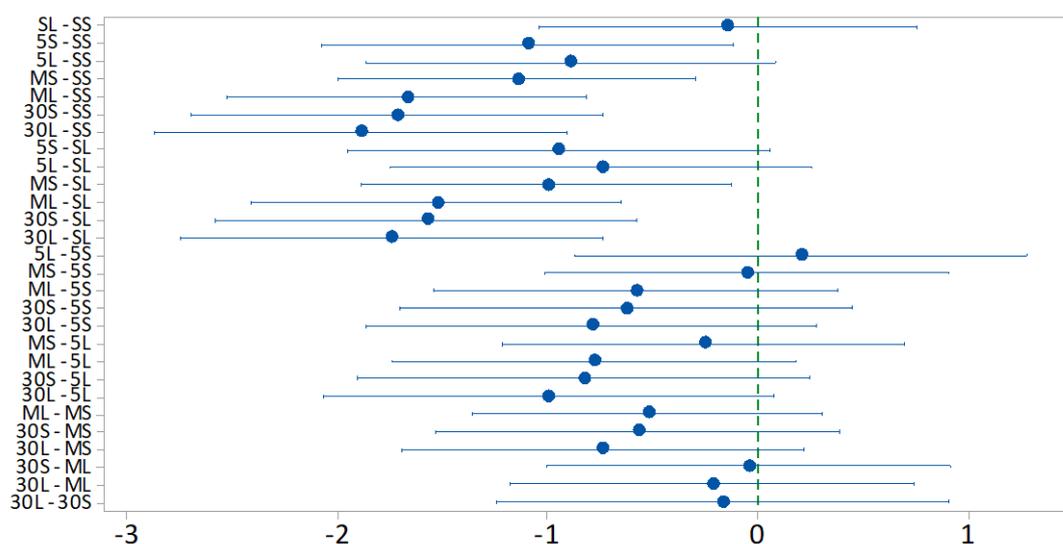
Figura 16 – Boxplot da quantidade de UFC de bactérias ao longo da coluna de filtração antes e após a retrolavagem.



Fonte: o autor.

Figura 17 – Intervalos de confiança simultâneos de Tuckey das amostras de contagem de bactérias ao longo da coluna.

Legenda: SS – Superfície antes da limpeza; SL – Superfície após a limpeza; 5S – 5 cm de profundidade, antes da limpeza; 5L – 5 cm de profundidade, após a limpeza; MS – 20 cm de prof., antes da limpeza; ML – 20 cm de prof., após a limpeza; 30S – 30 cm de prof., antes da limpeza; 30L – 30 cm de prof., após a limpeza;



Se um intervalo não contiver o zero, as médias correspondentes serão significativamente diferentes.

Fonte: o autor.

A presença de bactérias e fungos, no entanto, não foi suficiente para interferir significativamente no COD ou absorvância a 254 nm no filtrado. No caso do COD houve incremento de 10% que, apesar de pouco significativo pode indicar degradação de matéria orgânica a compostos dissolvidos. Esses compostos podem inclusive aumentar a absorvância a 254 nm, que em geral reduziu em 13% com a filtração. Por outro lado, o consumo de OD no sistema foi de em média 41%, indício da atividade biológica.

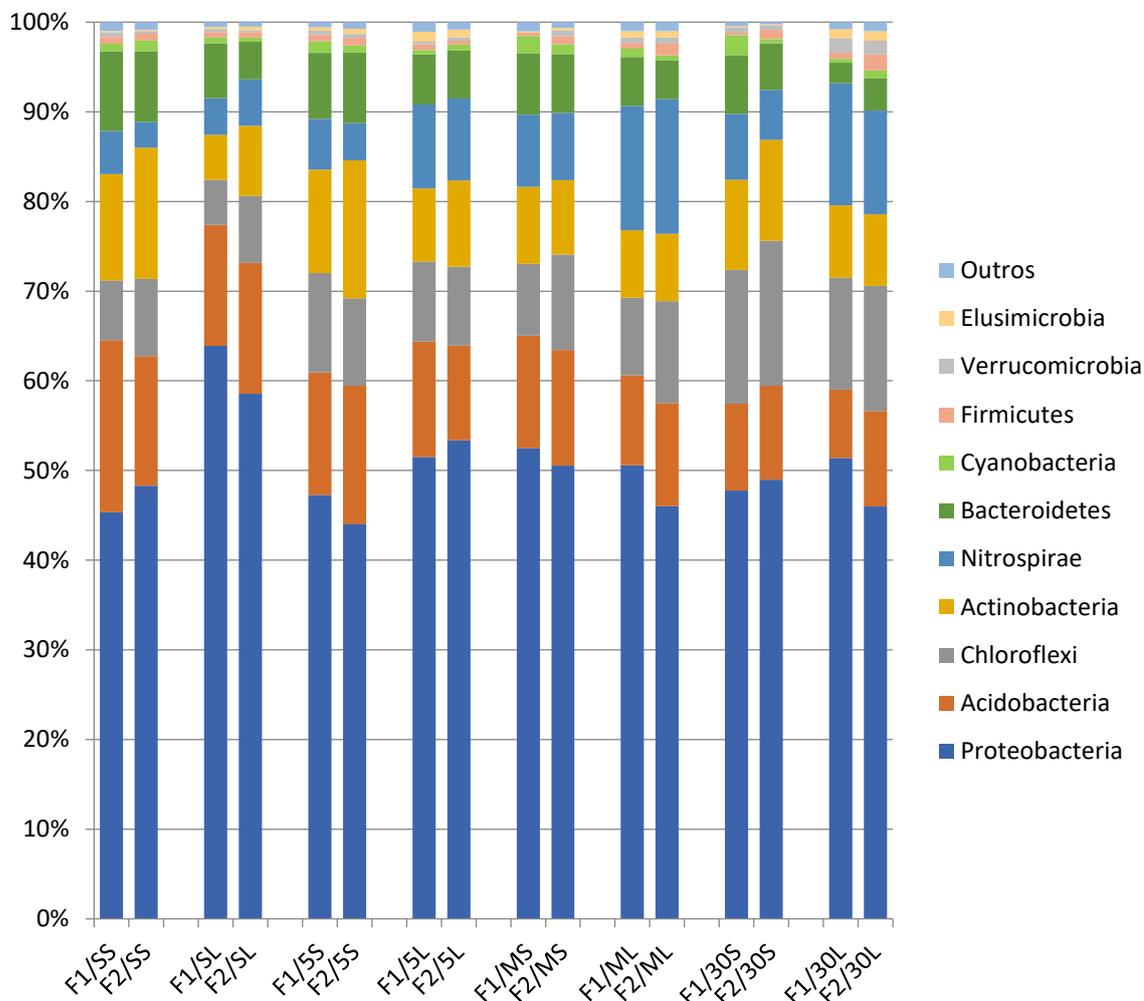
Acredita-se que as diferenças entre a densidade e efeito da limpeza entre fungos e bactérias se devem à natureza diferente desses dois microrganismos. Bactérias geralmente são menores e se fixam por meio de excreção de substâncias, enquanto os fungos são maiores e costumam crescer em estrutura filamentosa, ocupando mais os poros e favorecendo a colmatação, o que poderia torna-los mais suscetíveis às forças de arraste responsáveis pela remoção de sólidos na retrolavagem (MAUCLAIRE; SCHÜRMAN; MERMILLOD-BLONDIN, 2006).

4.3.1.3 Identificação metagenômica das bactérias no meio filtrante

Os filos de bactérias mais abundantes foram: Proteobacteria (44% - 64%), Acidobacteria (8% - 19%), Chloroflexi (5%- 16%), Actinobacteria (5% - 15%), Nitrospirae (3% - 15%), Bacteroidetes (2% - 9%) e Cyanobacteria (0% - 2%). Na Figura 18 são apresentadas as abundâncias relativas dos 10 filos mais abundantes. Os demais foram agrupados na categoria "Outros".

Figura 18 – Abundância relativa de filo de bactérias no sistema UF operado a 4 m³/m².d antes e após a limpeza.

Legenda: SS – Superfície antes da limpeza; SL – Superfície após a limpeza; 5S – 5 cm de profundidade, antes da limpeza; 5L – 5 cm de profundidade, após a limpeza; MS – 20 cm de prof., antes da limpeza; ML – 20 cm de prof., após a limpeza; 30 – 30 cm de prof., antes da limpeza; 30L – 30 cm de prof., após a limpeza;



Fonte: o Autor.

As principais diferenças entre as abundâncias relativas devido à limpeza foram nas amostras da superfície, sendo que não se nota diferença entre ambos os filtros. Assim, apesar de não haver remoção significativa de bactérias cultiváveis (Figura 16, p.101), houve ao menos variação estrutural nas bactérias no filtro após a limpeza. Em relação à profundidade constatou-se estabilidade da abundância relativa dos filamentos Proteobacteria (antes da limpeza) e Cyanobacteria, contudo nota-se aumento dos filamentos Chloroflexi e Nitrospirae e diminuição de Proteobactérias (após a limpeza), Acidobacteria, Actinobacteria e Bacteroidetes (Figura 19). Na Figura 19 são apresentadas as correlações de *Spearman* entre a abundância relativa dos filamentos em ambos os filtros, antes e depois da

retrolavagem. Relações com *Rô de Spearman* (ρ) positivos representam aumento da abundância conforme o aumento da profundidade e vice-versa, e relações positivas representam diminuição da abundância relativa com o aumento da profundidade e vice-versa.

Figura 19 – Correlações de Spearman entre a abundância relativa dos filos e a profundidade, antes e após a limpeza.

	Filos			
	Rô de Spearman (ρ)		Valor- p (p)	
	Sujo	Limpo	Sujo	Limpo
Proteobacteria	0,488	-0,830	0,220	0,011
Acidobacteria	-0,927	-0,878	0,001	0,004
Chloroflexi	0,732	0,878	0,039	0,004
Actinobacteria	-0,683	0,195	0,062	0,643
Nitrospirae	0,634	0,781	0,091	0,022
Bacteroidetes	-0,927	-0,634	0,001	0,091
Cyanobacteria	0,146	0,098	0,729	0,818

ρ -1 1

Valor- p	$p > 0,10$	$p < 0,10$	$p < 0,05$	$p < 0,01$
------------	------------	------------	------------	------------

Fonte: o Autor.

O filo Proteobacteria apresentou correlação negativa com a profundidade após a retrolavagem, sendo mais abundante na superfície após a retrolavagem, indicativo de que o filo está relacionado à bactérias aderidas ao MF ou que são carreados à superfície pela limpeza (Figura 18 e Figura 19). Nesse filo estão compreendidas as bactérias mais comuns no ambiente e com metabolismo variado entre os gêneros e relacionado à degradação de matéria orgânica, explicando sua predominância em vários estudos em FL e até mesmo em água de distribuição (LAUTENSCHLAGER et al., 2014; D’ALESSIO et al., 2015; HAIG et al., 2015b; LIAO et al., 2015; LI et al., 2019).

As bactérias do filo Acidobacteria também apresentaram correlação negativa com a profundidade, independente do momento. Sua disponibilidade e variedade no ambiente também é alta, com variedade metabólica, capacidade de produção de polissacarídeos extracelulares (PEC), importantes para fixação de biofilmes, indicativo do porquê essas bactérias aparecem com abundância relativa constante antes e após a limpeza. D’Alessio et al. (2015) as relatam como pouco representativa no *schmutzdecke* e, juntamente com outros estudos, como abundantes no meio filtrante (LAUTENSCHLAGER et al., 2014;

D'ALESSIO et al., 2015; HAIG et al., 2015b).

Chloroflexi é um filo de bactérias diversas que podem ser aeróbias, anóxicas fototróficas ou até mesmo halotróficas anaeróbias (por isso o seu nome). Um aumento desse filo foi observado nas camadas mais profundas, e também é relatado em filtros lentos em maior abundância no MF do que no *schmutzdecke* (D'ALESSIO et al., 2015; HAIG et al., 2015b). O aumento de sua abundância pode estar relacionado à sua capacidade de decomposição de resíduos da lise de células, fermentação de carboidratos e degradação de outros compostos orgânicos complexos via anaerobiose (SPEIRS et al., 2019).

Quanto ao filo *Actinobacteria*, é conhecido por sua importância ambiental no solo e meios aquáticos na decomposição de matéria orgânica. Geralmente são aeróbias ou aeróbias facultativas e podem formar redes filamentosas assemelhando-se a fungos, o que pode explicar sua correlação negativa com a profundidade onde presume-se que a concentração de OD seja menor, como constatado no efluente dos filtros (SERVIN et al., 2008). É um filo cuja abundância relativa representativa é comumente reportada em estudos de FL, tendo sido relacionado positivamente com a concentração afluente de nitrato (SCHWARTZ et al., 2009; D'ALESSIO et al., 2015; OH; HAMMES; LIU, 2018; ZHAO et al., 2019).

Nitrospirae, por sua vez, também apresentou relação positiva com a profundidade, sendo maior essa correlação após a retrolavagem. Está relacionada ao ciclo do nitrogênio pelo processo de nitrificação que também foi reportado em FL relacionado ao filo (LAUTENSCHLAGER et al., 2014; OH; HAMMES; LIU, 2018; ZHAO et al., 2019).

Bacteroidetes são relacionados à decomposição de matéria orgânica de alto peso molecular como proteínas e carboidratos no solo e na água (THOMAS et al., 2011). No presente estudo a relação do filo com a profundidade foi negativa, condizente com a biodegradação de compostos de maior peso molecular. Esse filo foi reportado no *schmutzdecke* reduzindo ao longo da carreira (HAIG et al., 2014b; ZHAO et al., 2019).

Observa-se que os filamentosos mais abundantes no sistema são relacionados à degradação da matéria orgânica, indício dessa atividade nos filtros. Por sua vez, atividade bacteriana não foi avaliada nesse estudo e a identificação metagenômica é um retrato das bactérias presentes nos filtros no momento da amostragem. Contudo, a presença desses organismos é um indício de sua atividade. Ao levarem-se em consideração os parâmetros de qualidade de água avaliados não se notou variação significativa do COD, absorvância a 254 nm ou amônia (não detectada). Por sua vez, há redução significativa de turbidez, cor

aparente e clorofila-*a*, indícios da retenção de sólidos em suspensão, sendo que uma fração desses sólidos deve ser orgânica, considerando a natureza da AB. A presença de bactérias relacionadas a degradação de matéria orgânica no filtro é um indício de que o material retido passa por um processo de depuração dentro do filtro, explicando eventuais alterações no COD e absorbância a 254 nm.

Quanto às cianobactérias, sua abundância relativa não variou ao longo da coluna de filtração, o que pode estar relacionado ao formato desses organismos, desfavorecendo sua adesão, e às condições encontradas na profundidade do MF para se desenvolver. Resultados de clorofila-*a* indicaram remoção da água de organismos que possuem esse pigmento, contudo essa remoção não se associa com a presença desses organismos no meio filtrante, um indício da presença de que outros organismos contendo clorofila-*a*.

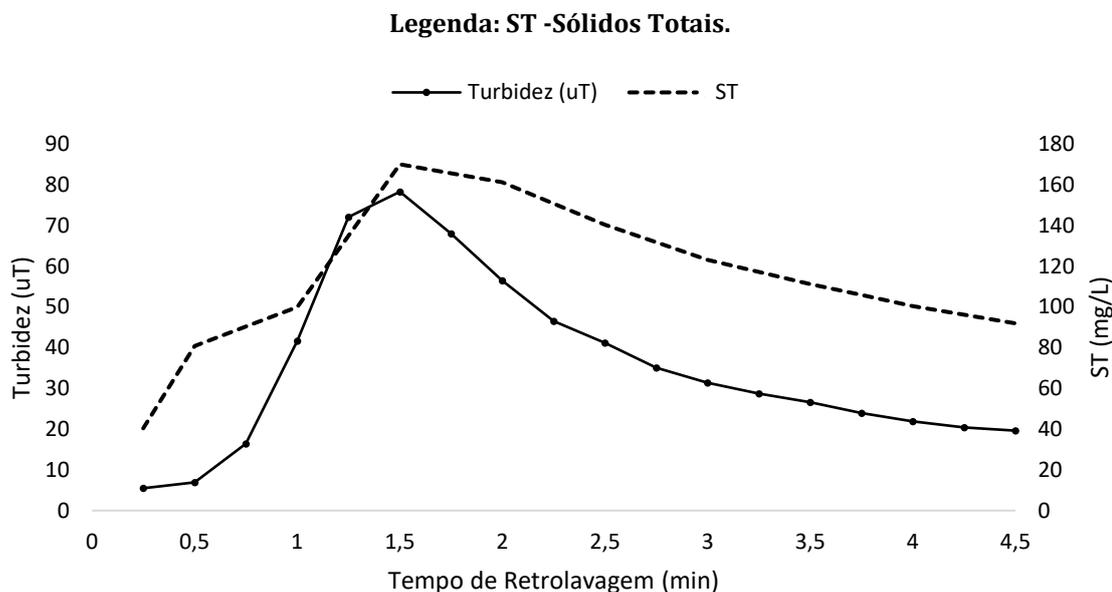
4.3.1.4 Água de retrolavagem

O comportamento da turbidez e sólidos totais ao longo da retrolavagem é apresentado na Figura 20 e Figura 21. Como pode ser observado o comportamento de ambos os parâmetros foram semelhantes, atingindo o pico de turbidez em 1,5 min. Observa-se que após o pico a turbidez e o ST continuam decaindo ao longo da retrolavagem, contudo a turbidez apresenta decaimento maior em relação ao pico, comparada aos ST.

Dentre os sólidos totais, não houve variação significativa entre SF e SV, sendo que esse último representou a maior porção entre os ST liberados na água de retrolavagem. O fato da maior parte dos ST ser volátil a 550°C diz respeito a natureza desse material, sendo composto em sua maior parte por matéria orgânica devido à água utilizada no estudo, a capacidade do FL na remoção desses materiais, a ausência de coagulação previamente à filtração e, por fim, ao fato da retrolavagem liberar esse material do meio filtrante.

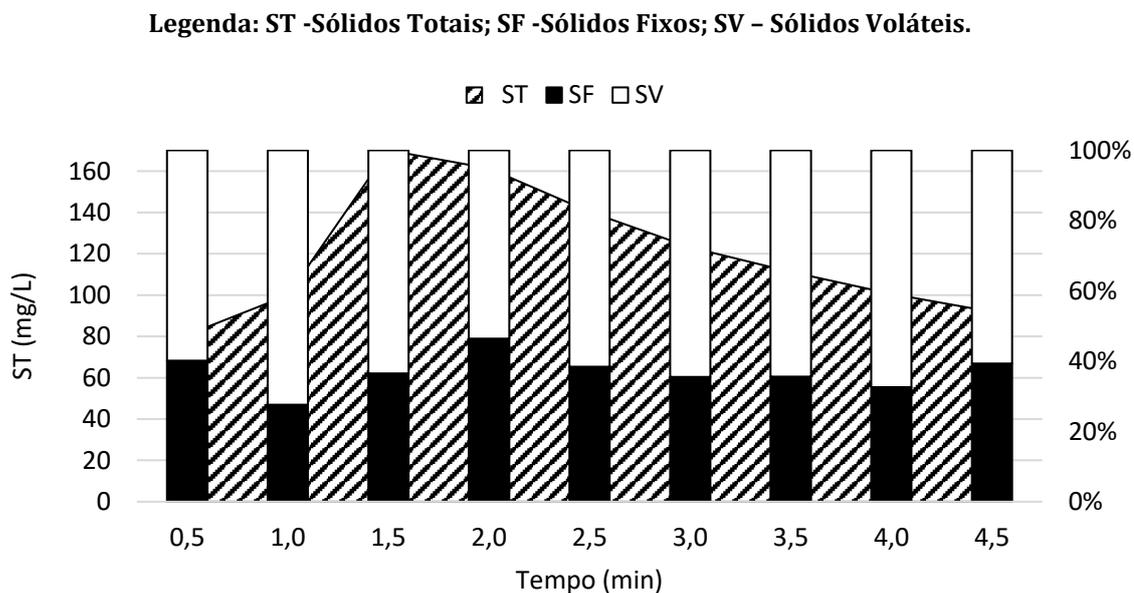
A liberação desse material está associada à recuperação da condutividade hidráulica na coluna, ocasionando a redução da perda de carga no sistema. Acredita-se que o fato de a retrolavagem liberar SV do filtro e a contagem de fungos e bactérias não apresentarem diferença significativa, está no fato de que ao medirem-se esses microrganismos, na amostragem, libera-se o mesmo material que é desprendido durante a retrolavagem, que seria o material intersticial e não aderido fortemente aos grãos.

Figura 20 – Comportamento da turbidez e sólidos suspensos totais da água de retrolavagem.



Fonte: o Autor.

Figura 21 – Tipos de sólidos desprendidos do filtro durante a retrolavagem.



Fonte: o Autor.

Portanto, acredita-se que há liberação de biomassa durante a retrolavagem, contudo as forças de arraste promovidas pela retrolavagem, não são suficientes para liberar totalmente a biomassa aderida aos grãos, principalmente nas camadas mais superficiais. Algo também observado nos pilotos da LP.

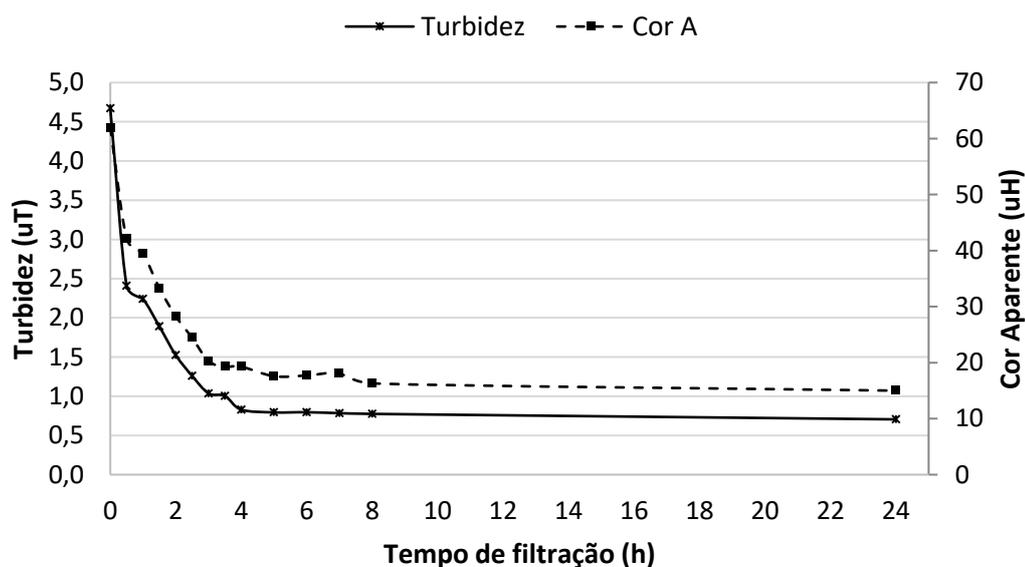
Esse também é um indício do motivo da recuperação do filtro ser mais rápida. As atividades biológicas no filtro, ao serem preservadas, não apenas melhoram a qualidade

microbiológica da água, mas também suas características físicas. Sabe-se que a tendência dos materiais menores que os grãos do meio filtrante é de passar pelo filtro, contudo a presença do biofilme na superfície da areia faz com que o material em suspensão seja mais facilmente aderido aos grãos de areia.

4.3.1.5 Recuperação dos filtros após a retrolavagem

A FLR apresentou resultados de turbidez inferiores a 2 uT após 1,5h de operação, e 4h foi o suficiente para que o sistema apresentasse turbidez inferior a 1 uT (Figura 22), valores aceitáveis para a turbidez (BRASIL, 2017; WHO, 2017). Após esse tempo a turbidez também havia atingido valores de remoção estáveis (>85%), sendo a média, durante essa etapa do estudo, remoções de 84% (Figura 23 e Tabela 11). Outros estudos reportaram valores semelhantes e em comparação à filtração lenta convencional, apesar do comportamento ser diferente, tempo semelhante foi necessário para que a turbidez atingisse valores inferiores a 1 uT (PIZZOLATTI, 2010, 2014; SOUZA et al., 2016). Estudos também reportam que 8h foi suficiente para que o filtro atingisse eficiência máxima de remoção de (oo)cistos de *Giardia* spp. e *Cryptosporidium* spp. (PIZZOLATTI, 2014; SENS et al., 2017b).

Figura 22 - Turbidez e cor aparente durante a recuperação do FLR.

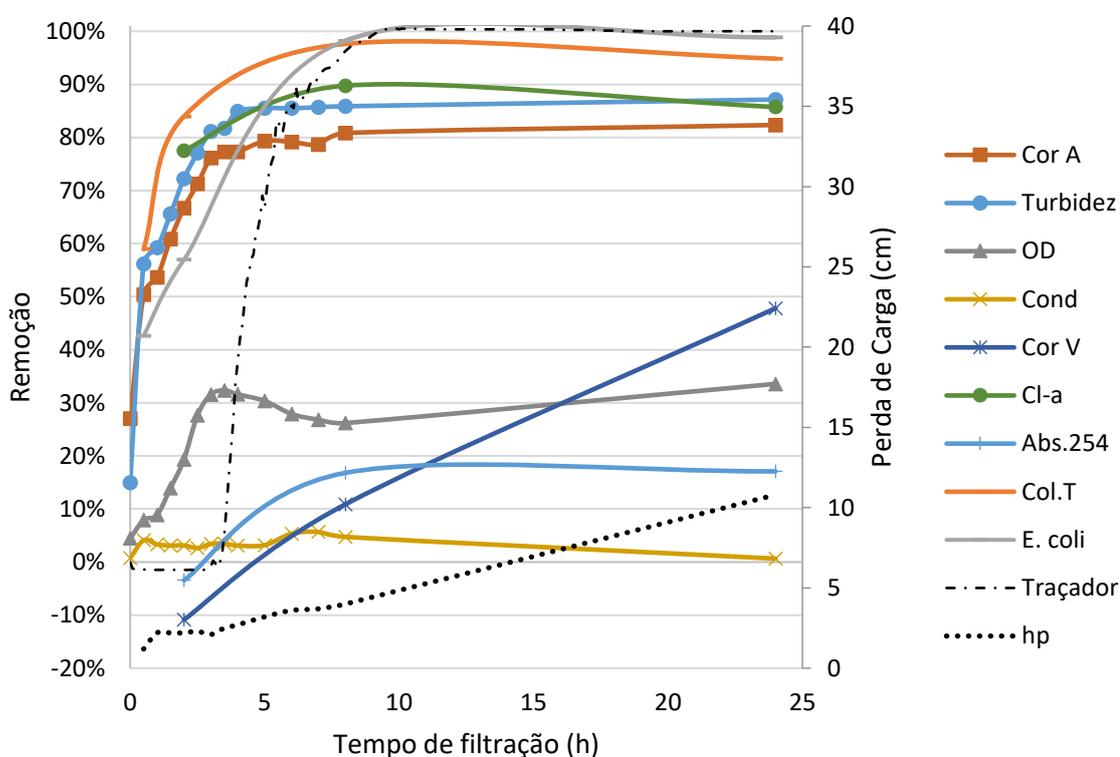


Fonte: o Autor.

Por sua vez, após 4h de operação, a cor verdadeira estabilizou-se abaixo de 20 uH,

diminuindo lentamente, atingindo em média 15 uH apenas 24 h depois da retrolavagem (Figura 22). Recomenda-se pelo Ministério da Saúde que a água potável não ultrapasse 15 uH após a desinfecção (BRASIL, 2017). As remoções de cor aparente, por sua vez, foram em média 77%, sendo 80% a média de remoção durante a operação após as 24h iniciais. Quanto à cor verdadeira, as medições realizadas não foram suficientes para se estimar o momento da estabilização da remoção, contudo, 24h foi o suficiente para que 49% de remoção média fosse atingida, em média 51% após 24h (Figura 23).

Figura 23 – Remoções nas primeiras horas de operação do FLR.



Fonte: o Autor.

A remoção de cor verdadeira pode estar associada às atividades biológicas e sua degradação de ácidos orgânicos, contudo sua remoção não segue o mesmo comportamento dos demais parâmetros um indício de que a remoção desse parâmetro é regulada por outro mecanismo, ou que o mecanismo relacionado é influenciado pela retrolavagem, demorando mais tempo para se estabilizar. A cor verdadeira pode ser relacionada a coloides menores que $0,45 \mu\text{m}$ ou argila com as mesmas características que absorvem luz no mesmo comprimento de onda que a matéria orgânica dissolvida (BENNETT; DRIKAS, 1993). Levando-se em consideração a alta remoção de cor verdadeira, a quantidade de sólidos fixos na água de retrolavagem e a origem da água

bruta (lago artificial), há indícios de que a cor verdadeira, ou uma fração dessa, não esteja relacionada à matéria orgânica.

Diversos estudos focaram na remoção de turbidez e cor em estudos de recuperação de FLR, o que mostrou que os filtros geralmente atingem eficiência aceitável no que se refere à remoção de sólidos em suspensão (POERSCH, 2012; PIZZOLATTI, 2014; PIZZOLATTI et al., 2014; SOUZA et al., 2016; BRASIL, 2017; WHO, 2017). No entanto, afirma-se que as atividades biológicas nos FL são as mais importantes no que se diz respeito à remoção de organismos patogênicos (HUISMAN; WOOD, 1974; UNGER; COLLINS, 2006). Afirma-se que o *schmutzdecke* de filtros lentos está maduro quando a remoção de coliformes se estabiliza, sendo repostadas remoções acima de 99% (BELLAMY; HENDRICKS; LOGSDON, 1985).

As colunas de filtração atingiram em média 87% de coliformes totais e 98% de *E. coli*, o que correspondeu a 1,26 e 1,24 Log em média. Contudo, as remoções atingiram em média 99% e 98% após 8h e 24h, respectivamente. Isso é um indício de que a retrolavagem possui pouco impacto nas atividades biológicas do filtro, sendo necessárias apenas algumas horas para que o filtro atingisse sua maturação.

A atividade biológica e remoção de bactérias nos filtros está associada à cadeia trófica nos FL, sendo, por exemplo, a taxa pouco influente nessa cadeia, uma vez que a velocidade de locomoção dos protozoários, vermes e larvas, que também são maiores que o meio filtrante, suficiente para fazer com que esses organismos permaneçam na zona de maior interesse, que geralmente é o *schmutzdecke* na superfície. Ainda, diversos protozoários são sésseis, e se fixam nos grãos de areia e outros detritos ou organismos que o compõem (NAKAMOTO, 2014).

Por isso, o fato do *schmutzdecke* não ser inteiramente removido durante a retrolavagem e de a recuperação se dar de forma considerada rápida (4h), são indícios de que a cadeia ecológica no FLR pouco se desestabiliza após a retrolavagem, sendo necessário apenas a renovação da água no filtro o necessário para uma melhor qualidade do efluente. Isso fica evidente ao se observar TDH no filtro, que foi de 4h, segundo o comportamento do traçador no sistema (Figura 23).

Excluindo-se a cor verdadeira, a maior parte dos parâmetros analisados tiveram comportamentos semelhantes, sendo 4h também o necessário para remoção de 86% de clorofila-*a* e reduzir em 11% de Absorbância a 254 nm, porém atingindo o máximo apenas após 8h com 90% e 17%, respectivamente.

4.3.2 Influências da variação da taxa de filtração

4.3.2.1 Influência da taxa na operação e eficiência dos filtros

Na Tabela 13 é apresentada a qualidade da AB e efluente dos filtros operados em diferentes taxas segundo parâmetros seleccionados.

Tabela 13 – Parâmetros de qualidade de água e perda de carga em função da taxa.
Legenda: Água Bruta (AB), número amostral (N), média (Méd.), desvio padrão (DP), mínimo (Mín.), mediana (Med.), máximo (Máx.) e remoções em relação à etapa anterior (Rem.); * Níveis não detectados pela metodologia utilizada; + Valores faltantes devido à não detecção pelo método utilizado; ++ Não foi possível calcular com os dados obtidos..

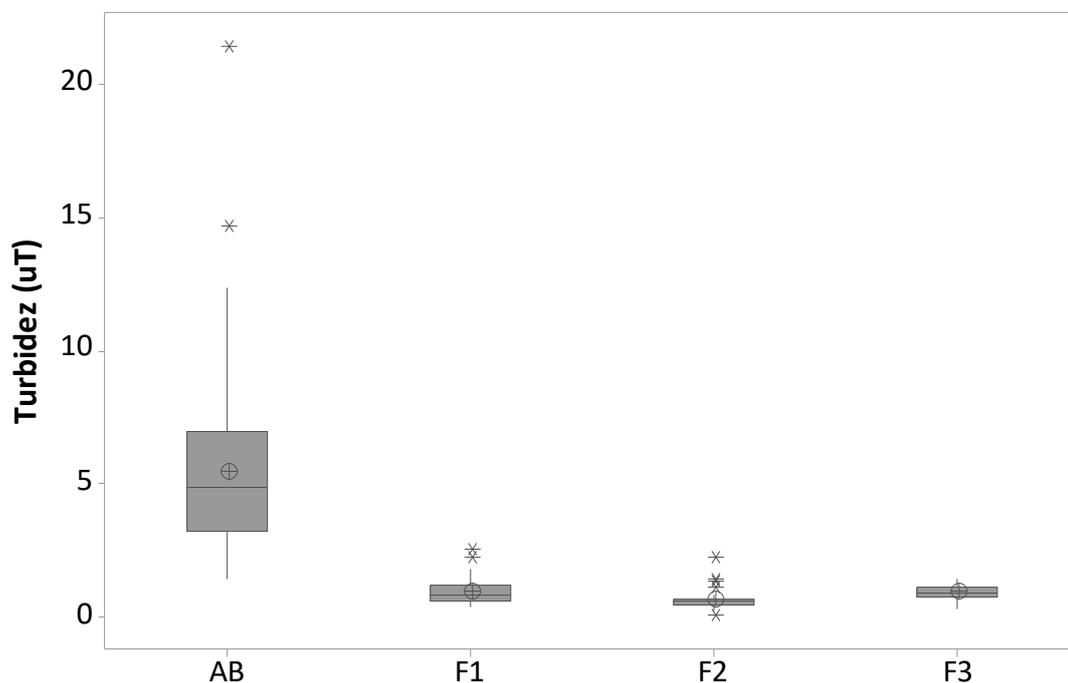
Parâmetro	Taxa (m ³ /m ² .d)	N	Méd.	DP	Mín.	Med.	Máx.	Rem.
h_{p24} (cm)	2	5	1,3	1,0	0,5	0,6	2,5	-
	4	5	7,8	7,2	1,0	6,0	16,5	-
	8	5	9,3	6,8	2,5	8,3	18,5	-
Carreira (d)	2	8	8	2	5	8	12	-
	4	12	5	2	2	5	8	-
	8	16	4	2	1	4	8	-
Espessura do schmutzdecke (mm)	2	35	2	0,05	1	2	3	-
	4	35	1	0,04	1	1	2	-
	8	+	*	*	*	*	*	-
Turbidez (uT)	AB	86	5,43	3,03	1,46	4,86	21,4	-
	2	38	0,969	0,492	0,420	0,850	2,52	82%
	4	30	0,683	0,399	0,071	0,616	2,22	87%
	8	29	0,946	0,266	0,338	0,925	1,47	83%
Cor A (uH)	AB	86	79	35	20	77	221	-
	2	38	20	8	8	18	36	75%
	4	30	14	6	5	13	31	83%
	8	29	20	8	6	18	40	75%
Cor V. (uH)	AB	5	13	2	10	13	15	-
	2	5	10	3	6	9	12	26%
	4	5	7	1	6	7	8	48%
	8	5	7	3	2	9	10	43%
Abs.254/cm	AB	5	0,0498	0,0042	0,0450	0,0490	0,0550	-
	2	5	0,0374	0,0026	0,0330	0,0390	0,0390	25%
	4	5	0,0364	0,0042	0,0300	0,0370	0,0410	27%
	8	5	0,0398	0,0035	0,0340	0,0420	0,0420	20%
OD (mg/L)	AB	86	7,81	0,42	6,72	7,79	8,88	-
	2	38	4,26	1,21	0,41	4,39	6,29	45%
	4	30	5,07	0,88	3,05	5,16	6,76	35%
	8	29	5,52	0,79	3,86	5,27	7,08	29%
Condutividade (µS/cm)	AB	5	66,8	2,27	63,6	66,8	69,6	-
	2	5	68,5	4,78	63,9	66,8	76,2	-
	4	5	66,3	2,65	63,6	65,5	70,5	-
	8	5	66,4	2,56	63,6	66,6	69,7	-

Parâmetro	Taxa (m ³ /m ² .d)	N	Méd.	DP	Mín.	Med.	Máx.	Rem.
pH	AB	5	6,97	0,07	6,89	6,99	7,04	-
	2	5	7,13	0,07	7,06	7,10	7,24	-
	4	5	7,11	0,19	6,93	7,06	7,39	-
	8	5	7,12	0,12	7,01	7,10	7,30	-
Clorofila-<i>a</i> (µg/L)	AB	5	33,3	14,6	20,5	32,3	57,4	-
	2	5	1,9	1,4	0,9	1,4	4,4	94%
	4	5	2,1	1,7	0,5	1,9	4,9	94%
	8	5	19,9	17,3	3,4	10,6	44,3	40%
Coliformes Totais (NMP)	AB	5	502	479	151	308	1333	-
	2	5	11	23	0	1	53	98%
	4	5	8	10	1	3	24	98%
	8	5	6	4	4	4	14	99%
Coliformes Totais Log₁₀[NMP]	AB		2,7	2,7	2,2	2,5	3,1	-
	2	3	0,7	0,9	0,0	0,3	1,7	2,0
	4	5	0,6	0,5	0,0	0,5	1,4	2,1
	8	5	0,7	0,2	0,6	0,6	1,1	2,0
<i>E. coli</i> (NMP)	AB	5	14	11	0	11	29	-
	2	5	0	0	0	0	0	100%
	4	5	0	0	0	0	1	99%
	8	5	0	1	0	0	1	97%

Fonte: o Autor.

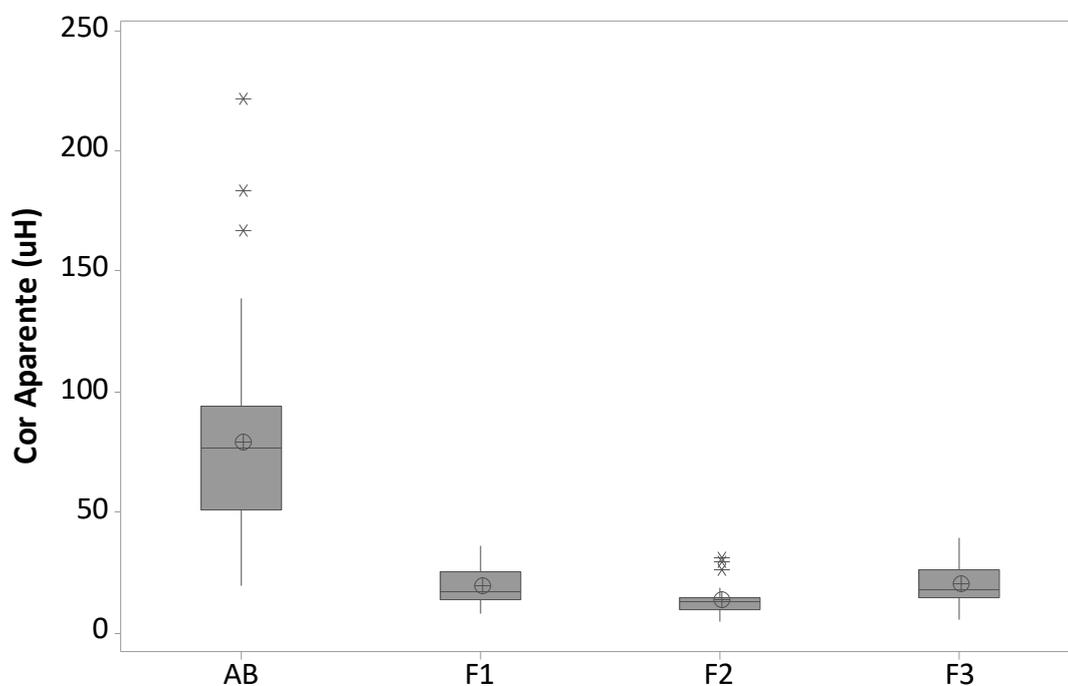
Destaca-se novamente a turbidez que apesar de ser removida a valores em média inferiores a 1uT, a menor média apresentada é a do F2, contudo não houve diferença entre as médias entre os filtros (Figura 24). Contudo, há diferença entre a mediana do F2 das demais, sendo a menor entre elas, indício de que o F2 apresentou maior desempenho na remoção desse parâmetro. Tal comportamento se repete em relação a cor aparente (Figura 25), que se correlaciona com a turbidez, tanto para as médias quanto para as medianas. A ρ mostrou que houve correlação positiva entre a taxa e a turbidez do efluente (0,739, $p=0,002$) e negativa em relação à remoção (-0,649, $p=0,009$).

Figura 24 - *Boxplot* dos dados de turbidez do sistema UF operando a 2, 4 e 8 m³/m².d.



Fonte: o Autor.

Figura 25 - *Boxplot* dos dados de cor aparente do sistema UF operando a 2, 4 e 8 m³/m².d.

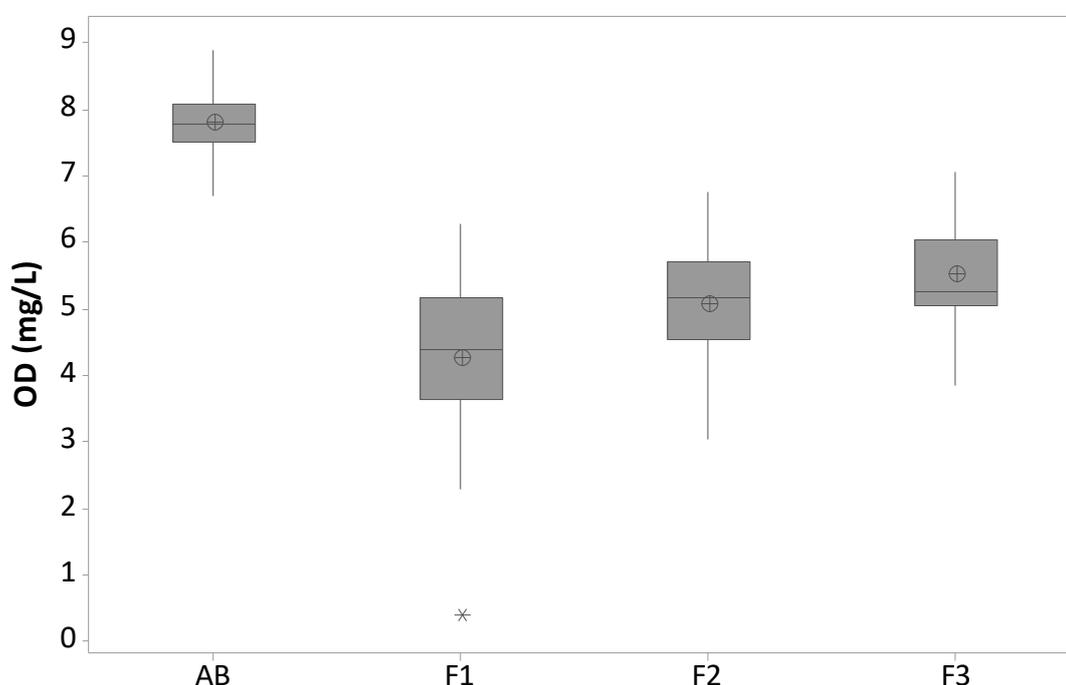


Fonte: o Autor.

Quanto ao OD, houve consumo, contudo não há diferença entre as médias no F2 e F3

(Figura 26). Contudo o *valor p* para o teste de KW entre as medianas de F2 e F3 é de 0,064 apenas. Indício de que há diferença no consumo de oxigênio entre os filtros, sendo essa diferença mais significativa entre o F1 e os demais filtros, sendo o consumo com relação inversa à taxa de filtração. Maiores taxa de filtração implicam em menor TDH o que faz com que a depuração natural da água, menos significativa, tenha mais tempo de acontecer e maior tempo de contato com organismos no filtro, que usam o OD como aceptores de elétrons em seu metabolismo.

Figura 26 - Boxplot dos dados de OD do sistema UF operando a 2, 4 e 8 m³/m².d.



Fonte: o Autor.

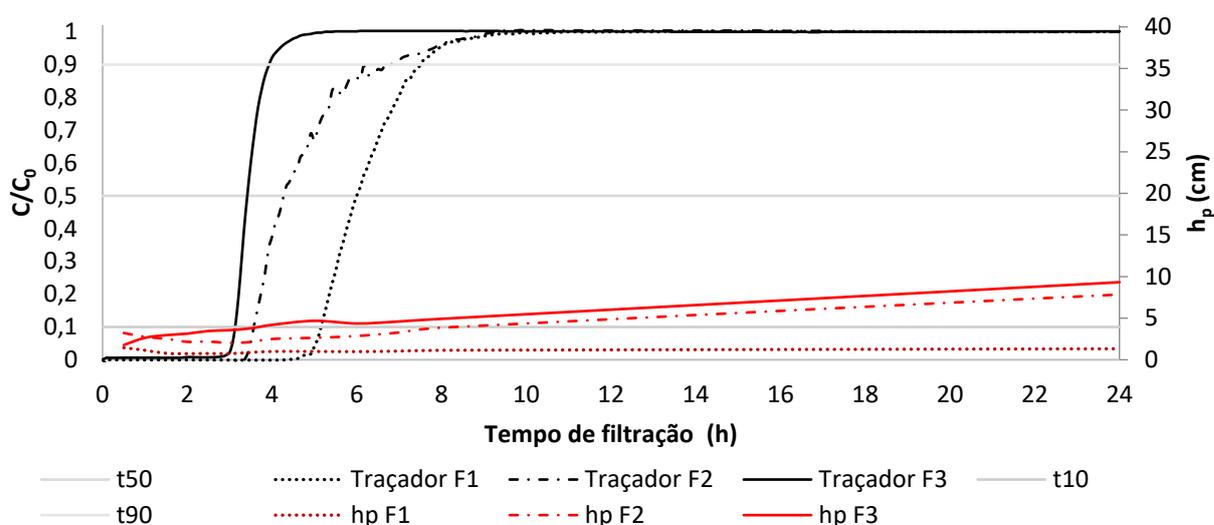
Por sua vez, não houve diferença significativa na remoção de coliformes relacionadas à taxa de filtração, sendo que nesse caso os filtros atingiram remoções entre 97% e 100%, valores de acordo com remoções em *schmutzdecke* maduro. Isso se observa mesmo com a relação desse parâmetro com a turbidez, contudo não há relação entre a remoção de coliformes e a remoção de turbidez.

Outro parâmetro destacado é a remoção de clorofila-*a* em que a taxa interferiu negativamente na remoção no F3, sendo que as remoções reduzem de 94% no F1 e F2 para 40%. Não houve diferença significativa entre F1 e F2.

4.3.2.2 Influência da taxa na recuperação dos filtros

Para melhor análise da recuperação é apresentado o comportamento do traçador ao longo das primeiras horas de filtração (Figura 27). A partir dos testes com o traçador foi possível estimar o TDH no sistema, sendo, como esperado, maiores taxas com menores tempos (Tabela 14).

Figura 27 - Teste de traçador e perdas de carga nas colunas operando a 2, 4 e 8 m³/m².d.



Fonte: o Autor.

Tabela 14 - Tempos de detenção hidráulica do sistema operando em diferentes taxas de filtração.

	F1	F2	F3
Taxa (m ³ /m ² .d)	2	4	8
TDH (h)	6,0	4,3	3,4
t ₁₀ (h)	4,2	3,6	3,1
t ₉₀ (h)	7,5	6,8	3,9
IDM (h)	1,3	1,6	1,2

Fonte: o Autor.

O ensaio com traçador mostrou que as 8h de monitoramento do sistema foram suficientes para a passagem de mais de 90% do traçador em todos os filtros, sendo que em 24h a água em todo o sistema havia se renovado. Também se estimou o índice de dispersão de Morill (IDM; t₉₀/t₁₀) para cada sistema (Tabela 14). Os IDM estimados foram inferiores a 2, o que caracteriza um sistema em fluxo de pistão de boa eficiência (METCALF; EDDY, 2015).

As taxas de filtração também influenciaram as perdas de carga (Figura 27). Devido à maior velocidade, as maiores taxas apresentaram maiores perdas de carga devido ao

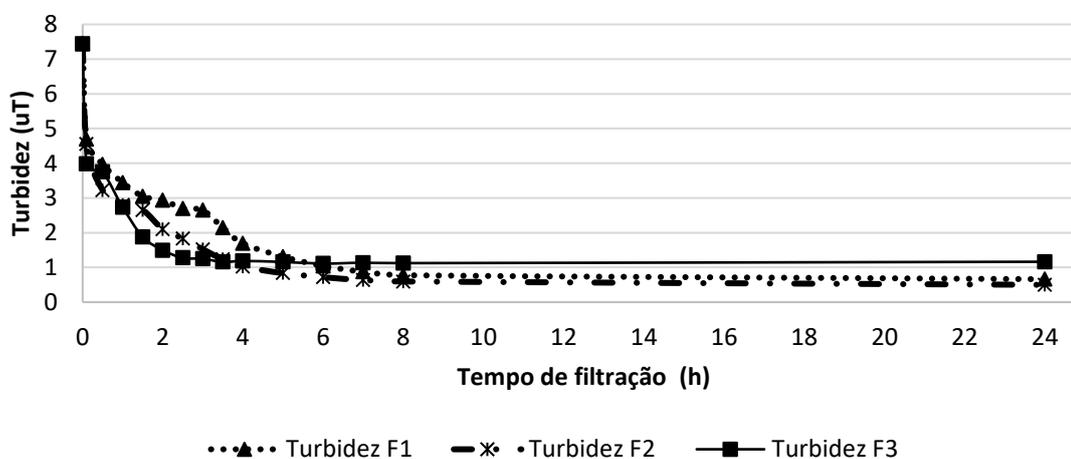
atrído com o MF. Observa-se também maior incremento de perda de carga ao longo do tempo, uma vez que maiores taxas promovem o maior aporte de materiais ao longo do tempo que, retidos no meio filtrante, diminuem a porosidade e aumentam a perda de carga. Esse processo também promove a retenção de mais materiais, porém o filtro tende a colmata e, ao atingir-se velocidades elevadas, pode haver desprendimento do material retido, o que pode ocasionar em transpasse.

Quanto à recuperação de qualidade de água filtrada, a turbidez decaiu estabilizando-se em horas (Figura 28 e Figura 29). O primeiro filtro a se estabilizar foi o F3, seguido pelo F2 e F1. Apesar de estabilizar antes, em cerca de duas horas e meia, o F3 não reduziu a turbidez a valores inferiores a 1 uT, mas reduziu a valores inferiores a 2 uT em cerca de 1,5 h. No caso do F1 e F2 a estabilização não foi evidente dentro das primeiras 8h, no entanto valores inferiores a 2uT foram atingidos em 4h e 2,5h, respectivamente, e inferiores a 1uT após 6,5 h e 4,5 h.

Esse comportamento ocorre de acordo com o TDH do filtro, contudo os níveis de turbidez foram diferentes, sendo que a taxa de aplicação teve influência negativa nas remoções. O F2 apresentou as maiores remoções, contudo não houve diferenças significativas entre a turbidez do F2 do F1.

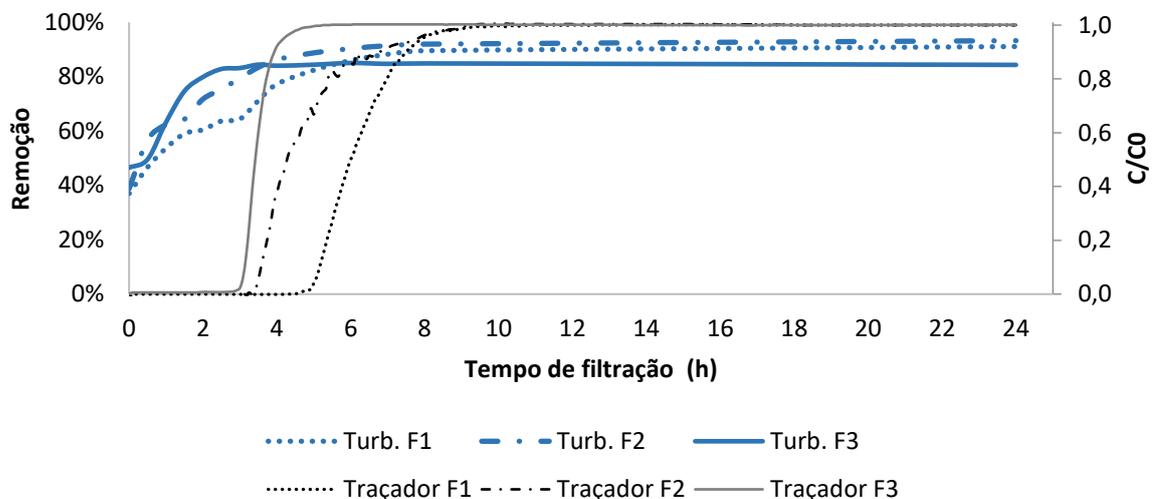
Ao longo da carreira, após as 24h iniciais, as médias de turbidez variaram. Nota-se que no F1 houve aumento na turbidez de em média 0,661 uT para 0,929 uT nos demais dias. No caso do F2 o comportamento foi o mesmo, de 0,4 a 0,6 de remoção. O contrário ocorreu no F3, em que a turbidez continuou decaindo até o momento final da carreira.

Figura 28 – Comportamento da turbidez durante a recuperação nas colunas operando a 2, 4 e 8 m³/m².d.



Fonte: o Autor.

Figura 29 – Recuperação da remoção de turbidez nas colunas operando a 2, 4 e 8 m³/m².d.

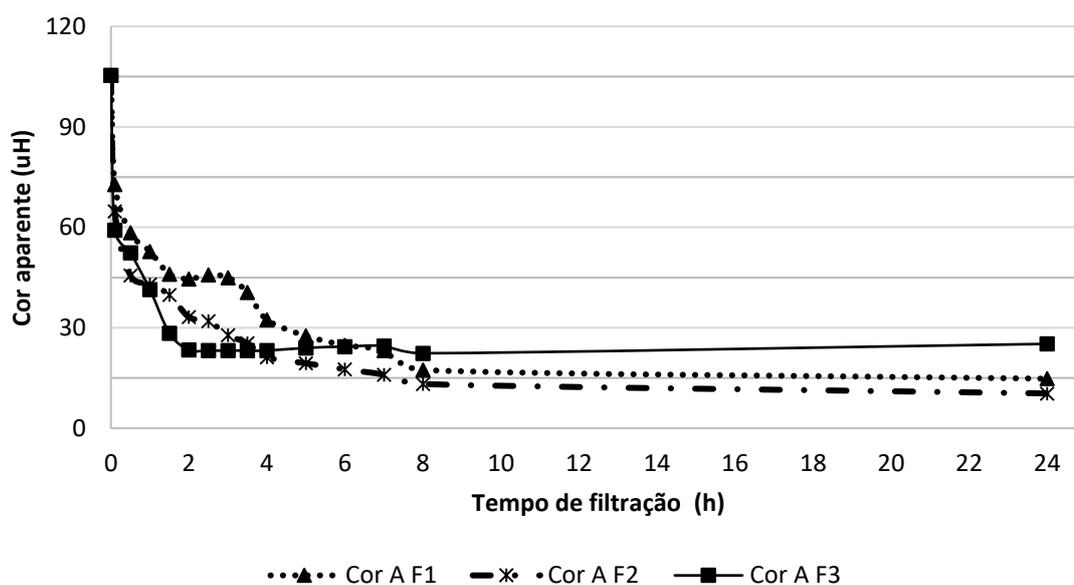


Fonte: o Autor.

Nota-se que a turbidez se estabiliza antes do TDH dos respectivos filtros, o que indica que os mecanismos de filtração atuantes nesse parâmetro estão atuantes logo que os filtros são colocados em operação.

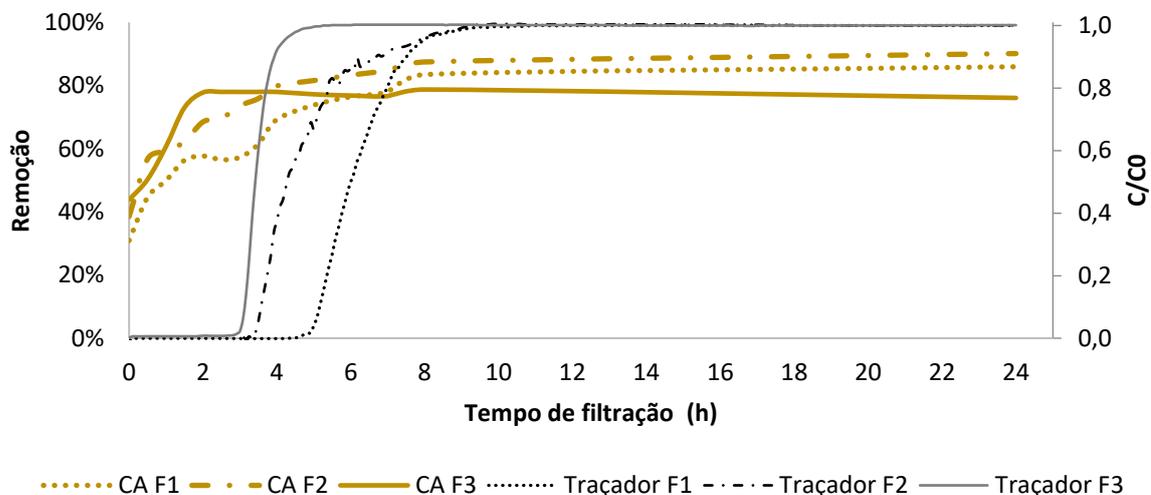
A remoção de cor aparente foi semelhante à de turbidez (Figura 30 e Figura 31). Contudo o único filtro que apresentou remoções após 8h capazes de remover a cor a valores inferiores a 15 uH.

Figura 30 – Comportamento da turbidez durante a recuperação nas colunas operando a 2, 4 e 8 m³/m².d.



Fonte: o Autor.

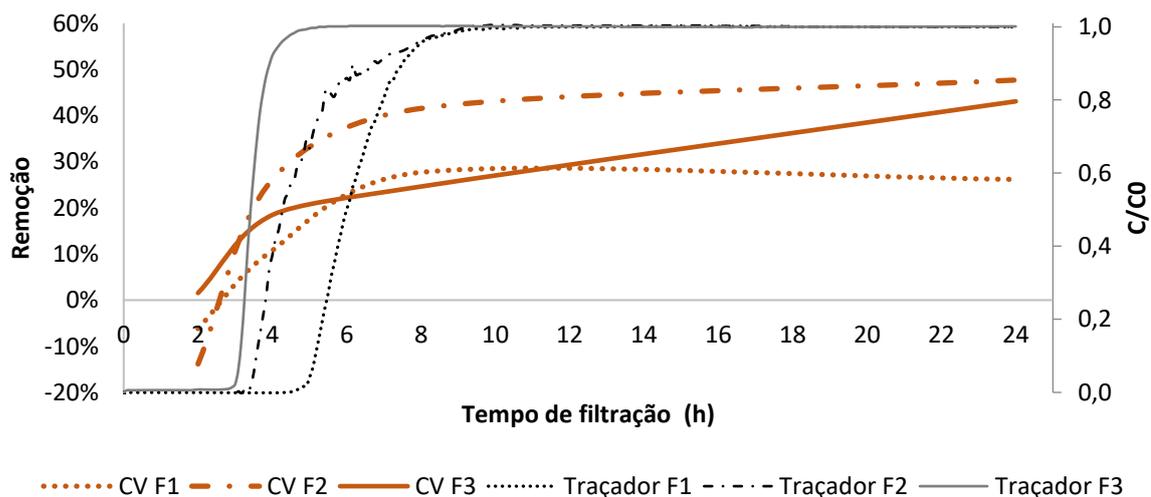
Figura 31 – Recuperação da remoção de cor aparente nas colunas operando a 2, 4 e 8 m³/m².d.



Fonte: o Autor.

Quanto à cor verdadeira, nos momentos iniciais, houve incremento do parâmetro (Figura 32). Acredita-se que com a retrolavagem material aderido aos grãos se solubilizem e passem pelo filtro nos momentos iniciais da filtração. Nota-se também que o parâmetro se estabiliza após TDH, como também notado na seção 4.3.1.5, p.108. Aparentemente, a baixa taxa de filtração influenciou negativamente nesse parâmetro

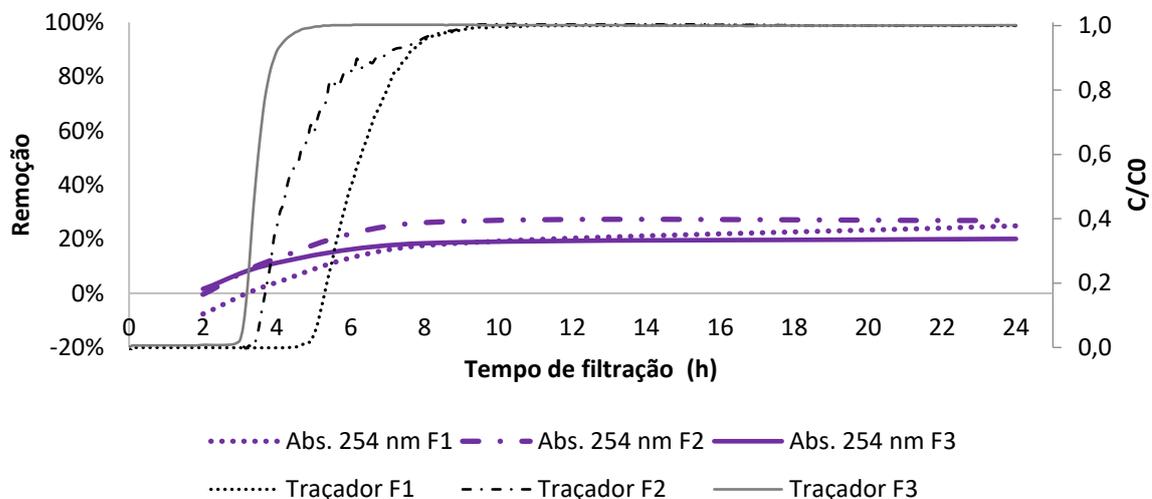
Figura 32 – Recuperação da remoção de cor verdadeira nas colunas operando a 2, 4 e 8 m³/m².d.



Fonte: o Autor.

Por sua vez, a absorvância manteve comportamento semelhante nas diferentes taxas de aplicação, com aumento no início e a remoção se estabilizando após 8h (Figura 33).

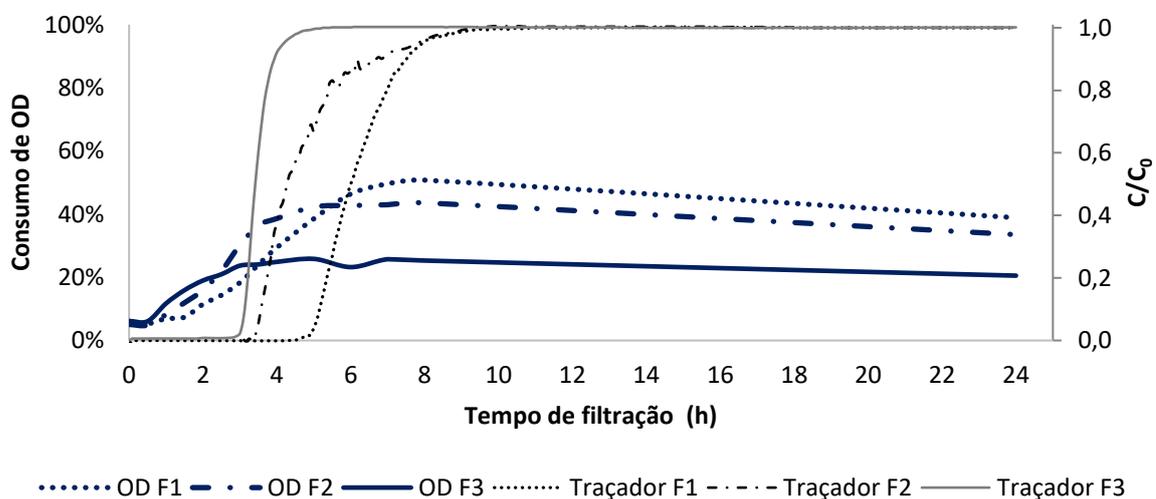
Figura 33 – Recuperação da remoção de absorbância a 254 nm nas colunas operando a 2, 4 e 8 m³/m².d.



Fonte: o Autor.

O OD nas horas iniciais já era consumido no sistema (Figura 31). Nesse caso a influência da taxa de filtração foi evidente, sendo as menores taxas proporcionavam maior consumo.

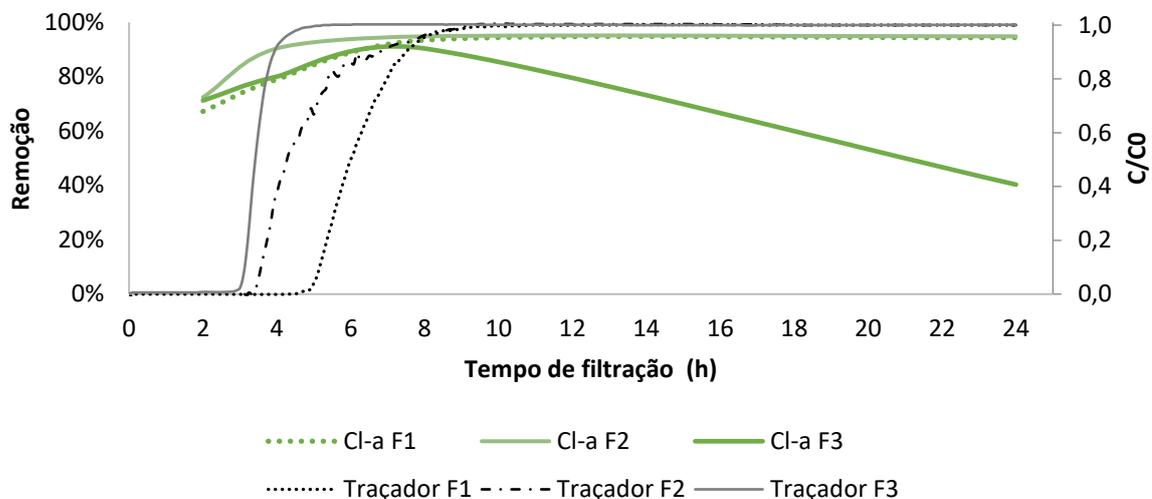
Figura 34 – Comportamento do consumo de OD nas colunas operando a 2, 4 e 8 m³/m².d.



Fonte: o Autor.

No caso da clorofila-*a*, a remoção acima de 60% nas após 2h em todos os filtros (Figura 35). No F1 e F2 as remoções se estabilizaram após 8h em cerca de 90%, contudo o F3 que apresentava remoções semelhantes apresenta um decaimento a 40% após 24h.

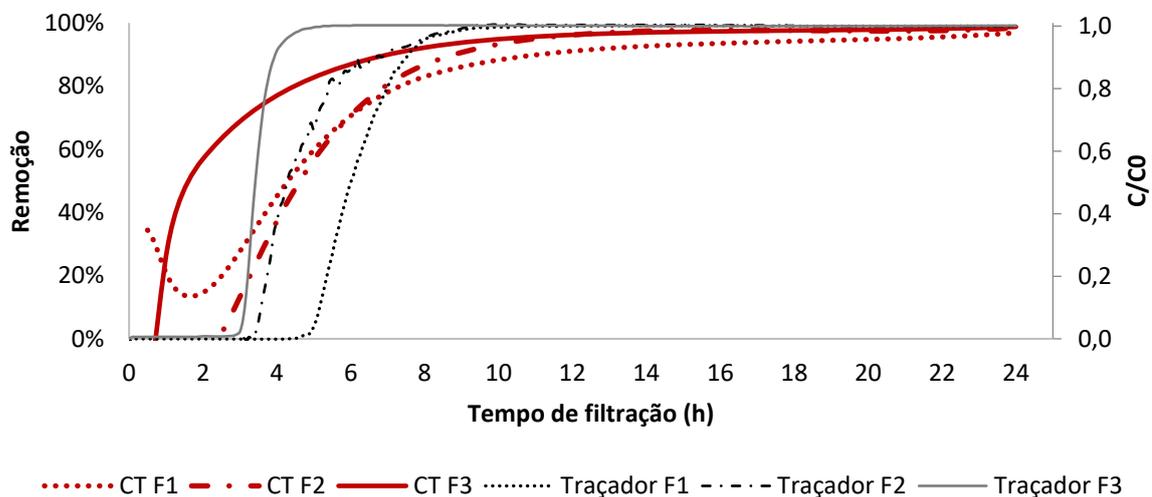
Figura 35 – Recuperação da remoção de clorofila-*a* nas colunas operando a 2, 4 e 8 m³/m².d.



Fonte: o Autor.

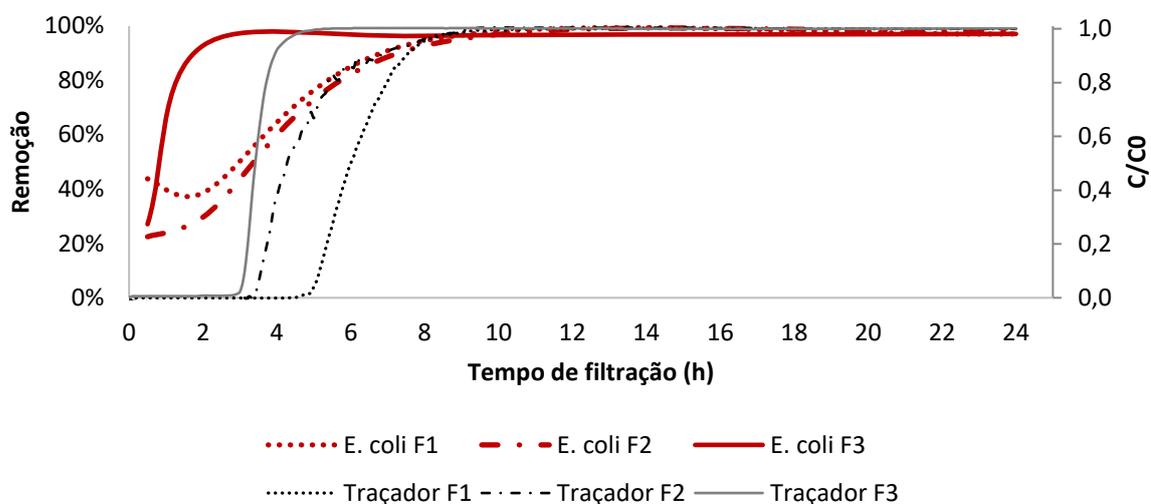
A remoção de coliformes totais e *E. coli*, apesar diferenciada nas primeiras horas, foi semelhante após 8h de operação, sendo acima de 80% para coliformes totais e 90% para *E. coli*, e após 24h em média 98% em todos os filtros (Figura 36 e Figura 37).

Figura 36 – Recuperação da remoção de coliformes totais nas colunas operando a 2, 4 e 8 m³/m².d.



Fonte: o Autor.

Figura 37 – Recuperação da remoção de *E. coli* nas colunas operando a 2, 4 e 8 m³/m².d.



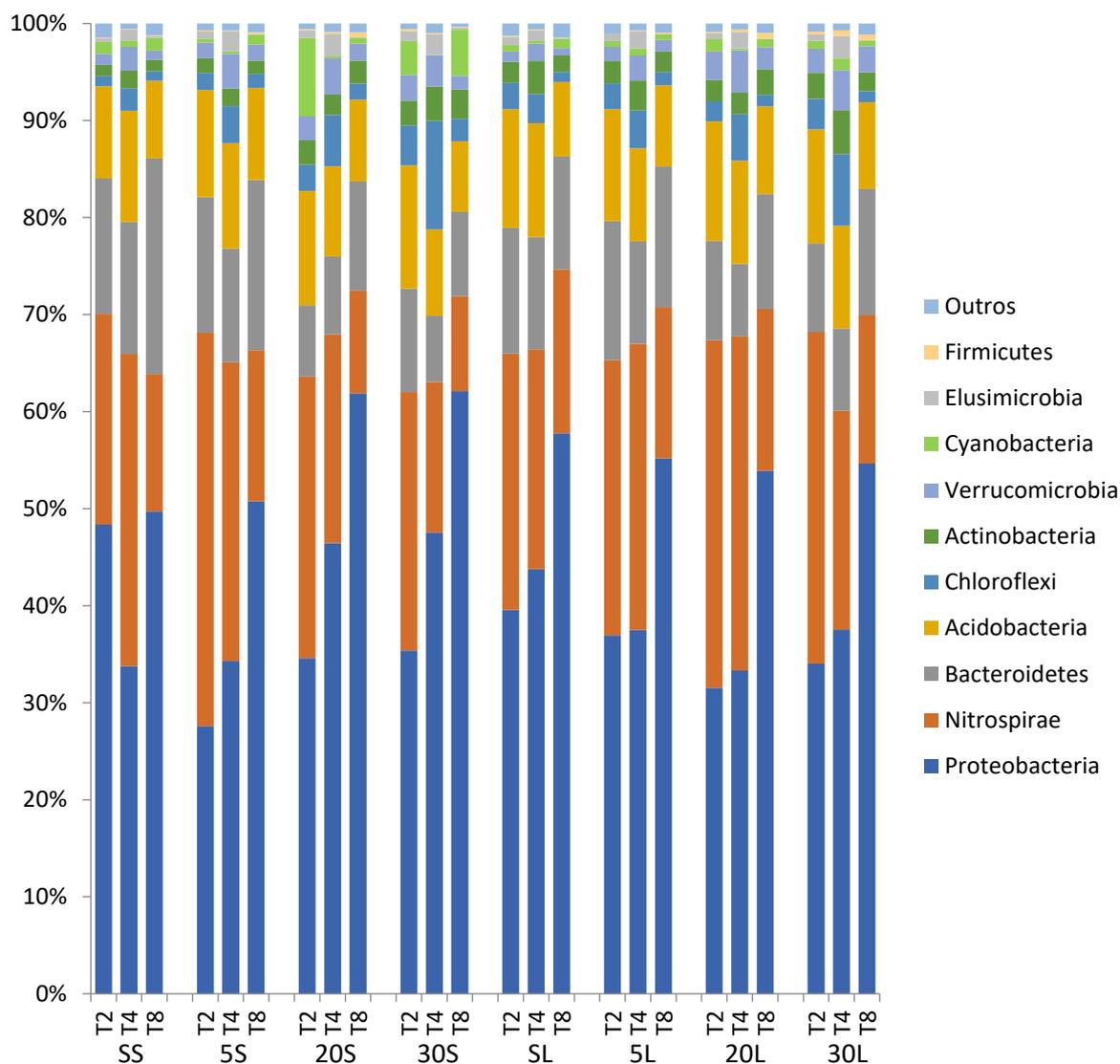
Fonte: o Autor.

4.3.2.3 Influência da taxa comunidade bacteriana

São apresentadas na Figura 38 as distribuições dos 10 filos de bactérias mais abundantemente identificados no sistema. Os finos que não foram classificados, junto aos demais, foram agrupados na categoria “Outras” (0%-1%). As amostras são classificadas de acordo com a taxa (T2 – 2 m³/m².d, T4 – 4 m³/m².d e T8 – 8 m³/m².d), profundidade (Superfície e #-5/20/30 cm) e momento da limpeza, sendo antes (S) e após (L) o processo.

Foram discutidos principalmente aqueles que representaram ao menos 5% das sequencias identificadas em ao menos uma das amostras. Enfatizam-se, portanto, seis filos: Proteobacteria (28%-62%), Nitrospirae (10%-41%), Bacteroidetes (7%-22%), Acidobacteria (7%-13%), Chloroflexi (1%-11%), Actinobacteria (1%-5%) e Cyanobacteria (0%-8%). Destacou-se ainda o filo Verrucomicrobia (1%-4%) que apareceu em outros sistemas desse estudo.

Figura 38 – Abundância relativa dos filos de bactérias antes e após a limpeza nos filtros operando a 2, 4 e 8 m³/m².d.



Fonte: o Autor.

Dentre as amostras, a abundância relativa da superfície do F1 é a que se apresenta mais discrepante das demais, tanto em relação à profundidade quanto à taxa. A superfície é área mais dinâmica em termos de atividade, o que pode estar relacionado à uma maior suscetibilidade a variações no sistema. Correlações de *Spearman* indicam que há relação entre a abundância relativa de filos de bactérias, a profundidade e as taxas de filtração de uma maneira geral (Figura 39). Foram utilizados os dados de qualidade de água após a limpeza e estabilização dos filtros.

Figura 39 – Correlações de Spearman entre a abundância relativa entre os filões de bactérias, profundidade, taxa e parâmetros selecionados de qualidade de água.

	Rô de Spearman (ρ)										Valor-p (p)									
	Profundidade	Taxa	% Turbidez	% Cor Aparente	% Cor Verdadeira	% OD	% Absorbância 254 nm	% Clorofila- a	% Coliformes totais	% <i>E. coli</i>	Prof.	Taxa	% Turbidez	% Cor Aparente	% Cor Verdadeira	% OD	% Absorbância 254 nm	% Clorofila- a	% Coliformes totais	% <i>E. coli</i>
Proteobacteria	-0,016	0,745	-0,321	-0,497	-0,116	-0,719	-0,275	-0,666	0,011	0,377	0,940	0,000	0,126	0,013	0,588	0,000	0,194	0,000	0,961	0,069
Nitrospirae	-0,097	-0,767	0,342	0,543	-0,085	0,730	0,109	0,634	-0,092	-0,536	0,652	0,000	0,102	0,006	0,694	0,000	0,611	0,001	0,670	0,007
Bacteroidetes	-0,662	0,192	-0,324	-0,367	-0,254	-0,201	-0,377	-0,426	0,116	0,113	0,000	0,370	0,122	0,078	0,231	0,347	0,069	0,038	0,588	0,600
Acidobacteria	-0,022	-0,870	0,250	0,441	-0,067	0,864	-0,004	0,560	-0,039	-0,511	0,920	0,000	0,238	0,031	0,756	0,000	0,987	0,004	0,857	0,011
Chloroflexi	0,441	-0,398	0,543	0,603	0,455	0,423	0,529	0,627	-0,176	-0,211	0,031	0,054	0,006	0,002	0,026	0,039	0,008	0,001	0,410	0,321
Cyanobacteria	0,059	-0,081	0,462	0,455	0,088	0,183	0,106	0,317	-0,430	-0,331	0,783	0,706	0,023	0,026	0,682	0,391	0,623	0,131	0,036	0,114
Actinobacteria	0,571	-0,096	0,434	0,490	0,321	0,152	0,511	0,508	-0,120	-0,127	0,004	0,656	0,034	0,015	0,126	0,480	0,011	0,011	0,577	0,555
Verrucomicrobia	0,619	-0,177	-0,405	-0,395	-0,303	0,120	-0,374	-0,208	0,130	0,046	0,001	0,408	0,049	0,056	0,150	0,577	0,072	0,330	0,544	0,832

Valor-p $p > 0,10$ $p < 0,10$ $p < 0,05$ $p < 0,01$

Fonte: o Autor.

Os filões Proteobacteria, Nitrospirae, Acidobacteria e Cyanobacteria não apresentaram relação com a profundidade. Contudo, nota-se variação dos filões Proteobacteria e Nitrospirae antes da retrolavagem, sendo mais constante após a limpeza. Contrariamente, excluindo-se as cianobactérias e somando-se Chloroflexi, esses filões apresentaram relação negativa significativa com a taxa. Maiores taxas de filtração influenciam na velocidade que, por sua vez, influencia nos mecanismos de filtração, na formação de biofilme e difusão de nutrientes no biofilme e sua penetração na coluna de filtração (METCALF; EDDY, 2015).

Nesse caso, as proteobactérias também foram as mais abundantes no filtro, independente da profundidade ou taxa. A abundância relativa desse filo aumentou ao longo da profundidade antes da limpeza e apresentaram correlação positiva com o aumento da taxa. A taxa também influenciou como esses organismos se distribuem ao longo da coluna de filtração. A partir da abundância relativa pode-se observar que o aumento da taxa propiciou aumento, assim como a retrolavagem, indício de que bactérias bem aderidas ao meio filtrante são pertencentes desse filo, algo também constatado nas colunas operando apenas a $4 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{d}$, como mostrado na seção 4.3.1.3, p.102.

No caso do Nitrospirae a abundância relativa diminuiu com o aumento da taxa e apresentou pouca variação devido à limpeza, indício de que essas bactérias estão aderidas e que o fluxo desfavorece a sua predominância. Isso poderia ser explicado por sua relação com o ciclo do nitrogênio, a falta desse elemento na água e a disponibilidade de oxigênio e matéria orgânica para as camadas mais profundas e aderidas ao meio filtrante pelo

aumento da taxa (Tabela 13). Diferentemente dos resultados apresentados na seção 4.3.1.3 (p.102), o filo Nitrospirae é o segundo mais abundante e não apresenta correlações significativas com a profundidade.

O filo Bacteroidetes teve comportamento semelhante ao apresentado na seção 4.3.1.3 (p.102), sendo menos representativo ao longo da coluna, reforçando o indício de que isso ocorre devido à essas bactérias estarem relacionadas a decomposição de matéria orgânica complexa (THOMAS et al., 2011). Nesse caso não se observou relação do filo com a taxa de filtração.

Acidobactérias são relacionadas ao meio filtrante mais do que ao *schmutzdecke* (LAUTENSCHLAGER et al., 2014; D’ALESSIO et al., 2015; HAIG et al., 2015b). Acredita-se que a sua presença na superfície do filtro é devido à amostra ser uma mistura de ambos. A sua presença ao longo da coluna e manutenção após a retrolavagem pode estar relacionada a produção de SPE com função de fixação (KIELAK et al., 2016), sendo contribuída pelas maiores taxas que tendem a beneficiar biofilmes mais aderidos ao meio filtrante (METCALF; EDDY, 2015). Comparando-se ao comportamento apresentado na seção 4.3.1.3 (p.102), a correlação com a profundidade não é significativa, apesar de também se notar diminuição da abundância relativa ao longo da profundidade.

Mais uma vez o filo Chloroflexi teve abundancia relativa significativa nas amostras e com comportamento semelhante ao apresentado na seção 4.3.1.3 (p.102) e em outro estudos com FL (LIAO et al., 2013b; HAIG et al., 2014b, 2015b; D’ALESSIO et al., 2015; PFANNES et al., 2015a; ZHAO et al., 2019). Também foi constatada correlação negativa com a taxa, o que pode estar relacionado à sua capacidade de decomposição de resíduos da lise de células, fermentação de carboidratos e degradação de outros compostos orgânicos complexos via anaerobiose que são favorecidos pelas condições em menores taxas onde há maior consumo de oxigênio e tempo de contato com o biofilme (SPEIRS et al., 2019).

No caso das cianobactérias, o filo foi mais representativo nesse caso, contudo aparece de maneira mais significativa nas camadas mais profundas do que no caso apresentado na seção 4.3.1.3 (p.102). Porém, não foi evidente sua correlação com a profundidade ou taxa de filtração. A presença desse filo em camadas mais profundas pode estar relacionada ao transpasse constatado no F3.

As bactérias do filo Actinobactéria apresentaram comportamento contrário em relação à profundidade, comparado ao apresentado na seção 4.3.1.3 (p.102). Acredita-se

que essa variação possa ocorrer devido às condições variadas em que o sistema é submetido e, sendo essas bactérias aeróbias ou aeróbias facultativas, forma capazes de se adaptar de maneira diferente sendo também reportada em outros estudos com FL (SERVIN et al., 2008; SCHWARTZ et al., 2009; D’ALESSIO et al., 2015; OH; HAMMES; LIU, 2018; ZHAO et al., 2019). Em relação à taxa não foi observada correlação.

Verrucomicrobia, nesse caso, também se apresentou como um filo de abundância relativa significativa e correlacionada positivamente com a profundidade (Figura 38 e Figura 39). A presença desse filo é comum em águas naturais sendo aeróbias facultativas capazes de fermentar carboidratos e podem ter relação simbiótica com protistas (HAIG et al., 2015a; DELGADO-GARDEA et al., 2019). Foi relatado em FL em maior abundância relativa na água bruta do que no *schmutzdecke* e foi relacionado a remoção de amônia e desnitrificação (BAI et al., 2013; HAIG et al., 2014b, 2015b; LAUTENSCHLAGER et al., 2014; D’ALESSIO et al., 2015; DELGADO-GARDEA et al., 2019; ZHAO et al., 2019).

4.3.3 Observação do *schmutzdecke* e do meio filtrante por microscopia

Amostras do meio filtrante foram tiradas do UFSC-F1 e UFSC-F2 durante a operação a $4 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$. As amostras foram observadas e as imagens apresentadas são representações das discussões geradas a partir das observações por microscopia e operação dos filtros.

4.3.3.1 Observação por MEV

Foram analisadas 14 amostras de meio filtrante, retiradas antes e após a limpeza e ao longo da profundidade. Uma amostra de areia limpa também foi observada. A partir dessas amostras, após observação, foram geradas cerca de 360 micrografias (imagens do MEV) que posteriormente foram analisadas e selecionadas.

De maneira geral, com a técnica foi possível se observar os grãos de areia, seus diferentes tamanhos e formatos, e os materiais aderidos, sendo mais evidente a sua distribuição na superfície dos grãos. Não foi possível se observar claramente bactérias e microrganismos menores como protozoários e rotíferos, observados na microscopia ótica. Contudo, microrganismos filamentosos e diatomáceas ficaram evidentes, além de outros organismos como microcrustáceos e larvas de insetos.

Outros estudos também utilizaram MEV para observação de biomassa e foi constatado que diferentes técnicas de preparação podem alterar as amostras e qualidade das imagens, ou ainda ressaltar diferentes características como material filamentososo ou substâncias exopoliméricas, sendo assim uma forma qualitativa complementar para a caracterização do MF (ELLIS; AYDIN, 1995; FRATESI et al., 2004; JEAN; TSAO; CHUNG, 2004). Nesse trabalho, microscopia ótica de campo claro e de fluorescência também foram utilizadas para ressaltar diferentes características do MF e serão discutidas posteriormente (p.193).

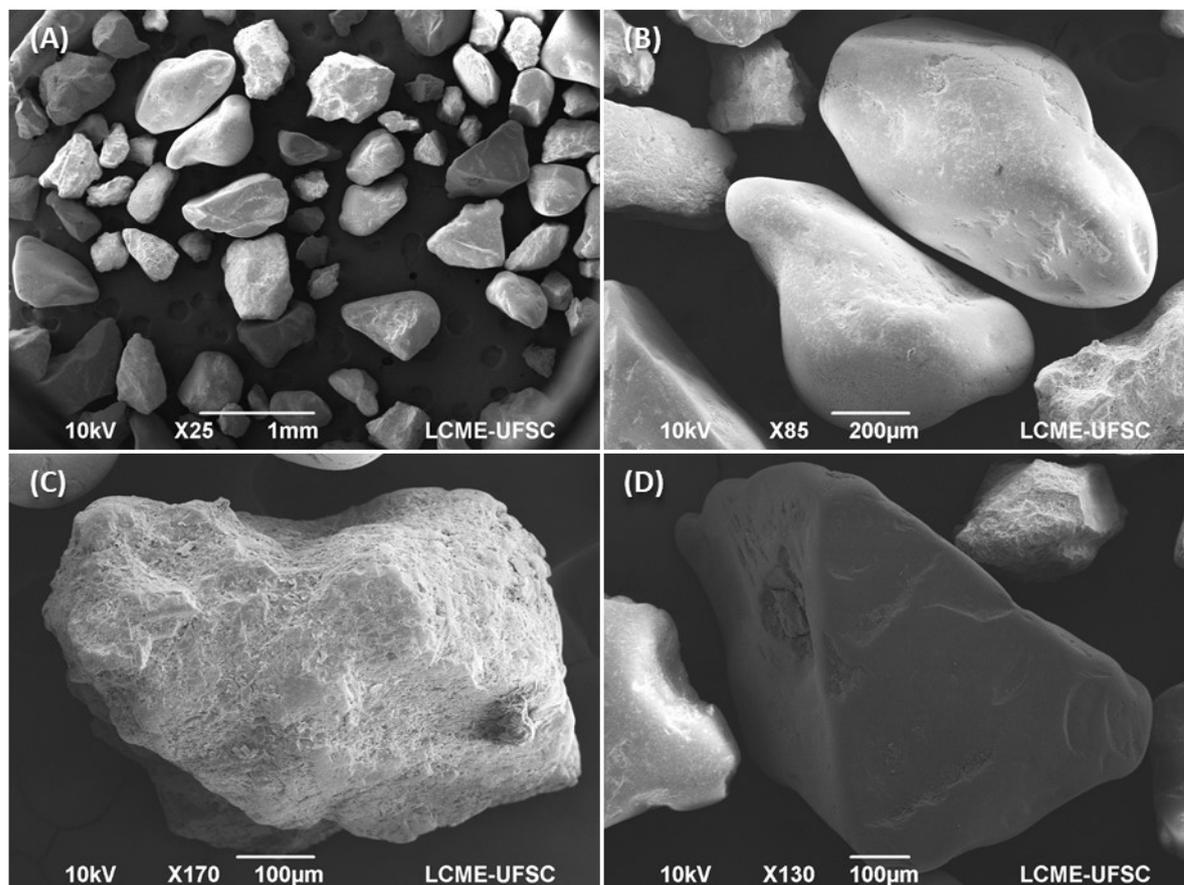
Na Figura 40 são apresentadas micrografias com a visão geral da areia limpa, a mesma utilizada como MF. Pode-se observar que a areia limpa (A) possui grãos de tamanhos variados, mesmo com um coeficiente de uniformidade de 1,6.

Ainda, na Figura 40 nota-se a multiplicidade do meio em termos de formas e texturas, variando entre grãos arredondados (B) a angulares (C e D) e de lisos (B e D) a rugosos (C) (JANOO, 1998). Um MF composto por grãos mais angulares são mais propensos à retenção de partículas na filtração (BARTON; BUCHBERGER, 2007).

Ellis e Aydin (1995), após observação com MEV, ressaltaram a importância das irregularidades na superfície dos grãos na FL, uma vez que não era evidente o acúmulo de materiais ou microrganismos nas partes mais expostas dos grãos. Por sua vez, era evidente o acúmulo de materiais em suas cavidades e ranhuras. Isso foi corroborado por resultados de outros estudos com FL (TUFENKJI et al., 2004; RAJEB et al., 2009).

Contrariamente, Joubert (2008) relata recobrimento total e uniforme dos grãos ao observar o *schmutzdecke* ao longo da careira de filtração. No início viam-se colônias de bactérias e material aderido em locais mais propícios. Com o amadurecimento do filtro foi observado o desenvolvimento do biofilme como uma película mais homogênea entorno dos grãos que, por sua vez, propiciava a aderência de outros organismos, como diatomáceas. Assim, essas serviam como suporte para novas colônias de bactérias. A diferença entre os estudos pode ser devida àquelas no amadurecimento dos sistemas estudados, à técnica de MEV utilizada (Joubert usou microscopia eletrônica de varredura ambiental), características do sistema ou disponibilidade de nutrientes e substratos na água bruta utilizada.

Figura 40 - Micrografias de MEV da areia limpa utilizada nos pilotos na UFSC.
Legenda: (A) visão geral com amplificação de x25, (B) grãos de superfície lisa e forma arredondada, amplificação de x85; (C) grão de areia com a superfície rugosa e formato angular, amplificação de x170; e (D) grão de areia com a superfície lisa e formato angular, amplificação de x130;

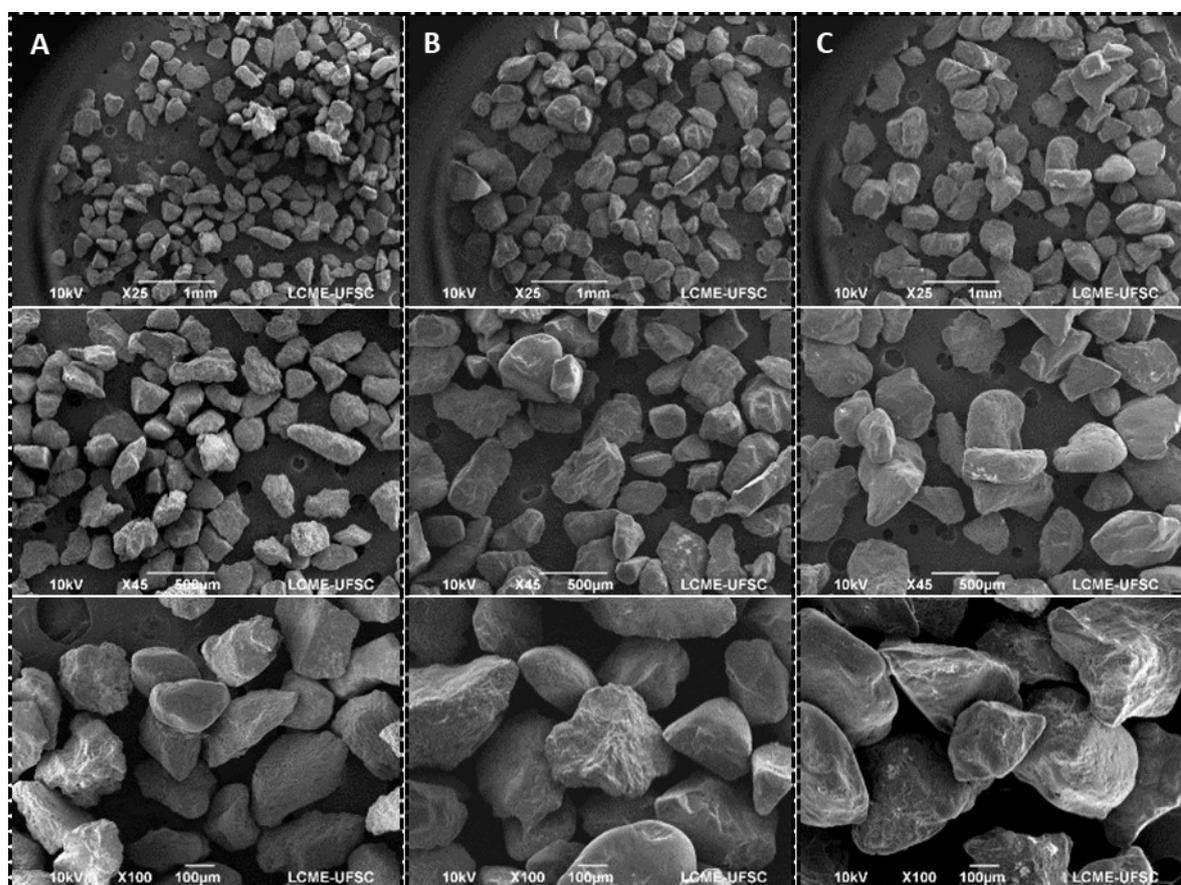


Fonte: o Autor.

Por meio da observação do MF por MEV foi possível observar estratificação do meio filtrante ao longo da coluna, com grãos de areia menores mais abundantes à superfície e grãos maiores mais ao fundo (Figura 41). Retrolavagens subsequentes podem causar estratificação do meio filtrante, por isso é recomendado o uso de material filtrante com CU inferior a 1,6, minimizando os efeitos dessa estratificação. Nota-se que, mesmo com a o CU igual a 1,6, observam-se grãos visivelmente menores na amostra à superfície (DI BERNARDO; DANTAS, 2005a; CRITTENDEN et al., 2012).

Apesar da possível estratificação, estudos com FLR repostam carreiras semelhantes ou superiores às de FLC, principalmente com o emprego de água bruta e aumento da granulometria. As diferenças são atribuídas à possível influência da retrolavagem na menor compactação do meio, limpeza ao longo de toda a coluna e liberação dos grãos mais finos (PIZZOLATTI, 2010; PIZZOLATTI et al., 2014; SOUZA et al., 2016).

Figura 41 – Meio filtrante coletado em diferentes profundidades e em ampliações de x25, x45 e x100 mostrando estratificação provocada pela retrolavagem.
Legenda: profundidades: (A) superfície, (B) 5 cm e (C) 20 cm.

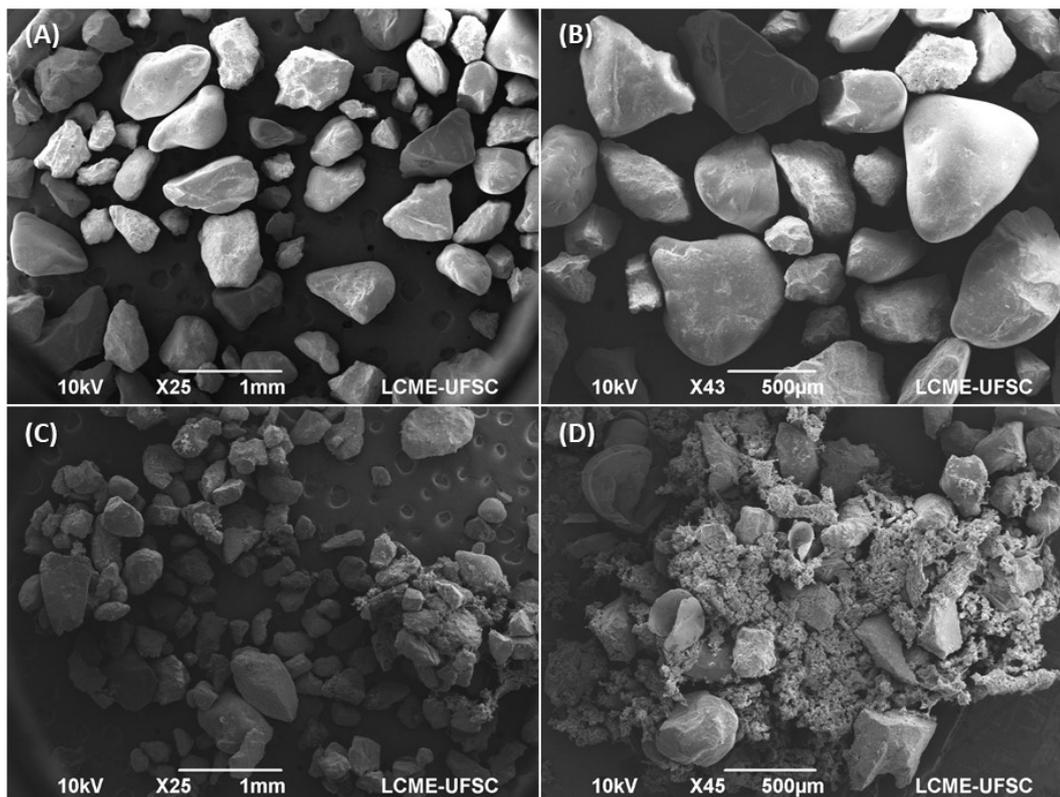


Fonte: o autor.

Na Figura 42 (C e D) pode-se observar material aglomerado entre os grãos de areia comparados à amostra do MF bruto (A e B). Na Figura 43 é possível observar que, mesmo após a limpeza, o material remanescente pode estar aderido ao meio filtrante (A), semelhante a como se encontra anteriormente (B).

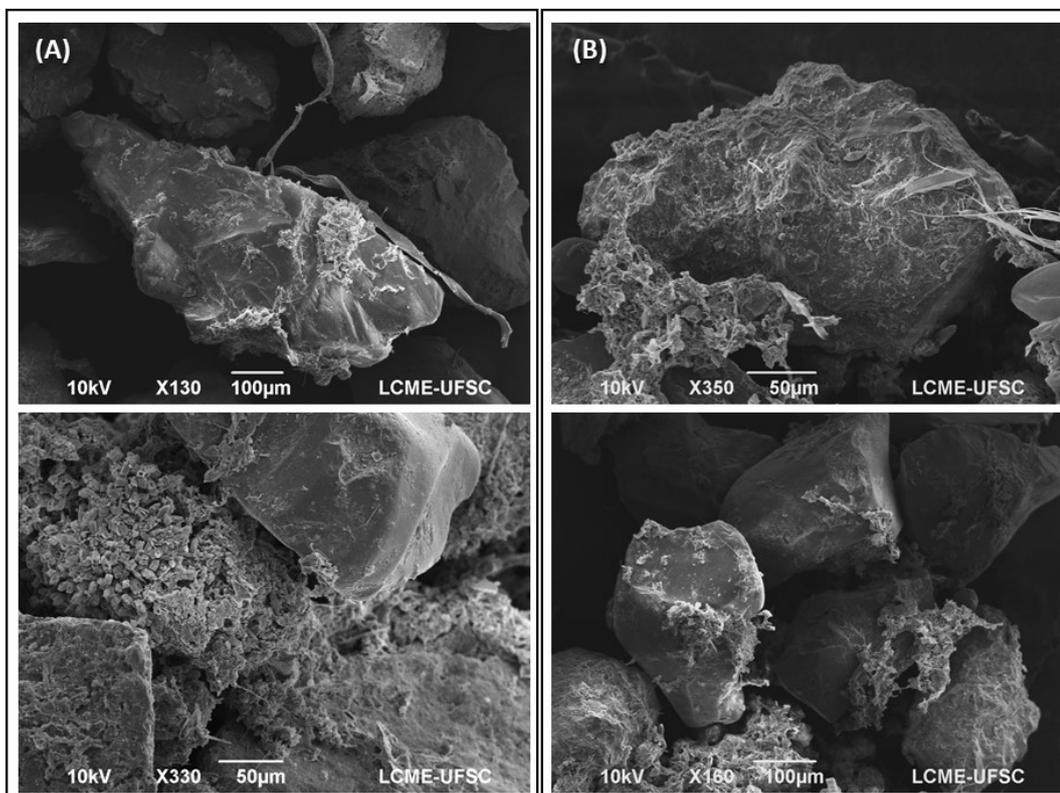
Também foi possível constatar que havia material aderido na superfície dos filtros ao longo da coluna de filtração, tanto antes quanto depois da limpeza, sendo que as camadas mais profundas apresentaram maior quantidade de material aderido observado (Figura 44 a Figura 49). Esse comportamento acompanha a estratificação granulométrica do MF (Figura 41) e estratificação na densidade de UFC de fungos e bactérias (Figura 14 e Figura 16, p.99 e p.101).

Figura 42 – Micrografias da visão geral da areia e meio filtrante.



Fonte: o autor.

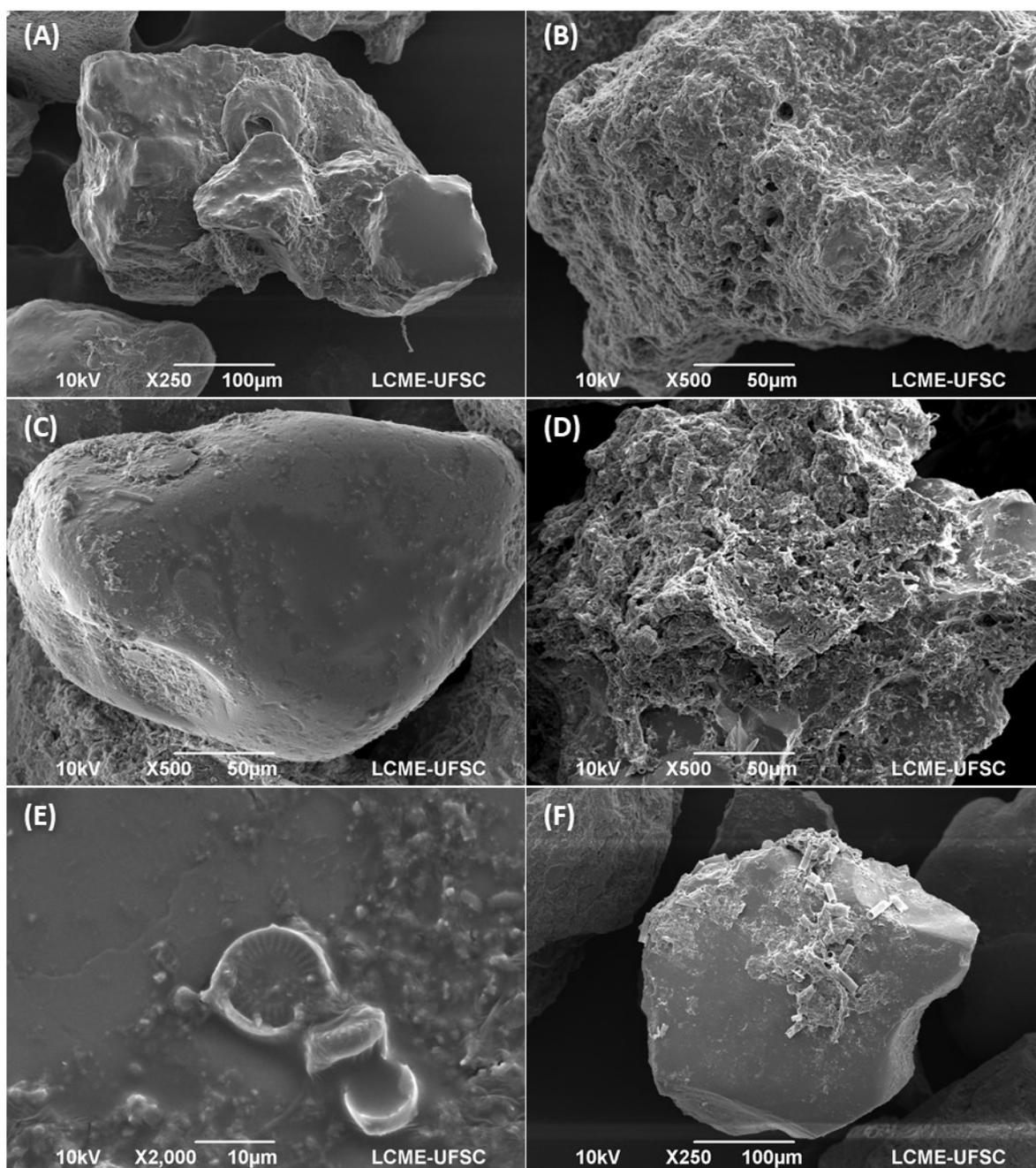
Figura 43 – Micrografias dos grãos de areia sujos no meio filtrante.



Fonte: o autor.

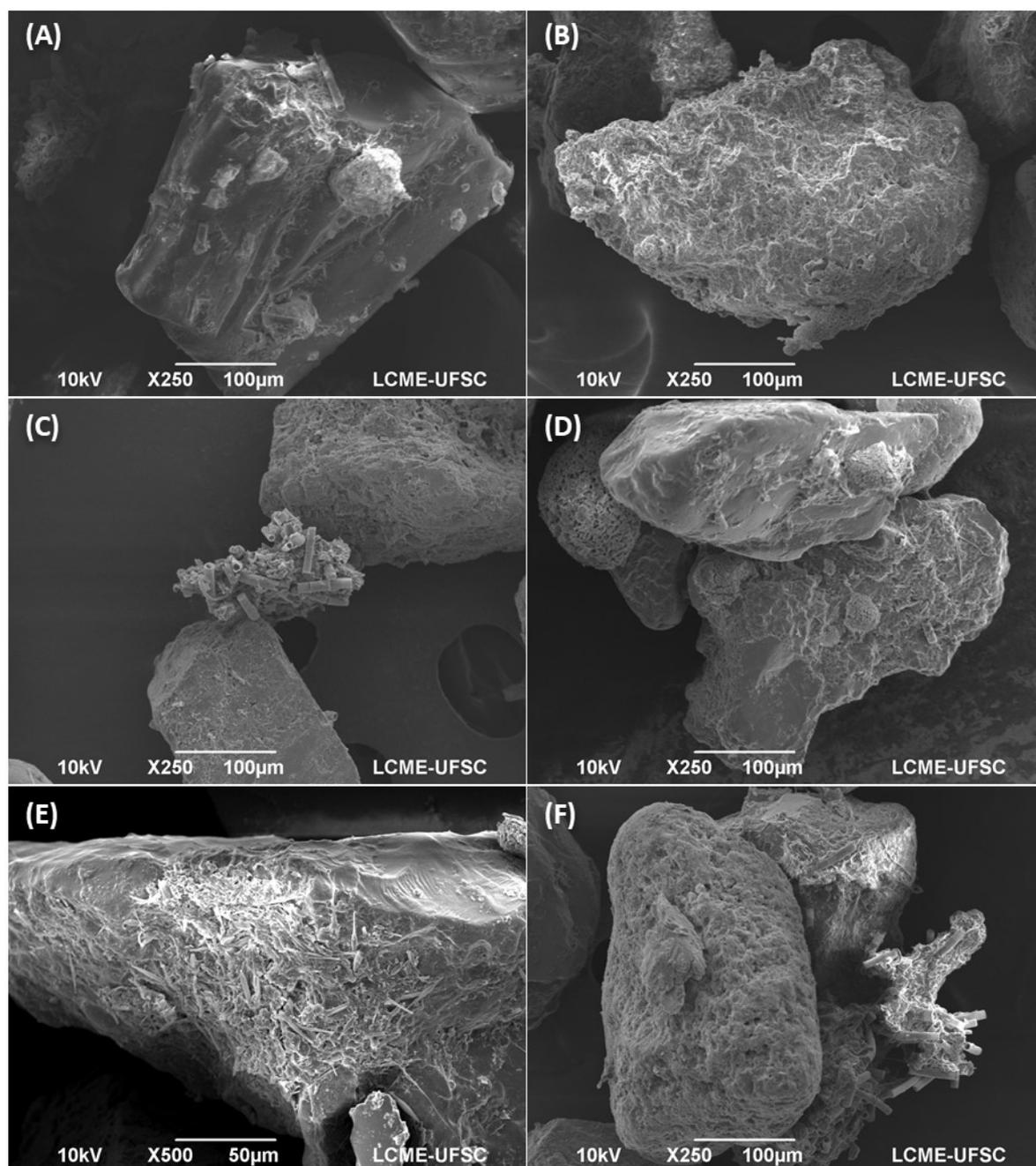
A retenção de materiais na superfície é esperada na filtração lenta devido à granulometria do MF com d_{10} usualmente abaixo de 0,35 mm (HUISMAN; WOOD, 1974; ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, 1992; DI BERNARDO; BRANDÃO; HELLER, 1999). No caso, isso pode ter sido acentuado com o uso de um MF com d_{10} em torno de 0,30 mm, CU de 1,6 e a estratificação observada por MEV.

Figura 44 - Micrografias de MEV do meio filtrante à superfície dos filtros antes da limpeza.



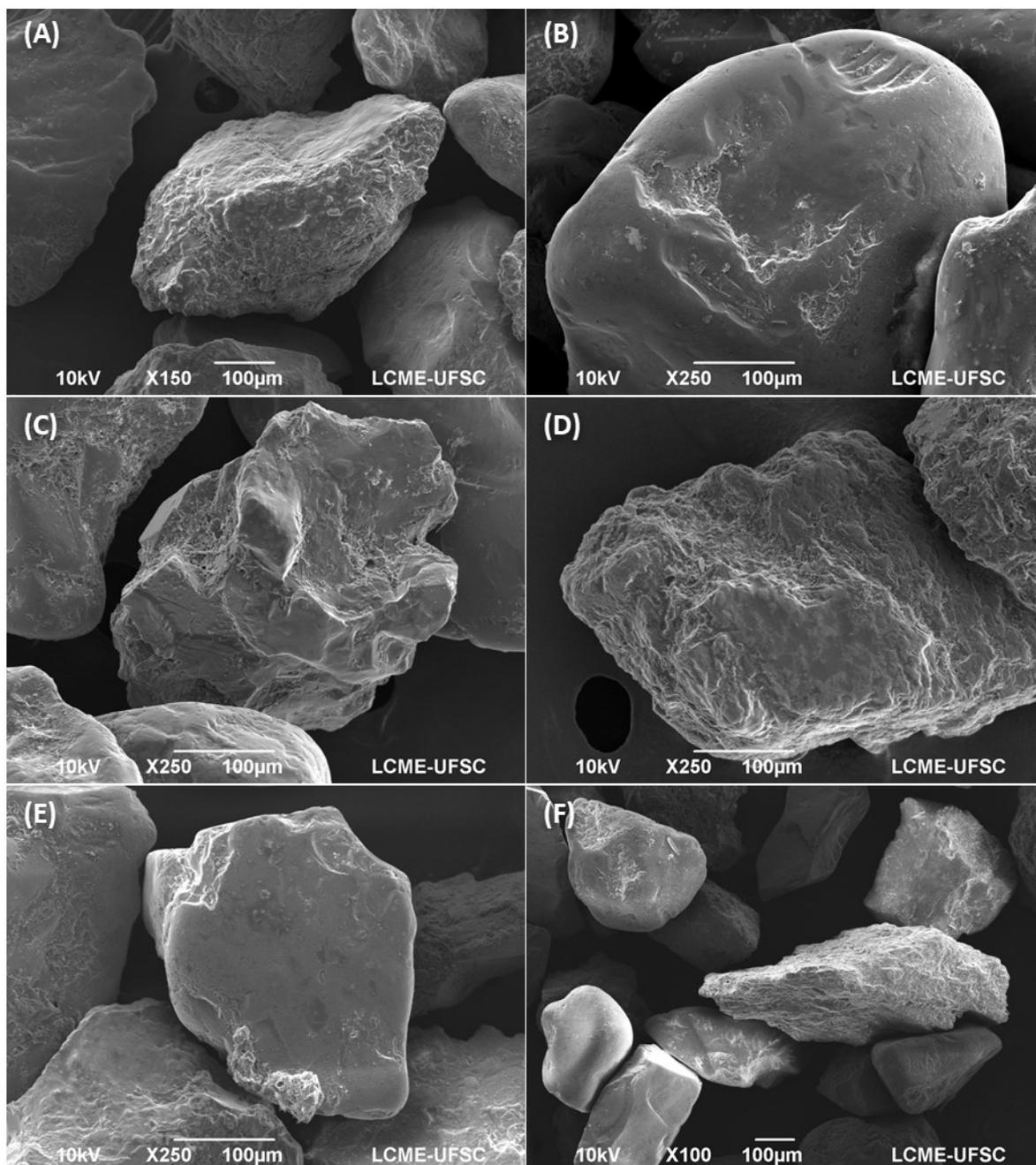
Fonte: o autor.

Figura 45 - Micrografias de MEV do meio filtrante à superfície dos filtros após a limpeza.



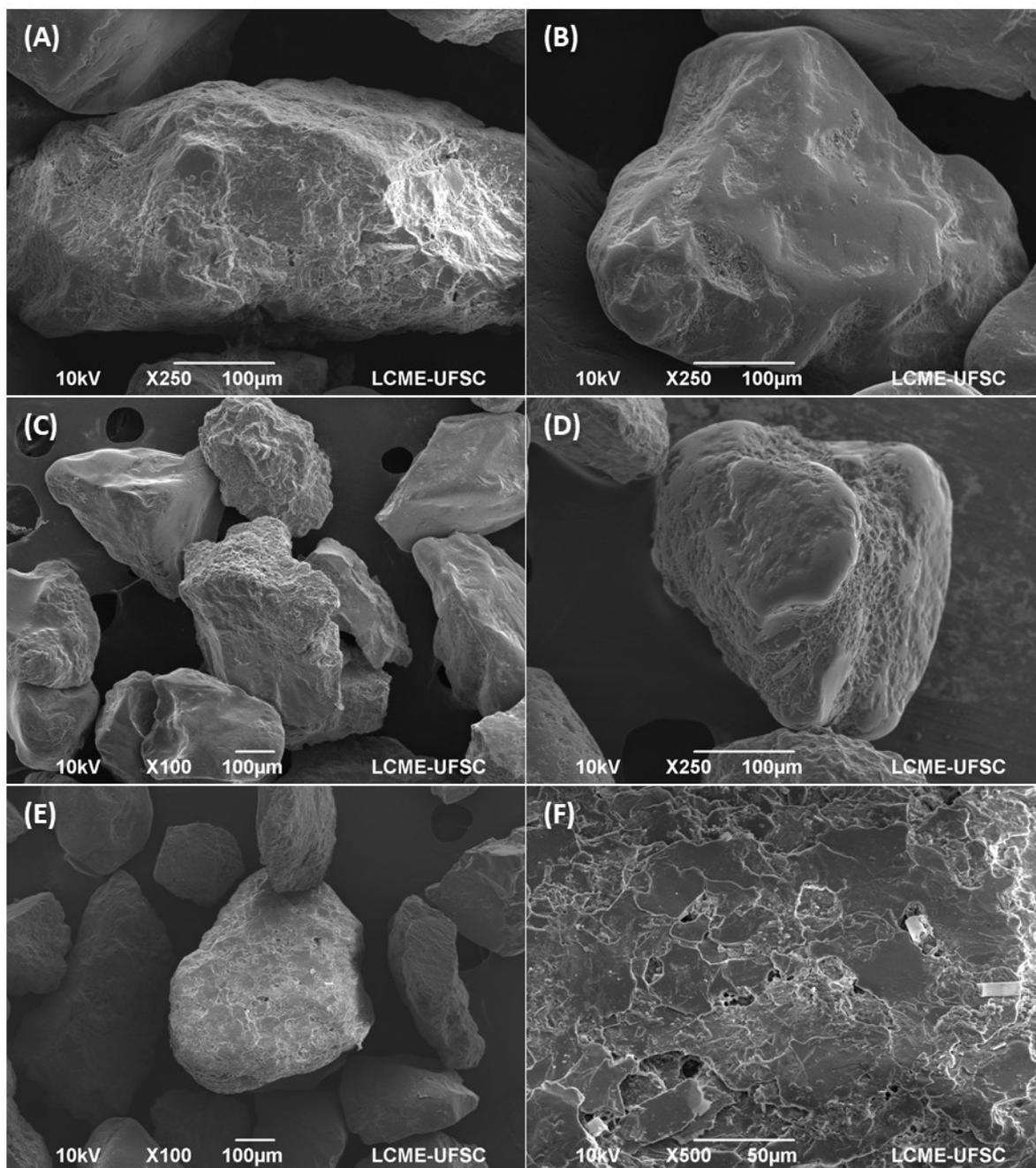
Fonte: o autor.

Figura 46 – Micrografias de MEV do meio filtrante à 5 cm de profundidade antes da limpeza.



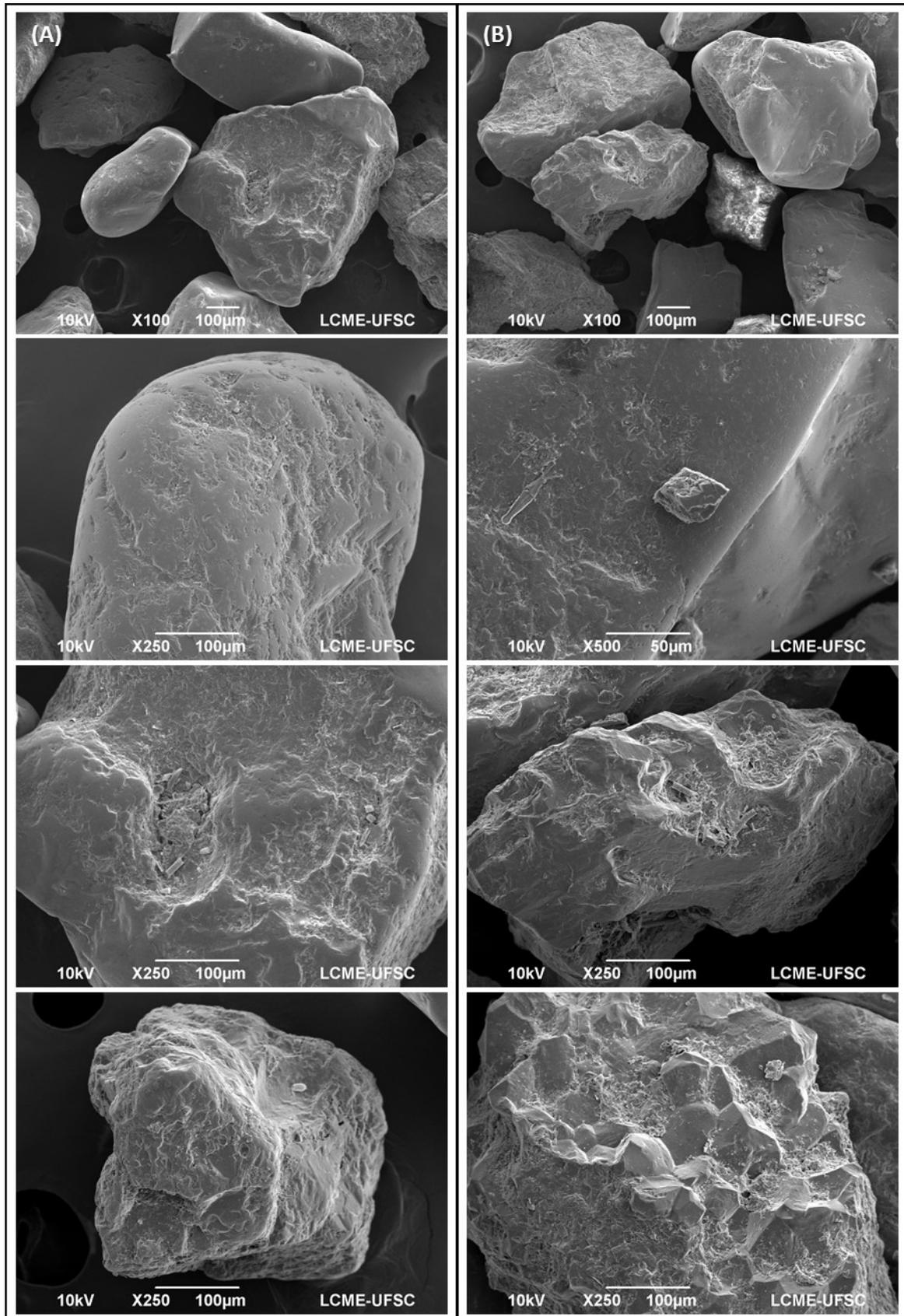
Fonte: o autor.

Figura 47 – Micrografias de MEV do meio filtrante à 5 cm de profundidade após a limpeza.



Fonte: o autor.

Figura 48 - Micrografias de MEV do meio filtrante à 20 cm de profundidade antes e após a limpeza.



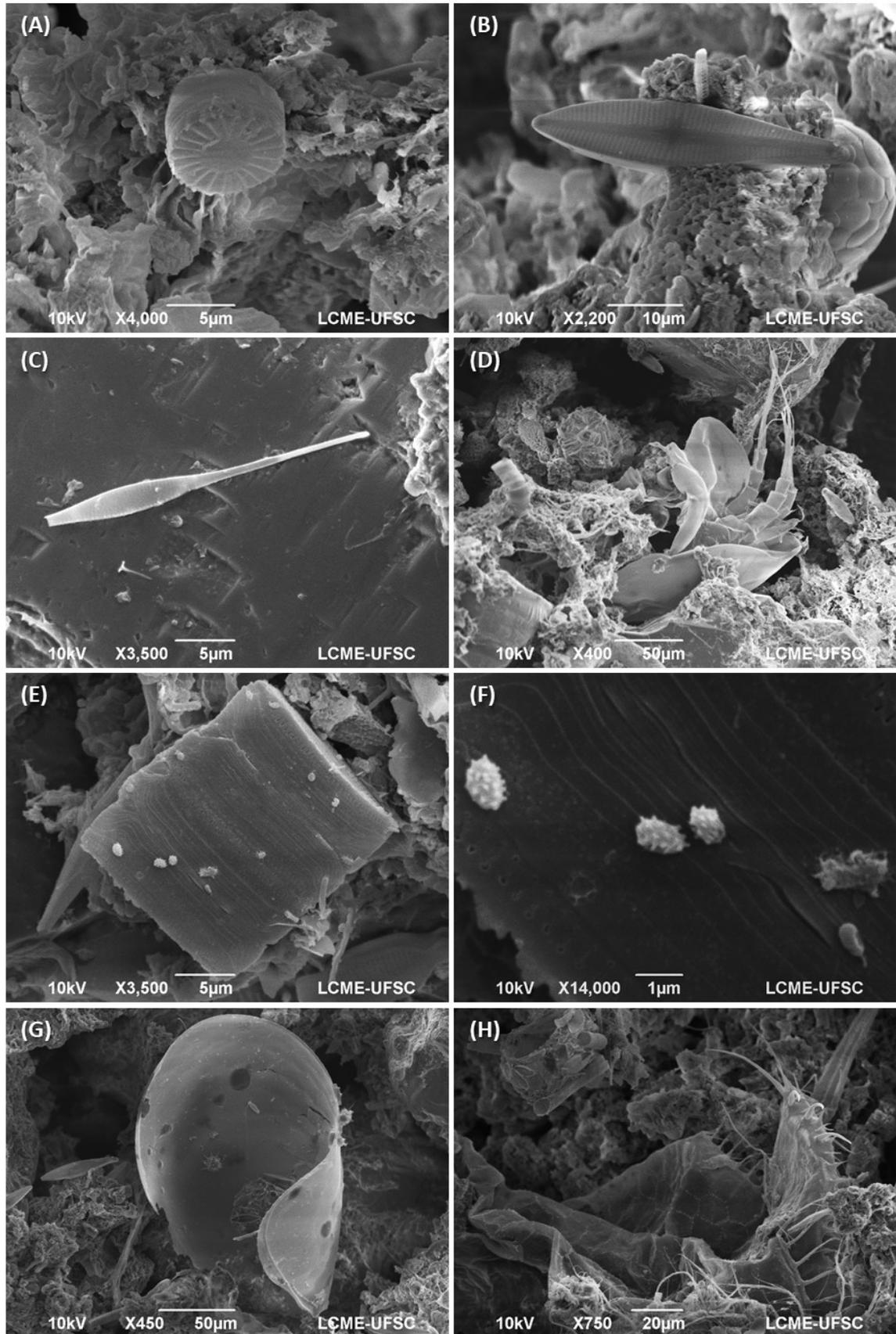
Fonte: o autor.

Também pelo MEV foi possível observar a presença de diversos micro e macro organismos na superfície compondo o *schmutzdecke* (Figura 49), sendo que os organismos maiores ou materiais retidos no filtro também servem como suporte para microrganismos, como já relatado em outros estudos (SAAVEDRA DEL AGUILA; DI BERNARDO, 2003; JOUBERT, 2008).

Dentre esses organismos ficou evidente na observação por MEV a retenção de diatomáceas no MF, principalmente à superfície (Figura 43 A(a); Figura 44 E(a) e F(b); Figura 45 a, b e c; Figura 47 F(a); Figura 48 A(a); e Figura 49 A, B, E e F). Dentre as diatomáceas observadas a mais comum foi a *Aulacoseira* sp.. Diatomáceas são relatadas como contribuintes à colmatção de filtros devido ao seu formato e à composição de sua parede celular que contém sílica, que não se degrada no filtro. Sua presença pode estar associada à presença e concentração de nutrientes na AB (SAAVEDRA DEL AGUILA; DI BERNARDO, 2003; TAIRA, 2008; NAKAMOTO, 2011).

A partir da observação do meio filtrante por microscopia ótica foi possível constatar a presença de outros organismos, além de diatomáceas, mas também microcrustáceos (visíveis a olho nu) e rotíferos. Ainda foi possível observar o material aderido ao MF e o *schmutzdecke in natura*, e nota-se diferença entre as observações com MEV, em que há alteração do material aderido devido ao processo de preparação das amostras.

Figura 49 – Micrografias de MEV mostrando micro e macro-organismos aderidos ao meio filtrante.



Fonte: o autor.

4.4 CONCLUSÕES DO ESTUDO I

Neste capítulo foi possível constatar-se que:

- O processo de retrolavagem não foi suficiente para reduzir UFC de fungos e bactérias nas camadas superficiais do meio filtrante. Contudo foi influente nas camadas mais profundas, principalmente para os fungos o que pode estar relacionado ao tamanho, forma e adesão desses microrganismos à superfície dos grãos de areia;
- O número de UFC de fungos e bactérias decai ao longo da coluna, indício de menor atividade biológica nas camadas mais profundas. Na superfície a densidade de bactérias por grama de MF cai de 5,2 a 3,3 Log entre a superfície e 30 cm de profundidade, enquanto fungos decaem de 2,8 a 1,2 Log;
- Os sólidos totais liberados com a água de retrolavagem alcançou um pico de 170,1 mg/L, que são, em sua maioria SV (~40%). Apesar disso, o *schmutzdecke* ficou preservado com a retrolavagem, o que pode ter ocasionado a recuperação do filtro dentro de 8h;
- Os filtros foram capazes de recuperar a qualidade de água de maneira aceitável e estável para a maioria dos parâmetros estudados entre 4h e 8h de operação, sendo que 8h foi suficiente para que as remoções de coliformes totais atingissem níveis acima de 80% e em 24h a níveis em que se pode considerar o *schmutzdecke* maduro (>97%), independente da taxa de filtração;
- A taxa de filtração foi influente na perda de carga, carreira de filtração e qualidade de água filtrada, tanto em parâmetros físico-químicos quanto biológicos (clorofila-*a*), sendo a taxa de 4 m³/m².d a que apresentou melhores resultados no geral. Contudo, a remoção de coliformes foi semelhante nas três taxas estudadas.
- A identificação metagenômica mostrou que, apesar da menor densidade de UFC de bactérias, a abundância relativa a nível de filós variou devido à retrolavagem, principalmente na superfície, sendo as taxas também influentes nessa comunidade;

- O filo mais abundante no MF dos filtros foi o Proteobacteria (44% - 64%), sendo que a limpeza influenciou em sua distribuição ao longo da profundidade da coluna;
- A MEV mostrou que, além do material retido na superfície, havia fragmentos retidos na profundidade. Na superfície dos grãos foi possível ver a distribuição dos depósitos de materiais, dentre eles diversas diatomáceas, sendo as cavidades e ranhuras as mais propícias a isso. Ainda, foi possível notar estratificação do meio filtrante ao longo da profundidade, onde grãos menores mantiveram-se à superfície e grãos mais grossos ao fundo;

Conclui-se, a partir do estudo em escala piloto, que o processo de retrolavagem, apesar de influenciar na biomassa do meio filtrante, mantém o *schmutzdecke* e o biofilme, sendo que o processo não impede a rápida recuperação da qualidade do efluente dos filtros tanto em termos físico-químicos quanto biológicos.

5 ESTUDO II – A INFLUÊNCIA DO PROCESSO DE LIMPEZA POR RASPAGEM E RETROLAVAGEM NA BIOMASSA E COMUNIDADE MICROBIANA NO MEIO FILTRANTE EM FILTROS LENTOS

O desenvolvimento de biomassa em filtros lentos (FL) está relacionado à eficiência do tratamento e operação dos filtros, além de demonstrar-se como um fator importante para o entendimento dessa tecnologia e que ainda não foi totalmente dominado (CAMPOS et al., 2002; GRAHAM; COLLINS, 2014). Diferentes são as maneiras de se estimar a biomassa em FL, o que faz com que seja difícil comparar diferentes estudos. Além disso, metodologias de difícil aplicação em ETAs inibem sua utilização rotineira em sistemas de FL, o que faz com que não exista um largo banco de dados com informação a esse respeito em diferentes aplicações dessa tecnologia (GRAHAM; COLLINS, 2014).

Diversos trabalhos abordam o desenvolvimento da biomassa em filtros lentos convencionais ao longo da carreira e a variação microbiológica ao longo desse período, desde o amadurecimento do filtro até sua estabilização. Contudo, em relação à variação de bactérias por identificação metagenômica, a maioria dos estudos reportados até o momento focam-se basicamente no *schmutzdecke*, em algum momento específico da carreira ou detêm-se aos organismos a nível de filo (LAUTENSCHLAGER et al., 2014; HAIG et al., 2015b; PFANNES et al., 2015a; OH; HAMMES; LIU, 2018; DELGADO-GARDEA et al., 2019; ZHAO et al., 2019). Assim como para FLR, apesar de estudar-se a biomassa e comunidade microbiana em FLC, não é encontrada na literatura estudos de biomassa com ênfase no processo de limpeza.

Como demonstrado em estudos recentes, a retrolavagem é uma alternativa promissora para a limpeza de filtros lentos em escala comunitária (PIZZOLATTI, 2010, 2014; PIZZOLATTI et al., 2010, 2014; MICHELAN et al., 2011; SOUZA, 2013a, 2015). Contudo, nenhum enfoque em estudos foi dado para a biomassa de maneira geral nesses sistemas até o momento.

Nesse capítulo discute-se a influência da retrolavagem na biomassa do filtro e sua comunidade microbiana, comparando-se com a limpeza por raspagem. Para isso foram avaliados dados obtidos na operação de dois filtros, um filtro lento convencional (FLC) e um filtro lento retrolavável (FLR), sendo comparada a qualidade de água ao longo da carreira de filtração e características do meio filtrante antes e após a sua limpeza pelo

método de raspagem (FLC) ou retrolavagem (FLR).

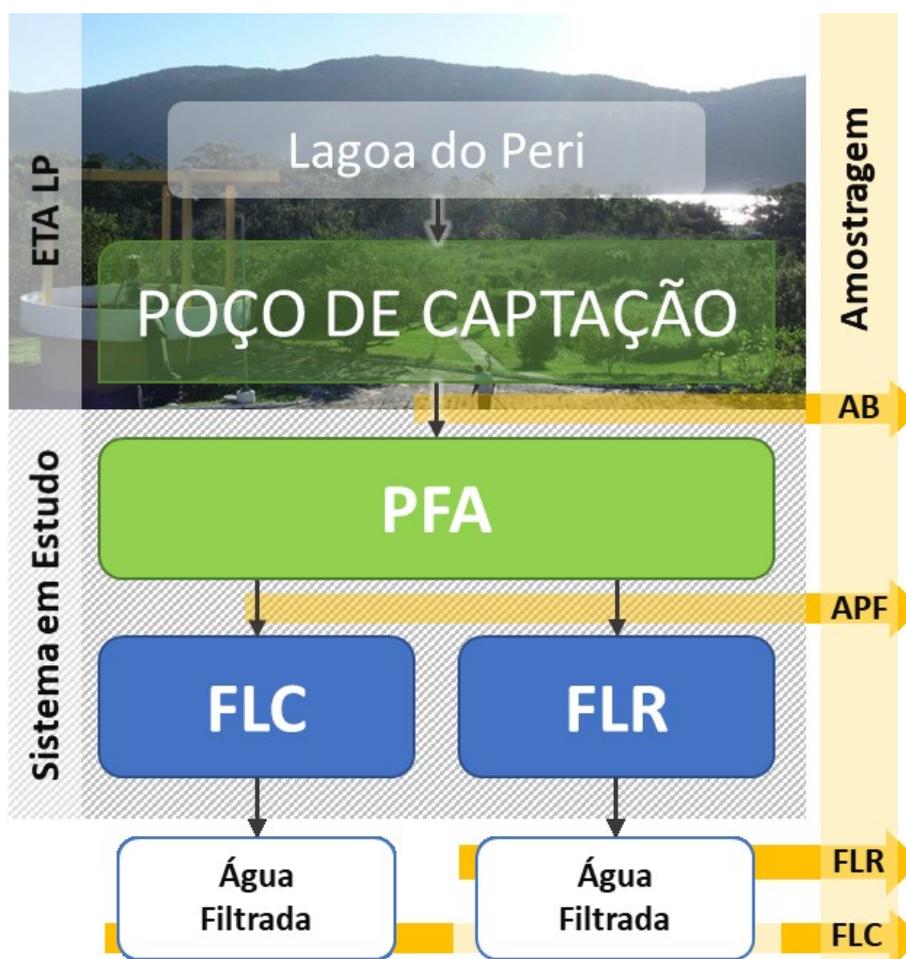
5.1 METODOLOGIA

5.1.1 Sistema de filtração e água do estudo

O sistema de filtração aplicado nesse estudo foi composto por um pré-filtro ascendente em camadas (PFA) e dois filtros lentos, um FLC e outro FLR, que foram operados paralelamente (Figura 50). O pré-filtro de pedregulho foi instalado para a remoção do excesso de fitoplâncton filamentososo, característico da água bruta disponível para o estudo (PIZZOLATTI, 2014), sendo que bons resultados foram obtidos posteriormente em estudo com filtração em pedregulho em baixa taxa ($4 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$).

Figura 50 – Sistema de filtração utilizado na Lagoa do Peri.

Legenda: AB, água bruta; PFA, pré-filtro ascendente em camadas; APF, água proveniente do pré-filtro; FLC e FLR, filtro lento convencional e retrolavável, respectivamente.



Fonte: o Autor.

A água utilizada foi proveniente da Lagoa do Peri (LP), no Parque Municipal da Lagoa do Peri em Florianópolis, Santa Catarina. Essa água foi caracterizada em estudos recentes com baixa turbidez (<10 uT), alta densidade de cianobactérias e carbono orgânico dissolvido (COD), aproximadamente 10^6 células/mL e 6 mg/L, respectivamente (PIZZOLATTI, 2014; PIZZOLATTI et al., 2014; SCHÖNTAG et al., 2015; SOUZA et al., 2016; ROMERO-ESQUIVEL et al., 2017; SOUZA; MONDARDO; SENS, 2017).

Estudos apontam a presença de fitoplâncton filamentoso, como as diatomáceas *Aulacoseira spp.*, e as cianobactérias *Pseudanabaena galeata* e, predominantemente, a *Cylindrospermopsis raciborskii* como responsáveis pelo alto teor de COD na água, além de serem conhecidas como causadores de colmatação em filtros. Ainda, a predominância da *C. raciborskii* relaciona-se à baixa disponibilidade de nutrientes como nitrogênio e fósforo no corpo d'água em questão (MOSIMANN, 1983; SAAVEDRA DEL AGUILA; DI BERNARDO, 2003; MONDARDO, 2004, 2009; FONTES et al., 2013; TONETTA; PETRUCIO; LAUDARES-SILVA, 2013; TREMARIN; LUDWIG; TORGAN, 2013; BAPTISTA; NIXDORF, 2014; TONETTA et al., 2015).

Para o abastecimento do sistema, água foi bombeada diretamente do poço de captação da estação de tratamento de água (ETA) local, que recebe água da LP por gravidade através de tubulação após gradeamento para retirada de sólidos grosseiros. Essa ETA é operada pela Companhia Catarinense de Saneamento (CASAN) e abastece a população de parte do sul e leste da Ilha de Santa Catarina. O bombeamento era feito sem interrupção, dessa maneira os filtros operavam continuamente sem a necessidade de estoque da água e, por isso, estavam suscetíveis a variações naturais na mesma.

O sistema era operado continuamente por duas semanas e então realizada a limpeza. O PFA era limpo por descarga de fundo. Para isso fechava-se a entrada de água e abria-se uma válvula na parte inferior do filtro, liberando a água filtrada da coluna acima do pedregulho para limpeza em contrafluxo. O FLC era limpo por raspagem do *schmutzdecke* e dos 5-6 cm superficiais de areia. Essa quantidade foi retirada baseando-se em estudo prévio no local em que relatou-se penetração de impurezas no meio (SOUZA, 2013a). O FLR era limpo por retrolavagem com expansão média de 40% do meio filtrante (MF) durante aproximadamente 4 min (MARNOTO, 2008; PIZZOLATTI, 2014). A representação da retrolavagem encontra-se no (Anexo A, p.323).

São apresentadas a seguir as principais características de projeto e operação dos filtros APF (Tabela 15 e Figura 51), FLC (Tabela 16 e Figura 52) e FLR (Tabela 16 e Figura 53). Mais detalhes do projeto dos filtros lentos podem ser consultados em Pizzolatti (2014, 2010) e Sens et al. (2016). A concepção do PFA foi baseada no trabalho de Souza (2015) e seguindo recomendações de Wegelin (1996). Detalhes são apresentados nos anexos (Anexo A, p.319). Os sistemas foram operados entre agosto de 2017 e setembro de 2018, sendo reportados os dados obtidos entre março de setembro de 2018, que correspondem ao período de outono e inverno na região, quando era quantificada a biomassa.

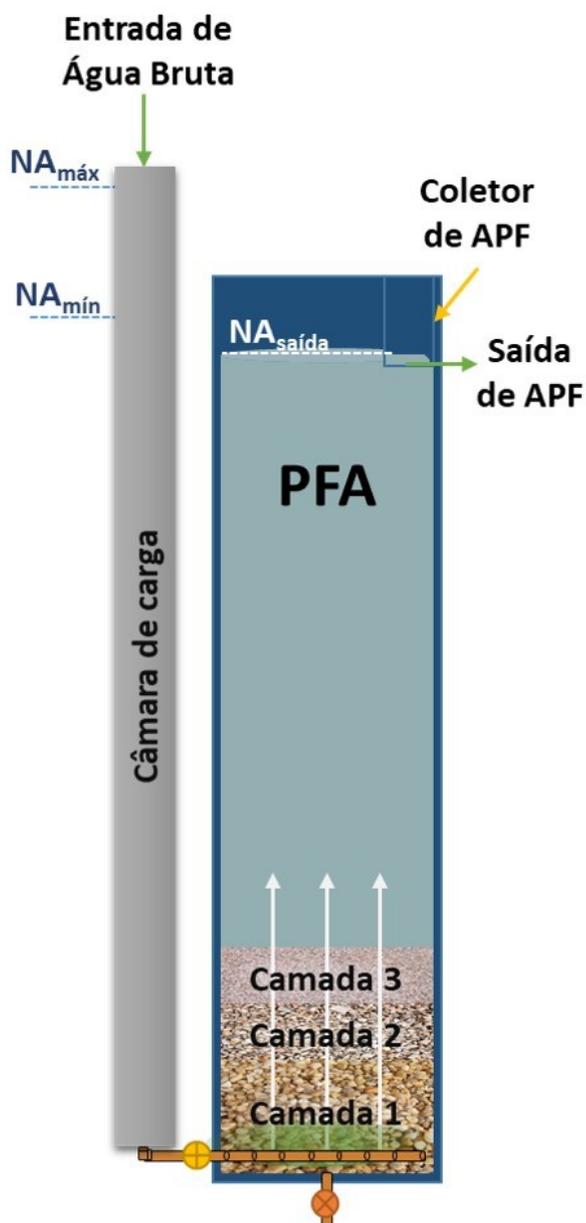
Tabela 15 – Características de projeto e operação do pré-filtro.

Característica	Adotado
Taxa de filtração	14 m ³ /m ² .d
Área total de filtração	0,6 m ²
Água de limpeza	Sobrenadante/APF
Carreira	15 d
Material e características do MF:	Seixos rolados:
Camada 1	L = 30 cm d = 6,65 – 12,7 mm
Camada 2	Seixos rolados: L = 15 cm d = 3,18 - 6,65 mm
Camada 3	Seixos rolados: L = 15 cm d = 2 – 3,18 mm

Fonte: o Autor.

Figura 51 - Pré-filtro de pedregulho ascendente em camadas.

PFA - pré-filtro ascendente em camadas; $NA_{m\acute{a}x}$ - nível de água máximo na entrada; $NA_{m\acute{i}n}$ - nível de água mínimo na entrada; $NA_{sa\acute{i}da}$ - nível de saída da água filtrada.



Fonte: o Autor.

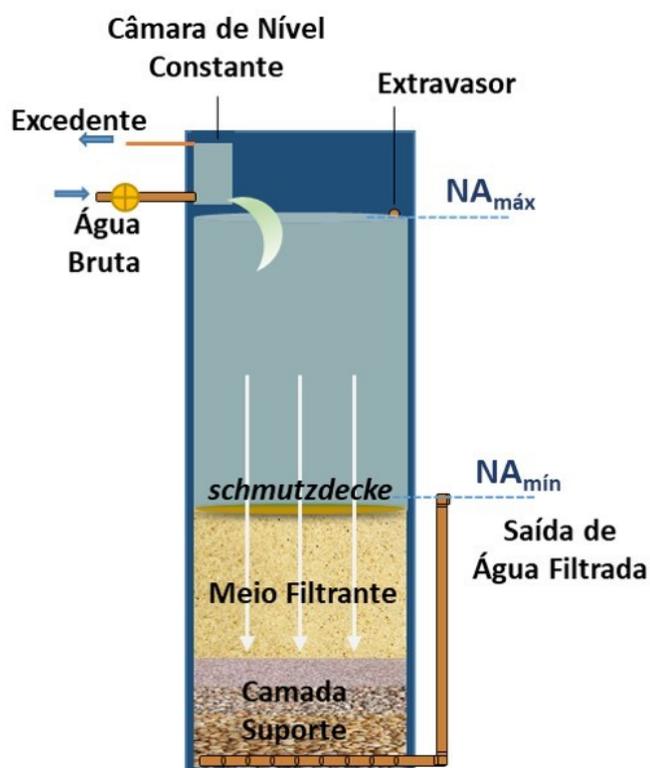
Tabela 16 – Características de projeto e operação dos filtros lentos em escala comunitária.

Característica	Adotado
Taxa de filtração	4 m ³ /m ² .d
Carga hidráulica máxima	80 cm
Área total de filtração	0,6 m ²
Água de limpeza	FLC – Água bruta/LP-AB FLR – Água filtrada/FLR
Carreira	15 d
Material e características da CS	Seixos rolados: <ul style="list-style-type: none"> • L = 10 cm d = 6,65 – 12,7 mm • L = 7,5 cm d = 3,18 a 6,65 mm • L = 7,5 cm d = 2 – 3,18 mm
Material e características do MF	Areia: <ul style="list-style-type: none"> L = 40 cm d₁₀ = 0,30 mm c_u = 1,6

Fonte: o Autor.

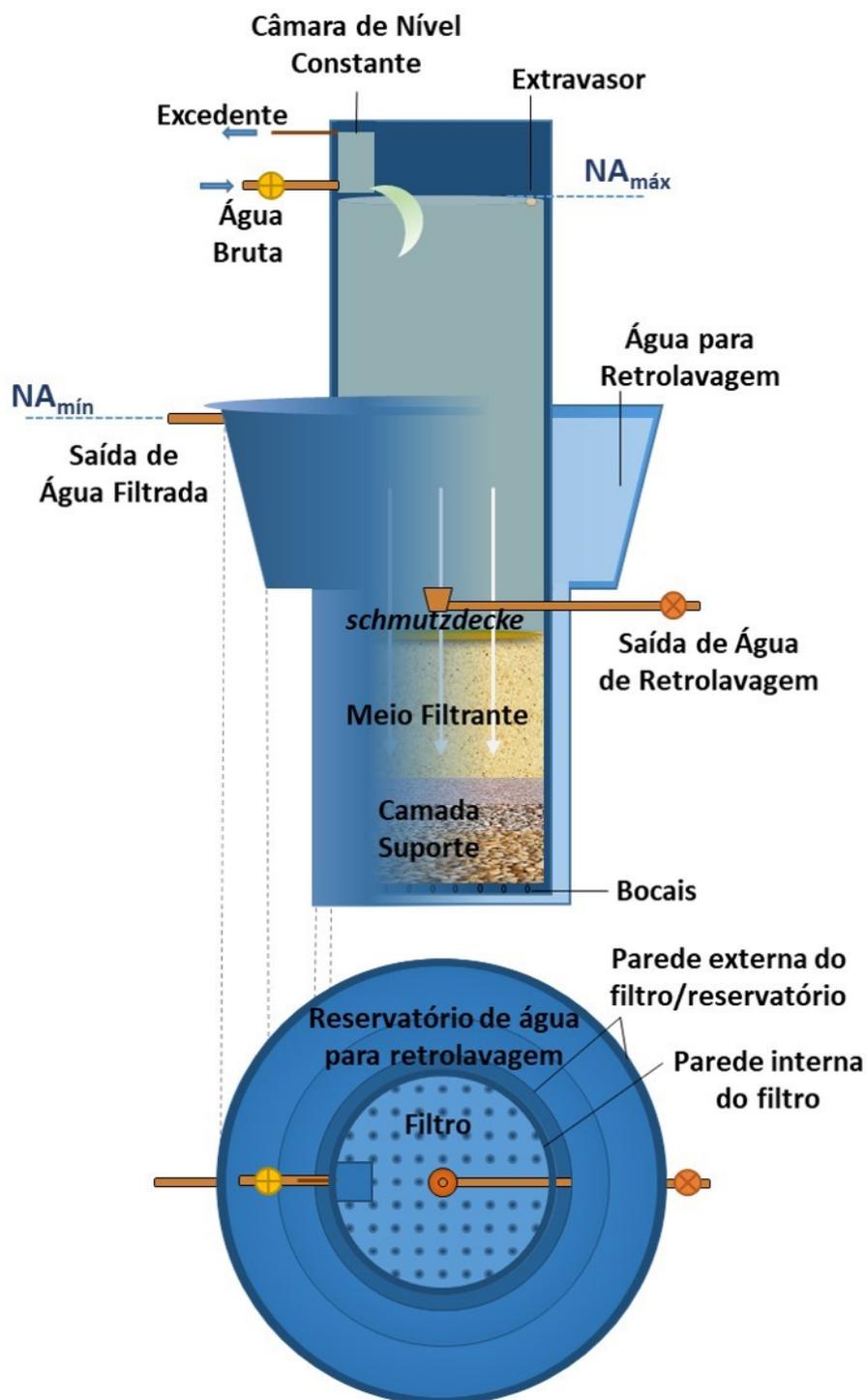
Figura 52 – Filtro lento convencional em escala comunitária.

NA_{máx} - nível de água máximo; NA_{mín} - nível de água mínimo.



Fonte: o Autor.

Figura 53 – Filtro lento retrolavável em escala comunitária.
 $NA_{máx}$ - nível de água máximo; $NA_{mín}$ - nível de água mínimo.



Fonte: o Autor.

5.1.2 Análises de Água

Os parâmetros de qualidade de água monitorados antes e após cada etapa de tratamento sendo: água bruta (AB), água filtrada pelo pré-filtro ascendente (APF), água filtrada pelo FLR e água filtrada pelo FLC (Figura 50). Na Tabela 17 são apresentadas metodologias, equipamentos e reagentes utilizados (quando determinantes na metodologia) e a frequência de coleta e análise de cada parâmetro.

As coletas eram realizadas sempre após 24h de operação do filtro, sendo que as amostragens para os parâmetros analisados semanalmente eram coletadas no mínimo 48h após o início da carreira, estabelecida nesse estudo em duas semanas. Assim, esperava-se que o filtro já estivesse maduro o suficiente para uma amostragem que demonstrasse a real eficiência do sistema (PIZZOLATTI, 2014; SOUZA et al., 2016). Detalhes das metodologias utilizadas são apresentados na seção 3.3, p.84.

Tabela 17 – Parâmetros analisados e respectivas metodologias e equipamentos empregados no sistema LP.

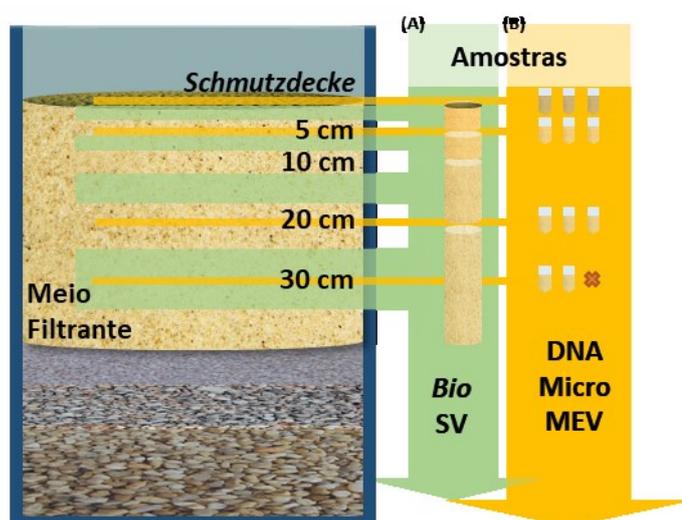
Parâmetro	Método	Equipamentos e Materiais	Frequência
Cor (Aparente e Verdadeira)	Espectrofotométrico, padrão Pt-Co.	• Espectrofotômetro HACH DR2100 e DR2800	1 dia/semana
Turbidez	Nefelométrico	• Turbidímetro HACH 2100N	5 dias/semana
Coliformes (Totais e <i>E. coli</i>)	Substrato Cromogênico Definido	• Substrato ONPG-MUG COLILERT® • Cartelas Quanti-tray®/2000 • Molde de borracha Quanti-tray®/2000 • Lâmpada UV • Estufa • Autoclave • Selador Quanti-tray	1 dia/semana
Carbono Orgânico Dissolvido	Combustão em Alta Temperatura	• Analisador Shimadzu Toc5000A	1 dia/semana
Contagem de <i>C. raciborskii</i>	Contagem em câmara de Sedgewick	• Câmara Sedgewick • Microscópio Óptico Olympus BX40	1 dia/semana
Clorofila-<i>a</i>	Extração com Etanol 80%	• Espectrofotômetro HACH DR2800	1 dia/semana
Condutividade elétrica		• Sonda Condutividade	1 dia/semana
Temperatura			5 dias/semana
pH		• Sonda pH	1 dia/semana
Oxigênio Dissolvido	Eletrodo de Clark	• Oxímetro AT 160 SP Alfacit	5 dias/semana
Absorbância 254 nm		• Espectrofotômetro OptizenPop 3000W	1 dia/semana
Absorbância Ultravioleta Específica	Calculado (Equação 1)	• Analisador Shimadzu Toc5000A • Espectrofotômetro OptizenPop 3000W	1 dia/semana
Amônia	Nessler	• Espectrofotômetro HACH DR2800	1 dia/semana

Fonte: o Autor.

5.1.3 Análises do Meio Filtrante

Para esse estudo, areia ao longo de toda a profundidade do MF foi amostrada em dois a três pontos diferentes da área de filtração do FLC e FLR, antes e após a limpeza. Em seguida cada amostra era particionada em quatro, ao longo da profundidade a partir da superfície: 0 – 5 cm, 5 – 10 cm, 10 – 20 cm e 20 – 40 cm (Figura 54, A). As amostras eram retiradas com um amostrador cilíndrico de PVC com auxílio de sucção.

Figura 54 – Pontos de amostragem do *schmutzdecke* e meio filtrante.
Bio - biomassa celular; **SV** - sólidos voláteis; **DNA** – Extração de DNA; **MEV** – Microscopia eletrônica de varredura; **Micro** – Microscopia óptica.



Fonte: o Autor.

Dessas amostras, três alíquotas de cerca de 1-3 g foram coletadas do *schmutzdecke* com o MF superficial, a 5 cm, 20 cm e 30 cm em microtubos plásticos de 1,5 mL para a observação por MEV, microscopia óptica (emissão em campo claro e de fluorescência) e identificação metagenômica de bactérias (Figura 54, B). As metodologias para o preparo e observação das amostras estão descritas na seção 3.2.2, p.82 e para a identificação metagenômica das bactérias na seção 3.2.4, p.84.

As observações por MEV foram realizadas em um microscópio eletrônico de varredura modelo *JEOL JSM-6390LV Scanning Electron Microscope* do LCME. O MEV utilizado possui lâmpada convencional de tungstênio e análise de raios-x em sistema de espectrometria por dispersão de energia (EDS).

O restante (Figura 54, A), entorno de 80 g a 160 g, era guardado em sacos plásticos. As amostras eram mantidas a baixa temperatura em caixa térmica com gelo para o transporte para o Laboratório de Potabilização de Águas (LAPOA) da UFSC, onde eram

retiradas alíquotas para a determinação da biomassa celular (BC) e sólidos voláteis (SV). Ambas as metodologias são descritas na seção 3.2.1, p.81.

5.2 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.2.1 Eficiência do tratamento

As carreiras de filtração foram fixadas em 15 dias. Nesse tempo o incremento de perda de carga no FLC foi maior do que no FLR, sendo que, após esse período, a perda de carga média era 80 cm e 24 cm, respectivamente. Ambos os filtros apresentaram remoção significativa dos parâmetros de qualidade de água analisados (Tabela 18). As diferenças mais significativas foram a remoção de turbidez, cor verdadeira, consumo de OD, redução na absorvância a 254 nm e aumento na SUVA. Na Tabela 18 são apresentados os resultados de qualidade de água analisados e as remoções médias e, em seguida, o comportamento de cada parâmetro é descrito e avaliado individualmente.

Tabela 18 - Resumo dos parâmetros analisados nas amostras da LP.

Legenda: AB - Água Bruta; APF - Água Pré-Filtrada; FLC - Efluente do FLC; FLR - Efluente do FLR; N - número amostral; Méd. - média; DP- desvio padrão; Mín. - mínimo; Med. - mediana; Máx. - máximo; Rem. - remoções das médias em relação à etapa anterior; N.D. - Não detectado pelo método analítico utilizado; ⁸ Sem diferença estatística em relação à etapa anterior; * Abaixo do limite de quantificação; ** Abaixo do limite de detecção.

Parâmetro		N	Méd.	DP	Mín.	Med.	Máx.	Rem.
Turbidez (uT)	AB	77	9,4	4,6	3,1	7,8	23,8	-
	APF	79	3,0	0,8	1,6	3,0	4,8	68%
	FLC	72	0,64	0,45	0,22	0,47	2,0	79%
	FLR	76	0,83	0,53	0,28	0,70	3,4	73%
Cor Aparente (uH)	AB	10	150	56	103	124	255	-
	APF	10	59	13	43	58	84	60%
	FLC	10	11	7	2	9	26	82%
	FLR	10	25	23	6	16	85	58%
Cor Verdadeira (uH)	AB	14	12	8	5	10	33	
	APF	13	10	4	6	9	17	17%*
	FLC	13	7	2	4	7	14	27%*
	FLR	12	9	2	6	9	12	13%*
Oxigênio Dissolvido (mg/L)	AB	20	7,64	1,45	3,50	7,99	9,99	--
	APF	23	4,56	2,53	1,20	4,68	9,50	40%
	FLC	24	3,23	1,70	0,32	3,15	7,40	29%
	FLR	23	2,71	1,84	0,34	2,38	6,91	41%
Coliformes Totais (NMP/100 mL)	AB	8	19873	15611	938	16240	51720	-
	APF	11	31456	57164	200	14136	198630	13%
	FLC	13	8347	27001	3	157	98040	99%
	FLR	9	3108	7313	20	308	22470	98%

Parâmetro		N	Méd.	DP	Mín.	Med.	Máx.	Rem.
Coliformes Totais (Log10[NMP/100mL])	AB	8	4,118	0,525	2,972	4,205	4,714	-
	APF	11	3,901	0,92	2,301	4,15	5,298	0,209*
	FLC	13	2,391	1,235	0,477	2,195	4,991	1,510
	FLR	9	2,611	0,942	1,299	2,488	4,352	1,290
Abs. 254 nm/cm	AB	14	0,056	0,009	0,041	0,056	0,071	-
	APF	14	0,052	0,008	0,038	0,052	0,065	7%*
	FLC	14	0,050	0,014	0,035	0,042	0,077	5%*
	FLR	13	0,050	0,010	0,034	0,052	0,062	6%*
COD (mg/L)	AB	7	6,291	0,412	5,758	6,248	7,048	-
	APF	10	6,143	1,33	3,351	6,059	8,059	2%*
	FLC	8	4,936	0,688	4,076	4,652	5,792	20%*
	FLR	8	5,323	1,285	4,056	4,757	7,727	13%*
pH	AB	11	6,94	0,14	6,65	6,91	7,16	-
	APF	11	6,62	0,11	6,48	6,61	6,83	-
	FLC	11	6,42	0,16	6,19	6,42	6,73	-
	FLR	11	6,42	0,17	6,15	6,4	6,68	-
Condutividade Elétrica (µS/cm)	AB	11	71,11	1,08	68,7	71,30	72,5	-
	APF	10	73,64	1,30	71,8	73,85	75,3	-
	FLC	10	72,95	5,39	66,5	71,85	82,8	-
	FLR	10	73,97	1,98	70,5	74,35	76,9	-
Clorofila-a (µg/L)	AB	12	21,27	6,45	9,5	23,46	30,46	-
	APF	13	8,57	5	2,25	9,32	20,49	60%
	FLC	13	0,71	0,498	0,111	0,586	1,912	92%
	FLR	12	0,546	0,554	0,06	0,489	2,214	94%
SUVA L.mg-1.m-1	AB	8	0,862	0,172	0,632	0,898	1,059	-
	APF	11	0,866	0,363	0,490	0,765	1,82	0%*
	FLC	9	1,007	0,392	0,566	0,875	1,84	-16%*
	FLR	8	0,930	0,241	0,554	0,983	1,296	-7%*
<i>C. raciborskii</i> (cél./mL)	AB	16	3,7x10 ⁵	1,1x10 ⁵	2,0x10 ⁵	3,9x10 ⁵	5,6x10 ⁵	-
	APF	16	1,8x10 ⁵	8,7x10 ⁴	6,3x10 ⁵	1,8x10 ⁵	3,2x10 ⁵	51%
	FLC	16	6,6x10 ³	4,1x10 ³	5,0x10 ²	8,2x10 ³	1,2x10 ⁴	96%
	FLR	16	8,4x10 ³	5,9x10 ³	3,0x10 ³	6,8x10 ³	1,9x10 ⁴	95%
Amônia (mg/L)	AB	16	0,1 ⁺	0,1 ⁺	N.D. ⁺⁺	0,0 ⁺⁺	0,3 ⁺	-
	APF	16	0,0 ⁺⁺	0,1 ⁺	N.D. ⁺⁺	0,0 ⁺⁺	0,3 ⁺	-
	FLC	16	0,2 ⁺	0,6	N.D. ⁺⁺	0,0 ⁺⁺	2,3	-
	FLR	16	0,0 ⁺⁺	0,1 ⁺	N.D. ⁺⁺	0,0 ⁺⁺	0,3 ⁺	-

Fonte: o Autor.

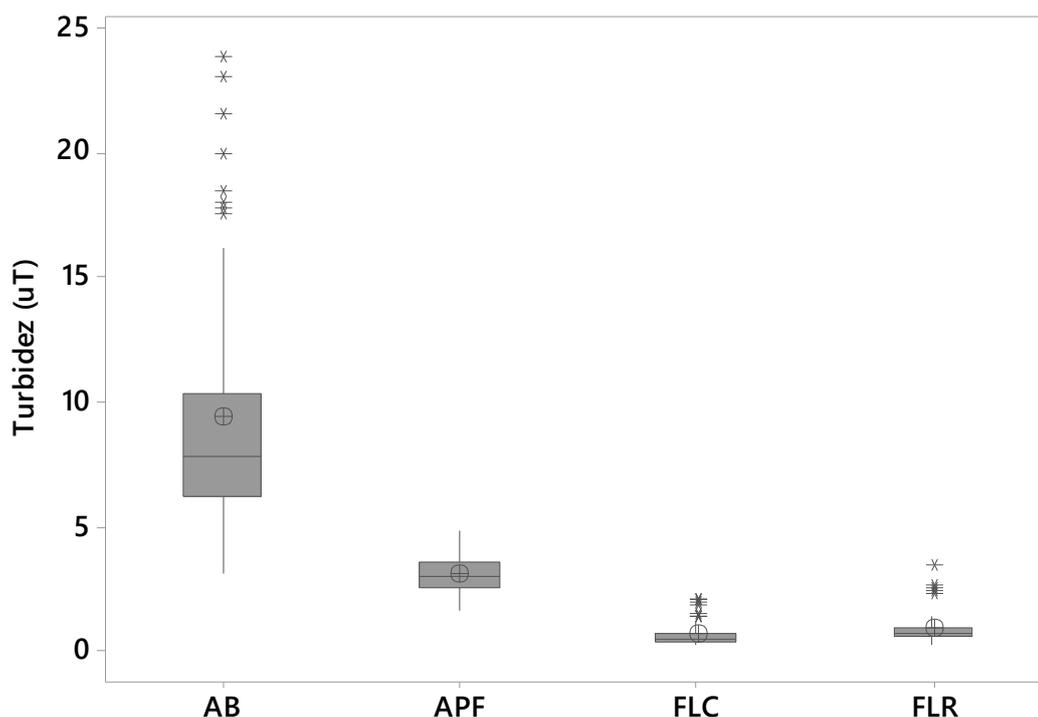
5.2.1.1 Turbidez

Os *boxplot* dos dados de turbidez são apresentados na Figura 55. Diferentemente de outros trabalhos realizados no local, a água bruta da LP apresentou variação ao longo do estudo, chegando ao valor máximo de 23,8 uT. A média ficou em torno de 9,4 uT e a mediana em 7,8 uT, também acima da encontrada em estudos nos últimos cinco anos, que era em torno de 5 uT (PIZZOLATTI et al., 2014; SCHÖNTAG et al., 2015; SOUZA et al., 2016; SOUZA; MONDARDO; SENS, 2017). Acredita-se que essa variação é devido à coleta de água ser diretamente do poço de bombeamento da ETA, que passou por mudanças após a

realização daqueles estudos, com a adição de uma bomba submersa que era acionada esporadicamente.

Figura 55 – Boxplot de turbidez do sistema LP.

Legenda: AB – água bruta; APF – Água pré-filtrada; FLC – Água filtrada no filtro lento convencional; FLR – Água filtrada no filtro lento retrolavável; * - *Outlier*; ⊕ - Média.



Fonte: o Autor.

Os picos de turbidez foram amortizados de maneira eficiente pelo pré-filtro, sendo os dados distribuídos de maneira normal e sem ocorrência de picos nas medições. A água pré-filtrada apresentou média de 3,0 uT, estatisticamente diferente da média de turbidez da AB. Pré-filtros estão relacionados à remoção complexa combinando mecanismos de coagem, sedimentação, adesão e ações biológicas e bioquímicas e é recomendada para a adequação da água para a aplicação da FL por amortecer picos de turbidez ou alta densidade de cianobactérias (WEGELIN, 1988, 1996; AMARAL et al., 1995; BRANDÃO et al., 1998, 1999; CEZAR; CARVALHO; BRANDÃO, 2002).

Os filtros não apresentam uma distribuição normal nos dados de turbidez, como é de se esperar, uma vez que a turbidez tende a reduzir ao longo da carreira de filtração devido à melhoria em sua eficiência. Eventos mais extremos, com turbidez elevada ocorrem ao início durante a recuperação do filtro e, em alguns casos, no final quando há

transpasse.

Ambos os filtros removeram significativamente turbidez após a pré-filtração, apresentando valores inferiores a 1 uT, como é exigido pela Portaria de Consolidação nº5 de setembro de 2017 do Ministério da Saúde e do recomendado pela Organização Mundial da Saúde (OMS/WHO) (BRASIL, 2017; WHO, 2017). Porém, o FLC apresentou mediana de turbidez menor que o FLR, estando o efluente com 0,47 uT e 0,70 uT com 84% e 76% de remoção, respectivamente. Relações desses resultados em relação a biomassa do filtro são discutidas na sessão 5.2.2.

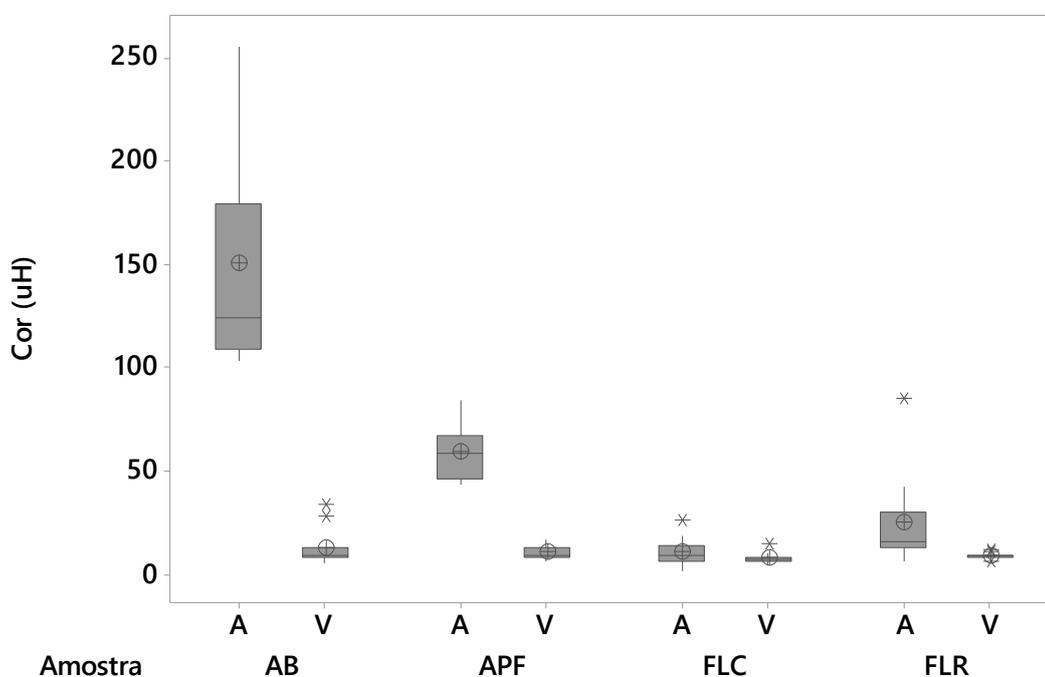
Esse comportamento é diferente do relatado por Souza et al. (2016) em filtros com MF similar, cujos FLC e FLR não apresentavam diferenças significativas entre a mediana de turbidez, porém com resultados de remoção maiores no FLC. No presente estudo a carreira dos filtros foram fixadas em 15 dias de duração, sendo que durante esse período o desenvolvimento de perda de carga nos FLR foi inferior à do FLC, o que pode indicar maior acúmulo de biomassa na superfície refletindo na remoção de turbidez (CAMPOS et al., 2002). O estudo também se diferencia pela escala dos filtros usados. Estudos no mesmo local e em filtros em escala comunitária semelhantes aos utilizados nesse estudo não constataram diferenças significativas na remoção de turbidez (PIZZOLATTI, 2010, 2014; PIZZOLATTI et al., 2014).

5.2.1.2 Cor Aparente e Verdadeira

As médias de cor, aparente e verdadeira, também foram reduzidas no pré-filtro e nos filtros lentos. O PFA foi capaz de remover 60% e 17% de cor aparente e verdadeira, respectivamente. Por sua vez, os FLC e FLR removeram 82% e 58% de cor aparente e 27% e 13% de cor verdadeira. O coeficiente de correlação de *Spearman* (ρ) entre a cor aparente e a turbidez foi de 0,958 com uma confiança de >99,9% ($p = 0,000$) de maneira geral (Apêndice B, p.299). Ao se tratar da água bruta apenas a correlação foi maior, 0,966 com confiança de 99% ($p = 0,001$). Isso demonstra que, para a água utilizada no estudo, a turbidez e a cor aparente são parâmetros relacionados, o que se reflete na remoção semelhante à turbidez pelos filtros (Apêndice B, p.305).

Figura 56 – Boxplot de cor aparente e cor verdadeira no sistema LP.

Legenda: A- Cor aparente; V - Cor verdadeira; AB - água bruta; APF - Água pré-filtrada; FLC - Água filtrada no filtro lento convencional; FLR - Água filtrada no filtro lento retrolavável; * - Outlier; ⊕ - Média.



Fonte: o Autor.

A remoção mais elevada de cor aparente é devido ao parâmetro também estar relacionado à materiais em suspensão que geralmente são removidos pela filtração. Estudos com FLRs geralmente reportam redução na cor verdadeira, variando entre 46% a 89% (Tabela 3, p.65), sendo que, quando comparados à FLCs, essas eficiências variam positiva (MICHELAN, 2010), negativamente em relação ao FLR (PIZZOLATTI, 2010, 2014; SOUZA, 2013b; PIZZOLATTI et al., 2014; SOUZA et al., 2016) ou foram semelhantes (STÜPP, 2016).

Por sua vez, a cor verdadeira está relacionada apenas a substâncias dissolvidas na água, necessitando de coagulação para uma melhor remoção por filtração (DI BERNARDO; DANTAS, 2005a; CRITTENDEN et al., 2012). Filtros lentos geralmente não apresentam remoção eficiente de cor verdadeira devido à ausência do processo prévio de coagulação, contudo processos naturais de coagulação, oxidação, precipitação e biodegradação no filtro podem levar a redução desse parâmetro no processo de filtração lenta devido ao longo período de detenção no filtro (HUISMAN; WOOD, 1974).

A água da LP é conhecida por sua elevada quantidade de matéria orgânica

dissolvida, sendo a parte facilmente biodegradável em torno de 39% (ESQUIVEL, 2012). A redução de cor verdadeira no sistema é uma evidência de que esses processos, ou parte deles, ocorreram no sistema estudado, estando mais evidenciado no FLC ao remover significativamente mais cor verdadeira.

Estudos relatam remoção de cor verdadeira entre 0% e 100% (Tabela 3, p.65), sendo que os estudos que removeram mais de 40% reportaram também altas concentrações de ferro no sistema, que pode ter contribuído para a redução desse parâmetro (EMMENDOERFER, 2006; MICHELAN, 2010).

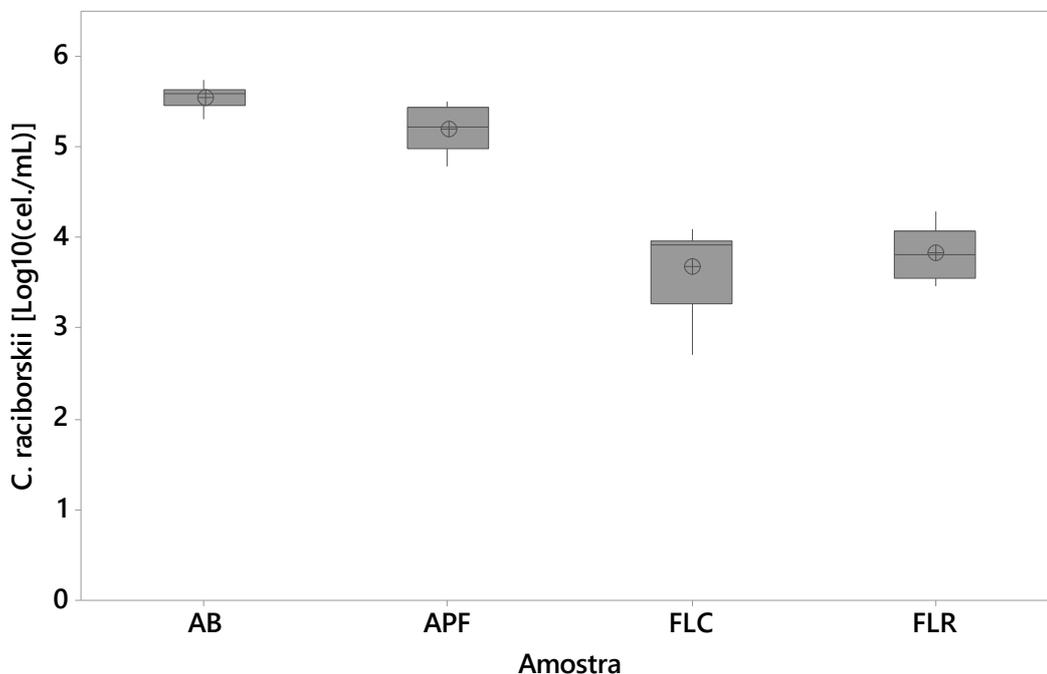
5.2.1.3 Densidade de cianobactérias e concentração de clorofila-*a*

A densidade de *C. raciborskii* foi em média $3,7 \cdot 10^5$ cél./mL, alta, porém inferior ao encontrado em estudos anteriores. Isso pode estar relacionado à época em que esses estudos foram realizados, uma vez que variações sazonais possam ocorrer (MONDARDO, 2009). Ainda assim, remoção significativa ocorreu no sistema desde o PFA aos filtros FLC e FLR (Tabela 18, Figura 57 e Figura 58), e está representada tanto pela contagem de células (51%, 96% e 95%, respectivamente), quanto pela redução de clorofila-*a* presente nas amostras (60%, 92% e 94%, respectivamente). A correlação entre esses parâmetros foi de 0,855 ($p = 0,000$). A remoção total de células no sistema foi de 2,0 Log, sendo que 0,5 Log no pré-filtro e 1,5 Log nos filtros. A variação dos resultados no pré-filtro é maior que a da água bruta, o que pode indicar transpasse de células de *C. raciborskii* ao longo da carreira de filtração (Figura 57).

Apesar da remoção apresentada pelo sistema, a concentração de células na saída do filtro ainda é considerada elevada (FLC = $6,6 \cdot 10^3$ cél./mL; FLR = $8,4 \cdot 10^3$ cél./mL) devido à capacidade de algumas cepas dessa cianobactéria serem capazes de produzir cianotoxinas, como cylindrospermopsina (CYN) ou saxitoxina (STX), a mais comum nas cepas brasileiras. Essas cianotoxinas merecem atenção devido aos potenciais danos neurológicos (CYN), hepatológicos (STX) e renais (STX) que podem causar ao ser ingeridas (HAWKINS et al., 1985; PADISÁK, 1997; STUCKEN et al., 2010; SINHA et al., 2012).

Figura 57 – Boxplot de contagem de células de *C. raciborskii* em $\text{Log}_{10}(\text{cél./mL})$.

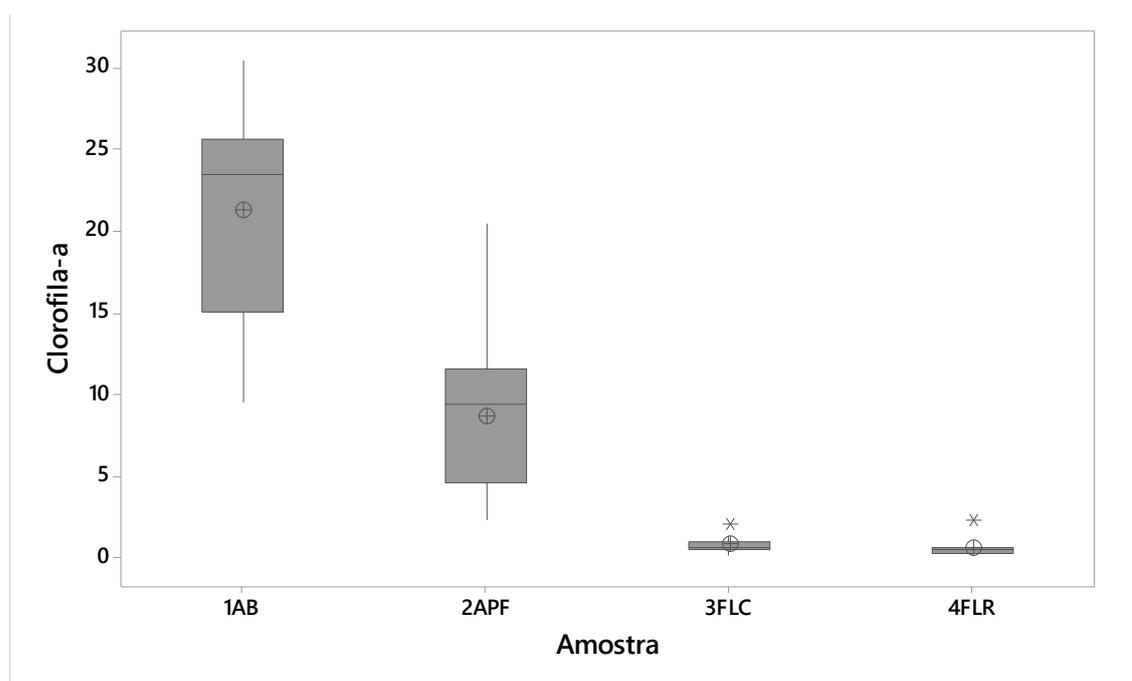
Legenda: AB – água bruta; APF – Água pré-filtrada; FLC – Água filtrada no filtro lento convencional; FLR – Água filtrada no filtro lento retrolavável; \oplus - Média.



Fonte: o Autor.

Figura 58 – Boxplot de clorofila-a em $\mu\text{g/L}$.

Legenda: AB – água bruta; APF – Água pré-filtrada; FLC – Água filtrada no filtro lento convencional; FLR – Água filtrada no filtro lento retrolavável; * - *Outlier*; \oplus - Média.



Fonte: o Autor.

Melo, (2006a) estudou a aplicação da filtração lenta na remoção de *C. raciborskii* e STX e relata boa remoção da cianobactéria pelos filtros, contudo com dificuldade na operação devido ao rápido incremento de perda de carga ao sistema devido à presença dessa cianobactéria. No estudo também foram aplicados pré-filtros ascendentes que reduziram a quantidade de cianobactérias, melhorando a operação dos FL.

Contudo, foi constada a presença de STX extracelular e células de *C. raciborskii* danificadas na saída dos filtros o que é preocupante. Outros estudos na lagoa do Peri reportaram a presença de CYN e STX-eq. na água bruta (MELO, 2006b; GARCIA, 2007; SENS; MONDARDO; MELO, 2009). Estudos com filtração lenta também apresentaram resultados semelhantes de boa remoção, porém, com elevada densidade de células de *C. raciborskii* na água filtrada, além de carreiras de filtração curtas (PIZZOLATTI, 2010, 2014).

Souza, Mondardo e Sens (2017) reportam resultados significativos de remoção, nos mesmos termos dos estudos mencionados. Contudo, os filtros utilizados foram filtros lentos ascendentes em que as carreiras de filtração duraram em torno de 80 dias. Os autores atribuem as carreiras longas ao processo de filtração em múltiplas barreiras, onde a filtração começa na camada de pedregulho, diminuindo de tamanho até chegar na areia. No entanto, o longo período de detenção da grande quantidade de material retido no filtro pode ser um problema no que concerne a liberação de cianotoxinas, algo que não foi abordado no estudo.

A remoção de clorofila-*a* apresentou comportamento semelhante ao da remoção de *C. raciborskii*. Contudo, a clorofila-*a* também pode ser proveniente de outros organismos que possuem a mesma pigmentação em suas células indicando também sua retenção no sistema, como evidenciado na microscopia. A correlação entre o número de células de *C. raciborskii* e clorofila-*a* é mais uma evidência da dominância dessa cianobactéria na água da LP.

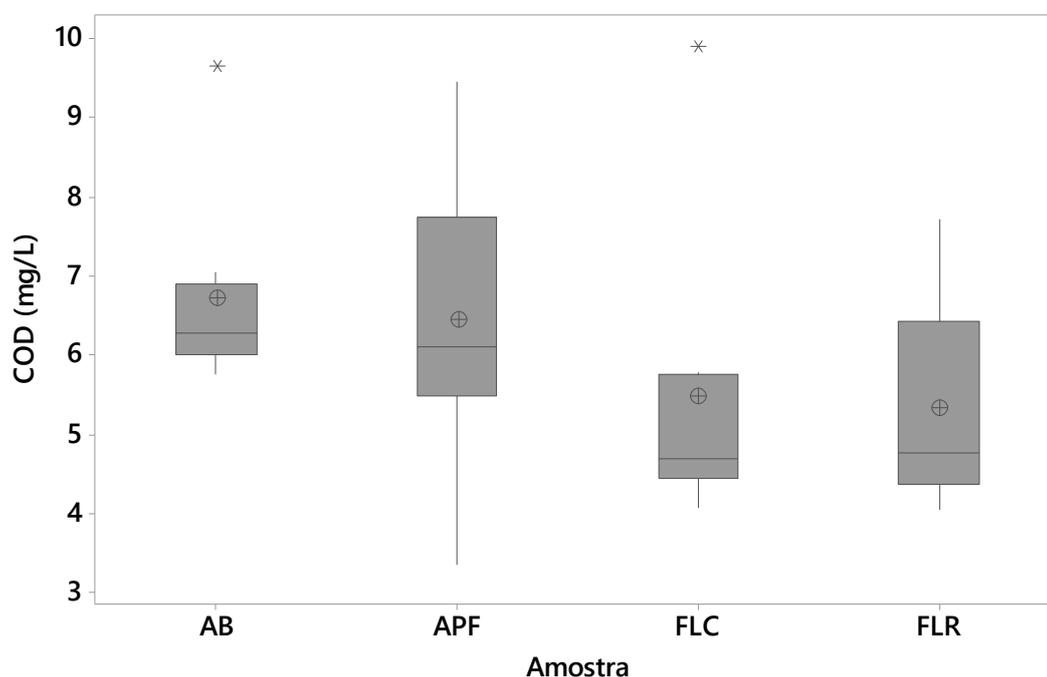
Mondardo (2009) relatou que não houve relação entre a turbidez e a presença de cianobactérias na LP, diferentemente do relatado por Souza, Mondardo e Sens, (2017). No período observado tanto a contagem de *C. raciborskii* quanto a clorofila-*a* apresentaram relação com a turbidez (0,662, $p = 0,000$; 0,877, $p = 0,000$). No entanto, é possível concluir-se que essa relação diminuiu devido a momentos de turbidez extrema (Ver dispersão dos dados no Apêndice B, p.306).

5.2.1.4 Matéria orgânica dissolvida

O COD na água bruta de 6,3 mg/L em média é semelhante ao constatado na LP em trabalhos anteriores (ESQUIVEL, 2012; PIZZOLATTI, 2014; SOUZA; MONDARDO; SENS, 2017). Tais valores são considerados elevados e são atribuídos a matéria orgânica natural (MON) autóctone, ou seja, que se forma na lagoa devido à alta densidade de cianobactérias (ESQUIVEL, 2012; FONTES et al., 2013), porém há períodos em que a matéria orgânica alóctone, formada nos arredores e carregada para a lagoa, pode ser representativa (ESQUIVEL, 2012).

Não há diferença estatística entre as médias do COD das amostras, contudo observa-se diminuição de 20% e 13% do COD ao longo do sistema no FLC e FLR, respectivamente (Tabela 18 e Figura 59).

Figura 59 - Boxplot de concentração de carbono orgânico dissolvido (COD) medido na água bruta (AB), água pré-filtrada (APF), e filtrada no filtro lento convencional (FLC) e retrolavável (FLR).

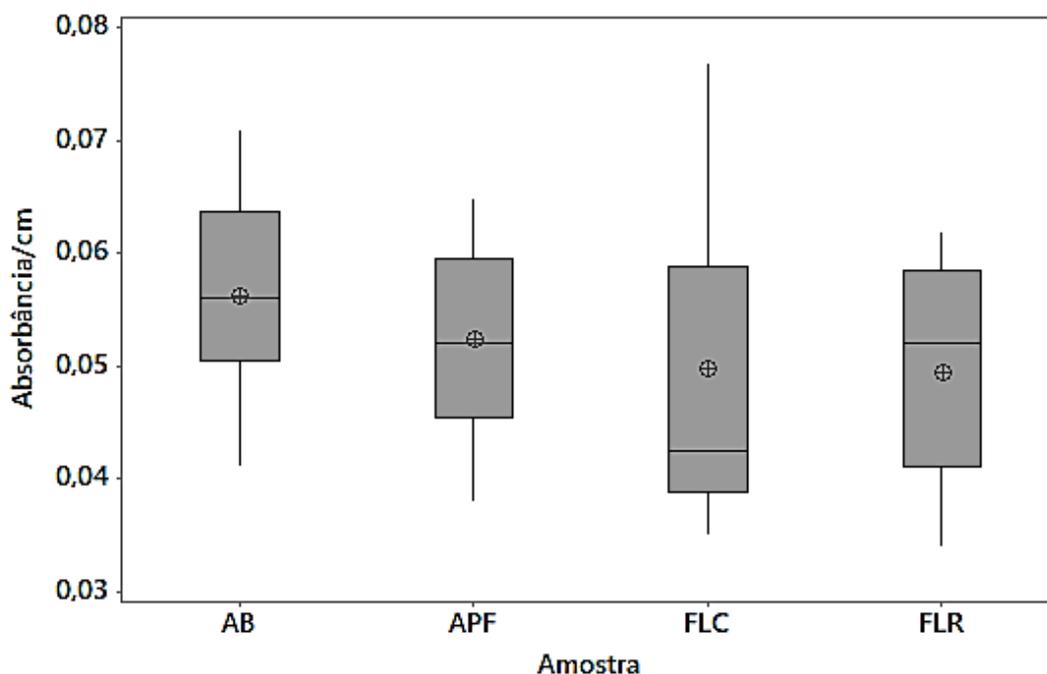


Fonte: o Autor.

A Absorbância a 254 nm é um representativo de MON em águas naturais (APHA; AWWA; WEF, 2005; CRITTENDEN et al., 2012). As amostras analisadas não apresentaram diferença significativa nesse parâmetro, sendo observada leve remoção ao longo do sistema de filtração (Tabela 18 e Figura 60). Sua alteração está relacionada à modificação

da propriedade de absorvância UV da amostra como remoção ou degradação da MON no filtro.

Figura 60 - Boxplot de absorvância a 254 nm medido na água bruta (AB), água pré-filtrada (APF), e filtrada no filtro lento convencional (FLC) e retrolavável (FLR).

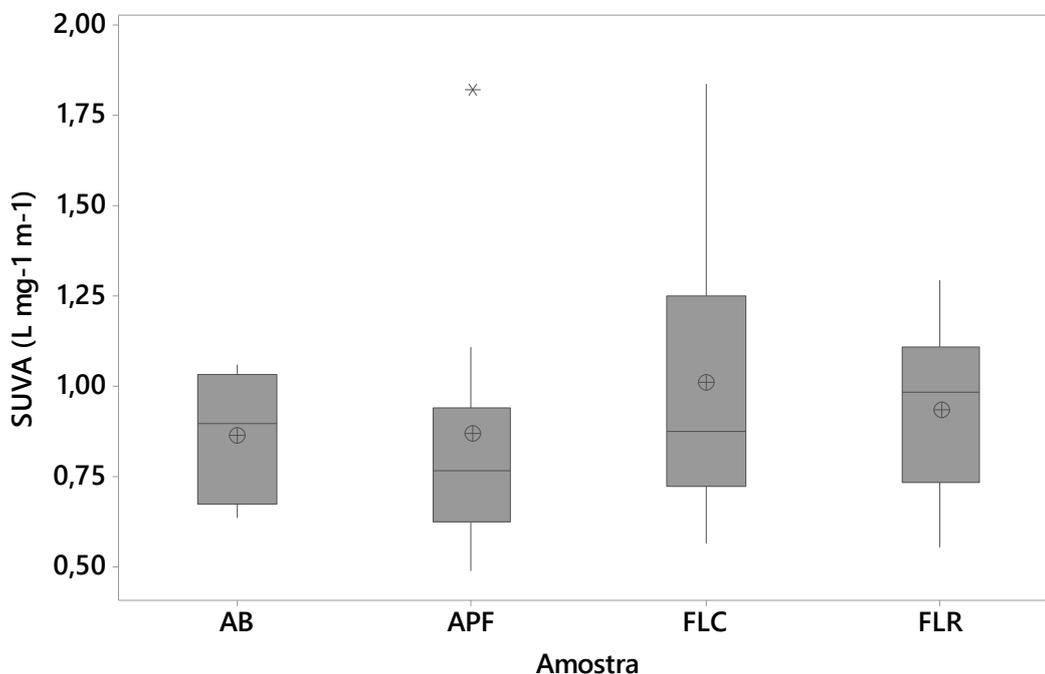


Fonte: o Autor.

A SUVA é um parâmetro utilizado em tratamento de água e é a relação do carbono orgânico dissolvido ou total e a Absorvância a 254 nm num percurso de 1 cm de amostra e geralmente é expresso em L.m/mg-C. Observa-se um pequeno aumento na SUVA das amostras dos filtros, um reflexo da pouca variação da absorvância e o decaimento de COD (Tabela 18).

A Figura 61 apresenta o *boxplot* de SUVA, que aumenta após a variação. Como observado nos resultados de COD e Absorvância, houve redução de COD com menor redução da absorvância, aumentando a SUVA das amostras ao longo do sistema. Isso significa que o COD removido ao longo do sistema está mais relacionado à compostos sem propriedades de absorvância a 254 nm.

Figura 61 - Boxplot de Absorbância Ultravioleta Específica (SUVA) calculada para a água bruta (AB), água pré-filtrada (APF), e filtrada no filtro lento convencional (FLC) e retrolavável (FLR).

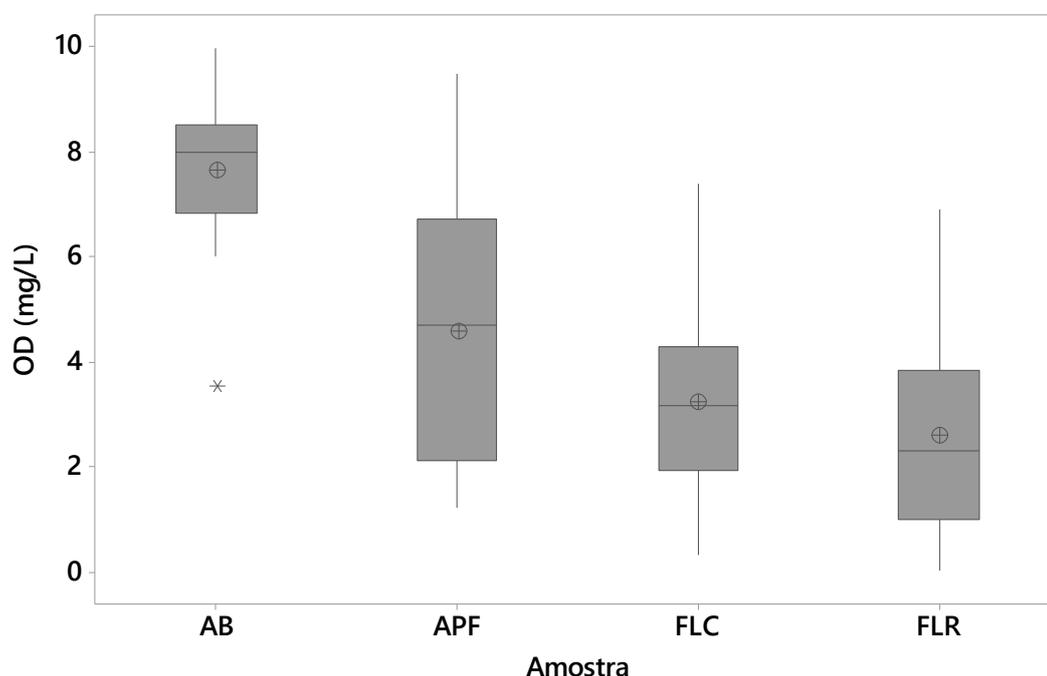


Fonte: o Autor.

5.2.1.5 Oxigênio Dissolvido

O oxigênio dissolvido na água bruta apresentou valores comuns em águas naturais. Ao longo do sistema de filtração houve consumo significativo do oxigênio (Tabela 18 e Figura 62). A única sequência que não apresentou diferença estatística foi o consumo no FLC em relação à água pré-filtrada, contudo há uma redução no valor médio encontrado na saída do filtro. Também não há diferença significativa entre o FLC e o FLR, sendo que ambos chegaram a apresentar valores abaixo de 1,5 mg-O₂/L.

Figura 62 – Boxplot de Oxigênio Dissolvido (OD) em mg/L na água bruta (AB), água pré-filtrada (APF), e filtrada no filtro lento convencional (FLC) e retrolavável (FLR).



Fonte: o Autor.

Tal consumo está relacionado à oxidação química e às atividades biológicas de oxidação no sistema, desde o pré-filtro. Tais resultados corroboram com o decaimento do COD no sistema e o decaimento do pH, comportamento característico devido a degradação biológica.

5.2.1.6 Coliformes Totais

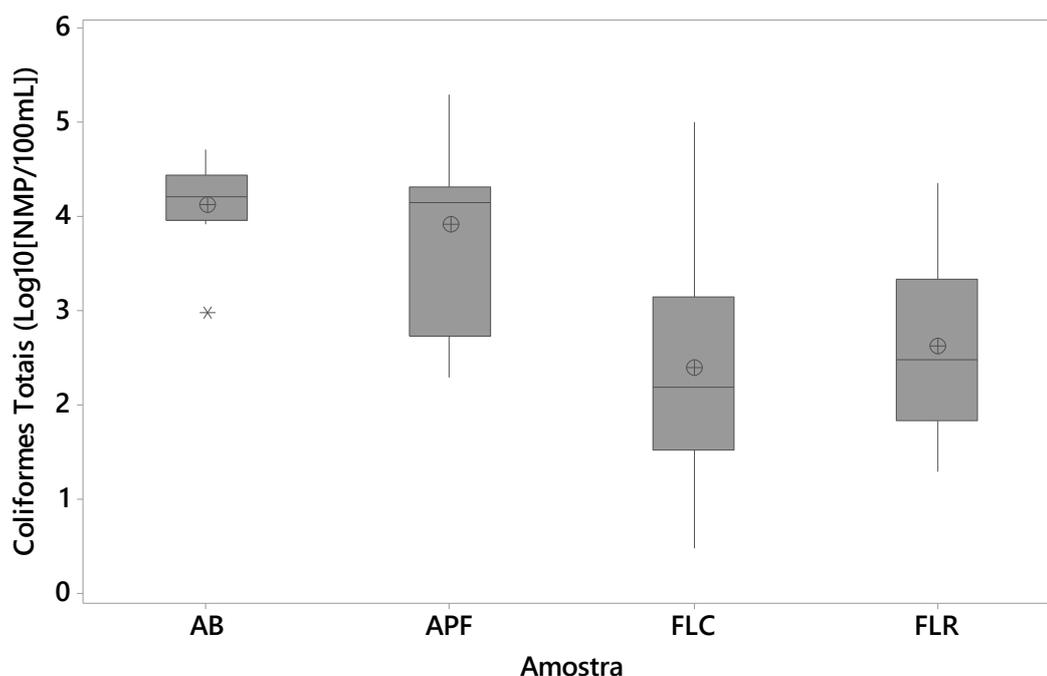
A remoção de coliformes totais no sistema foi em torno de 1,5 Log, sendo que a remoção foi em sua maior parte nos filtros, sem diferença estatística entre eles. O pré-filtro nem sempre removeu coliformes totais ao longo do estudo. *E. coli* nem sempre foi encontrada nas amostras de AB e APF, acredita-se que isso se deve às diluições aplicadas para a determinação de coliformes totais, de 10x a 100x que podem ter diluído demais a amostra para tal determinação. No entanto a água filtrada nem sempre apresentava *E. coli*, mesmo com a incubação da maioria das amostras sem nenhuma diluição.

A remoção de coliformes é um parâmetro importante para a filtração lenta, uma vez que é um indicativo da maturidade do filtro. Considera-se remoção de 99% de coliformes em filtros maduros (BELLAMY; HENDRICKS; LOGSDON, 1985). Contudo, nesse estudo tais

remoções nem sempre foram alcançadas, sendo que o filtro lento convencional foi o que apresentou, em média, pior desempenho (70% contra 90% do FLR). Acredita-se que esse desempenho inferior ao indicado pela literatura se deve a dois fatores relacionados a qualidade da água utilizada no estudo.

Primeiramente há grande variação nos resultados de remoção de coliformes, não sendo a média a melhor maneira de representação dos resultados, uma vez que esses apresentaram uma distribuição log-normal. Quando ajustadas as médias passam a condizer melhor com os resultados esperados para o FLC (1,7 Log), passando a ser superior à do FLR (1,5 Log) (Figura 63).

Figura 63 – Boxplot de Coliformes Totais (Log [NMP]) em 100 mL na água bruta (AB), água pré-filtrada (APF), e filtrada no filtro lento convencional (FLC) e retrolavável (FLR).



Fonte: o Autor.

Ainda, a quantidade de coliformes totais na água bruta é considerada elevada para a utilização de filtração lenta, além disso houve transpasse de coliformes provenientes do pré-filtro, aumentando o NMP de coliformes nas amostras coletadas. Tal comportamento também foi reportado no estudo de Melo (2006), em estudo também envolvendo remoção de cianobactérias em pré-filtros antes da filtração lenta, onde as remoções de coliformes prejudicada foi relacionada ao aumento da densidade de *C. raciborskii*. Menores remoções também foram reportadas em outros estudos na LP (PIZZOLATTI, 2014; PIZZOLATTI et

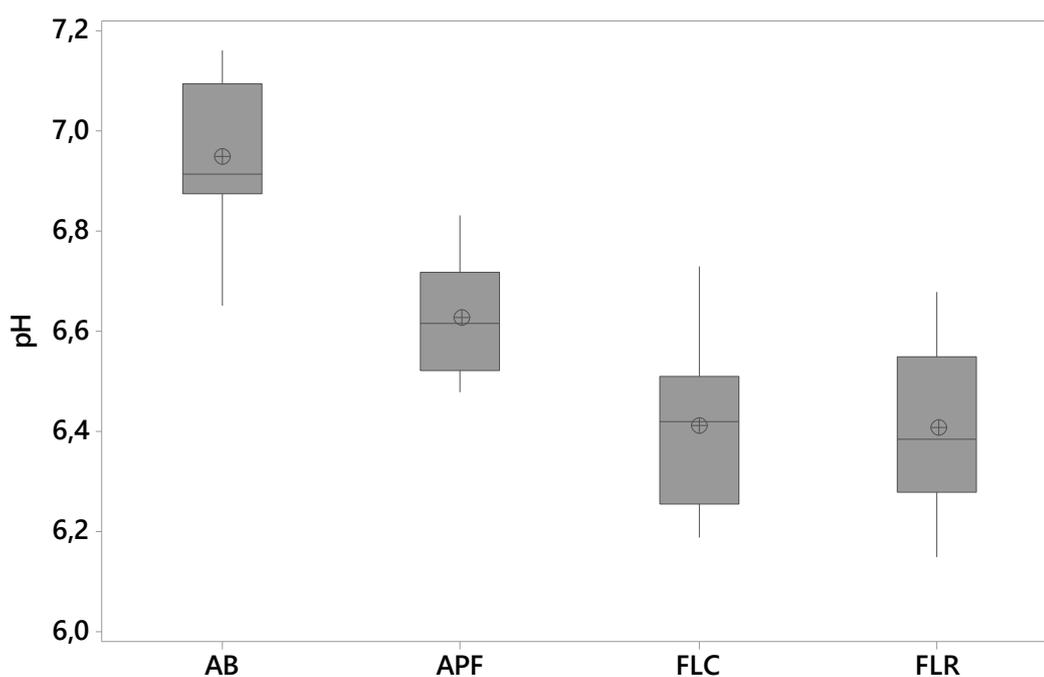
al., 2014; SOUZA; MONDARDO; SENS, 2017).

Apesar da remoção de coliformes inferior ao que se esperava a remoção de turbidez pelo filtro foi satisfatória. Ainda é evidenciada atividade biológica em ambos os filtros pelo consumo de OD, alterações na SUVA e observação de microrganismos no MF por microscopia.

5.2.1.7 pH e Condutividade Elétrica

Houve redução do pH ao longo do sistema (Tabela 18 e Figura 64), sendo que não há diferença significativa entre os resultados do FLC e FLR (Figura 64).

Figura 64 – Boxplot do pH da água bruta (AB), água pré-filtrada (APF), e filtrada no filtro lento convencional (FLC) e retrolavável (FLR).

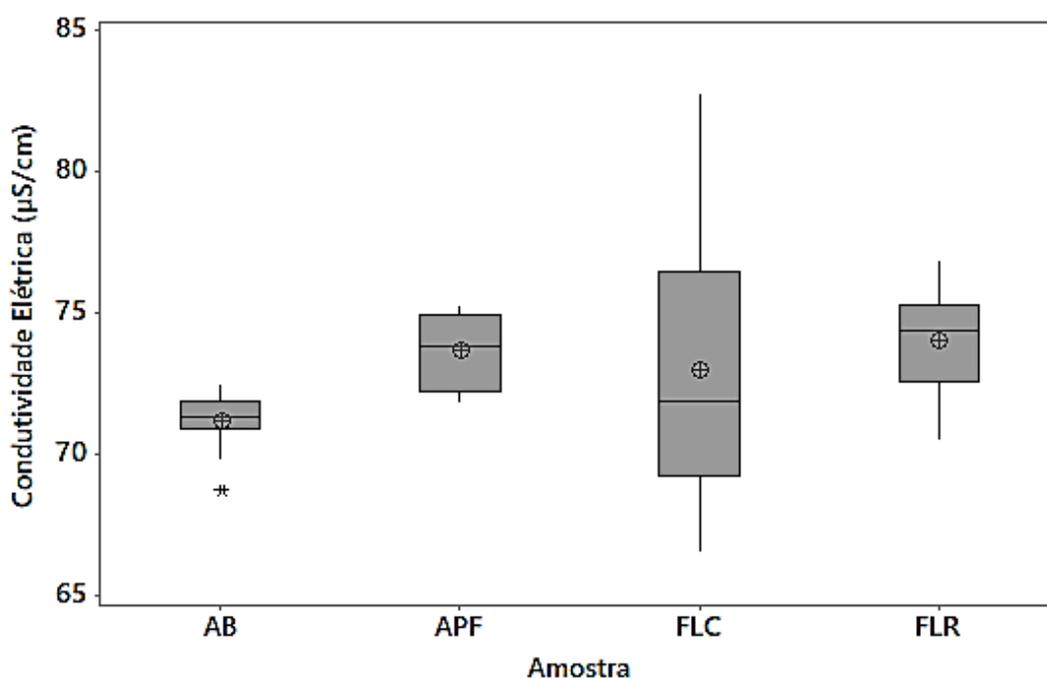


Fonte: o Autor.

Estudos realizados anteriormente no local apresentaram resultados semelhantes em relação à redução do pH após a filtração (PIZZOLATTI, 2010, 2014; SOUZA; MONDARDO; SENS, 2017). Tal redução é mais uma evidência das atividades biológicas aeróbicas ocorridas nos filtros ao longo do sistema de filtração, acarretando redução do pH. Contudo há evidências de que a variação de pH na faixa estudada não influencia na remoção biológica no sistema (LETSHWENYO; LEBOGANG, 2019).

Em média houve um aumento da condutividade após a PF, embora não haja diferença estatística entre as médias. O FLC apresentou a maior variação nas medições, contudo essas variações foram relativamente pequenas ($DP = 5 \mu\text{S}/\text{cm}$) ao considerar-se a condutividade apresentada pelas amostras (Figura 65 e Tabela 18).

Figura 65 –Boxplot de Condutividade Elétrica em $\mu\text{S}/\text{cm}$ na água bruta (AB), água pré-filtrada (APF), e filtrada no filtro lento convencional (FLC) e retrolavável (FLR).



Fonte: o Autor.

5.2.2 Quantificação da biomassa

Na Tabela 19 é apresentado o resumo dos dados de biomassa em termos de biomassa celular (*Bio*) e Sólidos Voláteis (SV). O total de carbono orgânico extraído após a fumigação e correlação entre os dados são apresentados no Apêndice B (p.297).

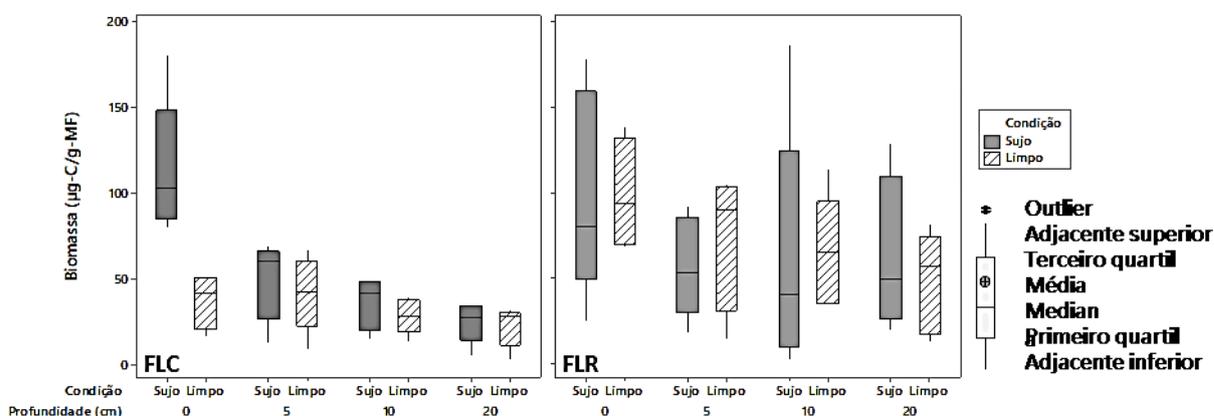
Anteriormente à limpeza o FLC apresenta decaimento na biomassa ao longo da profundidade (Figura 66). A quantidade mais elevada encontra-se na superfície, comportamento semelhante ao apresentado por Campos et al. (2002) que também utilizaram a metodologia de fumigação para a determinação de biomassa em FLCs. Os autores reportam o decaimento de biomassa ao longo da profundidade em filtros abertos, contudo essa relação não é clara em filtros cobertos.

Tabela 19 – Informações gerais sobre a biomassa quantificada em termos de *Bio* e *SV*.

Variável	Filtro	Cond.	Prof. (cm)	Méd.	DP	Mín.	Med.	Máx.
Biomassa ($\mu\text{g-Bio/g-MF}$)	FLR	Sujo	0	99,7	60,0	25,6	80,3	178,0
			5	57,3	29,2	19,2	54,2	92,0
			20	62,0	73,4	3,4	41,2	186,8
			30	62,3	46,8	20,5	49,8	129,1
		Limpo	0	99,0	33,4	68,4	94,3	138,8
			5	75,5	41,5	15,2	90,7	105,4
			20	65,7	32,5	35,7	65,9	114,1
			30	48,5	29,6	13,4	57,5	82,0
	FLC	Sujo	0	114,1	39,5	80,5	103,4	180,5
			5	49,7	23,0	12,9	61,1	69,2
			20	37,0	15,6	15,0	42,0	48,8
			30	25,2	11,7	5,8	27,7	35,0
		Limpo	0	38,0	16,3	16,4	42,1	51,6
			5	42,0	21,9	8,8	43,1	67,3
			20	28,6	10,1	13,7	28,6	39,8
			30	22,7	11,6	3,3	28,5	31,9
SV (mg-SV/g-MF)	FLR	Sujo	0	9,04	2,37	6,70	8,91	12,57
			5	5,90	1,21	4,42	5,85	7,77
			20	5,00	1,60	3,27	4,28	7,28
			30	4,93	0,72	4,25	4,61	5,95
		Limpo	0	7,20	1,55	5,51	7,10	9,37
			5	6,50	1,75	5,06	6,07	9,37
			20	5,52	1,25	3,47	5,79	6,87
			30	4,96	1,57	2,99	5,35	7,10
	FLC	Sujo	0	5,43	1,68	3,96	4,67	8,00
			5	4,94	0,80	3,85	4,99	5,93
			20	4,73	1,52	2,14	5,17	5,86
			30	4,91	1,30	3,37	5,30	6,25
		Limpo	0	4,58	0,76	3,76	4,62	5,57
			5	3,88	1,24	2,11	4,28	4,85
			20	4,80	0,70	3,72	5,07	5,48
			30	5,15	0,81	3,84	5,46	5,94

Fonte: o Autor.

Figura 66– Biomassa microbiana em filtros lentos convencionais e retrolaváveis antes e após a limpeza e ao longo da profundidade do meio filtrante.



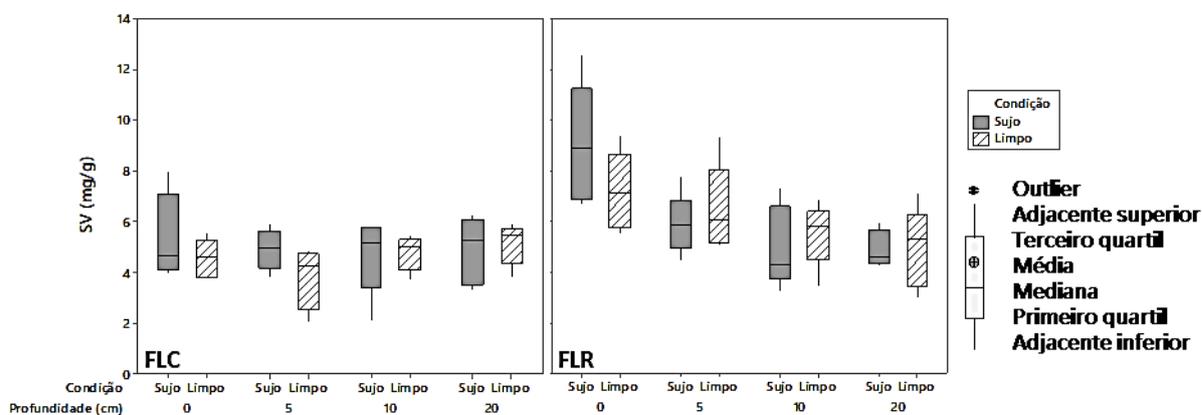
Fonte: o Autor.

Nas camadas mais profundas do FLC não se observa diferença na biomassa celular antes e após a limpeza, o que é de se esperar, uma vez que apenas a superfície do MF é limpa após sua raspagem. Por sua vez, a areia na superfície apresenta redução na biomassa após a limpeza da areia, apresentando valores similares aos das camadas mais profundas. Esse é um indício de que a maior parte da biomassa no MF anteriormente à limpeza está relacionada ao material acumulado no *schmutzdecke* e nos primeiros centímetros do leito filtrante. Esse material é acumulado durante a carreira e removido devido à limpeza.

Outros estudos também reportam o acúmulo de biomassa na superfície dos filtros ao longo do tempo, acompanhada pelo aumento da perda de carga no MF (CAMPOS et al., 2002; POMPEI et al., 2016). Tanto o acúmulo de partículas quanto o crescimento microbiano contribuem para o acúmulo de materiais nos vazios no MF, alterando a condutividade hidráulica e a perda de carga. Nos FLC essa variação foi de 16 a 25 cm 24h após a limpeza, para 30 a 100 cm (geralmente 100 cm) ao final da carreira. Isso evidencia que a biomassa celular na superfície contribuía para o desenvolvimento de perda de carga, uma vez que apenas o *schmutzdecke* e os 6 cm superficiais de areia eram retirados. Resultados semelhantes foram reportados e discutidos em outros estudos (OJHA; GRAHAM, 1994; CAMPOS et al., 2002; CAMPOS; SMITH; GRAHAM, 2006b, 2006a; MANAV DEMIR et al., 2018).

No caso do FLC não há diferença significativa entre os sólidos voláteis nas amostras em nenhuma condição apresentada (Figura 67).

Figura 67 – Sólidos voláteis em filtros lentos convencionais e retrolaváveis antes e após a limpeza e ao longo da profundidade do meio filtrante



Fonte: o Autor.

A partir da medição da biomassa celular no MF constatou-se que não há diferença significativa na quantidade de biomassa antes e após a limpeza do FLR (Figura 66). Destaca-se a superfície, pois se esperava remoção devido à limpeza. Ainda, no FLR os resultados de biomassa são mais dispersos e se distribuem ao longo da coluna, diferentemente do FLC.

Acredita-se que nesse caso, com a retrolavagem, houve mistura do MF, fazendo que grãos recobertos ou o próprio *schmutzdecke* se misturasse nas camadas mais profundas, ao invés de se desprender totalmente com a limpeza. Outra possibilidade é a penetração maior de impurezas no MF do FLR durante a filtração, onde a remoção seria ao longo da profundidade do meio enquanto do FLC concentra-se na superfície.

Souza et al. (2016) também reportam maior penetração de impurezas nos FLRs, refletida na qualidade da água filtrada e influenciada pelo diâmetro efetivo do MF. Isso é atribuído à porosidade do MF nos FLR, que seria maior devido à expansão durante a limpeza e a baixa taxa de filtração. Marnoto (2008) relata em seu estudo que, após a retrolavagem, o *schmutzdecke* não era visualmente removido totalmente após a limpeza. Ainda assim, esses estudos relatam a recuperação de perda de carga após a retrolavagem.

Esses resultados corroboram com a perda de carga apresentada no sistema. Ao final da carreira a perda de carga variou entre 1 a 65 cm no FLR e, apesar de manter a biomassa elevada, recuperava-se a perda de carga com a retrolavagem com valores iniciais entre 2 e 15 cm. Isso demonstra que o desenvolvimento de perda de carga não depende apenas da biomassa celular e outras variáveis, como a taxa de operação, temperatura e qualidade da água e características do meio filtrante, também devem ser levadas em consideração

(GRAHAM; COLLINS, 2014). No caso dos FLR a variação nos SV pode ser relacionada ao desenvolvimento de perda de carga, como descrito no estudo de Manav Demir et al. (2018), contudo a mesma relação não acontece analisando-se a biomassa celular.

A superfície apresenta maiores quantidades de biomassa microbiana em ambos os filtros, contudo, nas camadas inferiores foram encontrados valores superiores aos do FLC nos FLR. Após a limpeza do FLR nota-se menor variação dos dados e, apesar do decaimento de biomassa ao longo da coluna, não há diferença significativa na quantidade de biomassa antes e após a limpeza do filtro, com destaque à superfície do FLR que apresenta valores semelhantes aos anteriores à limpeza.

Em relação aos sólidos voláteis, comportamento semelhante ao da biomassa foi constatado, contudo o decaimento ao longo da profundidade nos FLR é mais notável nesse caso. Assim como a diferença entre os SV antes e após a limpeza na superfície, em que estão mais presentes antes, sendo removidos devido à retrolavagem. Estudos reportam o acúmulo de SV maior na superfície e com o aumento da taxa, diminuindo ao longo da profundidade (MCNAIR et al., 1987a; MANAV DEMIR et al., 2018).

A biomassa celular e os sólidos voláteis representam diferentes materiais aderidos ou retidos pelo MF eliminados após combustão a 550°C, de matéria orgânica em suspensão proveniente da AB a substâncias exopoliméricas englobadas na biomassa celular desenvolvida no filtro. Acredita-se que a diferença entre ambos os resultados se deve a isso ($\rho=0,194$, $p = 0,098$). Contudo, o COT extraído apresentou correlação com os SV ($\rho=0,298$, $p = 0,008$), o que é mais um indício da diferença da natureza dos SV e *Bio*, porém ainda representando a matéria orgânica aderida. Valores superiores de SV na superfície do FLR antes da limpeza indicam que esse material se desprende mais facilmente devido ao processo de retrolavagem.

Embora seja difícil de se comparar diferentes métodos ou estimativas de quantificação de biomassa (GRAHAM; COLLINS, 2014), pode-se constatar um padrão de decaimento ao longo da profundidade nos diferentes estudos a esse respeito. Em diferentes estudos, o decaimento na biomassa ao longo da profundidade é reportado em termos de concentração de adenosina trifosfato (ATP) (PHARAND et al., 2014; ELHADIDY et al., 2016), SV (MANAV DEMIR et al., 2018), proteínas (EIGHMY et al., 1992; ELHADIDY et al., 2016; CARPENTER; HELBLING, 2017), respiração (MERMILLOD-BLONDIN; MAUCLAIRE; MONTUELLE, 2005; DALAHMEH et al., 2014) e densidade de bactérias (EIGHMY et al., 1992; ELLIS; AYDIN, 1995; UNGER; COLLINS, 2008a). Além de biomassa

celular pelo método utilizado nesse estudo (CAMPOS et al., 2002).

Tal distribuição pode ser atribuída ao fato da retenção na FL ser maior na superfície, devido ao pequeno diâmetro efetivo da areia, e à maior atividade biológica nessa área, devido à maior disponibilidade de alimentos e oxigênio (HUISMAN; WOOD, 1974; BELLAMY et al., 1985; HENDRICKS; BELLAMY, 1991; NAKAMOTO, 2014).

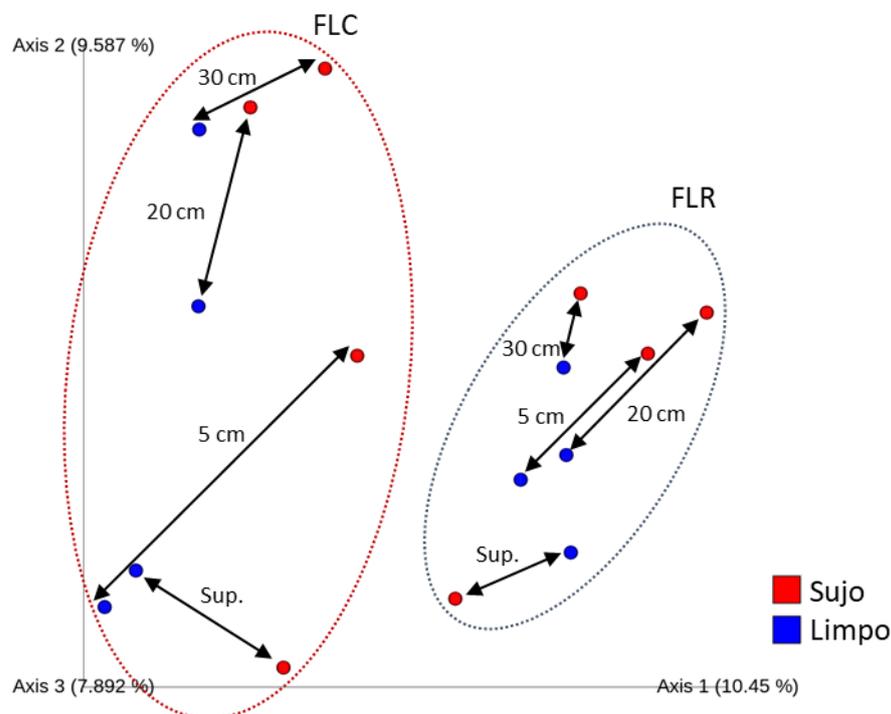
Taylorighmy et al. (1992) constataram o decaimento de biomassa (reportada como proteínas) ao longo da profundidade de filtração, mas também constatou que essa biomassa era maior em filtros em que o processo de limpeza era a aragem do *schmutzdecke* sob a água sobrenadante, sem a drenagem do filtro e a raspagem.

Em relação aos parâmetros de qualidade de água, constataram-se maiores remoções no FLC do que no FLR em relação aos parâmetros turbidez e cor aparente. Isso pode estar relacionado à maior quantidade de biomassa ao longo da coluna. Maior presença de biomassa ao longo da coluna pode indicar maior penetração de impurezas ou mistura, o que ocasionou em maior turbidez e cor aparente no efluente devido ao transpasse ou despreendimento durante a carreira do FLR, algo também refletido na menor perda de carga no FLR.

5.2.3 Identificação metagenômica de bactérias no meio filtrante e *schmutzdecke*

A partir das unidades taxonômicas identificadas (OTU) a análise de dissimilaridade indicou diferenças entre a comunidade bacteriana do FLC e FLR, como apresentado na Figura 68. Quanto mais próximas as amostras encontram-se no gráfico, maior a semelhança entre si, e vice-versa. Nota-se ainda, em ambos os filtros, que as amostras à superfície são as que mais se diferem das demais em profundidade (Figura 68).

Figura 68 – *Bray-Curtis PCoA* das amostras obtidas no FLC e FLR, antes e após a limpeza.



Fonte: o Autor.

No caso do FLC as amostras da superfície se distanciam das demais principalmente no filtro sujo. Acredita-se que a proximidade maior entre a amostra da superfície e a 5 cm no limpo deve-se à remoção pela raspagem (Figura 68). Quanto ao FLR, as amostras apresentam-se mais similares. Contudo, as da superfície foram as mais diferenciadas. Outros estudos também analisaram a diferença entre o *schmutzdecke* e o meio filtrante e também foi constatada relativa diferença entre as duas regiões, além de suas diferenças significativas em relação à água bruta e filtrada (LAUTENSCHLAGER et al., 2014; D’ALESSIO et al., 2015; PFANNES et al., 2015a; OH; HAMMES; LIU, 2018).

Baseando-se no número de OTUs, índice de *Shannon* e *Eveness*, nota-se menor variedade na superfície de ambos os filtros anteriormente à limpeza e ao longo das colunas de filtração, sendo a amostra a 5 cm a com maior variedade (Tabela 20). Isso também foi constatado em outros estudos e acredita-se que isso se deve à maior competitividade e predação à superfície no *schmutzdecke*, apesar da maior abundância de substratos (DALAHMEH et al., 2014). Ao longo da coluna essa competitividade diminui, contudo, a disponibilidade de alimento também, fazendo com que apenas bactérias

capazes de suportar essas condições se desenvolvam.

Tabela 20 – Número de OTUs, índice de Shannon, e *Evenness*

Legenda: + Normalizados.

Filtro	Limpeza	Prof. (cm)	OTUs ⁺	<i>Shannon</i> ⁺	<i>Evenness</i> ⁺
FLR	Sujo	0	626	8,487	0,912
		5	769	8,763	0,914
		20	624	8,474	0,913
		30	352	7,728	0,882
	Limpo	0	622	8,485	0,914
		5	630	8,500	0,914
		20	610	8,475	0,913
		30	600	8,417	0,914
FLC	Sujo	0	438	8,252	0,911
		5	534	8,586	0,915
		20	669	8,535	0,919
		30	628	8,487	0,912
	Limpo	0	508	8,135	0,905
		5	462	7,966	0,899
		20	665	8,614	0,918
		30	634	8,515	0,915

Fonte: o Autor.

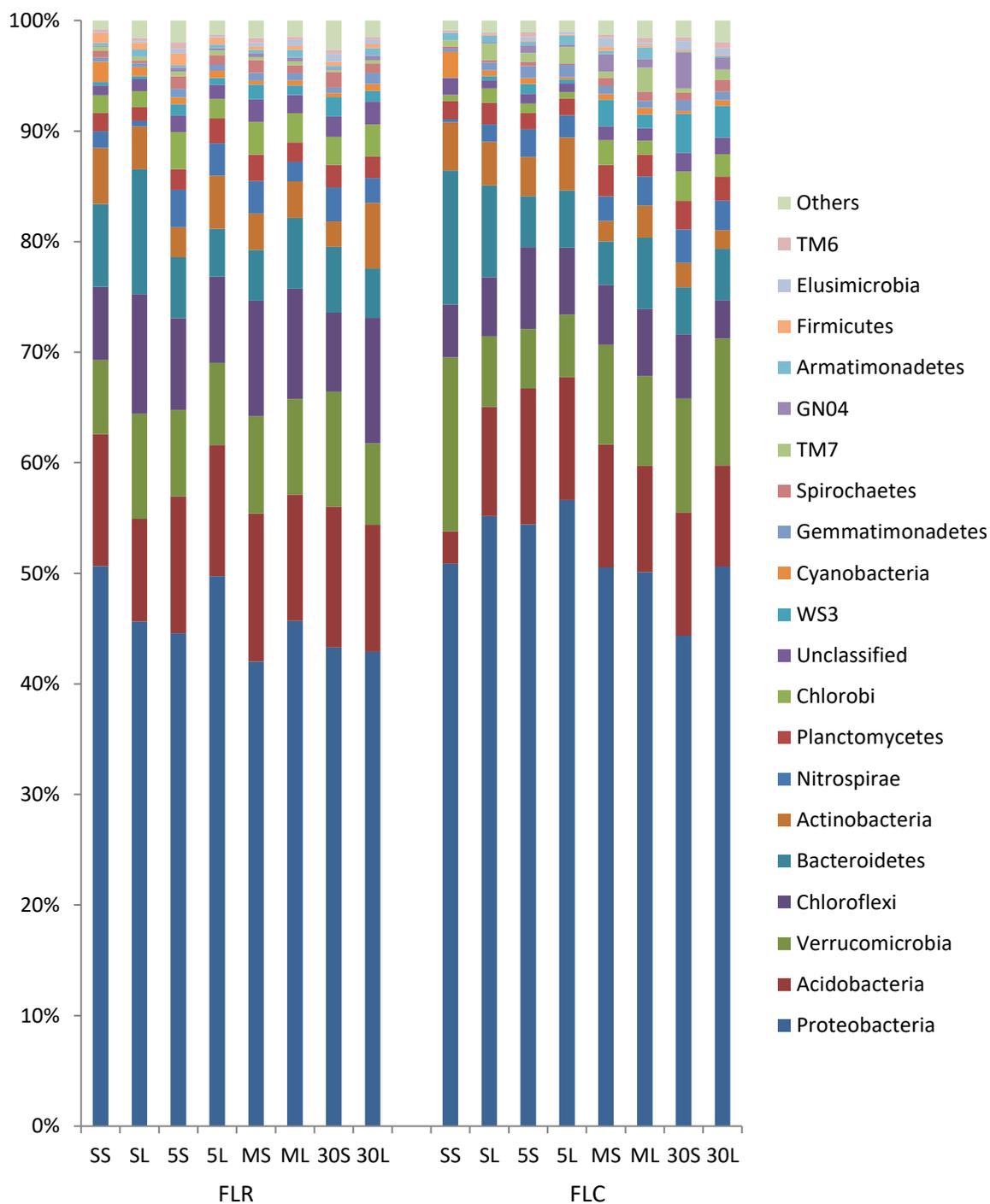
Há redução da variedade de bactérias após a limpeza do FLC, indicio de que as bactérias aderidas ao meio filtrante que não são removidas pela limpeza são menos variadas. Por sua vez, no FLR, há uma uniformização desses índices após a limpeza, o que indica diferenças entre bactérias à superfície dos grãos removidas com a retrolavagem ou à sua possível mistura durante a retrolavagem, algo também evidenciado pelo gráfico de PCoA (Figura 69).

Na Figura 69 são apresentadas as distribuições dos 20 filios de bactérias mais abundantemente identificados no FLC e FLR. Os demais filios foram agrupados na categoria “Outras” (1%-4%). As amostras são classificadas de acordo com o filtro, profundidade e momento da limpeza, sendo antes (S) e após (L) o processo.

Em seguida são discutidos principalmente aqueles que representaram ao menos 5% das sequencias identificadas em ao menos uma das amostras. Enfatizam-se portanto oito filios: Proteobacteria (42%-80%), Acidobacteria (3%-22%), Verrucomicrobia (5%-16%), Chloroflexi (3%-15%), Bacteroidetes (4%-12%), Actinobacteria (2%-6%), Nitrospirae (0%-6%) e Chlorobi (1%-6%). Destaca-se ainda o filo Cyanobacteria (0%-2%).

Figura 69 – Abundância relativa dos filões de bactérias identificados ao longo da coluna de filtração no FLC e FLR, antes e após a limpeza.

Legenda: SS – superfície suja; SL – superfície limpa; 5S – MF sujo a 5 cm de profundidade; 5L – MF limpo a 5 cm de profundidade; MS – MF sujo a 20 cm de profundidade; ML – MF limpo a 20 cm de profundidade; 30S – MF sujo a 30 cm de profundidade; 30L – MF limpo a 30 cm de profundidade.



Fonte: o Autor.

No FLC a areia limpa e suja apresentaram distribuição semelhante entre os filamentos, exceto na superfície. A amostra da superfície limpa é semelhante às demais a 5 cm, isso é um indício de que essas bactérias estão mais relacionadas a bactérias aderidas ao MF do que ao *schmutzdecke*, removido com a limpeza. Isso também está refletido na biomassa celular, em que não foi constatada diferença significativa entre essas amostras, excluindo-se a superfície suja (Figura 66). Lautenschlager et al. (2014) também apresentaram diferenças entre bactérias no *schmutzdecke* e biofilme do MF em uma planta em escala real de FL, sendo que no estudo as proporções de *Proteobacteria* e *Nitrospirae* também permaneceram semelhantes e reduziram, respectivamente. Contudo, comportamentos diferenciados foram observados em relação à *Acidobacteria* e *Bacteroidetes*.

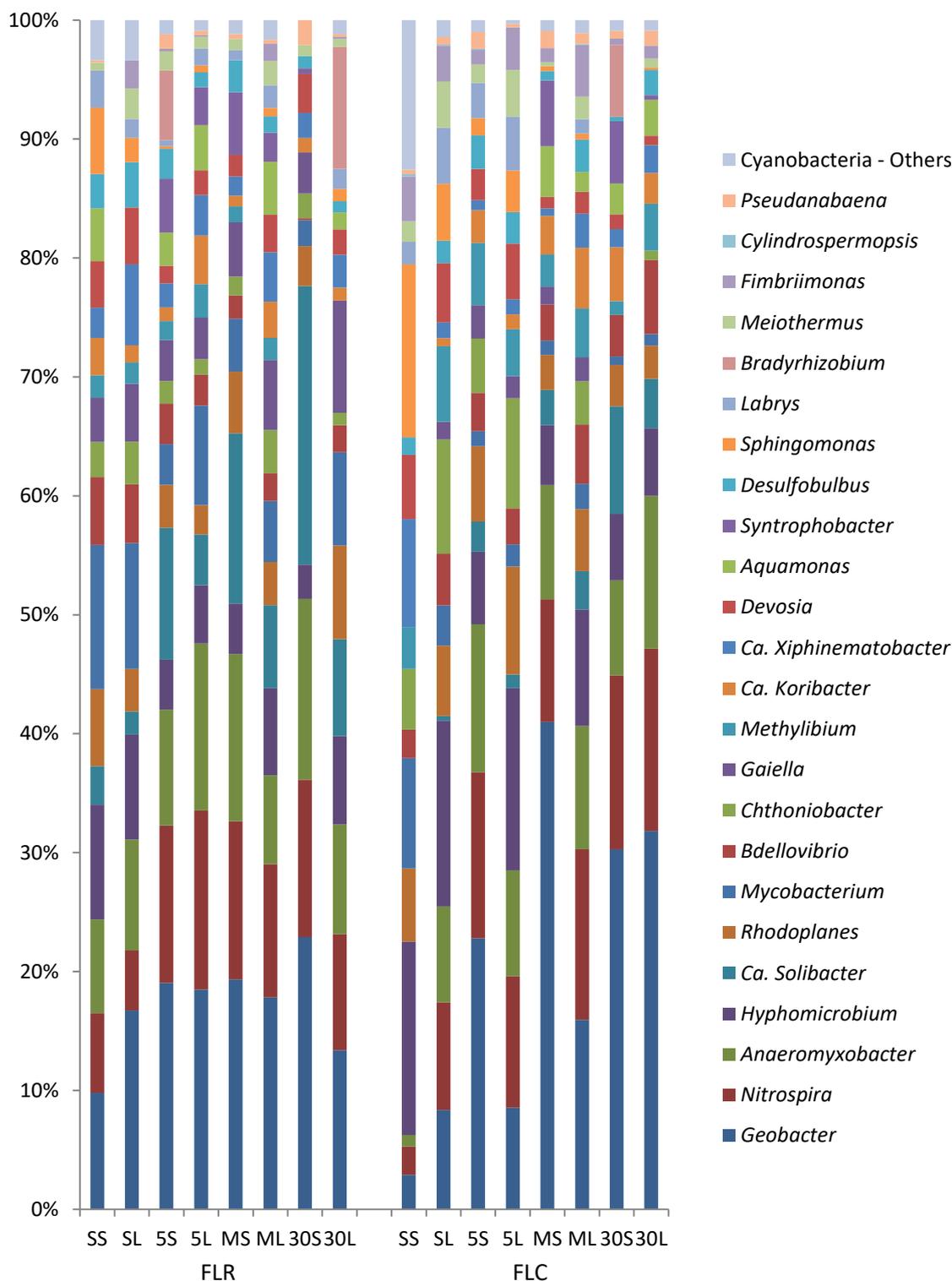
Em relação ao gênero, é apresentada a abundância relativa daqueles mais representativos nas amostras (Figura 70). No geral os gêneros mais abundantes, em ordem decrescente, foram: *Geobacter* (1% - 23%), *Nitrospira* (1% - 9%), *Anaeromyxobacter* (0% - 8%), *Hyphomicrobium* (1% - 10%), *Candidatus Solibacter* (0% - 9%), *Rhodoplanes* (1% - 6%), *Mycobacterium* (0% - 6%) e *Chthoniobacter* (0% - 6%).

A abundância relativa em porcentagem dos filamentos e bactérias identificados em cada amostra são apresentados no Apêndice B (p.299 e p.299).

Na Figura 71 são apresentadas as correlações de *Spearman* entre a abundância relativa dos filamentos e gêneros de bactérias e a profundidade, com seus respectivos valores- p (p). Correlações gerais são apresentadas no Apêndice B (p.303). Valores positivos de *Rô de Spearman* (ρ) demonstram uma correlação positiva, ou seja, quanto maior a profundidade, maior a abundância relativa. Para valores negativos essa relação se dá de maneira inversa, quanto maior a profundidade, menor a abundância relativa. Nota-se que as bactérias mais abundantes, excluindo-se a *Anaeromyxobacter*, apresentaram correlações significativas ($p < 0,05$) com a profundidade no FLC. Essa relação aparenta ser mais significativa no FLC do que no FLR, onde houve pouca significância das relações ($p > 0,05$). Contudo, apresentam tendências semelhantes às do FLC.

Figura 70 – Abundância relativa dos gêneros mais representativos de bactérias presentes no meio filtrante do FLR e FLC, antes e após a limpeza.

Legenda: SS – superfície suja; SL – superfície limpa; 5S – MF sujo a 5 cm de profundidade; 5L – MF limpo a 5 cm de profundidade; MS – MF sujo a 20 cm de profundidade; ML – MF limpo a 20 cm de profundidade; 30S – MF sujo a 30 cm de profundidade; 30L – MF limpo a 30 cm de profundidade.



Fonte: o Autor.

Figura 71 – Correlações de Spearman e respectivos valor-p entre profundidade e abundância relativa de filós e gêneros de bactérias.

	Filos				Gêneros				
	Rô de Spearman (ρ)		Valor-p (p)		Rô de Spearman (ρ)		Valor-p (p)		
	FLC	FLR	FLC	FLR	FLC	FLR	FLC	FLR	
Proteobacteria	-0,732	-0,634	0,039	0,091	<i>Geobacter</i>	0,830	0,439	0,011	0,276
Acidobacteria	0,195	0,146	0,643	0,729	<i>Nitrospira</i>	0,878	0,390	0,004	0,339
Verrucomicrobia	0,293	0,098	0,482	0,818	<i>Anaeromyxobacter</i>	0,439	0,293	0,276	0,482
Chloroflexi	0,000	0,098	1,000	0,818	<i>Hyphomicrobium</i>	-0,830	-0,537	0,011	0,170
Bacteroidetes	-0,683	-0,586	0,062	0,127	<i>Ca. Solibacter</i>	0,976	0,781	0,000	0,022
Actinobacteria	-0,83	-0,293	0,011	0,482	<i>Rhodoplanes</i>	-0,732	0,146	0,039	0,729
Nitrospirae	0,927	0,439	0,001	0,276	<i>Mycobacterium</i>	-0,878	-0,683	0,004	0,062
Planctomycetes	0,586	0,342	0,127	0,408	<i>Bdellovibrio</i>	0,488	-0,927	0,220	0,001
Chlorobi	0,683	0,537	0,062	0,170	<i>Chthoniobacter</i>	-0,859	-0,390	0,006	0,339
Unclassified	0,683	0,634	0,062	0,091	<i>Gaiella</i>	-0,200	0,098	0,635	0,818
WS3	0,927	0,634	0,001	0,091	<i>Methylibium</i>	-0,439	-0,736	0,276	0,037
Cyanobacteria	-0,293	-0,781	0,482	0,022	<i>Ca. Koribacter</i>	0,732	-0,537	0,039	0,170
Gemmatimonadetes	0,244	0,488	0,560	0,220	<i>Ca. Xiphinematobacter</i>	0,000	-0,293	1,000	0,482
Spirochaetes	0,781	0,586	0,022	0,127	<i>Devosia</i>	-0,927	-0,293	0,001	0,482
TM7	-0,293	-0,488	0,482	0,220	<i>Aquamonas</i>	0,832	-0,250	0,010	0,550
GN04	0,927	0,488	0,001	0,220	<i>Syntrophobacter</i>	0,727	0,150	0,041	0,723
Armatimonadetes	-0,537	0,244	0,170	0,560	<i>Desulfobulbus</i>	-0,195	-0,830	0,643	0,011
Firmicutes	0,342	-0,683	0,408	0,062	<i>Sphingomonas</i>	-0,976	-0,565	0,000	0,145
Elusimicrobia	0,878	0,586	0,004	0,127	<i>Labrys</i>	-0,850	-0,342	0,008	0,408
TM6	0,634	0,146	0,091	0,729	<i>Bradyrhizobium</i>	0,507	0,319	0,200	0,441
					<i>Meiothermus</i>	-0,683	-0,439	0,062	0,276
					<i>Fimbriimonas</i>	-0,634	-0,250	0,091	0,550
					<i>Cylindrospermopsis</i>	-0,598	*	0,117	*
					<i>Pseudanabaena</i>	0,488	0,537	0,220	0,170

ρ -1

Valor-p

Fonte: o Autor.

O filo Proteobacteria apresentou correlação negativa com a profundidade, principalmente no FLC (Figura 71). As denominadas proteobactérias são das mais comuns no ambiente, sendo esse filo um dos maiores e mais diversos, inclusive em metabolismo, o que explica sua predominância em vários estudos em FL e até mesmo em água de distribuição (LI et al., 2017). Sua presença está relacionada à biodegradação de diversos tipos de compostos orgânico, sendo essa função como a mais apresentada em estudos com filtros biológicos em geral (FL e biofiltros de CAG) (LAUTENSCHLAGER et al., 2014; D’ALESSIO et al., 2015; HAIG et al., 2015b; LIAO et al., 2015).

Do filo Proteobacteria, *Geobacter* é um gênero de bactérias anaeróbias heterotróficas conhecido por sua capacidade de comunicação eletroquímica em biofilmes, sendo capaz de metabolizar carbono orgânico (inclusive compostos aromáticos) usando como aceptores de elétrons metais como óxido de ferro (III) e manganês (IV), sendo apontado como organismo regulador do ciclo desses metais e de uso potencial em biorremediação (CHILDERS; CIUFO; LOVLEY, 2002). Esse gênero ainda não foi reportado relacionado a FL. Contudo, a filtração lenta é indicada como uma medida eficiente para a

remoção de ferro e manganês (MICHELAN et al., 2011; DEMIR, 2016; MANAV DEMIR et al., 2018). Acredita-se que essa capacidade de remoção esteja relacionada aos mecanismos físicos de remoção pelo meio filtrante do precipitado formado pelos metais oxidados. No FLC o gênero apresentou correlação positiva com a profundidade, porém no FLR essa relação, apesar de positiva, não foi significativa.

A concentração de ferro não foi avaliada, porém estudos no mesmo sistema e local apontaram a presença de ferro total tanto na água bruta (0,10 – 0,30 mg-Fe/L), quanto no efluente (0,04 - 0,22 mg-Fe/L), sendo que no estudo de SENS et al. (2016) constatou-se incremento de ferro total na água filtrada acompanhado do incremento da condutividade elétrica, indício de solubilização do metal no filtro (PIZZOLATTI, 2010; SENS et al., 2016).

Também do filo Proteobacteria, o gênero *Anaeromyxobacter* trata-se de bactérias anaeróbias facultativas que foram relacionadas com o ciclo do nitrogênio em processo de redução de nitrato a amônia. São capazes de crescimento anaeróbico usando nitrato, fumarato ou compostos clorofenólicos como aceptores finais de elétrons ou oxigênio em baixas concentrações (SANFORD; COLE; TIEDJE, 2002; WANG et al., 2019). Esse gênero de bactéria foi recuperado em filtros de CAG, porém nada reporta-se sobre sua presença em FL (KIM; KIM; CHO, 2014).

Hyphomicrobium é um gênero de bactérias heterotróficas (metilotróficas) relacionadas à redução de nitrato no processo de desnitrificação, sendo capaz disso mesmo na presença de oxigênio, apesar da redução ser mais eficiente em baixos níveis (URAKAMI et al., 1995). Esse gênero é reportado em FL, sendo encontrado em maiores proporções no meio filtrante ao longo da profundidade e em relação a *schmutzdecke* e foi relacionado à oxidação de ferro e manganês, sendo o processo de desnitrificação mais eficiente a partir da oxidação de Mn^{2+} (VANDENABEELE et al., 1995; DEMIR, 2016; OH; HAMMES; LIU, 2018).

Rhodoplanes é um gênero de bactérias fototróficas facultativas, crescendo anaerobiamente sob luz ou aerobiamente no escuro. Respiração anaeróbica usando nitrato também é possível em processo de desnitrificação (HIRAISHI; UEDA, 1994). Não foi reportada em filtros lentos, contudo em sistemas de tratamento de água é encontrada em biofiltros de CAG, resíduos de ETAs e sólidos sedimentados em redes de distribuição (LIAO et al., 2013a; LIU et al., 2014; KAARELA et al., 2015; WANG et al., 2018).

As bactérias do filo Acidobacteria também são conhecidas por sua variedade no ambiente, mas pouco relacionadas ao ciclo do nitrogênio. Também são relatadas como

abundantes de FL, porém D'Alessio et al. (2015) as relatam como pouco representativa na *schmutzdecke* (LAUTENSCHLAGER et al., 2014; D'ALESSIO et al., 2015; HAIG et al., 2015b). No presente estudo não foi constatada sua relação com a profundidade, estando presente em proporções semelhantes em todas as amostras, excluindo-se a da superfície do FLC após a limpeza.

Dentre as acidobactérias a "*Candidatus Solibacter*" é um gênero identificado em amostras ambientais, porém ainda não cultivado. São bactérias aeróbias que aparentemente são capazes de se adaptar ao ambiente em que está presente ao se agregar em biofilme, mesmo com baixa disponibilidade de nutrientes, sendo relacionada a redução de nitrito e nitrato (PEARCE et al., 2012). Foi reportada em FL sem função estabelecida, sendo mais abundante no MF do que no *schmutzdecke* (OH; HAMMES; LIU, 2018). No presente estudo esse gênero apresentou correlação positiva com a profundidade em ambos os filtros, indicando sua adaptabilidade a ambientes menos ricos em substratos.

Verrucomicrobia é um filo relacionado a bactérias de ambientes aquáticos e solo, porém também é comum em sistemas digestivos de protozoários, insetos e nematoides (GUPTA; BHANDARI; NAUSHAD, 2012). Este filo geralmente é representativo em estudos de meio filtrante de filtros lentos e foi relacionado com a presença de genes relacionados à desnitrificação em FL (BAI et al., 2013; HAIG et al., 2014a, 2014b; D'ALESSIO et al., 2015; ZHAO et al., 2019). Dentre os gêneros desse filo, o *Chthoniobacter*, presente nas amostras, é um gênero de bactérias aeróbias relacionadas ao ciclo de carbono, considerado fundamental para a reciclagem desse componente no solo sendo capaz de degradar matéria orgânica como polissacarídeos e aminoácidos (SANGWAN et al., 2004). Foi relatada no *schmutzdecke* e MF de filtros lentos sem função estabelecida, contudo outros estudos apontam sua presença em biofilmes devido à sua capacidade de degradação de substâncias poliméricas extracelulares, composto basicamente por polissacarídeos excretados por bactérias (FLEMMING; WINGENDER, 2001; SANGWAN et al., 2004; OH; HAMMES; LIU, 2018). A abundância relativa do filo Verrucomicrobia não apresentou correlação com a profundidade, contudo o gênero *Chthoniobacter* apresentou correlação negativa no FLC, sendo menos representativo nas camadas mais profundas.

Chloroflexi são bactérias diversas que podem ser aeróbias, anóxicas fototróficas ou até mesmo halotróficas anaeróbias. São reportadas em processos de lodo ativado envolvendo flocos com sua estrutura filamentosa, principalmente em sistemas com longa

detenção expostas a condições anaeróbias, e relacionada a decomposição de resíduos da lise de células, fermentação de carboidratos e degradação de outros compostos orgânicos complexos (SPEIRS et al., 2019). Um aumento desse filo foi observado em filtros lentos é relatado após a raspagem, diferentemente do comportamento apresentado no FLC que manteve a abundância relativa desse filo (HAIG et al., 2015b). Esse filo também é reportado em maior abundância no meio filtrante do que no *schmutzdecke* (D'ALESSIO et al., 2015).

O filo Bacteroidetes no ambiente está relacionado à decomposição de matéria orgânica de alto peso molecular como proteínas e carboidratos no solo e na água (THOMAS et al., 2011). Esse filo foi reportado como abundante em *schmutzdecke* de filtros lentos, contudo reduzindo ao longo do tempo (HAIG et al., 2014b; ZHAO et al., 2019). Esse filo apresentou relação negativa com a profundidade no FLC, onde o meio apresenta maior quantidade de SV e BC, indício da maior presença de matéria orgânica que serviria de substrato para essas bactérias.

Bactérias do filo Actinobacteria são conhecidas por sua importância ambiental no solo e meios aquáticos na decomposição de matéria orgânica, tendo variados, geralmente são aeróbias ou aeróbias facultativas e podem formar redes filamentosas assemelhando-se a fungos (SERVIN et al., 2008). Esse filo é um dos mais abundantes reportados na natureza e na FL sua presença é relatada vastamente. O gênero *Mycobacterium* são bactérias aeróbias comuns e meios aquáticos e capazes de crescer com substratos simples. Não foi relatada em FL, porém é uma bactéria persistente em água de abastecimento (inclusive tratadas por FL) e em biofilme formados em tubulações, mesmo sob agitação (ABOAGYE; ROWE, 2011; GOMES; SIMÕES; SIMÕES, 2014). O filo não apresentou relação com a profundidade do FLR, contudo apresentou correlação negativa no FLC, comportamento semelhante ao do gênero *Mycobacterium* em ambos os filtros.

A presença do filo Nitrospirae de maneira representativa é mais um indicativo de que nitrificação pode acontecer no filtro (LAUTENSCHLAGER et al., 2014). No FLC notou-se que a proporção desse filo aumentou com a profundidade, conforme ficou evidente em sua correlação positiva (Figura 69 e Figura 71). Por sua vez, excluindo-se à superfície, o oposto foi constatado nas amostras anteriormente à limpeza.

O gênero *Nitrospira* é pertencente ao filo Nitrospirae e é conhecida pelo seu papel na nitrificação pela oxidação do nitrito a nitrato, ou até mesmo a nitrificação completa a partir de amônia (DAIMS et al., 2015; PALOMO et al., 2016). Essa bactéria foi relatada em

filtros lentos em escala real e em biofiltros domésticos como dominante, principalmente no *schmutzdecke* em ambos os casos, e pode estar relacionada a remoção de contaminantes relacionados ao nitrogênio como nitrito e amônia (WANG et al., 2014; OH; HAMMES; LIU, 2018). Oh, Hammes e Liu (2018) relatam que essa bactéria aumentou nos filtros lentos e biofiltros de CAG, indicando que esses ambientes foram propícios. Também é relatada a sua dominância em filtros rápidos de areia, sendo associada a esse MF (PALOMO et al., 2016; OH; HAMMES; LIU, 2018).

Planctomicetes, por sua vez, é um filo de bactérias que são encontradas no meio aquático que são relacionadas ao ciclo do nitrogênio pela realização da oxidação anaeróbia de amônia e liberação de nitrogênio gasoso (*anammox*) (VAN TEESELING et al., 2015). Contudo, sua presença não é relatada em estudos de identificação metagenômica em filtros lentos, apesar de nitrificação e desnitrificação terem sido reportadas em condições específicas de disponibilidade de carbono, nitrogênio, fósforo e oxigênio no sistema (NAKHLA; FAROOQ, 2003; ASLAN; CAKICI, 2007). Esse filo foi relatado em filtros rápidos, principalmente em camadas mais profundas, porém não foi constatada relação entre a profundidade e a abundância relativa desse filo no presente estudo.

No presente estudo nitrito e nitrato não foram analisados. Por sua vez, amônia foi raramente quantificada na água bruta, porém estava presente no efluente em algumas amostragens, como discutido na seção 5.2.1, p.149. Todavia, nota-se a presença de bactérias relacionadas ao ciclo do nitrogênio tanto no *schmutzdecke*, quanto no meio filtrante, indício de que processos relacionados a esse composto estejam atuantes no sistema. O que pode explicar eventuais variações nas medições de amônia no sistema.

Destaca-se ainda a presença de cianobactérias (filo *Cyanobacteria*), especialmente as do gênero *Cylindrospermopsis* e a *Pseudanabaena*, cianobactérias filamentosas comuns na LP e com potencial na colmatação dos filtros, além de ser reportada a sua remoção por FL (MONDARDO, 2009; PEREIRA et al., 2012a; PIZZOLATTI et al., 2014; SCHÖNTAG et al., 2015; SOUZA; MONDARDO; SENS, 2017). Essas cianobactérias foram identificadas pela análise metagenômica, tanto a *Cylindrospermopsis* (0,00%-0,18%), quanto a *Pseudanabaena* (0,00%-2,10%). Em geral as demais cianobactérias variaram entre 0,88% a 12,67%. Nenhuma delas apresentou correlação significativa ($p < 0,05$) com a profundidade (Figura 71), contudo nota-se a maior presença concentrada na superfície com pouca variação nas amostras mais profundas, o que levou a baixa correlação (Figura 70). O filo *Cyanobacteria* foi menos representativo após a limpeza e em camadas mais

profundas no FLR. Como já discutido, há alta densidade de cianobactérias filamentosas na água bruta e conseqüentemente no *schmutzdecke*, no caso do FLC, e ao longo da coluna, no caso do FLR, sendo que, assim como ficou evidenciado nas seções anteriores, há mistura do MF após a limpeza.

Apesar de reportar-se mais a presença de *Cylindrospermopsis raciborskii* o gênero não aparece significativamente entre as demais bactérias, por sua vez o gênero *Pseudanabaena* foi mais representativo nas amostras. Tal resultado pode estar relacionado ao organismo mais abundante no momento do estudo ou a como estão aderidos ao meio filtrante.

Ambos os filtros apresentaram remoção acima de 90%, tanto para clorofila-*a*, quanto para cianobactérias filamentosas. Durante as análises de qualidade de água foram contados apenas os filamentos, pois aparecem em maior número, algo evidenciado em sua correlação com a concentração de clorofila-*a* e Turbidez. Durante as observações presumiu-se que a maioria dos filamentos eram compostos por *C. raciborskii* devido à literatura e ao polimorfismo que apresenta. Contudo, observações em maiores ampliações, capazes de diferenciar a cianobactéria da *P. galeata*, foram menos frequentes. Por isso, decidiu-se usar o termo cianobactérias filamentosas ao invés de apenas *C. raciborskii*. No entanto, não se descarta diferença entre a remoção, uma vez que os mecanismos são complexos e concentrados na superfície, onde outros organismos podem se alimentar dos filamentos.

Por fim, os resultados de BC e SV mostraram que a limpeza da areia após a raspagem foi suficiente para remover o material menos aderido à superfície dos grãos e *schmutzdecke*, contudo mantendo bactérias aderidas mais próximo à superfície dos grãos. A diferença entre as bactérias identificadas nas diferentes situações é um indício de que há diferença na distribuição das bactérias entre as mais aderidas ao MF e às mais à superfície do biofilme.

Em relação ao FLR as diferenças na distribuição ao longo da profundidade são menos evidentes. A quantificação de biomassa nesse caso também apresenta valores superiores aos do FLC em sem diferença significativa entre o meio sujo e limpo, mesmo na superfície. Isso também é evidenciado pelas correlações de Spearman entre as bactérias e a profundidade.

Acredita-se que a conservação de biomassa aderida, longo período de aclimação e as recorrentes retrolavagens com carreiras de 15 dias, podem ter promovido uma seleção

das bactérias nos filtros, fazendo com que o processo de retrolavagem influenciasse menos na estrutura da comunidade, sendo a superfície, parte mais exposta e suscetível a variações pelo aporte externo e demais organismos, a que mais apresenta variação microbiana. Isso também suportado pela observação das amostras por microscopia.

Contudo, ao se falar em estabilidade, há a ressalva de que as amostras de identificação metagenômica apresentam uma mistura entre dois momentos específicos da operação do sistema, sendo impossível afirmar se houve variação da comunidade ao longo do tempo, mas apenas entre o momento anterior e após a limpeza.

5.2.4 Observação do *schmutzdecke* e meio filtrante por microscopia

5.2.4.1 Microscopia eletrônica de varredura

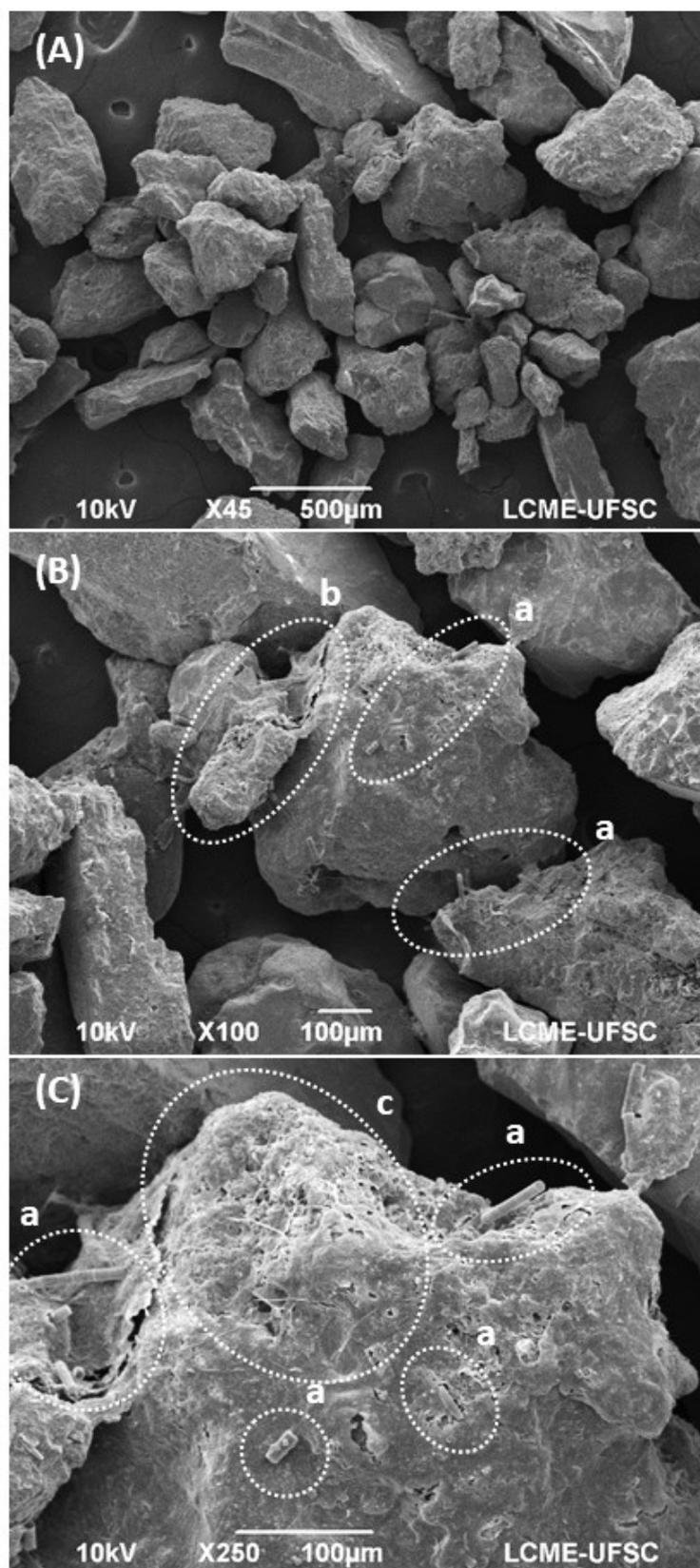
A MEV foi uma ferramenta que contribuiu para a observação de biomassa nos filtros. Foram observadas 12 amostras e analisados mais de 300 micrografias (imagens do MEV). A seguir serão discutidas características do MF baseando-se nos resultados anteriores e na análise das amostras. Para ilustrar a discussão, micrografias representativas para a discussão são apresentadas.

Com a técnica foi possível observar a superfície dos grãos e materiais aderidos. Contudo, com as restrições que a metodologia oferece devido ao preparo da amostra, o material aderido nem sempre foi identificável, ficando mais evidentes as características da superfície dos grãos de areia, diatomáceas e cianobactérias filamentosas presentes. Assim, a utilização da microscopia óptica contribuiu para uma observação com menor interferência do preparo das amostras. Discussões sobre o meio filtrante e micrografias do meio limpo foram apresentados na seção 4.3.3.1, p.125.

Amostras em diferentes profundidades do FLC foi possível observar que, mesmo nas camadas mais profundas, encontram-se grãos recobertos (Figura 72, Figura 73 e Figura 74). Ellis e Aydin (1995) também observaram comportamento parecido. Na superfície os grãos mostraram-se mais aglomerados, devido ao *schmutzdecke* que se mistura com a camada superficial da areia (Figura 72). Isso se deve à amostragem e ao fato do *schmutzdecke* nesse filtro ser muito fina e bem aderida à areia, algo que pôde ser observado durante a operação e limpeza dos filtros, e coleta e preparação das amostras. Por isso não foi possível a observação clara do *schmutzdecke* separado da areia.

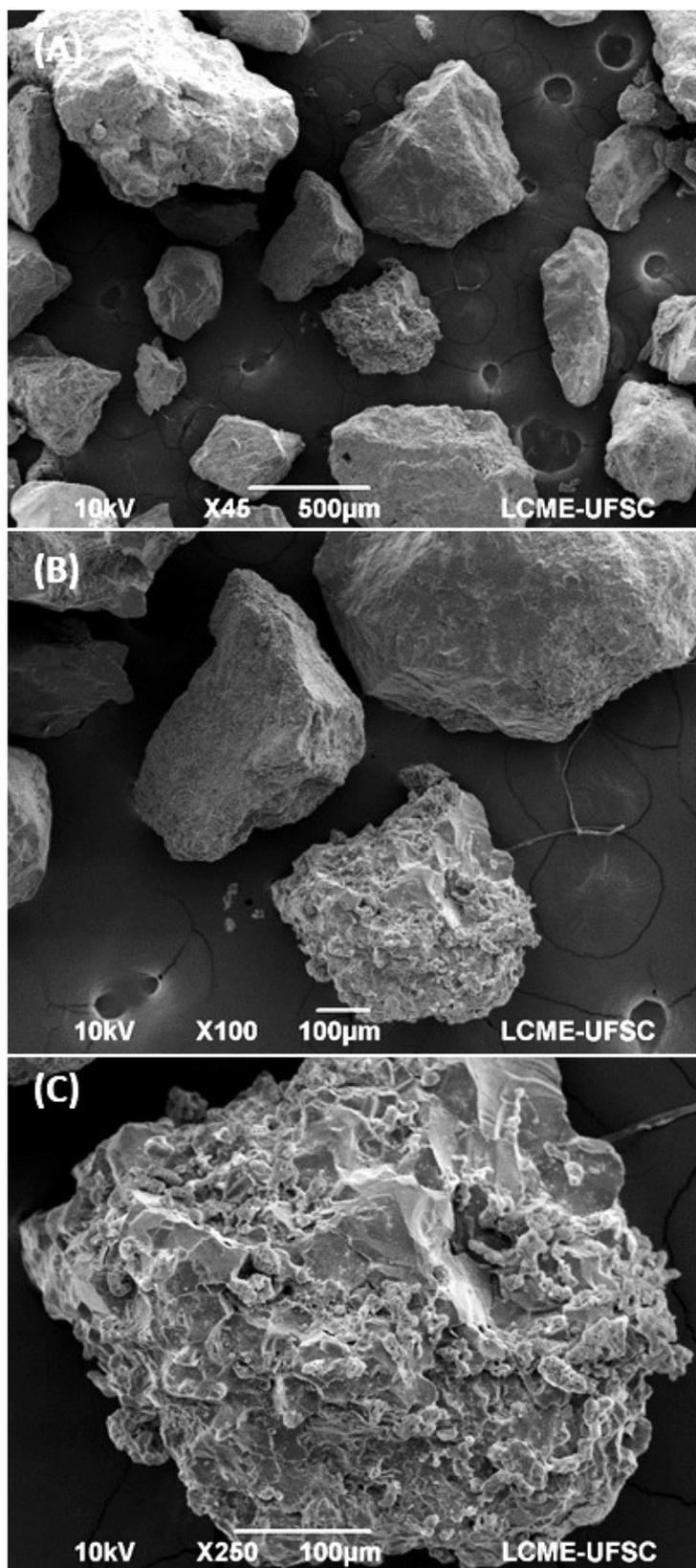
Figura 72 – Micrografias de MEV de amostra da superfície do FLC antes da limpeza mostrando material aderido aos grãos de areia em amplificação de x45, x100 e x250.

Legenda: a - diatomáceas; b - *schmutzdecke*; c - cianobactérias filamentosas.



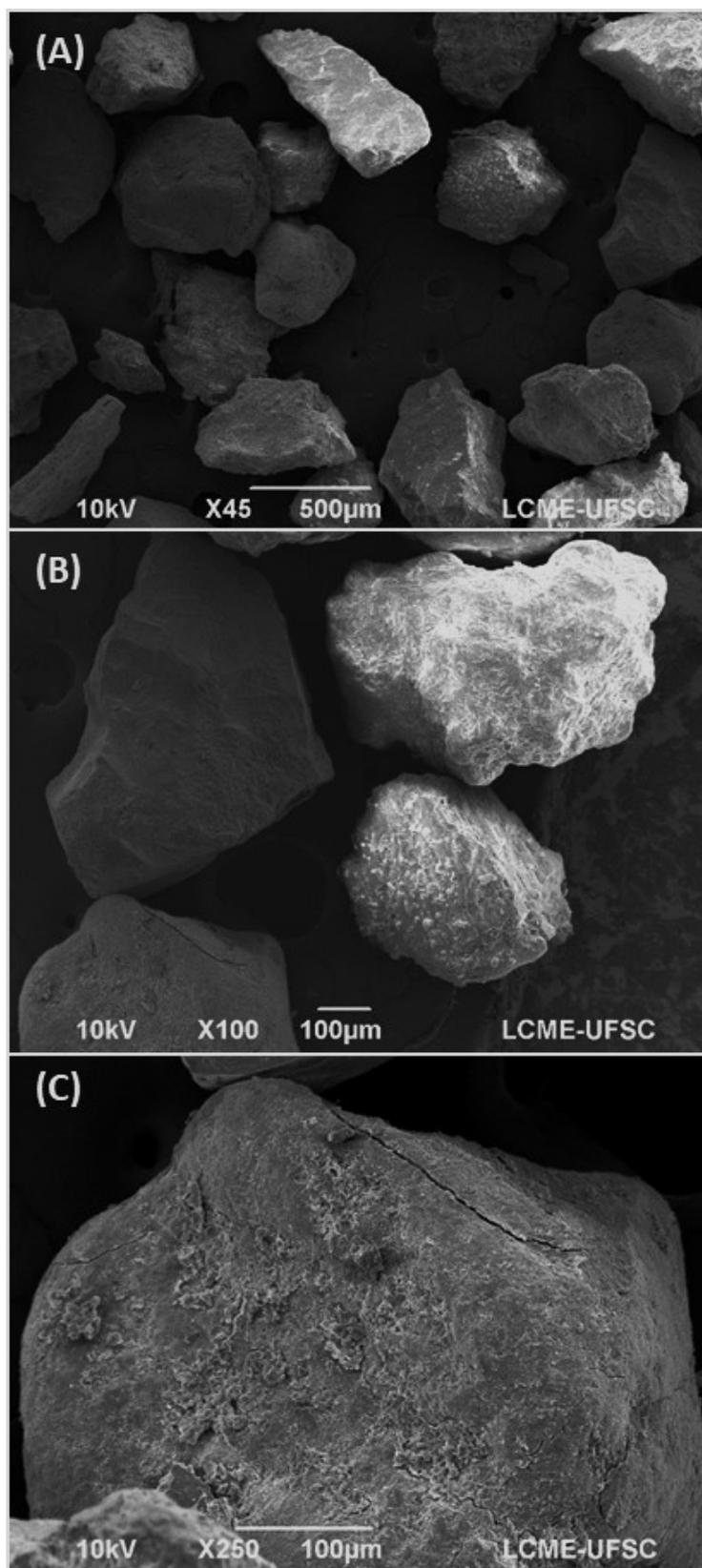
Fonte: o Autor.

Figura 73 - Micrografias de MEV de amostra a 5 cm de profundidade no FLC antes da limpeza mostrando material aderido aos grãos de areia em amplificação de x45, x100 e x250.



Fonte: o Autor.

Figura 74 - Micrografias de MEV de amostra a 30 cm de profundidade no FLC antes da limpeza mostrando material aderido aos grãos de areia em amplificação de x45, x100 e x250.



Fonte: o Autor.

Em menores ampliações (x45 e x100) não fica evidente que os grãos estão recobertos, algo também relatado por Ellis e Aydin (1995). Contudo, em maiores ampliações (x100 e x250) nota-se diferença na superfície da areia em comparação às micrografias da areia limpa (Figura 40). Fica evidente também que, a 30 cm de profundidade (Figura 74), o material aderido à superfície do MF forma uma película mais fina do que na superfície e a 5 cm. Isso porque o material maior fica retido nas camadas mais à superfície do MF (Figura 72 e Figura 73, respectivamente).

Com o aumento da profundidade também é mais comum encontrarem-se grãos de areia em que, mesmo com maior amplificação, não se vê nada recobrindo a superfície por inteiro ou uma cobertura não homogênea (Figura 74, B e C).

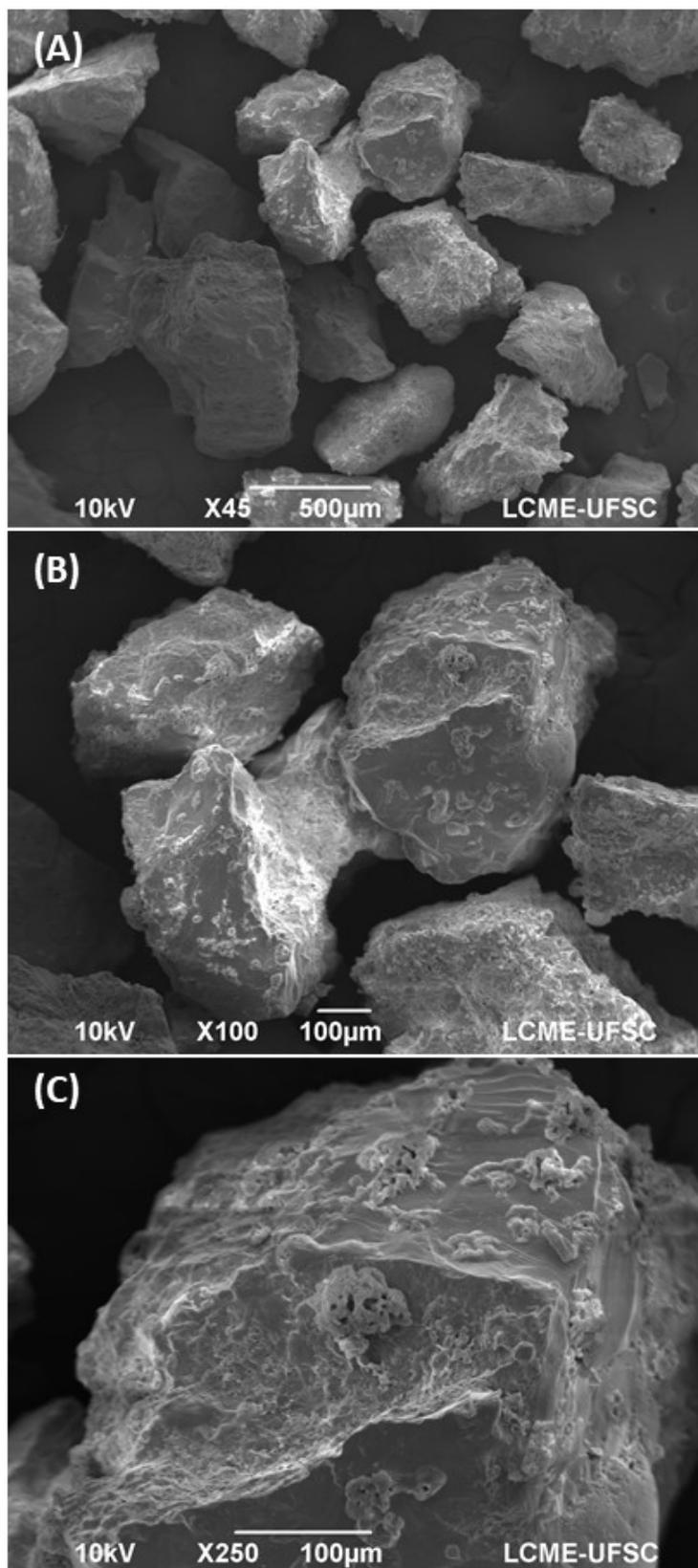
Na limpeza do FLC apenas a superfície era raspada, lavada manualmente e recolocada na superfície. Na Figura 75 são apresentadas micrografias da MEV realizada em amostra da areia lavada após raspagem. Pode-se observar que, mesmo após a limpeza, os grãos de areia ainda possuem material aderido em sua superfície.

Resultados de biomassa celular também apresentaram redução após a limpeza, chegando ao nível das camadas inferiores (Figura 66 e Figura 67). Contudo, não se vê os grãos totalmente recobertos como anteriormente e a presença de materiais maiores aderidos como diatomáceas (a) ou massa coesa de material (b) uma vez presentes (Figura 72, B e C) não são mais notadas com frequência (Figura 75).

Nas camadas mais profundas não se constatou visualmente diferença no recobrimento, isso se deve às camadas inferiores não terem sido afetadas pela limpeza.

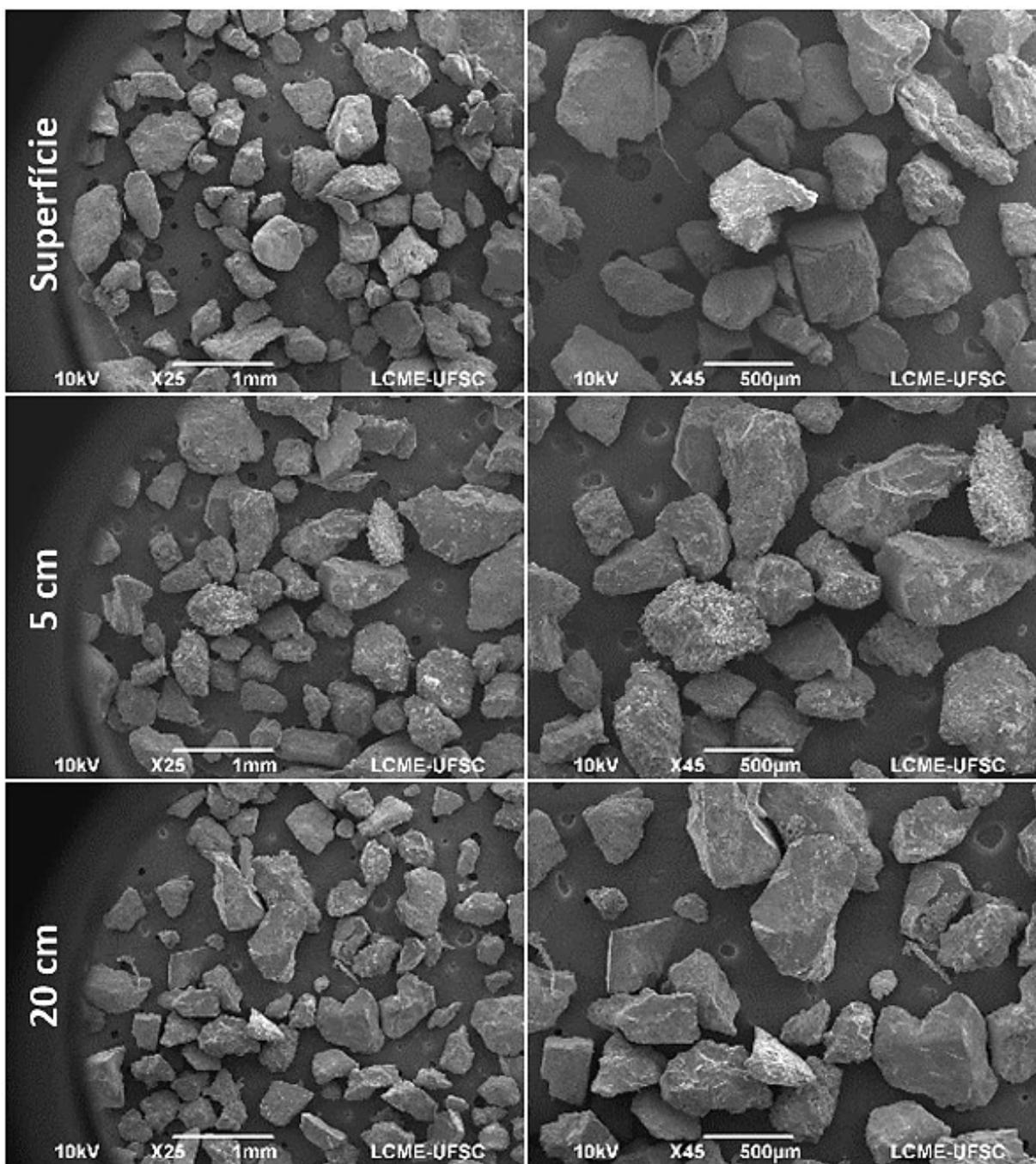
Imagens com aproximação de X25 e o *software ImageJ* foram usados para medição do diâmetro médio dos grãos do FLR (SCHINDELIN et al., 2012). Não foi constatada variação significativa observando-se as micrografias das amostras coletadas (Figura 76 e Figura 77) ou nas medições utilizando-se as imagens (Tabela 21). Isso não foi possível mesmo após diversas retrolavagens, que fariam com que os grãos menores estivessem na superfície. O coeficiente de uniformidade abaixo de 1,6 é utilizado em filtros retrolaváveis para se evitar que a estratificação do meio prejudique a filtração (DI BERNARDO; DANTAS, 2005a).

Figura 75 - Micrografias de MEV de amostra da superfície do FLC, após a limpeza, mostrando material aderido aos grãos de areia em amplificação de X45, X100 e X250.



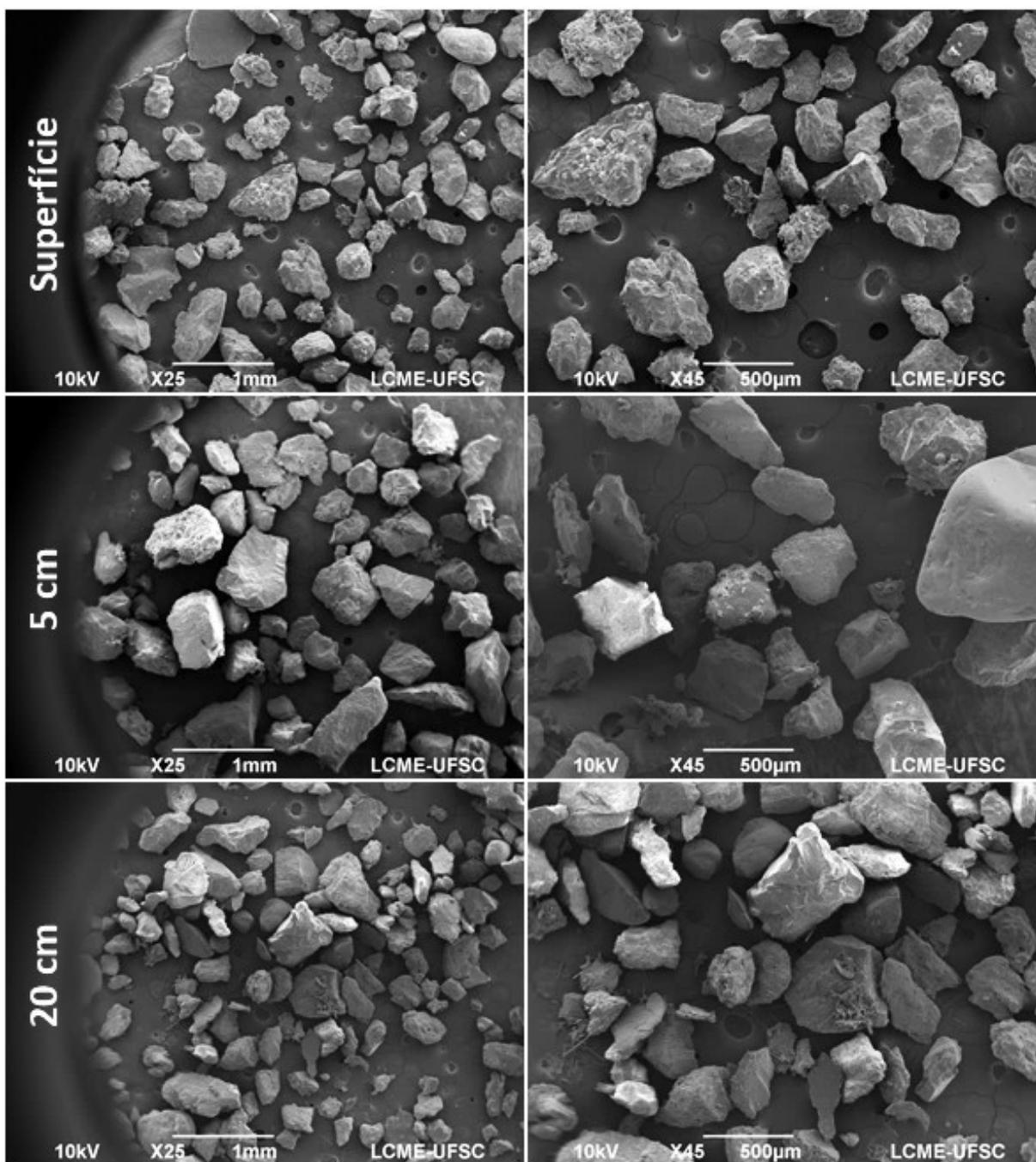
Fonte: o Autor.

Figura 76 - Meio filtrante (areia) do FLR coletado anteriormente à lavagem em diferentes profundidades do filtro: superfície, 5 cm e 20 cm; e em diferentes aproximações: 25x e 45x.



Fonte: o Autor.

Figura 77 - Meio filtrante (areia) do FLR coletado após a lavagem em diferentes profundidades do filtro: superfície, 5 cm e 20 cm; e em diferentes aproximações: 25x e 45x.



Fonte: o Autor.

Tabela 21 – Diâmetro médio dos grãos de areia medidos em imagens obtidas com o MEV a partir de amostras do FLR antes e após a limpeza.

	FLR d ₁₀ (mm)	
	Sujo	Limpo
Superfície	0,31	0,32
5 cm	0,34	0,33
20 cm	0,29	0,24

Fonte: o Autor.

É possível se observar na Figura 76 e Figura 77 que, mesmo em camadas mais profundas, há materiais aderidos aos grãos de areia em maior quantidade do que no FLC. O que está de acordo com os resultados de biomassa celular apresentados na Figura 66.

Nota-se o mesmo após a retrolavagem, indício de que a fluidificação não é suficiente para remover o material mais fortemente aderido à superfície do MF. Ainda, nas amostras retiradas após a retrolavagem vê-se material avulso, aderido à fita de carbono ao fundo, indício de que esse material não estava aderido ou tinha menor aderência ao MF (Figura 78, Figura 79 e Figura 80).

Com observação dos micrografias em diferentes profundidades e antes e após a limpeza foi possível constatar que a retrolavagem faz com que materiais, que nos FLC concentram-se na superfície, apareçam em camadas mais profundas.

Foi possível observar a presença da diatomácea *Aulacoseira ambigua* em ambos os filtros, principalmente na superfície (MOSIMANN, 1983; KOMÁRKOVÁ; LAUDARES-SILVA; SENNA, 1999; SAUPE; MOSIMANN, 2003; US-EPA; USGS; INSTAAR, 2019). Contudo no FLR foi observada ao longo da coluna, em fragmentos ou de maneira menos aglomerada, principalmente após a lavagem. Isso indica que esse material compõe o *schmutzdecke* e que ao ser realizada a retrolavagem, o *schmutzdecke* se fragmenta e parte é misturada no MF, assim como grãos de areia que têm a diatomácea presa em sua superfície (Figura 80).

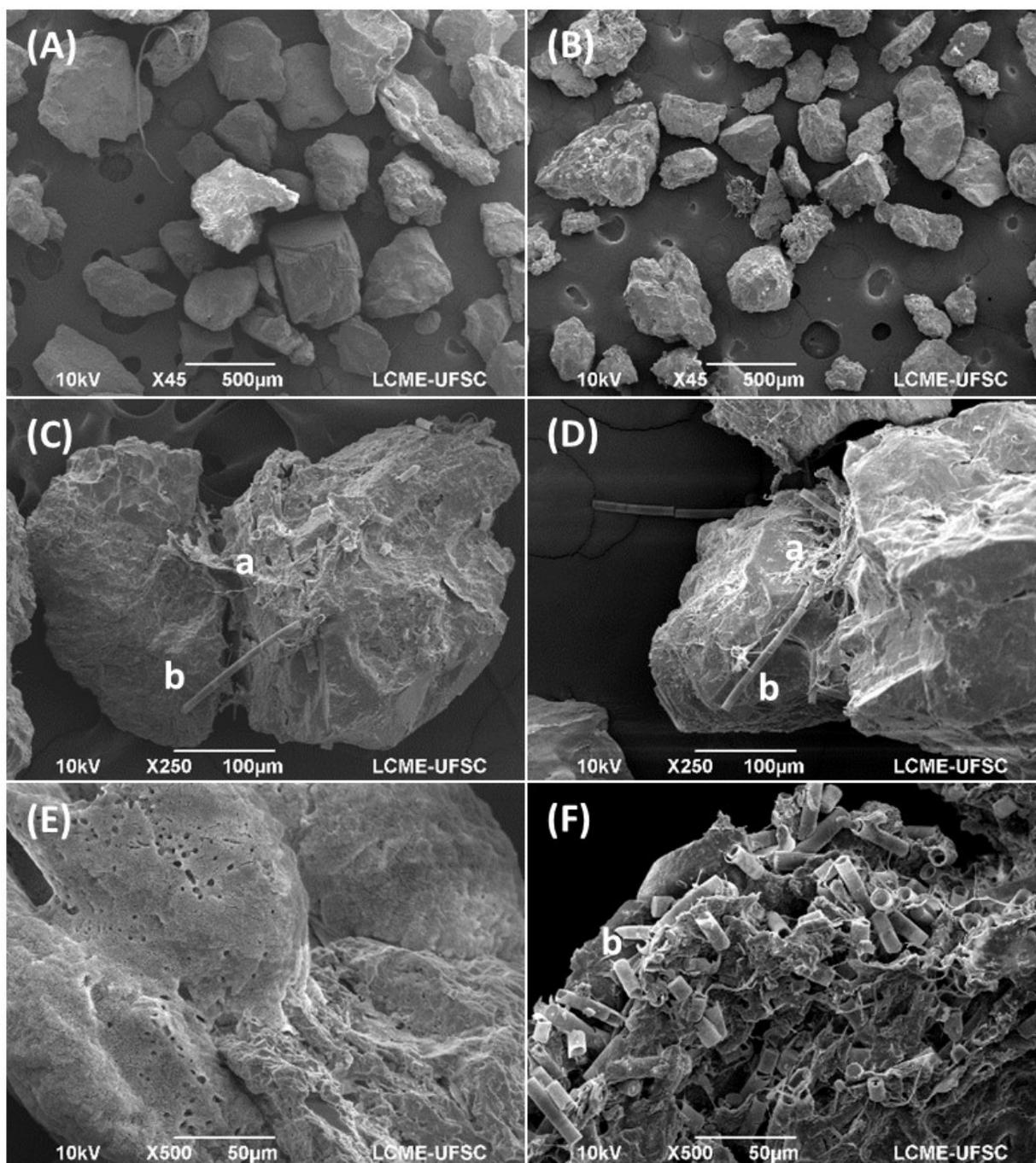
Cianobactérias filamentosas também estavam abundantes no *schmutzdecke*. Também foi possível identificá-las aderidas ao MF, principalmente no FLR. Acredita-se que se trata de *C. raciborskii*, encontrada em alta densidade na água da LP (MONDARDO, 2009; ROMERO et al., 2014; SOUZA; MONDARDO; SENS, 2017). Outra cianobactéria filamentosa abundante na localidade é a *Pseudanabaena galeata* (MONDARDO, 2009). Contudo com as imagens de MEV não foi possível diferenciá-las (Figura 81).

Também foi possível a visualização de outras diatomáceas no *schmutzdecke* e

aderidas aos grãos (Figura 80). Excluindo-se as cianobactérias filamentosas, não foi possível a observação de outras colônias de bactérias.

Figura 78 - Meio filtrante (areia) do FLR coletado na superfície mostrando material aderido à grãos e diferentes composições do *schmutzdecke*.

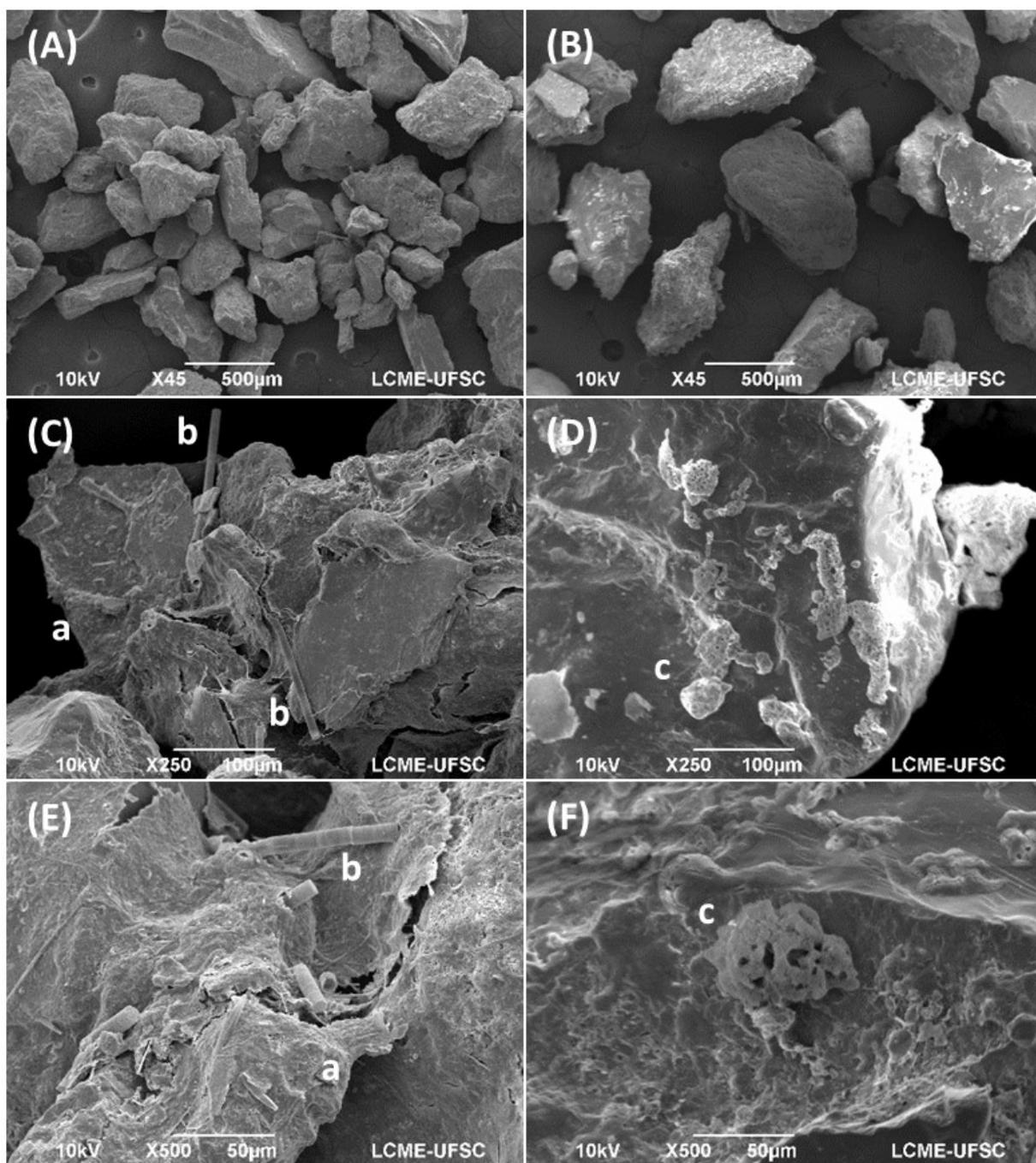
Legenda: a - material coeso entre diferentes grãos; b - *A. ambigua*; (E) Material depositado ou precipitado; (F) Aglomeração de *A. ambigua*.



Fonte: o Autor.

Figura 79 - Meio filtrante (areia) do FLR coletado na superfície mostrando material aderido aos grãos, composições do *schmutzdecke* e sua ausência no meio limpo com a presença de material aderido na superfície dos grãos da areia lavada.

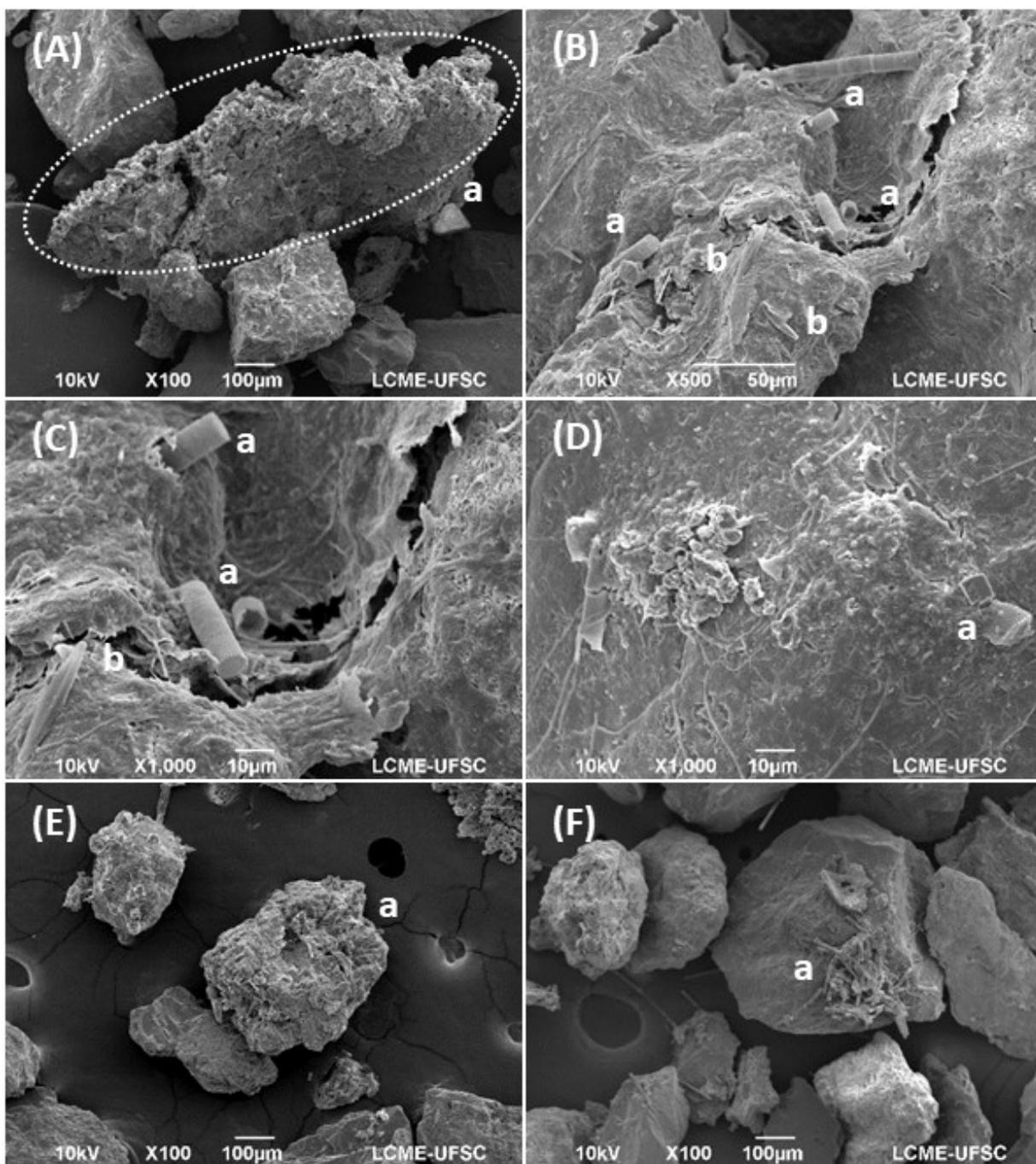
Legenda: a - material coeso entre diferentes grãos; b - *A. ambigua*; c - material depositado ou precipitado.



Fonte: o Autor.

Figura 80 – Meio filtrante (areia) dos filtros coletado na superfície mostrando a presença de diatomáceas e sua participação na estrutura do *schmutzdecke*, variedade e sua presença no meio limpo com o material aderido na superfície dos grãos do FLR.

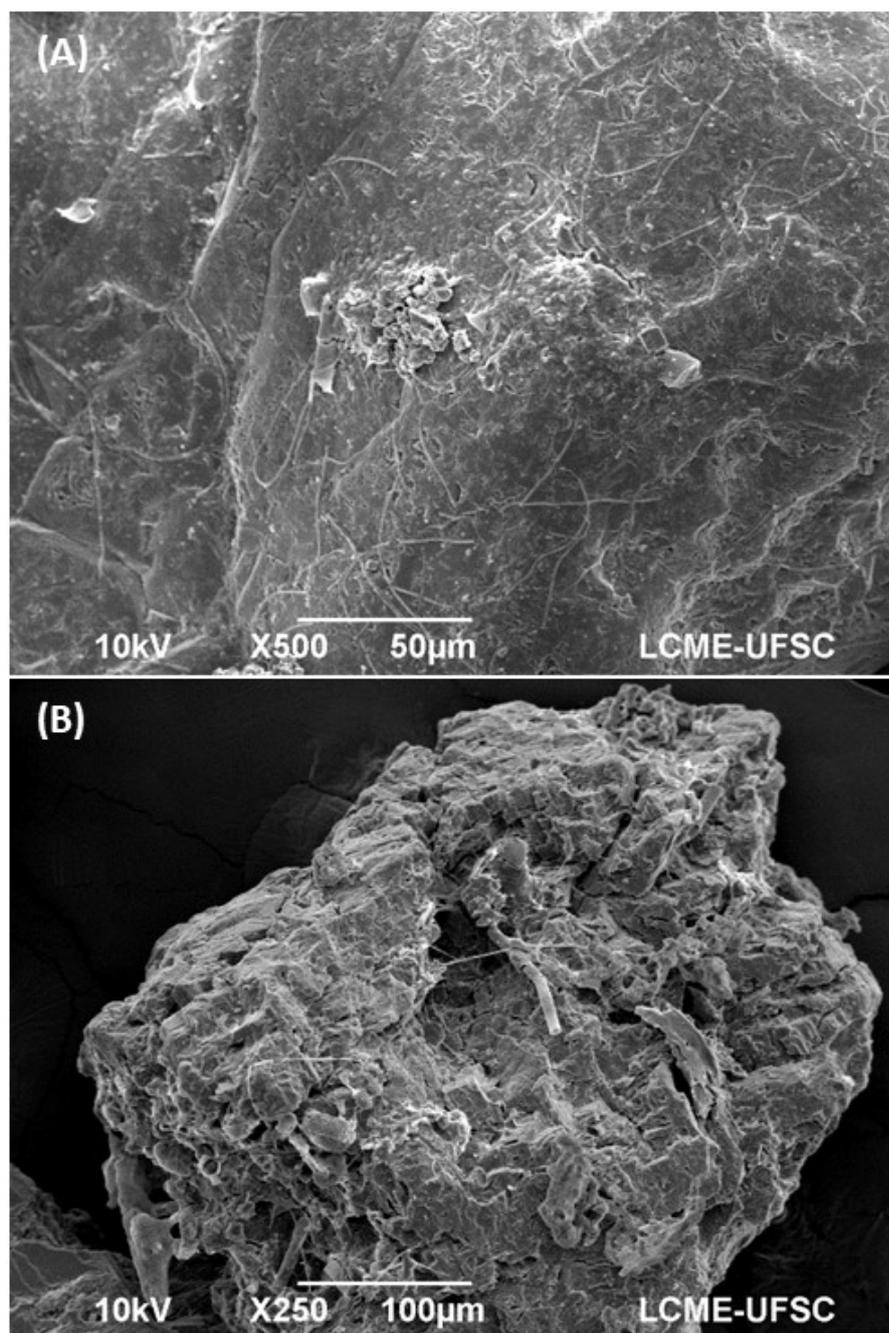
Legenda: (A) a - *Schmutzdecke*; (B) e (C) a - *A. ambigua*, b - diatomácea não identificada; (D) a - fragmento de frústulas de diatomáceas; (E) e (F) a - material aderido aos grãos de areia.



Fonte: o Autor.

Figura 81 – Cianobactérias filamentosas e diatomáceas aderidas ao meio filtrante.

Legenda: (A) Cianobactérias filamentosas aderidas ao meio filtrante de maneira distribuída na superfície do grão; e (B) Cianobactérias filamentosas e diatomáceas compondo a miscelânea aderida ao meio filtrante.



Fonte: o Autor.

5.2.4.2 Microscopia óptica de emissão em campo claro e fluorescência

Pela microscopia de emissão em campo claro e fluorescência, com o uso do *Baclight Live/Dead Viability Kit* (BVK), foi possível uma observação diferenciada à do MEV do *schmutzdecke* e meio filtrante. O BVK é recomendado para a observação de bactérias, sendo que as representadas em verde, marcadas com o *SYTO9* correspondem ao total de bactérias e as marcadas em vermelho, com o Iodeto de Propídio (IP), as bactérias inviáveis, ou seja, mortas. Ambos têm alta afinidade com DNA e a coloração de bactérias viáveis e inviáveis baseia-se na integridade da parede celular e à sua permeabilidade a cada pigmento (MOLECULAR PROBES, 2004). Dessa maneira, na combinação das imagens as bactérias consideradas viáveis aparecem em verde enquanto as inviáveis em tons amarelados a vermelho.

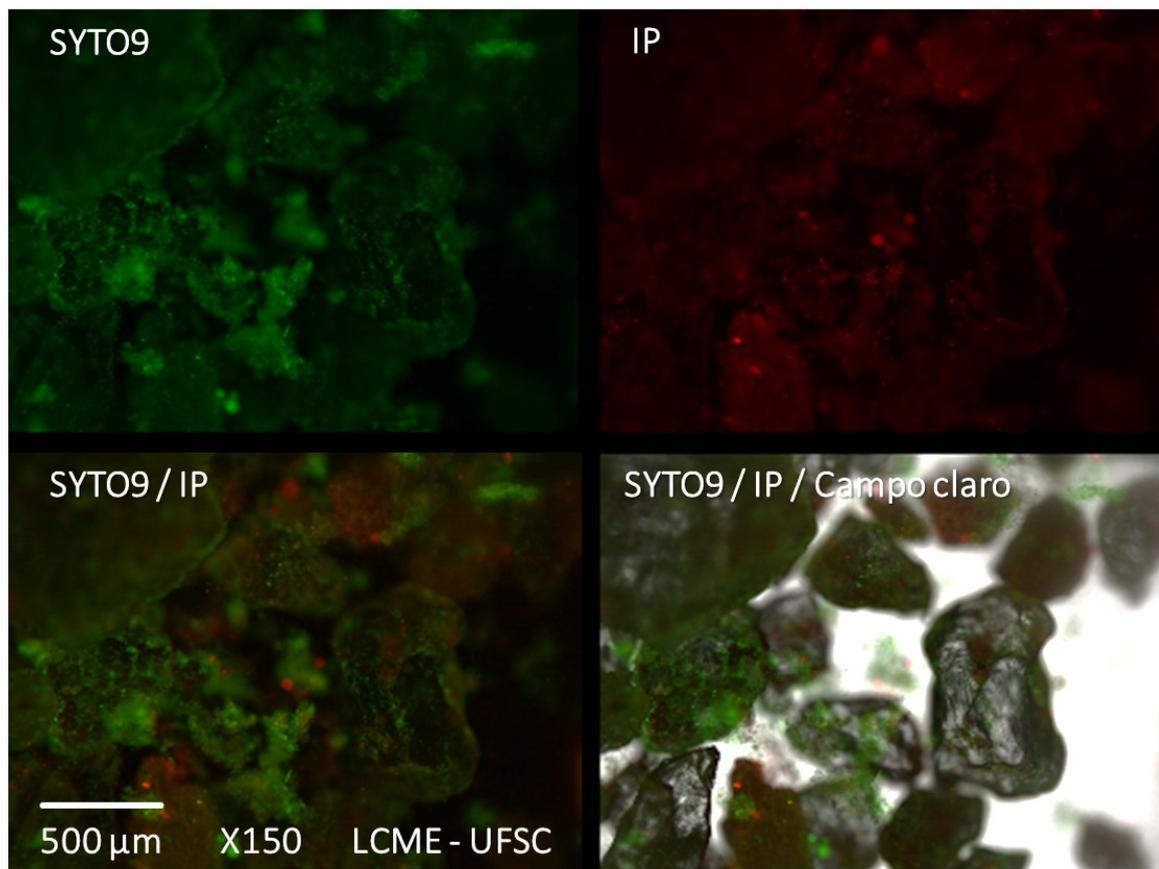
Nas amostras da superfície foi possível observar bactérias tanto na superfície da areia, quanto na miscelânea de materiais que compõem o *schmutzdecke*, tanto no FLC (Figura 82) quanto no FLR (Figura 83).

Pfannes et al. (2015) utilizaram o *SYTO9* para a observação do *schmutzdecke* e do biofilme no MF de filtros lentos e constataram que no *schmutzdecke* as bactérias estavam presentes em células isoladas e em pequenos agregados, enquanto nas camadas mais profundas estavam mais distribuídas compondo o biofilme, algo que os autores também constataram pela distribuição de substâncias exopoliméricas (EPS), também observadas por microscopia (PFANNES et al., 2015b).

Não foi possível se observar um padrão na distribuição das bactérias em termos de viáveis e não viáveis, apenas que as viáveis apareceram predominantemente. Contudo, como nos resultados de biomassa celular, SV e MEV, é possível observar que na superfície há mais material, sendo esse aderido diretamente à superfície ou na biomassa presa entre os grãos. No material não aderido diretamente à superfície também é possível se observar mais claramente bactérias viáveis e não viáveis (Figura 84, A). Ainda, como observado no MEV, diferentes tipos de superfície apresentam diferentes densidade de material, sendo poros, cavidades e ranhuras as mais propícias (Figura 82, Figura 83, Figura 85 e Figura 86).

Figura 82 – Microscopia de Fluorescência do meio filtrante e *schmutzdecke* na superfície do FLC anteriormente à limpeza do filtro.

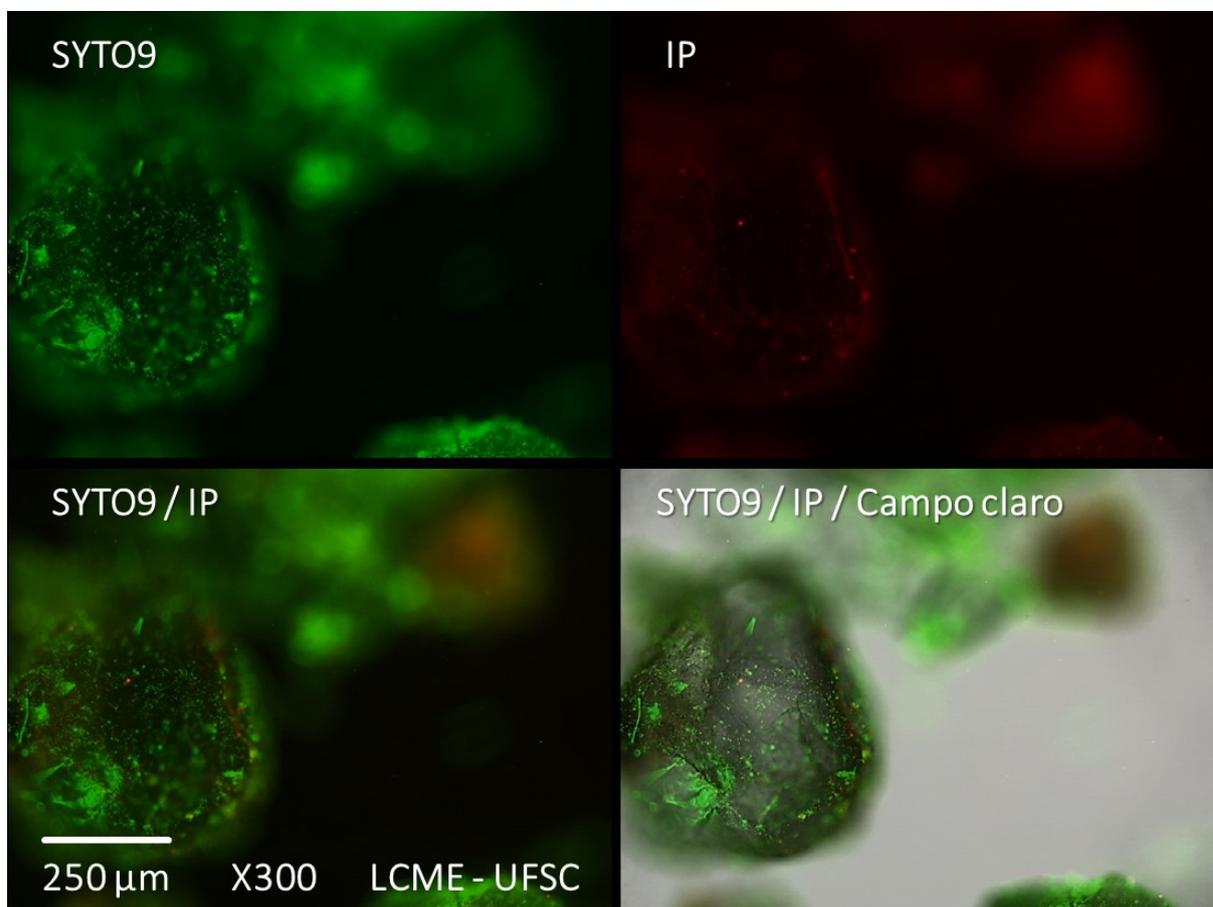
Bactérias pigmentadas com *SYTO9* e Iodeto de Propídio (IP) observadas em fluorescência e campo claro com amplificação de 150x.



Fonte: o Autor.

Figura 83 – Microscopia de Fluorescência do meio filtrante e *schmutzdecke* na superfície do FLR anteriormente à limpeza do filtro.

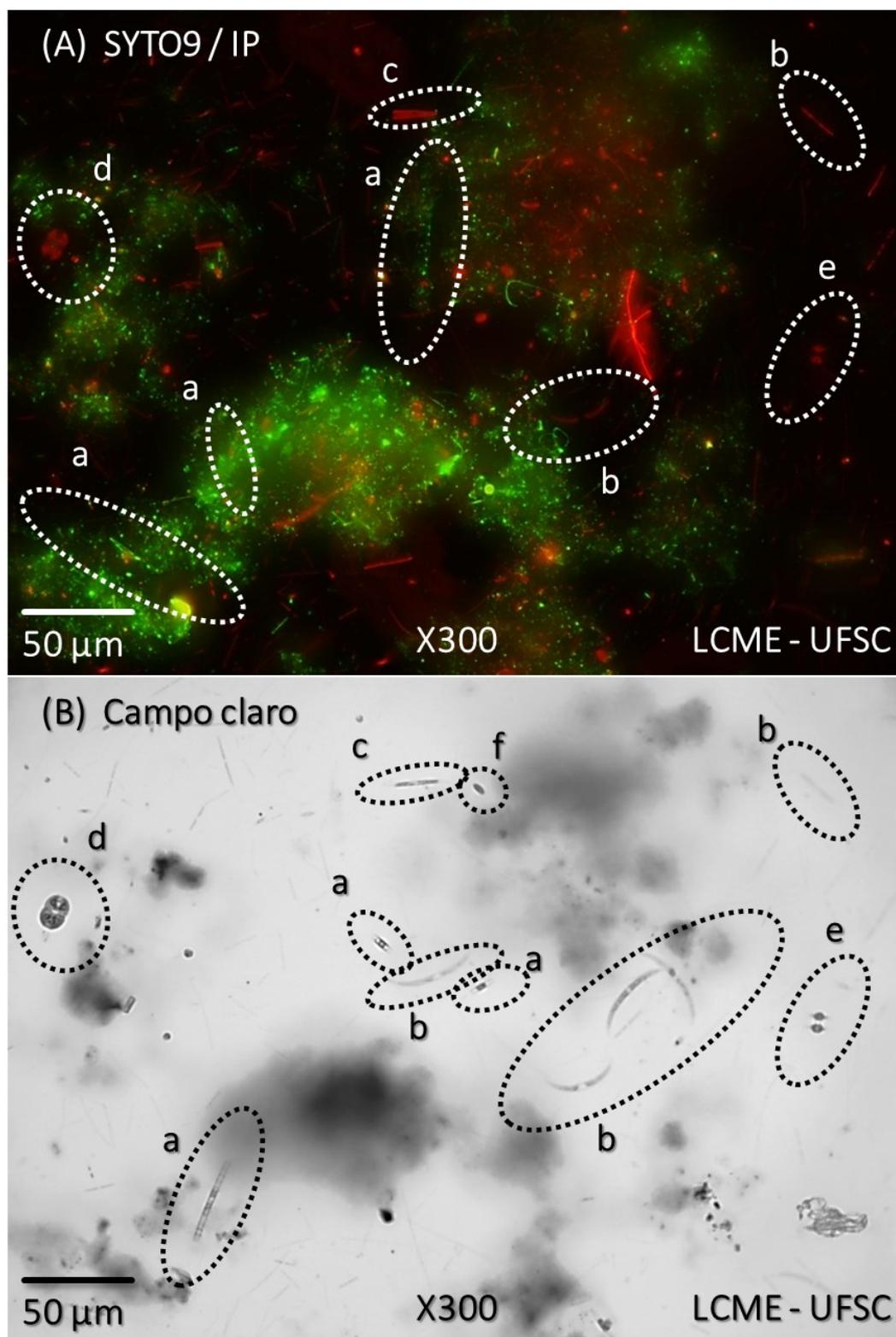
Bactérias pigmentadas com *SYTO9* e Iodeto de Propídio (IP) observadas em fluorescência e campo claro com amplificação de X300.



Fonte: o Autor.

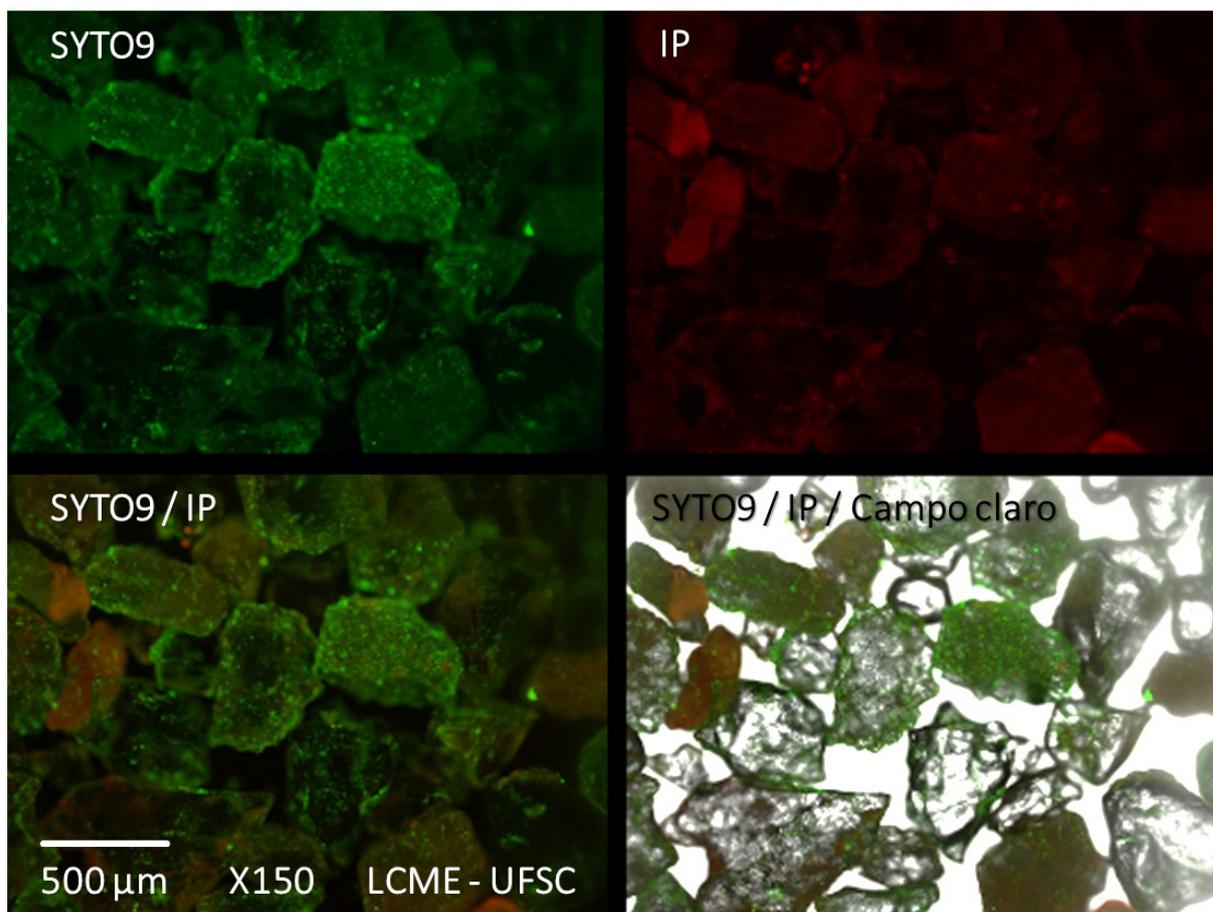
Figura 84 – Miscelânea de material que compõe o *schmutzdecke* com a presença de microalgas (maioria diatomáceas) e cianobactérias colmatantes de filtros, bactérias e protozoários.

Legenda: (a) *Aulacoseira* sp.; (b) *Closterium* sp.; (c) *Fragilaria* sp.; (d) *Cosmarium* sp.; (e) *Staurastrum* sp.; (f) Protozoário.



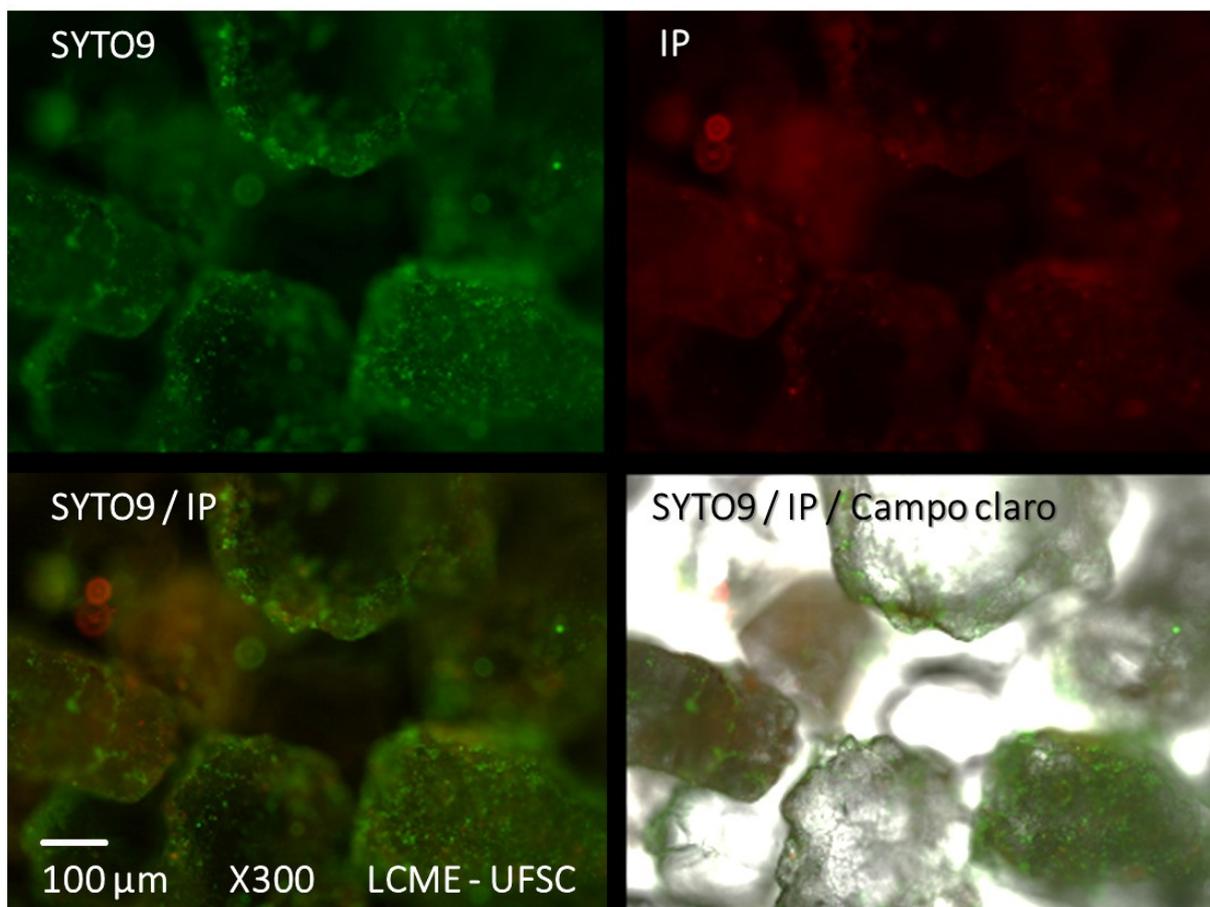
Fonte: o Autor.

Figura 85 - Meio filtrante do FLC após raspagem e limpeza. Bactérias pigmentadas com *SYTO9* e Iodeto de Propídio (IP) observadas em fluorescência e campo claro com amplificação de X150.



Fonte: o Autor.

Figura 86 - Meio filtrante do FLC após raspagem mostrando diferentes formas e superfícies e adesão de bactérias. Bactérias pigmentadas com SYTO9 e Iodeto de Propídio (IP) observadas em fluorescência e campo claro com amplificação de X3000.



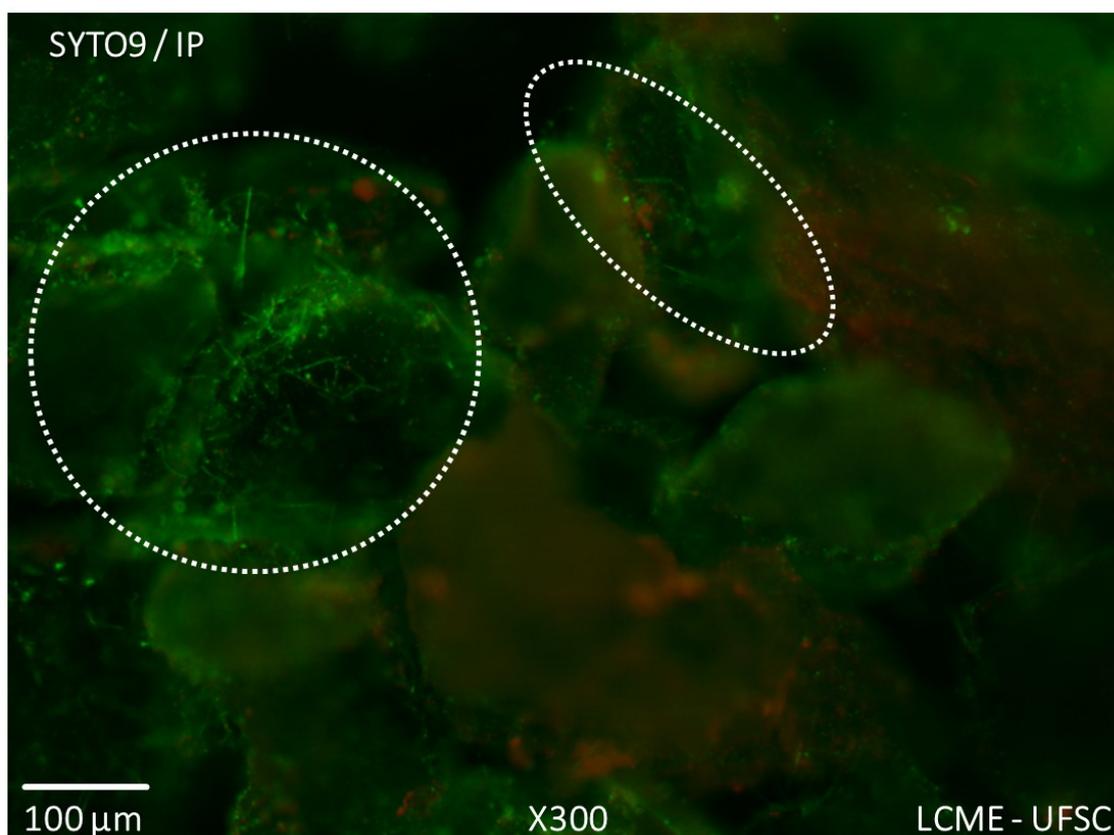
Fonte: o Autor.

Ainda, na Figura 84 pode ser observado o quão diverso pode ser o *schmutzdecke*. Pode ser observada uma miscelânea composta por diferentes microrganismos como bactérias, microalgas (a - *Aulacoseira sp.*; b - *Closterium sp.*; c - *Fragilaria sp.*; d - *Cosmarium sp.*; e - *Staurastrum sp.*) e protozoários, incluindo cianobactérias (MOSIMANN, 1983; SAUPE; MOSIMANN, 2003; US-EPA; USGS; INSTAAR, 2019). Esses microrganismos são característicos da água da Lagoa do Peri e conhecidos por sua capacidade de colmatar filtros (MOSIMANN, 1983; SAAVEDRA DEL AGUILA; DI BERNARDO, 2003; SAUPE; MOSIMANN, 2003; MONDARDO, 2009; SOUZA; MONDARDO; SENS, 2017).

Foi possível se observar que a pigmentação teve afinidade com as *C. raciborskii*, algo já relatado em outros estudos (NOYMA, 2009; MUCCI et al., 2017; ZARANTONELLO et al., 2018), sendo que essas estavam mais evidentes nas amostras da superfície, assim como outras diatomáceas (Figura 84). Contudo, no caso do FLR foi possível ver filamentos

aderidos na areia em amostras mais da profundidade (Figura 87), algo também observado na MEV (Figura 81-A, p.192).

**Figura 87 – Alta densidade de *Cylindrospermopsis raciborskii* aderida à areia na superfície do meio filtrante.
Bactérias pigmentadas com SYTO9 e Iodeto de Propídio (IP) observadas em fluorescência e campo claro com amplificação de X300.**



Fonte: o Autor.

Contudo, com o BVK apenas não é possível se constatar a viabilidade ou não dos microrganismos observados, mas como um indício de sua integridade, uma vez que o kit presume a viabilidade de bactérias devido à sua permeabilidade em células previamente testadas. Isso se deve ao fato de que células com a parede celular danificada ainda podem se recuperar em condições específicas. Contudo o BVK serve como um indicativo da presença e distribuição desses microrganismos (BOULOS et al., 1999; MOLECULAR PROBES, 2004).

No caso das diatomáceas, dentre outras microalgas, aparentemente apresentou-se maior afinidade com o IP, contudo a coloração vermelha aparentada provavelmente se deve à autofluorescência da clorofila-*a* presente nesses organismos e não ao IP, como pode ser constatado pelo menor ou ausência do sinal na coloração verde nas mesmas

células observadas em outro comprimento de onda (REAVIE; CANGELOSI; ALLINGER, 2010). Detalhes das imagens encontram-se no Apêndice B (p.307).

Outros estudos apresentaram resultados ambíguos na determinação da viabilidade de protozoários, diatomáceas e bactérias usando-se em amostras ambientais. Isso se deve à complexidade das amostras, uma vez que a garantia desse kit é determinada para organismos especificamente testados, trabalhados em culturas (REAVIE; CANGELOSI; ALLINGER, 2010; STIEFEL et al., 2015).

Notou-se que em algumas amostras, alguns grãos apresentaram um *background* em vermelho, que não necessariamente corresponde a bactérias, uma vez que o mesmo não acontecia com a coloração verde, que representa o total de bactérias.

5.3 CONCLUSÕES DO ESTUDO II

Com esse trabalho pôde-se constatar que:

- Há diferença no desenvolvimento de biomassa entre o FLC e o FLR, variando entre 99,7 a 99,0 $\mu\text{g-Bio/g MF}$ na superfície do FLR e 114,1 a 38,0 $\mu\text{g-Bio/g MF}$ no FLC e 9,04 a 7,20 mg-SV/g-MF no FLR e 5,43 a 4,57 mg-SV/g-MF no FLC antes e após a limpeza, respectivamente. Houve diminuição da biomassa celular e sólidos voláteis ao longo da coluna, contudo, o FLR apresentou maior quantidade e menor decaimento ao longo da profundidade, evidenciando um biofilme mais desenvolvido na profundidade e mistura do meio filtrante durante o processo de retrolavagem;
- A observação do meio filtrante por meio de microscopia corroborou os resultados quantitativos de biomassa, sendo que as diferentes técnicas empregadas foram complementares para uma boa observação da composição do *schmutzdecke* e biofilme e material aderido ao meio filtrante;
- A identificação metagenômica de bactérias, além de corroborar os resultados quantitativos e observação do *schmutzdecke* e meio filtrante, mostrou-se como uma ferramenta útil para caracterização qualitativa das bactérias presentes no sistema;
- Dentre as bactérias identificadas pelo sequenciamento da região 16S do rRNA, o filo Proteobacteria foi o mais abundante (42%-80%), sendo os gêneros mais abundantes *Geobacter* (1% - 23%) e *Nitrospira* (1% - 9%), relacionados ao ciclo de

ferro e nitrogênio, além de diversos gêneros de bactérias relacionados à degradação de matéria orgânica, demonstrando a complexidade das atividades biológicas envolvidas no filtro ao longo da profundidade;

- O sistema foi utilizado em uma água com elevada densidade de cianobactérias ($3,7 \cdot 10^5$ cél./mL). A aplicação de um pré-filtro ascendente em camadas foi suficiente para reduzir a quantidade desse microrganismo em 51% e amortizar picos de turbidez. Contudo, não foi suficiente para a remoção das cianobactérias a níveis desejáveis, apesar de estender a carreira de filtração;
- As diferenças entre a biomassa ao longo da profundidade do meio filtrante ajudam a compreenderem-se as diferenças entre a qualidade da água filtrada em ambos os sistemas que, apesar de apresentarem resultados satisfatórios de acordo com a Portaria de Consolidação nº5 de 2017 do Ministério da Saúde, também apresentaram diferença entre si, sendo que o FLC apresentava remoções maiores quando diferentes do FLR.
- A microscopia de fluorescência mostrou que há bactérias viáveis mesmo nas camadas mais profundas do meio filtrante, sendo que na superfície essas também se encontravam no *schmutzdecke* que era composto também por material retido durante a filtração e diversos outros organismos como diatomáceas, protozoários, microcrustáceos e larvas, sendo que a retrolavagem aparentemente não alterava essa comunidade;
- Por sua vez, MEV mostrou material retido na superfície e havia fragmentos retidos na profundidade. Não foi possível notar estratificação do meio filtrante ao longo da profundidade. Ainda, foi possível observar a diatomácea *A. ambigua* como um dos principais componentes do *schmutzdecke*, assim como o de cianobactérias filamentosas que, além de compor o *schmutzdecke*, envolvia os grãos de areia no MF.

Assim, conclui-se que tanto a raspagem quanto a retrolavagem alteram a biomassa em filtros lentos, sendo que o filtro lento retrolavável estudado acumulou mais biomassa ao longo da coluna de filtração, resultando numa comunidade bacteriana diferenciada. Contudo, a eficiência do filtro lento convencional foi superior à do retrolavável, apesar de ambos apresentarem qualidade aceitável do efluente.

6 ESTUDO III – REMOÇÃO DE PPCPS SELECIONADOS POR MEIO DE FILTROS LENTOS RETROLAVÁVEIS E SUA INFLUÊNCIA NA COMUNIDADE BACTERIANA

A presença de PPCPs em águas residuárias e até mesmo em águas de abastecimento levantam o questionamento a respeito da remoção desses produtos nos processos de tratamentos de efluentes e de água para abastecimento. A presença desses compostos em corpos hídricos e em redes de distribuição brasileiras são indícios de que esses compostos não são removidos de maneira eficiente pelos processos utilizados na diminuição da carga orgânica, nutrientes, clarificação e desinfecção da água (CALDAS et al., 2013; BERETTA et al., 2014).

Muito dos efeitos da presença desses produtos são desconhecidos, tanto no ambiente quanto no consumo contínuo pela população. Devido a isso a eliminação desses produtos trata-se de uma questão preventiva indispensável. Destacam-se nesse estudo os PPCPs: N,N-Dietil-m-toluamida (DEET), cafeína e triclosan, cuja presença é reportada em meios aquáticos. Embora as concentrações encontradas em mananciais não apresentem riscos ao consumo humano ou ao meio aquático, sua presença pode interferir nos organismos ali presentes e os efeitos cumulativos ainda não são claros (ORVOS et al., 2002; ISHIBASHI et al., 2004; COSTANZO et al., 2007; LAWRENCE et al., 2019).

O DEET é um composto comum em repelentes de mosquitos. Embora a biodegradação do DEET seja possível, sua remoção em FL não ultrapassa 50% (SUMMERS, 2014; LI; ZHOU; CAMPOS, 2018). A cafeína (CAF) é um estimulante comum, presente em diversas bebidas de consumo da população, estimulantes e medicamentos. Por isso é utilizada como indício de contaminação por efluentes domésticos devido a sua constante presença e permanência a água (BLASCO; DELVALLS, 2008; BENNER et al., 2013). Sua remoção em FL é reportada em até 80% (ZEARLEY; SUMMERS, 2012). Por sua vez, o triclosan (TCS) é um antibacteriano comum em produtos de higiene pessoal. Sua remoção por FL foi reportada e varia entre baixa remoção (<50%) a 80% em diferentes estudos (ZEARLEY; SUMMERS, 2012; RATTIER et al., 2014; LI; ZHOU; CAMPOS, 2017; SHANG et al., 2018).

Nessa seção será discutida a remoção desses PPCPs em filtros lentos retrolaváveis. Serão comparados os resultados de remoção do contaminante e a variação da biomassa

em relação à comunidade microbiana do *schmutzdecke*.

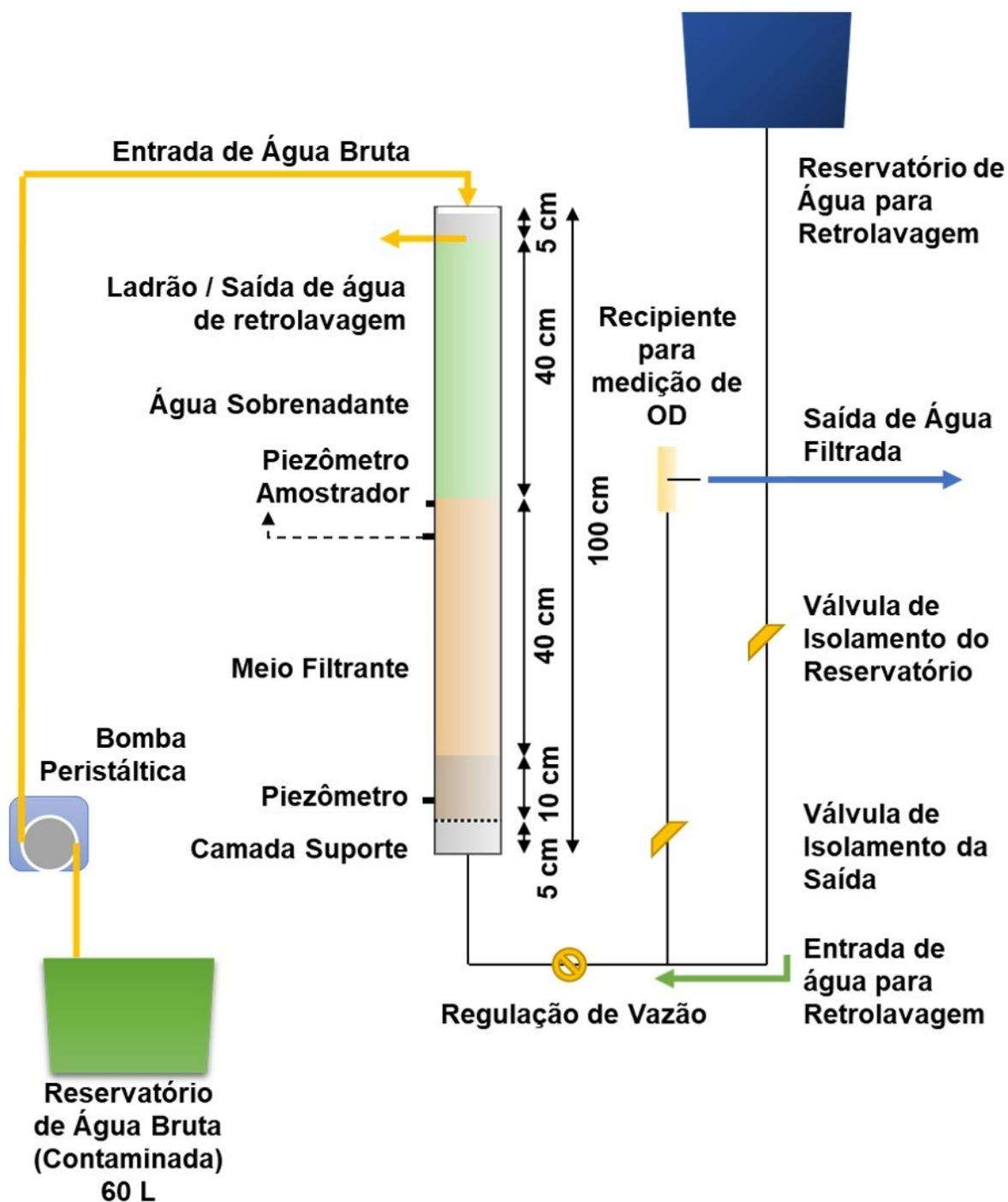
6.1 METODOLOGIA

Para esse estudo duas colunas de acrílico foram usadas como filtros lentos retrolaváveis. Essas colunas foram instaladas no Laboratório de Engenharia Ambiental (*Environmental Engineering Laboratory - EEL*) da *University College London (UCL)* em Londres, Inglaterra. Todas as amostras de água foram analisadas no EEL exceto a identificação metagenômica de bactérias por DNA. A extração do DNA foi feita no LIMA e, por sua vez, o DNA extraído foi encaminhado para sequenciamento de nova geração na *Neoprosecta Microbiome Technologies*, Florianópolis, Brasil. Essas amostras também foram submetidas a MEV, sendo preparadas no EEL e observadas no Laboratório de MEV do Departamento de Arqueologia da UCL.

6.1.1 Sistema de filtração

O sistema de filtração era composto por duas colunas de acrílico que foram utilizadas como filtro (UCL-F1 e UCL-F2), sendo uma delas contaminada (UCL-F2) para a avaliação da remoção de PPCPs (DEET, cafeína e Triclosan) e o desenvolvimento da biomassa. Dois reservatórios eram utilizados para armazenamento de água bruta para abastecimento dos filtros. Em cada reservatório foi instalada uma bomba peristáltica para abastecimento das colunas e uma bomba centrífuga para a homogeneização da água. Um reservatório elevado abastecido com água da torneira era utilizado para a retrolavagem dos filtros. O reservatório de água para retrolavagem era preenchido sete dias antes de sua utilização. Características do projeto e operação dos filtros estão descritos na Tabela 22, representado na Figura 88 e apresentado na Figura 89. Dentre as características apresentadas na Tabela 22, a carreira de 7 dias foi baseada nos resultados de aclimação do filtro apresentados na Seção 6.2.3, p.229.

Figura 88 – Esquema do filtro lento retrolavável em acrílico utilizado na UCL.



Fonte: o autor.

Figura 89 – Sistema de filtração instalado no EEL.

Legenda: (A) - Visão geral do sistema com piezômetros, reservatório e bomba; (B) - Colunas cobertas por manta refletora de luz; e (C) - Meio filtrante e (a) amostrador instalado na coluna de acrílico.



Fonte: o autor.

Tabela 22 – Características gerais dos biofiltros de areia.

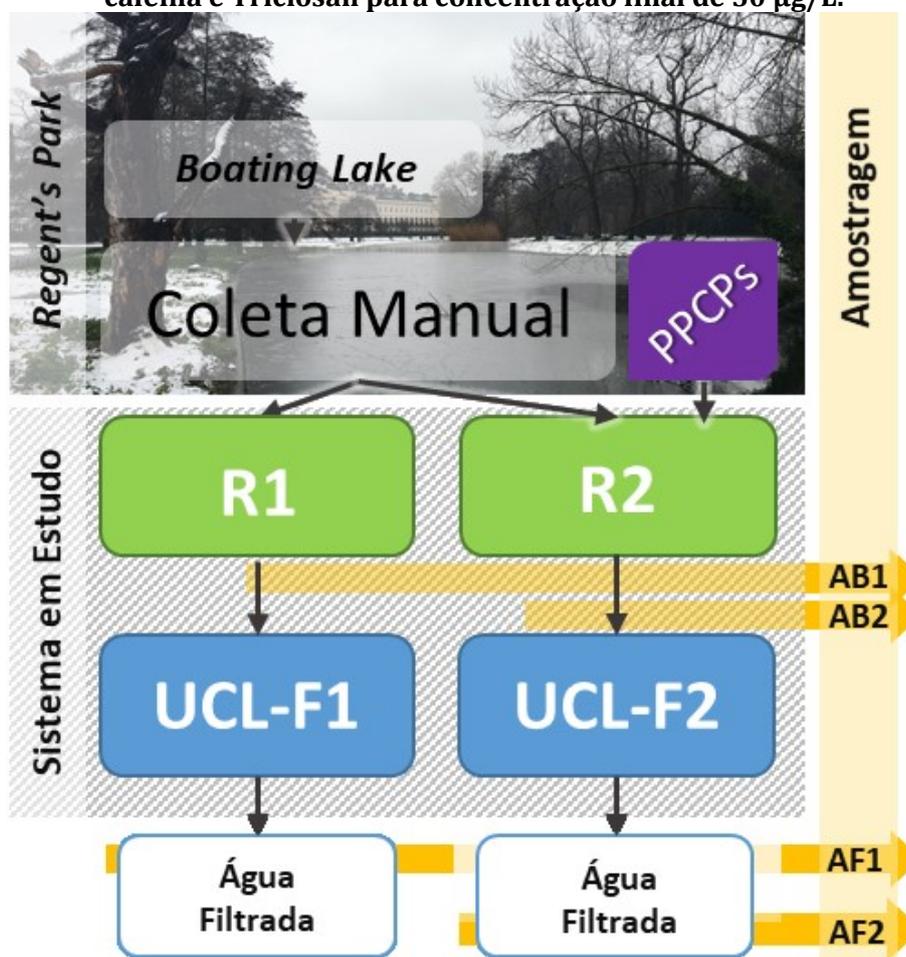
Característica	Adotado
Taxa de filtração	4 m ³ /m ² .d
Carga hidráulica máxima	40 cm
Área total de filtração	0,002 m ² /24 cm ²
Vazão	UFSC-F1: 9,6 L/d 6,7 mL/min
Água de limpeza	Água de diluição
Carreira	7 d
Material e características da CS	Seixos rolados: •L = 5 cm Pedregulho fino •L = 5 cm Pedregulho grosso
Material e características do MF	Areia: L = 40 cm d ₁₀ = 0,30 mm c _u = 1,5

Fonte: o autor.

6.1.2 Água de estudo e contaminantes

A água utilizada para o abastecimento do piloto foi proveniente do lago conhecido como *Boating Lake* do parque *Regent's Park*, situado próximo à *UCL*. O ponto de coleta foi mantido mesmo durante o estudo, próximo à *York Bridge*. O período de coleta foi na maior parte durante o inverno entre janeiro e abril de 2019. Essa água era caracterizada e utilizada sem diluição. Cerca de 28 L era coletado cinco vezes por semana para abastecer os reservatórios do sistema de filtração (Figura 88). Cada filtro possuía reservatório próprio (R1 e R2), sendo um deles contaminado com DEET, Cafeína e Triclosan a 50 µg/L (R2), uma vez que não se esperava que estivessem presentes na água bruta (Figura 90). A inoculação foi feita com padrões analíticos de concentrações conhecidas a partir de solução estoque a 1 mg/mL de cada composto em metanol. A água efluente dos filtros era analisada e comparada com a afluente cinco vezes por semana ou semanalmente, dependendo do parâmetro em questão. Foram realizados testes de efeito da matriz, no caso a água do RP, e testes de recuperação dos compostos no método de determinação de PPCPs e do sistema.

Figura 90 – Sistema de filtração utilizado na UCL.
 Legenda: AB, amostra de água bruta (1) e água bruta contaminada (2); R, reservatório de AB1 e AB2; F, filtro; AF, amostra água proveniente dos filtros F1 e F2; PPCPs, DEET, cafeína e Triclosan para concentração final de 50 µg/L.



Fonte: o autor.

6.1.3 Análises do *Schmutzdecke* e Meio Filtrante

6.1.3.1 Amostragem

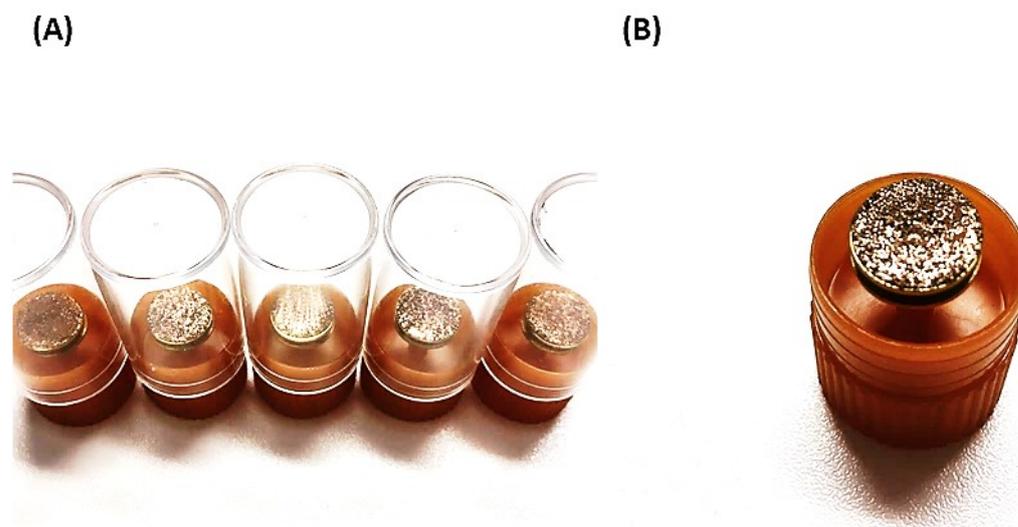
Amostras foram retiradas do *Schmutzdecke* e do primeiro centímetro de areia do meio filtrante por sucção com seringa de 50 mL por um amostrador na parede do filtro (Figura 89C-a). Cerca de 50 mL de amostra era retirado, sendo aproximadamente 3-5 mL de areia com *Schmutzdecke* e o restante água. A amostra era colocada em frascos de coleta de 50 mL e a água decantada era retirada com pipeta, de modo a não perturbar o conteúdo ao fundo. O MF e o *schmutzdecke* eram encaminhados para preparação para observação por microscopia e extração de DNA.

6.1.3.2 Observação do meio filtrante por microscopia

Quatro amostras do MF do filtro (UCL-F1 e F2, antes e após a limpeza) e uma do MF bruto foram usadas para a observação por MEV. As amostras foram coletadas nas semanas finais do estudo e fixadas com Glutaraldeído e desidratadas com lavagens em concentrações crescentes com Etanol, como descrito na seção 3.2.2, p.82 (PINTO et al., 2014; PROCTOR; HAMMES, 2015). As amostras desidratadas foram fixadas em *stubs* com fita de carbono, recobertas com ouro (Figura 91) e observadas em um MEV *Hitachi S-3400*. Amostras também foram usadas para observação em microscópio óptico *Olympus BH-2*.

Figura 91 – *Stubs* com amostras de meio filtrante recobertas com ouro para microscopia eletrônica de varredura.

Legenda: (A) *Stubs* com as amostras coletadas da superfície do filtro e areia limpa. (B) *Stub* com amostra de areia limpa.



Fonte: o autor.

6.1.3.3 Identificação metagenômica de bactérias

Cerca de 1 mL de amostra foram congeladas em microtubos de 1,5 mL e encaminhados para o LIMA, onde o DNA total foi extraído de uma alíquota de 0,25 g com o kit para extração de DNA total *DNeasy PowerSoil* (©*QIAGEN*). O DNA extraído foi encaminhado para *Neoprosecta Microbiome Technologies* para sequenciamento de última geração segundo especificado na seção 3.2.4, p.84. Ao todo foram retiradas 16 amostras para extração de DNA, sendo duas de cada filtro (antes e após a limpeza) e durante as quatro semanas finais do experimento.

6.1.4 Monitoramento do sistema

Os sistemas foram monitorados em termos de qualidade de água, sendo analisada a água que entra no sistema e a filtrada para comparação, as perdas de cargas no meio filtrante durante toda a carreira de filtração e alterações no meio filtrante. As perdas de carga foram medidas pela diferença da carga hidráulica em piezômetros instalados nos filtros acima e abaixo do meio filtrante, entre a camada suporte e o meio filtrante.

6.1.4.1 Qualidade de água bruta e filtrada

Os parâmetros de qualidade de água monitorados, tanto na água afluyente aos filtros quanto na efluente, são apresentados na Tabela 17. Também são apresentados metodologias, equipamentos, reagentes (quando relevantes para a metodologia) e frequência de amostragem. Detalhes das metodologias utilizadas são apresentados na seção 3.3, p.84.

Para a determinação de coliformes as amostras foram submetidas a diluições sequenciais de 1:9 em água deionizada, anteriormente à incubação e contagem. Todos os materiais e água utilizados eram autoclavados em autoclave a 121°C por 20 min. Assim, 100 mL de amostra era filtrada em membrana quadriculada de acetato de celulose (estéreis) e abertura de poro de 0,45 µm. As membranas eram imersas em solução *HACH M-ColiBlue24*® em placas de Petri e incubadas por 48 h para contagem de unidades formadoras de colônia (UFC).

Tabela 23 – Equipamentos e metodologias empregados.

Parâmetro	Método	Equipamentos	Frequência
Absorbância 455 nm	Espectrofotométrico, padrão Pt-Co.	<ul style="list-style-type: none"> Espectrofotômetro <i>Agilent Technologies Cary 60 UV-Vis</i> 	5 (não filtrada) e 1 (filtrada) dia(s)/semana
Turbidez	Nefelométrico	<ul style="list-style-type: none"> Turbidímetro <i>HACH 2100AN</i> 	5 dias/semana
Coliformes (Totais e. coli)	Filtração em membrana e incubação em meio de cultura	<ul style="list-style-type: none"> Solução <i>HACH M-ColiBlue24®</i> Incubadora <i>Stuart S150</i> Autoclave 	1 dia/semana
Carbono Orgânico Dissolvido	Combustão em Alta Temperatura	<ul style="list-style-type: none"> Analizador <i>Shimadzu Toc5000A</i> Amostrador automático <i>Shimadzu ASI-L</i> 	1 dia/semana
Clorofila-a	Extração com Etanol 80%	<ul style="list-style-type: none"> Espectrofotômetro <i>Agilent Technologies Cary 60 UV-Vis</i> 	1 dia/semana
Condutividade elétrica		<ul style="list-style-type: none"> Medidor Toledo <i>SevenMulti</i> 	5 dias/semana
Temperatura		<ul style="list-style-type: none"> Medidor Toledo <i>SevenMulti</i> 	5 dias/semana
pH		<ul style="list-style-type: none"> Medidor Toledo <i>SevenMulti</i> 	5 dias/semana
Oxigênio Dissolvido	Eletrodo de Clark	<ul style="list-style-type: none"> Oxímetro <i>Jenway 9200</i> 	5 dias/semana
Potencial Redox		<ul style="list-style-type: none"> Medidor Toledo <i>SevenMulti</i> 	5 dias/semana
Absorbância 254 nm		<ul style="list-style-type: none"> Espectrofotômetro <i>Agilent Technologies Cary 60 UV-Vis</i> 	1 dia/semana
Absorbância Ultravioleta Específica	Calculado (Equação 1)		1 dia/semana
Nitrito	Cromatografia de íons	<ul style="list-style-type: none"> <i>DIONEX ICS-1100</i> Coluna de cátions 	1 dia/semana
Nitrato	Cromatografia de íons	<ul style="list-style-type: none"> <i>DIONEX ICS-1100</i> Coluna de cátions 	1 dia/semana
Fosfato	Cromatografia de íons	<ul style="list-style-type: none"> <i>DIONEX ICS-1100</i> Coluna de cátions 	1 dia/semana
PPCPs	Extração em fase sólida; Cromatografia Gasosa; e Espectrometria de Massa	<ul style="list-style-type: none"> Cromatógrafo a gás <i>Perking Eimer Precisely-Clarus 500</i> Espectrômetro de massa <i>Perking Eimer Precisely-Clarus 500</i> Instrumento de extração em fase sólida <i>Dionex™ AutoTrace™ 280</i> 	1 dia/semana

Fonte: o Autor.

6.1.4.2 Quantificação dos PPCPs

Para a quantificação dos PPCPs no sistema foi utilizada Extração em Fase Sólida (EFS), Cromatografia Gasosa e Detecção por Espectrometria de Massa (Tabela 23). Para a EFS foram utilizados cartuchos de resina *Waters Oasis HLB* (200mg/6cc) acondicionados previamente com Metanol e Água Ultrapura. Em cada cartucho, 500 mL de amostra era passado a fluxo constante com o auxílio de um instrumento de extração em fase sólida *Dionex™ AutoTrace™ 280*. Em seguida os cartuchos eram secados com nitrogênio em fluxo contínuo por no mínimo 30 min e preservados a -20°C por no máximo 40 d para posterior eluição. Para a eluição os cartuchos eram descongelados para atingirem temperatura ambiente. Eram passados 8 mL de Acetonitrila para eluição dos compostos retidos no cartucho. Em seguida as amostras eram concentradas a 0,5 mL por evaporação com sopro de nitrogênio. As amostras concentradas eram então estocadas a -20°C até o momento da injeção no cromatógrafo. Toda a metodologia foi desenvolvida e é descrita por Li et al. (2017).

6.1.4.3 Água de retrolavagem

Água proveniente da torneira do laboratório era deixada em repouso por cerca de 7 dias e utilizada para a retrolavagem. Para avaliação do processo a água eliminada pela limpeza também foi analisada. Uma alíquota de cerca de 50 mL de água de retrolavagem era retirada a cada 15 s para análise de turbidez. Em seguida, toda a água utilizada era misturada e uma alíquota era separada para quantificação de turbidez, clorofila-*a* e PPCPs, de acordo com as metodologias apresentadas na seção 6.1.4.1, p.209.

6.2 RESULTADOS E DISCUSSÃO

6.2.1 Eficiência do tratamento

A seguir são apresentados e discutidos os resultados das análises dos parâmetros físico-químicos e biológicos das amostras de água bruta (AB) e filtrada (AF) pelo sistema. Na Tabela 24 é apresentado um resumo geral para cada um deles. Correlações entre as médias são apresentadas nos Apêndices (Apêndice C, p.308)

Tabela 24 – Resumo dos parâmetros analisados nas amostras nos filtros UCL-F1 e UCL-F2. Legenda: Água Bruta (AB), Água Pré-Filtrada (APF), filtrada no Filtro Lento Convencional (FLC) e Filtro Lento Retrolavável (FLR). São apresentados o número amostral (N), média (Méd.), desvio padrão (DP), mínimo (Mín.), mediana (Med.), máximo (Máx.) e remoções em relação à etapa anterior (Rem.); * Níveis não detectados pela metodologia utilizada; + Valores faltantes devido à não detecção pelo método utilizado; ++ Não foi possível calcular com os dados obtidos.

Variável		N	Méd.	DP	Mín.	Med.	Máx.	Rem.
DEET (µg/L)	UCL-F2	AB	11	42,9	30,2	0,00	47,0	20,3%
		AF	12	34,2	37,3	0,00	22,1	
Cafeína (µg/L)	UCL-F2	AB	11	7,58	7,41	1,30	4,02	56,3%
		AF	12	3,31	7,01	0,00	1,50	
Triclosan (µg/L)	UCL-F2	AB	11	19,8	19,4	4,60	7,54	32,8%
		AF	12	13,3	10,7	4,81	6,87	
Turbidez (uT)	UCL-F1	AB	45	1,53	1,07	0,346	1,24	87,3%
		AF	44	0,195	0,074	0,120	0,170	
	UCL-F2	AB	45	1,85	2,04	0,249	1,28	83,7%
		AF	44	0,301	0,135	0,024	0,291	
Abs. 455 nm/cm	UCL-F1	AB	45	0,0129	0,0084	0,0029	0,0118	64,3%
		AF	45	0,0046	0,0031	0,0011	0,0036	
	UCL-F2	AB	45	0,0146	0,01073	0,0018	0,0128	61,6%
		AF	45	0,0056	0,00223	0,0014	0,0058	
Abs. 455 nm/cm (filtrada)	UCL-F1	AB	9	0,0040	0,0016	0,0025	0,0033	7,5%
		AF	9	0,0037	0,0013	0,0020	0,0032	
	UCL-F2	AB	9	0,0039	0,0015	0,0021	0,0037	-30,8%
		AF	9	0,0051	0,0020	0,0029	0,0043	
Oxigênio Dissolvido (mg/L)	UCL-F1	AB	41	10,6	2,20	7,83	10,0	35,7%
		AF	42	6,82	1,93	3,78	6,86	
	UCL-F2	AB	41	8,77	2,24	5,08	8,40	48,8%
		AF	42	4,49	2,67	0,00	3,70	
Coliformes Totais (UFC)	UCL-F1	AB	9	2691	4773	200	500	96,5%
		AF	9	95	192	3	30	
	UCL-F2	AB	9	5591	6617	355	2700	95,2%
		AF	9	267	325	9	81	
E. coli (CFU)	UCL-F1	AB	9	2632	4785	200	480	96,4%
		AF	9	94	189	3	30	
	UCL-F2	AB	9	5462	6551	250	2500	95,3%
		AF	9	257	316	9	81	
Log Coliformes Totais	UCL-F1	AB	9	3,01	0,595	2,30	2,70	1,56
		AF	9	1,45	0,683	0,48	1,48	
	UCL-F2	AB	9	3,50	0,508	2,55	3,43	1,48
		AF	9	2,02	0,707	0,95	1,91	
Log E. coli	UCL-F1	AB	9	2,98	0,607	2,30	2,68	1,54
		AF	9	1,44	0,682	0,48	1,48	
	UCL-F2	AB	9	3,47	0,548	2,40	3,40	1,46
		AF	9	2,01	0,698	0,95	1,91	
Abs. 254 nm/cm	UCL-F1	AB	9	0,1173	0,0599	0,0549	0,0939	-2,9%
		AF	9	0,1207	0,0579	0,0606	0,0969	
	UCL-F2	AB	9	0,1251	0,0621	0,0546	0,1093	-4,7%
		AF	9	0,1310	0,0588	0,0604	0,1117	
COD (mg/L)	UCL-F1	AB	4	2,95	0,98	2,20	2,63	-18,6%
		AF	4	3,50	2,38	2,13	2,40	
	UCL-F2	AB	4	4,59	2,60	3,09	3,40	23,1%
		AF	4	3,53	0,97	2,93	3,11	

Variável		N	Méd.	DP	Mín.	Med.	Máx.	Rem.	
pH	UCL-F1	AB	45	8,62	0,12	8,40	8,58	9,03	0,1%
		AF	45	8,61	0,10	8,43	8,59	8,98	
	UCL-F2	AB	45	8,55	0,13	8,31	8,56	9,06	1,1%
		AF	45	8,46	0,13	8,24	8,46	8,85	
Condutividade Elétrica ($\mu\text{S/cm}$)	UCL-F1	AB	45	994	83	837	978	1139	-2,3%
		AF	45	1017	87	850	1021	1155	
	UCL-F2	AB	45	1006	83	809	1010	1169	-2,6%
		AF	45	1032	88	804	1038	1179	
Potencial Redox (mV)	UCL-F1	AB	43	57,2	11,1	39,0	57,0	86,5	-4,0%
		AF	43	59,5	13,3	20,2	59,3	97,6	
	UCL-F2	AB	43	55,3	12,7	21,2	53,2	82,9	-14,3%
		AF	43	63,2	10,8	36,8	63,5	89,4	
Clorofila-a ($\mu\text{g/L}$)	UCL-F1	AB	10	2,62	3,45	0,00	0,77	10,14	97,7%
		AF	10	0,06	0,12	0,00	0,00	0,37	
	UCL-F2	AB	10	2,88	4,58	0,00	0,63	14,18	96,2%
		AF	10	0,11	0,15	0,00	0,00	0,32	
Nitrito (mg/L)	UCL-F1	AB	*	*	*	*	*	*	*
		AF	*	*	*	*	*	*	
	UCL-F2	AB	1 ⁺	0,45	++	++	++	++	++
		AF	1 ⁺	0,38	++	++	++	++	
Nitrato (mg/L)	UCL-F1	AB	5 ⁺	2,21	0,46	1,63	2,40	2,71	
		AF	6 ⁺	3,18	0,68	2,27	3,28	4,01	
	UCL-F2	AB	5 ⁺	0,88	0,38	0,51	0,85	1,39	
		AF	5 ⁺	1,48	0,39	0,85	1,49	1,86	
Fosfato (mg/L)	UCL-F1	AB	2 ⁺	7,16	2,18	5,62	7,16	8,70	
		AF	2 ⁺	6,04	7,36	0,84	6,04	11,24	
	UCL-F2	AB	2 ⁺	7,58	2,10	6,10	7,58	9,07	
		AF	2 ⁺	7,96	4,48	4,80	7,96	11,13	

Fonte: o Autor.

De maneira geral, houve redução significativa nos parâmetros Turbidez, Cor aparente, coliformes, clorofila-a, PPCPs e consumo de oxigênio dissolvido no filtro. Parâmetros como Cor Verdadeira, Absorbância a 254 nm, potencial redox, e Nitrato apresentaram aumento em certos casos. Por sua vez, o pH e a Condutividade Elétrica mantiveram-se constantes ao longo do sistema. Tais comportamentos e suas relações serão discutidos nas seções 6.2.1.1 a 6.2.1.8 e 6.2.2.

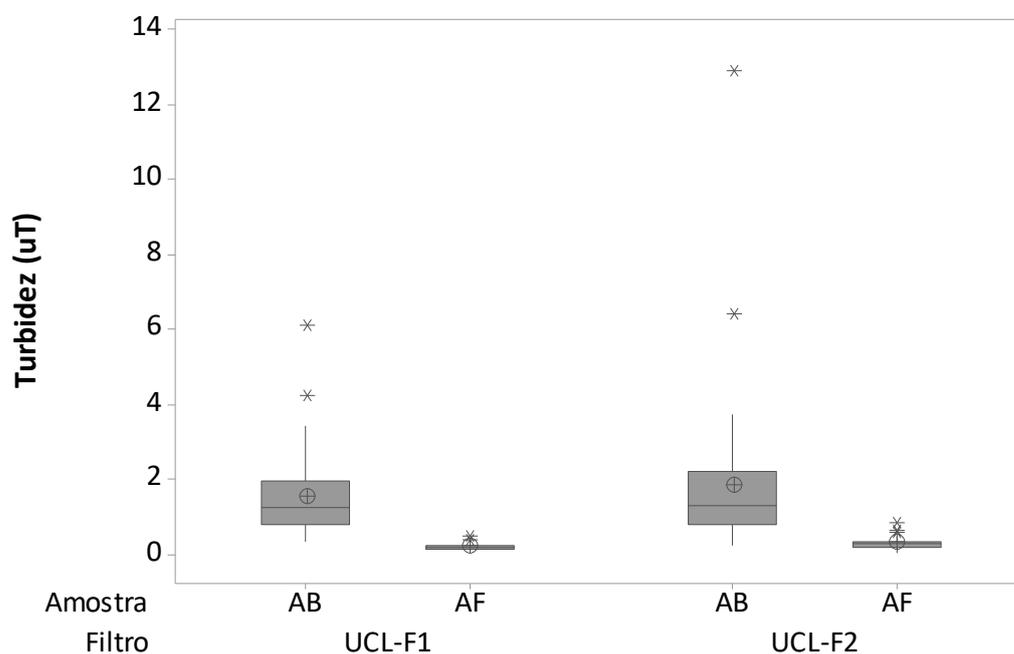
6.2.1.1 Turbidez

A média de remoção de turbidez no sistema foi de 87,3% e 83,7% no UCL-F1 e F2, respectivamente. Contudo a variação da AB2 foi maior do que AB1, que apresentou média menor, 1,85 uT e 1,53 uT respectivamente, porém estatisticamente semelhantes (Tabela 24 e Figura 92). Por sua vez, AF1 apresentou valores médios significativamente menores que AF2, 0,195 uT e 0,301 uT respectivamente, e semelhantes entre si. Ambos os valores

de AF são menores que 1 uT¹, sua maioria abaixo de 2 uT, aceitáveis para filtração lenta (BRASIL, 2017; WHO, 2017).

Esperavam-se valores semelhantes de AB devido à água vir da mesma fonte. A diferença entre as amostras é atribuída ao acúmulo e movimentação de depósitos no reservatório, que era maior no R2 e com a alimentação diária movimentava-se, ressuspendendo e desprendendo esse material da parede na coluna d'água.

Figura 92 – Boxplot dos dados de turbidez no UCL-F1 e UCL-F2.



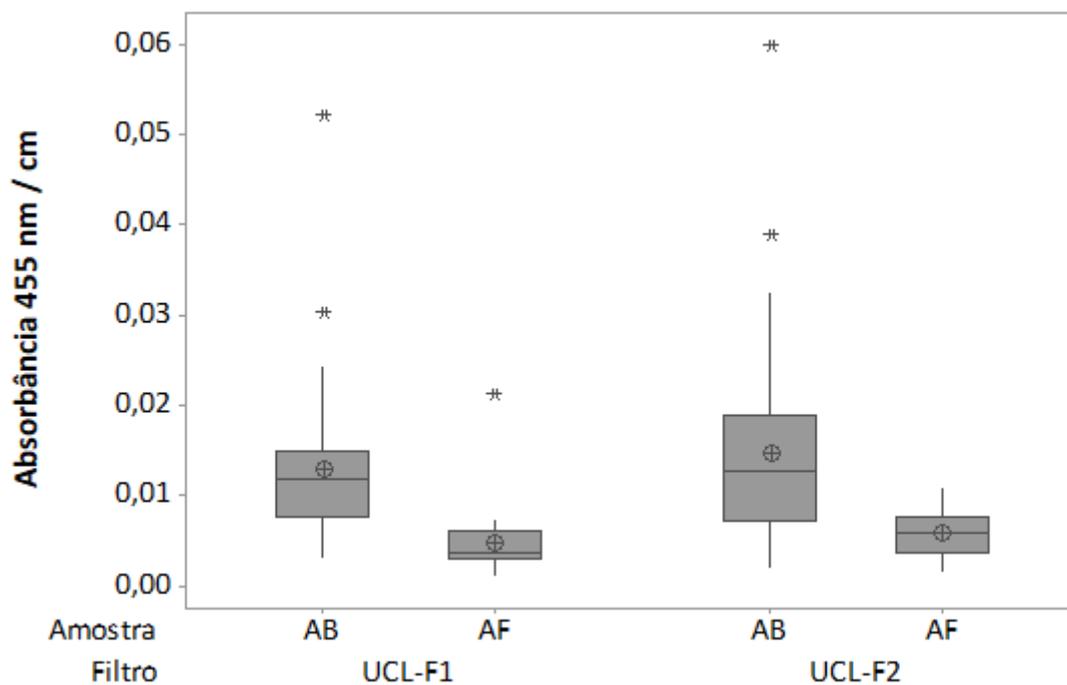
Fonte: o Autor.

6.2.1.2 Cor aparente e verdadeira

A absorvância a 455 nm está relacionada à cor aparente das amostras e, no caso das amostras filtradas, à cor verdadeira. Em relação aos resultados de cor aparente a redução foi de 64,3% e 61,6% (Figura 93 e Tabela 24), enquanto para a verdadeira no UCL-F1 a remoção foi de 7,5%. No UCL-F2 houve um incremento de 30,8% nesse parâmetro (Figura 94 e Tabela 18), contudo sem significância estatística.

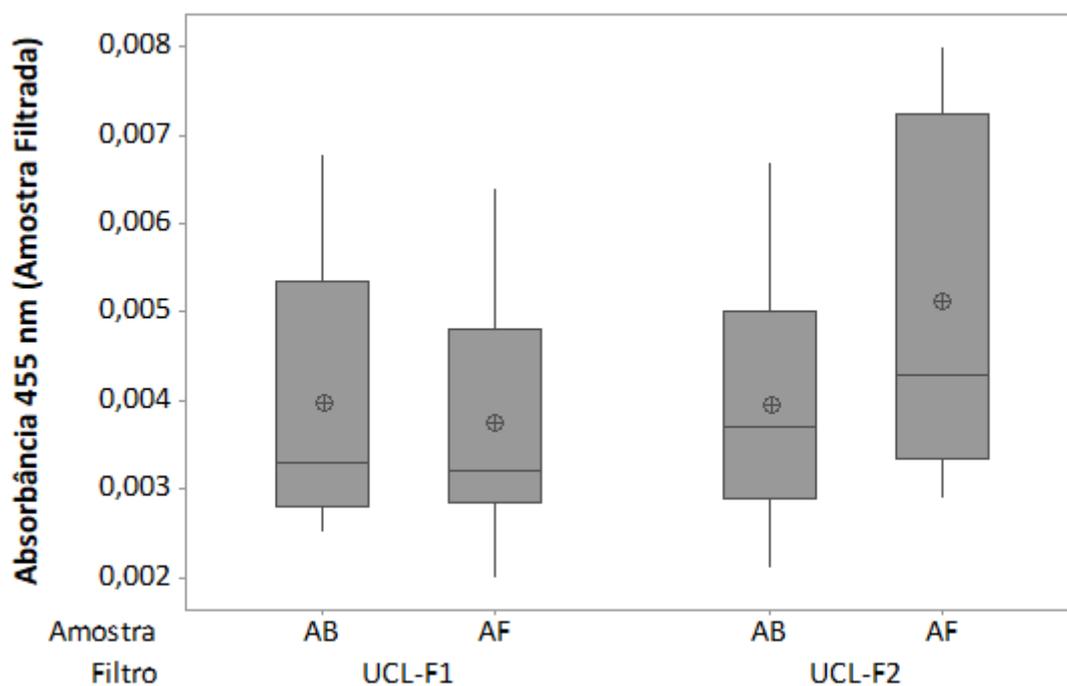
¹ A Portaria de Consolidação nº5 do Ministério da Saúde de setembro de 2017, exige que para fins potáveis, 95% amostras diárias do FL não devem exceder 1 uT, sendo os 5% restantes inferiores a 2 uT.

Figura 93 - *Boxplot* dos dados de Absorbância a 455 nm das amostras não filtradas do UCL-F1 e UCL-F2.



Fonte: o Autor.

Figura 94 - *Boxplot* dos dados de Absorbância a 455 nm das amostras filtradas do UCL-F1 e UCL-F2.



Fonte: o Autor.

A cor verdadeira leva em consideração materiais em suspensão e dissolvido. Comparando-se a absorvância nas amostras filtradas e não filtradas nota-se que a maior parte é representada pela fração em suspensão e, por isso, espera-se a redução apresentada após a filtração, como fica evidente em sua relação com a turbidez (0,835, $p < 0,000$).

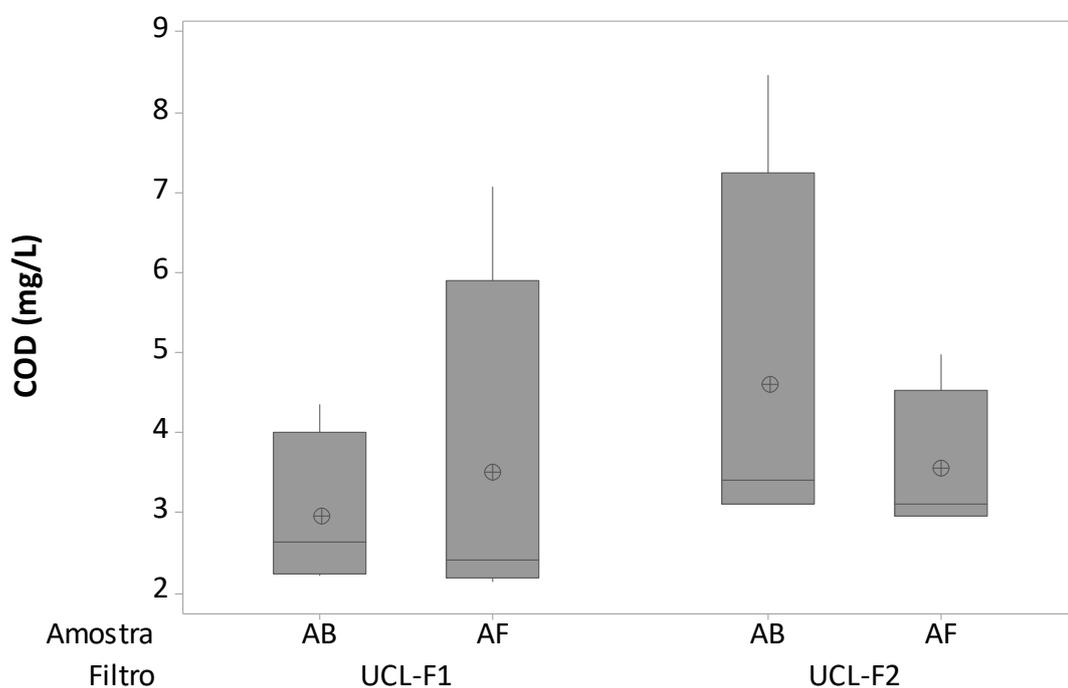
Filtros lentos geralmente não são eficientes no tratamento de materiais dissolvidos que influenciam na cor verdadeira (HUISMAN; WOOD, 1974). Isso está refletido na baixa remoção apresentada pelo UCL-F1. Contudo, houve incremento desse parâmetro no caso do UCL-F2 o que pode estar relacionado à alta degradação no filtro de compostos a seu estado dissolvido, como compostos húmicos (BENNETT; DRIKAS, 1993; APHA; AWWA; WEF, 2005). Porém, isso não se reflete nos dados de Absorvância a 254 nm ou COD tampouco, como será discutido na sessão 6.2.1.3, indício de que em média os valores foram semelhantes.

6.2.1.3 Matéria orgânica dissolvida

Usaram-se os parâmetros COD e Absorvância a 254 nm como indicadores de matéria orgânica dissolvida. No caso do COD a AB1 e AB2 variaram de, em média, 2,95 mg/L no UCL-F1 a 4,59 mg/L no UCL-F2. Contudo, os testes estatísticos foram inconclusivos devido ao baixo número de amostras. Acredita-se que essa diferença se deve à adição dos PPCPs em solução em metanol, o que incrementou a concentração de COD (Figura 95). Acredita-se que a maior quantidade de COD pode estar relacionada à aplicação diária de Metanol no sistema em torno de 300 mg/L, aumentando significativamente o COD no R2.

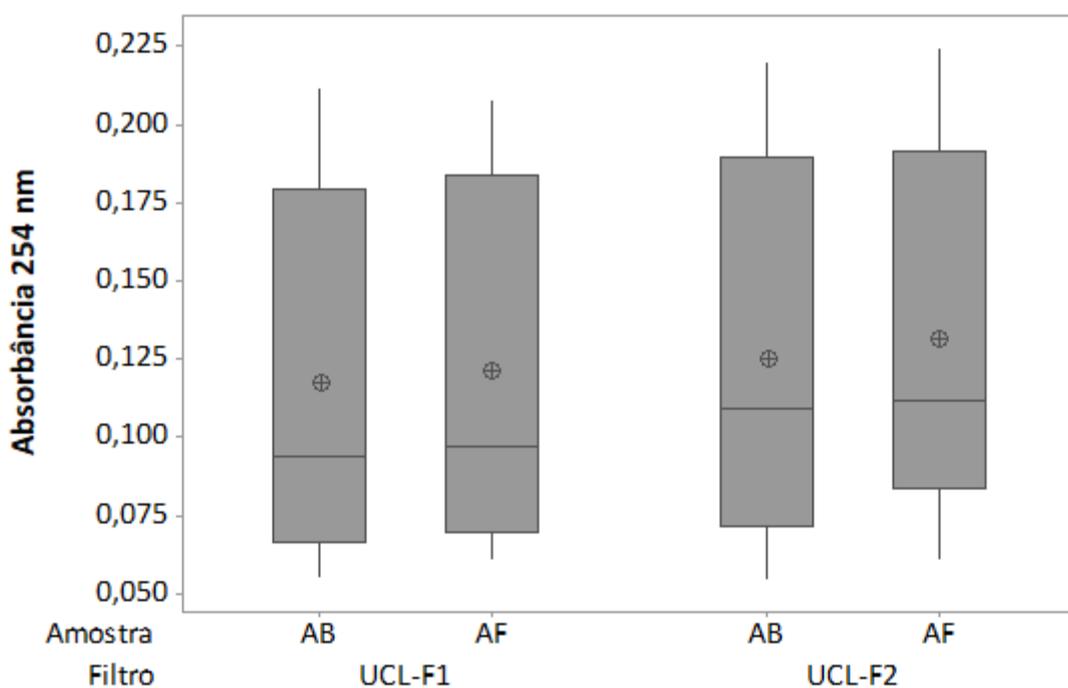
No caso da Absorvância a 254 nm (Figura 96) não houve diferença significativa entre nenhuma das amostras, embora em média as amostras do UCL-F2 tenham apresentado maiores valores (KW, $p = 0,901$).

Figura 95 - Boxplot dos dados de COD das amostras do UCL-F1 e UCL-F2.
Legenda: AB - água bruta; AF - Água filtrada; ⊕ - Média.



Fonte: o Autor.

Figura 96 - Boxplot dos dados de Absorbância a 254 nm das amostras do UCL-F1 e UCL-F2.
Legenda: AB - água bruta; AF - Água filtrada; ⊕ - Média.



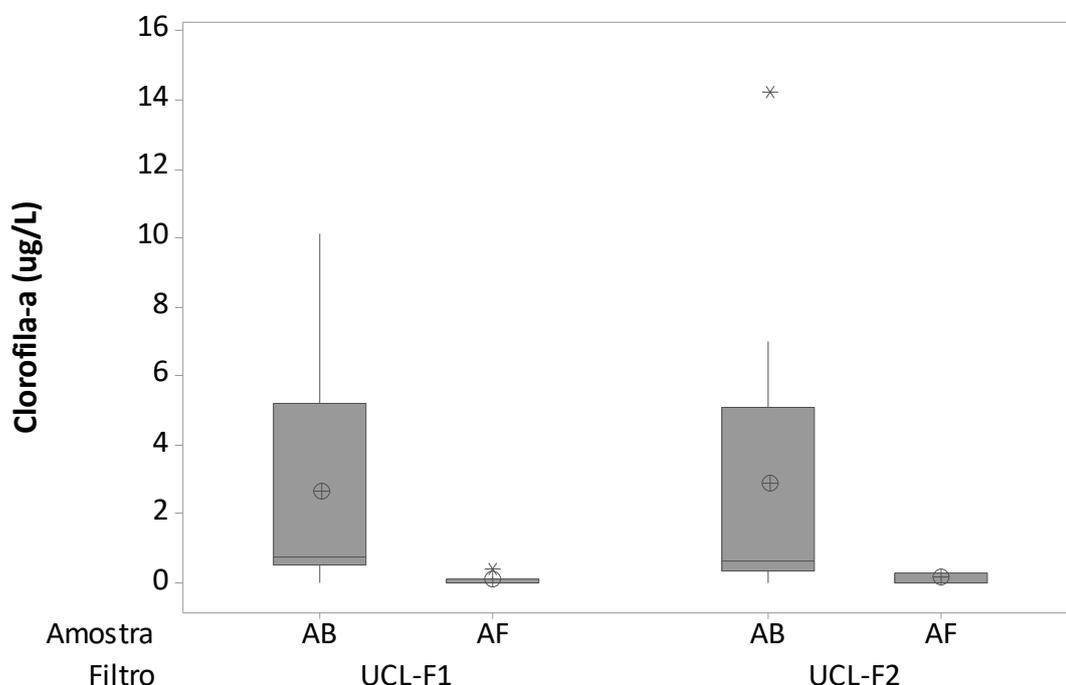
Fonte: o Autor.

6.2.1.4 Concentração de clorofila-a

As concentrações de clorofila-a nas amostras de água bruta variaram de ausência a 14,18 $\mu\text{g/L}$, o que significa que houve variações na densidade de organismos com esse pigmento presentes na água bruta (Figura 97). Contudo, as médias mantiveram-se 2,62 $\mu\text{g/L}$ e 2,88 $\mu\text{g/L}$ na água bruta e com remoção de 97,7% e 96,2% após a filtração no UCL-F1 e F2, respectivamente.

As concentrações de clorofila-a na AB1 e AB2 foram semelhantes, mesmo tendo sido reportada a interferência de DEET nesse parâmetro. Acredita-se que não houve interferência devido às baixas concentrações ($<3 \mu\text{g/L}$) encontradas. Ainda, constata-se o filtro foi eficiente na remoção de organismos que apresentam tal pigmento, como constatado em outros estudos (HIJNEN et al., 2007; PEREIRA et al., 2012b; DEHWAH; MISSIMER, 2017; TERIN; SABOGAL-PAZ, 2019) e observado nas amostras de *schmutzdecke* (Seção 6.2.5, p.241).

Figura 97 - Boxplot dos dados de clorofila-a das amostras do UCL-F1 e UCL-F2.
Legenda: AB - água bruta; AF - Água filtrada; \oplus - Média; * outlier.

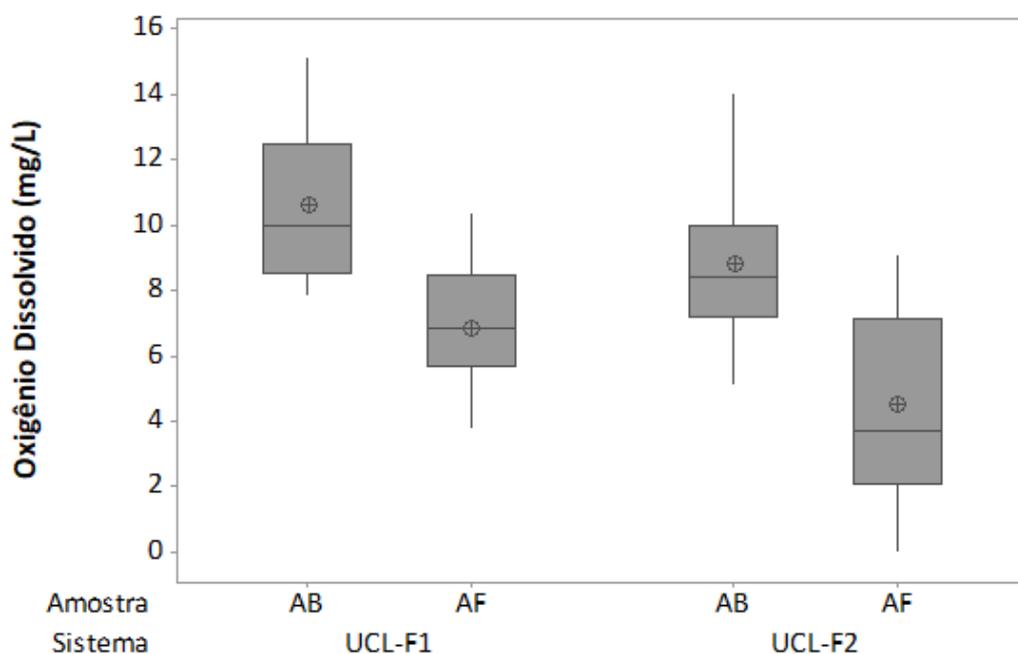


Fonte: o Autor.

6.2.1.5 Oxigênio dissolvido

Ambos os filtros apresentaram consumo de oxigênio de maneira diferenciada. Em filtros lentos o oxigênio é consumido pela oxidação química ou atividade biológica envolvendo o OD, sendo um indício de sua ocorrência nos filtros. No UCL-F1 o oxigênio variou de em média 10,6 mg-O₂/L na AB1 para 6,82 mg-O₂/L, redução de 35,7%. Por sua vez, no UCL-F2 a concentração abaixou de 8,77 mg-O₂/L para 4,49 mg-O₂/L, consumo de 48,8% (Figura 98).. Apesar da variação dos resultados, principalmente na AF2, todas as médias apresentam diferenças entre si.

Figura 98 - Boxplot dos dados de Oxigênio Dissolvido das amostras do UCL-F1 e UCL-F2. Legenda: AB - água bruta; AF - Água filtrada; ⊕ - Média.



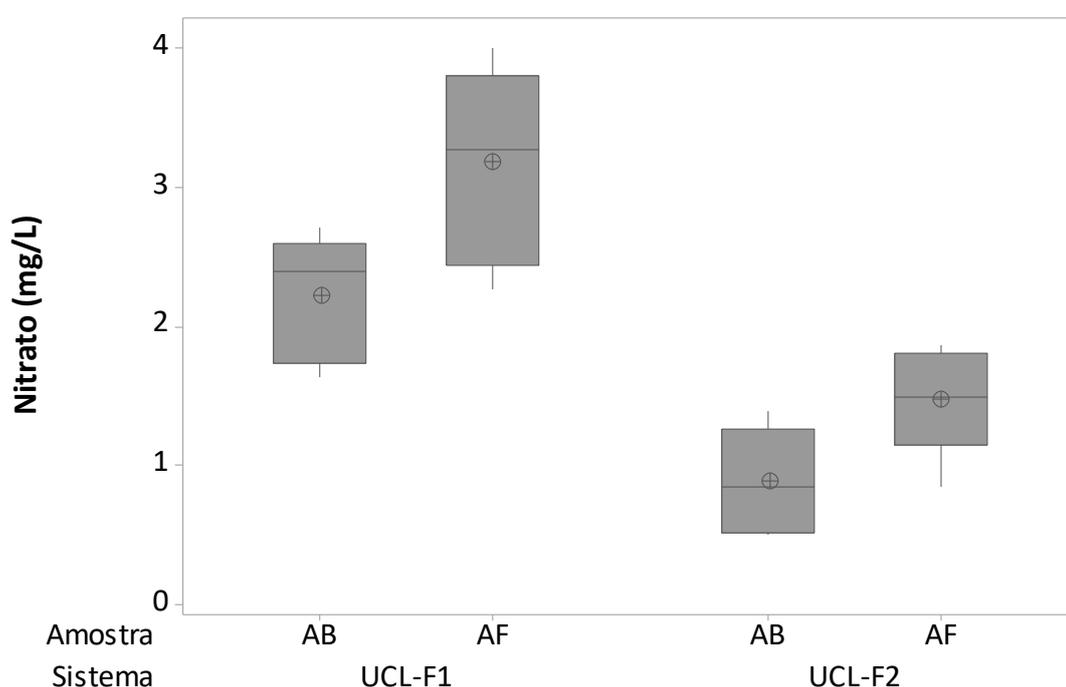
Fonte: o Autor.

6.2.1.6 Nitrito, Nitrato e Fosfato

Não foi possível determinar as concentrações de nitrito e fosfato na maioria das amostras. No caso do Nitrato, foi possível a determinação em pouco mais da metade das amostragens. O valor máximo de nitrato encontrado na água bruta foi de 2,71 e 1,39 mg/L em AB1 e AB2, enquanto na água filtrada os valores máximos foram de 4,01 e 1,86 mg/L em AF1 e AF2, respectivamente (Figura 99). Esses valores estão de acordo com máximo de 10 mg N-NO₃/L recomendado para consumo (BRASIL, 2017).

Em ambos os filtros houve um incremento na concentração de nitrato que no UCL-F1 foi de em média 2,21 mg/L para 3,18 mg/L, valores maiores que em F2 que foram de 0,88 mg/L para 1,48 mg/L em AB e AF, respectivamente. Houve diferença entre as médias de Nitrato, sendo que o teste de emparelhamento de *Tukey* apresentou semelhança entre AB2 e AF2. Relaciona-se ainda o decaimento do OD com o aumento da concentração de nitrato no efluente, indício do processo de nitrificação no filtro (METCALF; EDDY, 2015).

Figura 99 - Boxplot dos dados de Nitrato nas amostras do UCL-F1 e UCL-F2.
Legenda: AB - água bruta; AF - Água filtrada; ⊕ - Média.



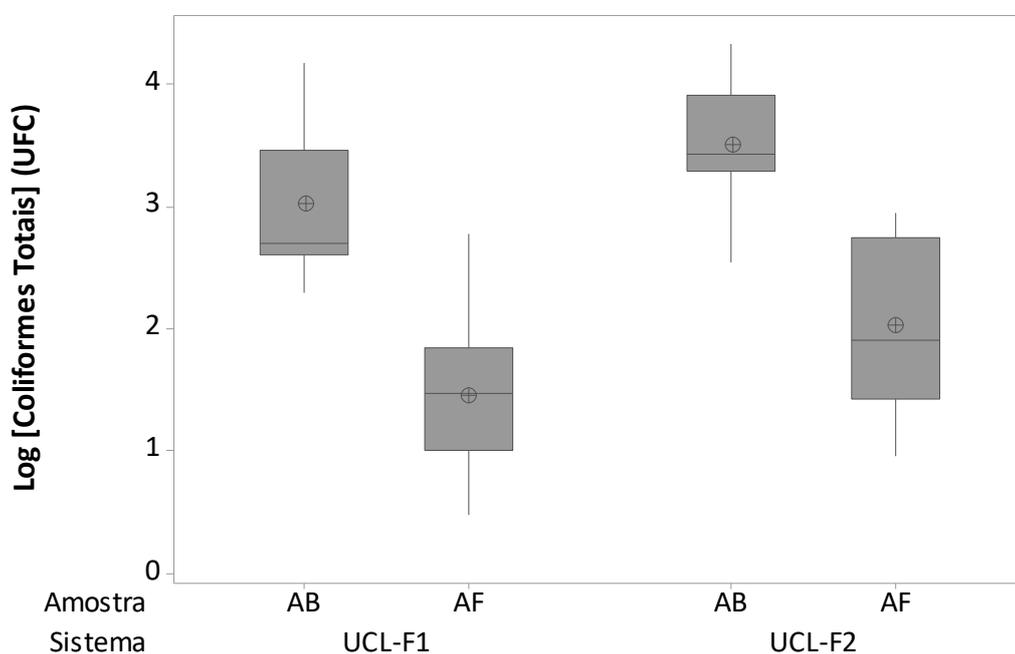
Fonte: o Autor.

O aumento do nitrato pode ser decorrente da oxidação da amônia, proveniente da degradação biológica. O fato das amostras não apresentarem nitrito é um indício de que o processo de nitrificação ocorre por completo no filtro. Como pode ser observado nos dados de OD, houve maior consumo no UCL-F2, ocasionando concentrações menores de OD disponível. Soma-se a isso as menores produções de nitrato no UCL-F2 e baixos valores de OD, o que pode ser um indício de desnitrificação nesse sistema (NAKHILA; FAROOQ, 2003; MERMILLOD-BLONDIN; MAUCLAIRE; MONTUELLE, 2005; ASLAN; ÇAKICI, 2007; KENNEDY et al., 2012).

6.2.1.7 Coliformes totais e *Escherichia coli*

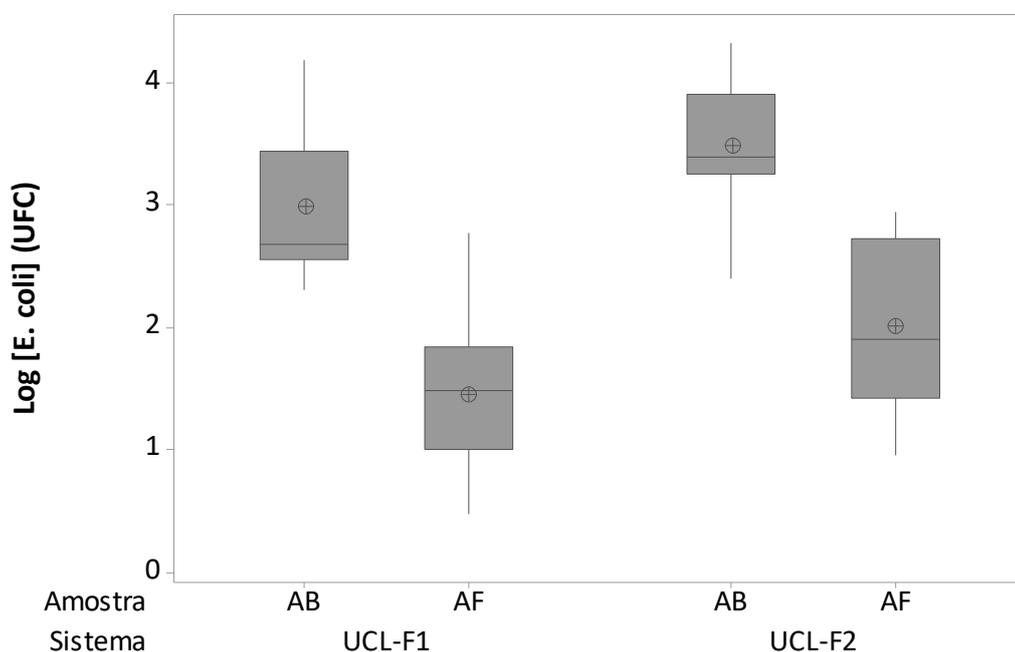
Na água bruta foi encontrado em média 3,0 e 3,5 Log₁₀ na AB1 e AB2, respectivamente. Por sua vez, na AF1 e AF2 foram encontrados em média 1,4 e 2,0 Log₁₀, respectivamente. Foi constatada diferença entre as medianas das diferentes amostras. Diferença entre AB e AF indicam que houve realmente remoção de coliformes nos filtros (Figura 100 e Figura 101). A maior parte das bactérias foram identificadas como *E. coli*, o que resulta na similaridade dos resultados. Ambos os filtros removeram coliformes de maneira semelhante, o que representava cerca de 1,4 Log₁₀ (ou 95% e 96% respectivamente). Contudo o sistema UCL-F2 apresentou maiores valores, algo já reportado em estudos envolvendo PPCPs que consideraram que tais compostos podem ter sido utilizados como substratos (POMPEI et al., 2016; LI; ZHOU; CAMPOS, 2017). Contudo, não há correlação entre os dados de PPCPs e coliformes (Apêndice C, p.313).

Figura 100 - Boxplot dos dados de Coliformes Totais das amostras do UCL-F1 e UCL-F2. Legenda: AB - água bruta; AF - Água filtrada; ⊕ - Média.



Fonte: o Autor.

**Figura 101 – Boxplot dos dados de *E. coli* das amostras do UCL-F1 e UCL-F2.
Legenda: AB – água bruta; AF – Água filtrada; ⊕ - Média.**



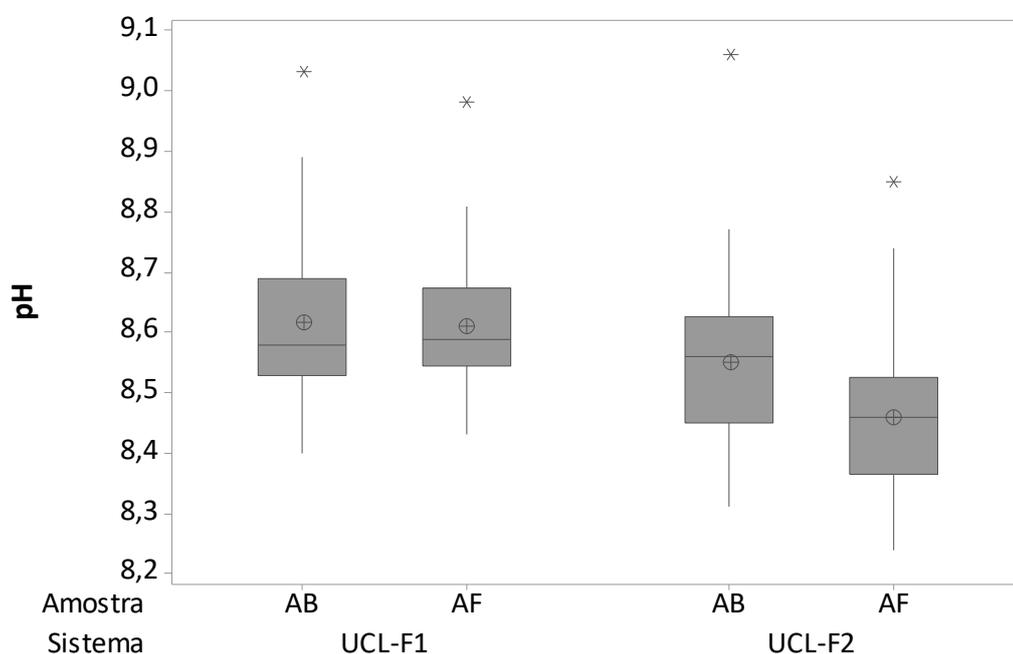
Fonte: o Autor.

Considera-se um *schmutzdecke* maduro quando o filtro lento é capaz de remover acima de 99% (BELLAMY; HENDRICKS; LOGSDON, 1985), contudo os valores são condizentes com o apresentado em outros estudos (UNGER; COLLINS, 2008b; PIZZOLATTI et al., 2014). A remoção de coliformes está relacionada principalmente ao *schmutzdecke* (UNGER; COLLINS, 2008b), porém constatou-se a influência de um MF maduro para remoção de coliformes, reduzindo o tempo de amadurecimento (CHAN et al., 2018). Esse é um indício de porque os filtros retrolaváveis, embora não apresentem remoções a níveis de filtros convencionais (PIZZOLATTI et al., 2014), ainda assim apresentem altas remoções (>90%) em um curto período após a retrolavagem (48 h).

6.2.1.8 pH, potencial redox e condutividade elétrica

Os diferentes sistemas apresentaram valores diferenciados de pH. No caso do UCL-F1 o pH manteve-se estável entorno de 8,6 (Figura 102). No caso do F2, o pH da AB2 era em torno de 8,5 e abaixou para cerca de 8,4, sendo AF2 a amostra com pH diferenciado.

Figura 102 – Boxplot dos dados de pH das amostras não filtradas do UCL-F1 e UCL-F2.
Legenda: AB – água bruta; AF – Água filtrada; ⊕ - Média; * outlier.

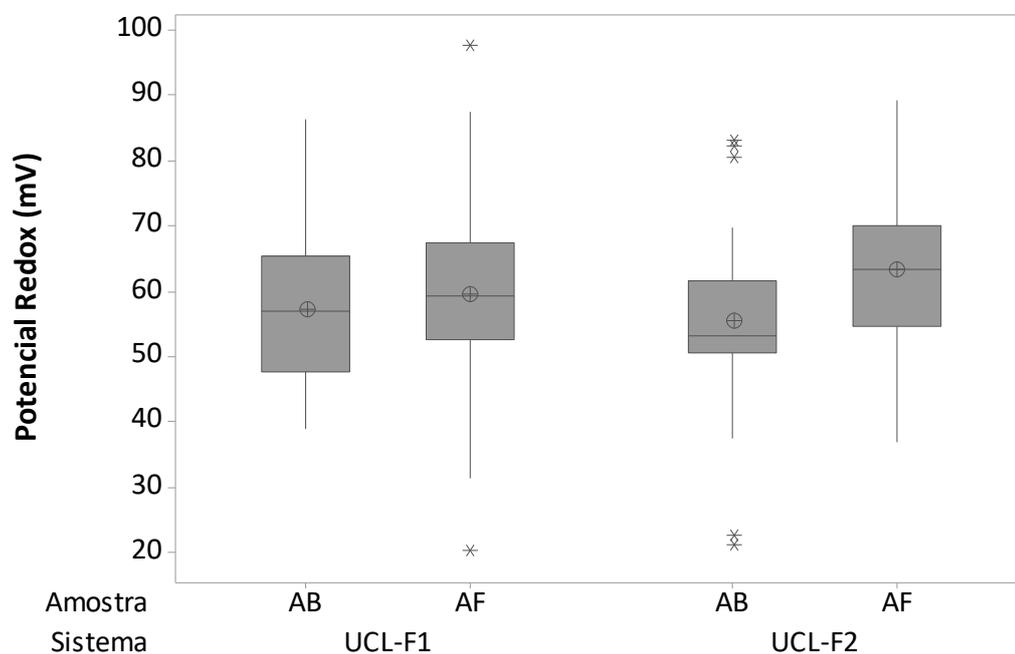


Fonte: o Autor.

Quanto ao Potencial Redox houve aumento ao longo do sistema, sendo esse aumento significativo no UCL-F2. Enquanto no F1 os valores eram em média 57,2 mV em AB1 e 59,5 mV em AF1, no F2 variaram de 55,3 mV em AB2 a 63,2 mV em AF2 (Figura 103). Foi constatada diferença significativa no potencial redox apenas entre as amostras AB2 e AF2, representando aumento desse parâmetro no filtro, algo relacionado ao maior consumo de OD no sistema.

Figura 103 – Boxplot dos dados de Potencial Redox das amostras não filtradas do UCL-F1 e UCL-F2.

Legenda: AB – água bruta; AF – Água filtrada; \oplus - Média; * outlier.

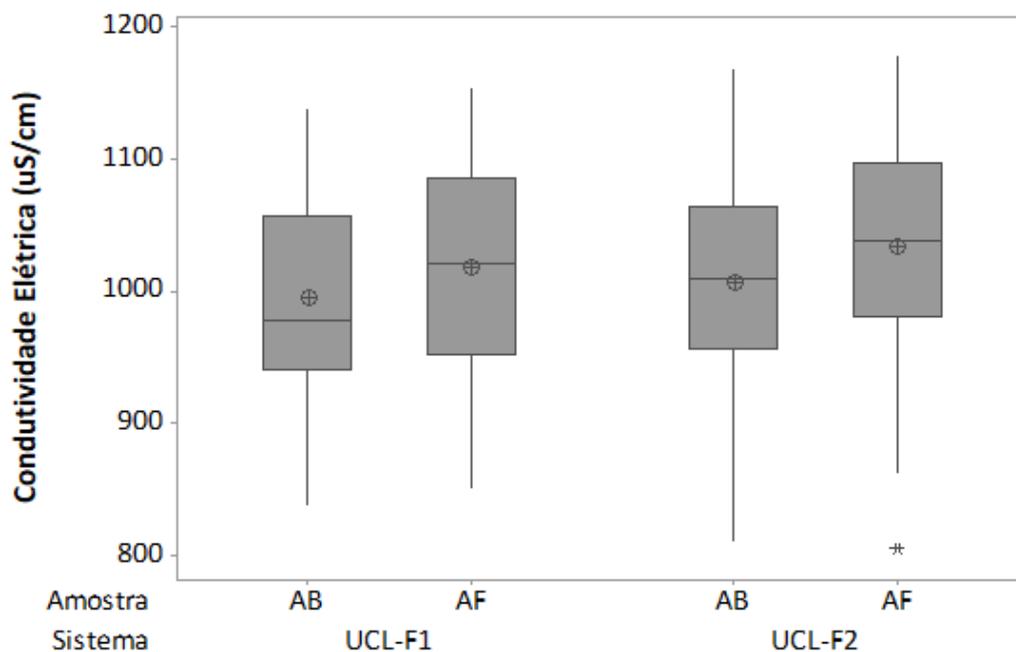


Fonte: o Autor.

A condutividade elétrica não apresentou variação entre as amostras, sendo $994 \mu\text{S}/\text{cm}$ e $1017 \mu\text{S}/\text{cm}$ em AB1 e AF1, e $1006 \mu\text{S}/\text{cm}$ e $1032 \mu\text{S}/\text{cm}$ em AB2 e AF2 (Figura 104).

Figura 104 – Boxplot dos dados de Condutividade Elétrica das amostras do UCL-F1 e UCL-F2.

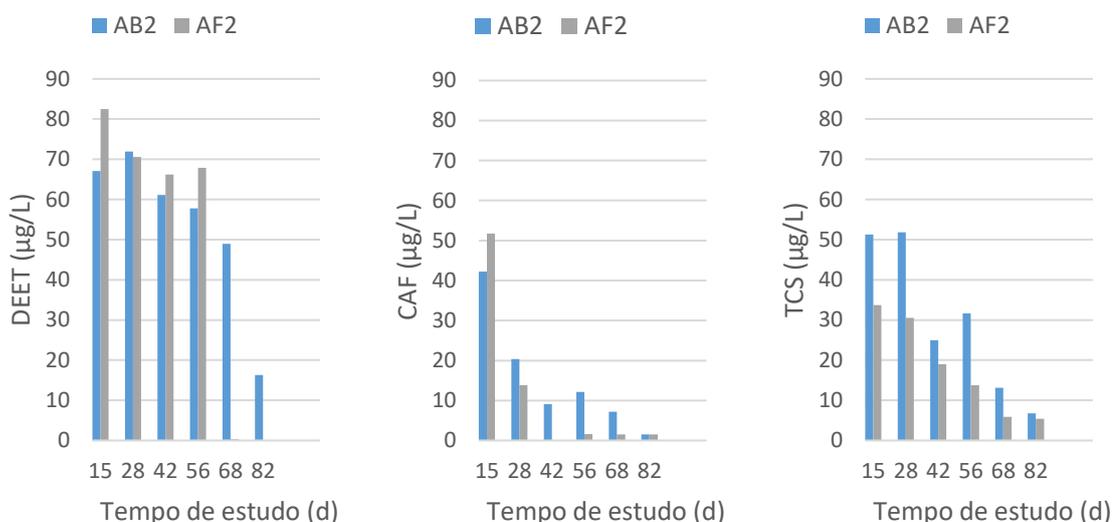
Legenda: AB – água bruta; AF – Água filtrada; \oplus - Média.



Fonte: o Autor.

6.2.2 Remoção de PPCPs

Foi constatada a remoção média dos PPCPs selecionados nesse estudo, sendo a cafeína a 56,3%, a mais removida, seguida pelo Triclosan a 32,8% e o DEET a 20,3%. Contudo, notou-se uma recuperação baixa de Cafeína e Triclosan no reservatório de AB, o que fez com que as concentrações de aporte desses compostos no filtro fossem menores do que os 50 $\mu\text{g/L}$ esperados. Ao longo do tempo notou-se decaimento desses compostos tanto no reservatório quanto no filtro (Figura 105). Isso foi um indício de que esses compostos estavam sendo degradados, ou de alguma maneira adsorvidos, ainda no reservatório.

Figura 105 – Concentração média quinzenal de PPCPs no sistema UCL-F2.

Fonte: o Autor.

Testes de recuperação e influência da matriz confirmam a capacidade da metodologia empregada para a quantificação do DEET, CAF e TCS, apontando as perdas para o R2. O R2 era abastecido com RP-AB em proporções de variavam de 1:3 a 3:1 de água remanescente com água fresca, aleatoriamente conforme necessidade. Acredita-se que, devido ao prolongado tempo de estudo e o preenchimento parcial diário do reservatório, a água remanescente servia como inóculo biológico e solvente dos PPCPs, fazendo que com o tempo fossem mais facilmente degradados no reservatório e o inóculo de PPCPs fosse diluído na água com concentrações menores. Li, Zhou e Campos (2017) apontaram a aeração e a biodegradação por bactérias como formas de eliminação desses compostos. A fotodegradação estudada pelos mesmos autores foi descartada, uma vez que o reservatório era coberto. Ainda há a possibilidade de adsorção dos compostos nos sólidos do R2.

Nota-se que o decaimento dos compostos e sua remoção no filtro acompanham a ordem de seu K_{ow} , relacionado a sua capacidade de adsorção em solos e sedimentos. Mais um indício de que de alguma forma os compostos estavam sendo influenciados pelos sólidos no R2.

6.2.2.1 DEET

O DEET foi o único composto recuperado de maneira adequada na AB, e é o composto que apresentou menor remoção no filtro (20,3%), variando em média

42,9 µg/L para 34,2 µg/L na AF, contudo sem diferença estatística. Tais resultados estão de acordo com os obtidos por Li, Zhou e Campos (2018) onde, ao comparar filtros sanduíche com um FL convencional, observaram remoções entre 18,8% e 36,0% enquanto os filtros sanduíche apresentaram remoções entre 95,0% e 99,4%. Dessa maneira foi atribuída a maior remoção devido ao carvão ativado granular (CAG) dos filtros sanduíche (LI; ZHOU; CAMPOS, 2018). Porém, foi notada maior remoção das duas semanas finais do estudo, sendo que a concentração no reservatório também reduziu (Figura 105).

DEET pode ser considerado um composto biodegradável, sendo sua degradação relatada por fungos, ou bactérias em meio aeróbio (RIVERA-CANCEL; BOCIOAGA; HAY, 2007; KAGLE et al., 2009), sendo constatada eficiência em sua degradação em biofiltros de antracito/areia (HALLÉ; HUCK; PELDSZUS, 2007; RATTIER et al., 2014).

Contudo apresenta-se como recalcitrante em biofiltros (remoção inferior a 50%) em diferentes estudos (WESTERHOFF et al., 2005; BENNER et al., 2013; YANG et al., 2017; LI; ZHOU; CAMPOS, 2018). Também foi constatada influência da temperatura, do tempo de contato e de operação do sistema, sendo maiores tempos de contato mais propícios para a remoção (LI; ZHOU; CAMPOS, 2018) e em maior tempo de operação e temperatura a biodegradação ser o mecanismo de degradação mais evidente (HALLÉ; HUCK; PELDSZUS, 2007).

Dadas as influências que o processo de tratamento pode ter na biodegradação do DEET, acredita-se que a diversidade entre os resultados se deva a isso. Nesse estudo, condições semelhantes às usadas por Li, Zhou e Campos (2018) foram usadas, diferindo-se o tempo de operação e constante limpeza do filtro, atribuindo-se a isso a semelhança entre os resultados.

6.2.2.2 Cafeína

A cafeína foi o composto que apresentou a maior remoção no filtro (53,3%). As concentrações variaram de em média 7,58 µg/L na AB, para 3,31 µg/L na AF. Li, Zhou e Campos (2018) chegaram a remoções menores em filtros de areia (19,8-26,4%), sendo as maiores remoções relacionadas à maiores taxas de aplicação (menor tempo de detenção). Algo também observado nos filtros sanduíche, porém com remoções maiores que 99,6% (LI; ZHOU; CAMPOS, 2018).

Por outro lado, alta remoção (até 96%) de cafeína é relatada pelo *schmutzdecke* de filtros lentos por sorção e principalmente biodegradação (D'ALESSIO et al., 2015; CARPENTER; HELBLING, 2017), o que condiz com a conhecida biodegradabilidade desse composto. Acredita-se que a diferente remoção nesse caso está relacionada à operação e condições em que o filtro se apresentava durante o estudo. D'Alessio et al. (2015) também reportam menor remoção de *E. coli* pelo *schmutzdecke* contaminado com cafeína, algo não observado no presente estudo uma vez que não houve diferença estatística de remoção dessas bactérias nos sistemas estudados.

Foi apresentada menor recuperação no reservatório. Acredita-se que tal remoção se deveu à biodegradação do composto no reservatório, ocasionando na redução de suas concentrações na água bruta. A biodegradação de cafeína foi relatada em sistemas aeróbios de bateladas sequenciais e sistemas anaeróbios em estações de tratamento de esgotos (ETE), assim como sua remoção com aplicação de coagulação e decantação em estações de tratamento de água (ETA) (ONESIOS; YU; BOUWER, 2009; PESCARA, 2014).

A alta biodegradabilidade desse composto em sistemas aeróbios reportada em outros estudos (ONESIOS; YU; BOUWER, 2009; D'ALESSIO et al., 2015) e o comportamento acentuando-se ao longo do tempo, indicam um acondicionamento microbiológico do sistema que promoveu a biodegradação, tanto no reservatório quanto no filtro. Tal comportamento também foi reportado D'Alessio et al. (2015), onde ao longo do tempo a remoção de cafeína aumentou e sua interferência na remoção de coliformes se estabilizou. Soma-se que Li, Zhou e Campos (2017) concluíram que a cafeína tinha comportamento recalcitrante apenas com aplicação de luz visível, contudo tinha sua remoção acentuada pelo aumento da densidade de *E. coli* e aeração.

6.2.2.3 Triclosan

O Triclosan teve comportamento recalcitrante no filtro (remoção <50%) sendo removido em 32,8% em média. Tal resultado é diferente do reportado em outros estudos em que mais de 80% foi composto foi biodegradado (ONESIOS; BOUWER, 2012; ZEARLEY; SUMMERS, 2012; LI; ZHOU; CAMPOS, 2018). Porém, Li, Zhou e Campos (2018) relatam também comportamento recalcitrante do composto devido à variação da remoção entre 39,5% e 91,3%, e que essa remoção poderia estar relacionado à fotodegradação do composto à luz visível.

O Triclosan também apresentou uma recuperação que não é considerada adequada, sendo recuperado no reservatório cerca de 19,8 µg/L, enquanto na AF encontrava-se 13,3 µg/L. Isso indica que o composto era consumido já no reservatório, o que pode indicar a baixa a remoção no filtro. Acredita-se que isso ocorria devido à disponibilidade de oxigênio e aclimatação do reservatório, uma vez que é reportada a biodegradabilidade do Triclosan apenas com aeração (LI; ZHOU; CAMPOS, 2017).

6.2.3 Desenvolvimento da perda de carga e comportamento da retrolavagem

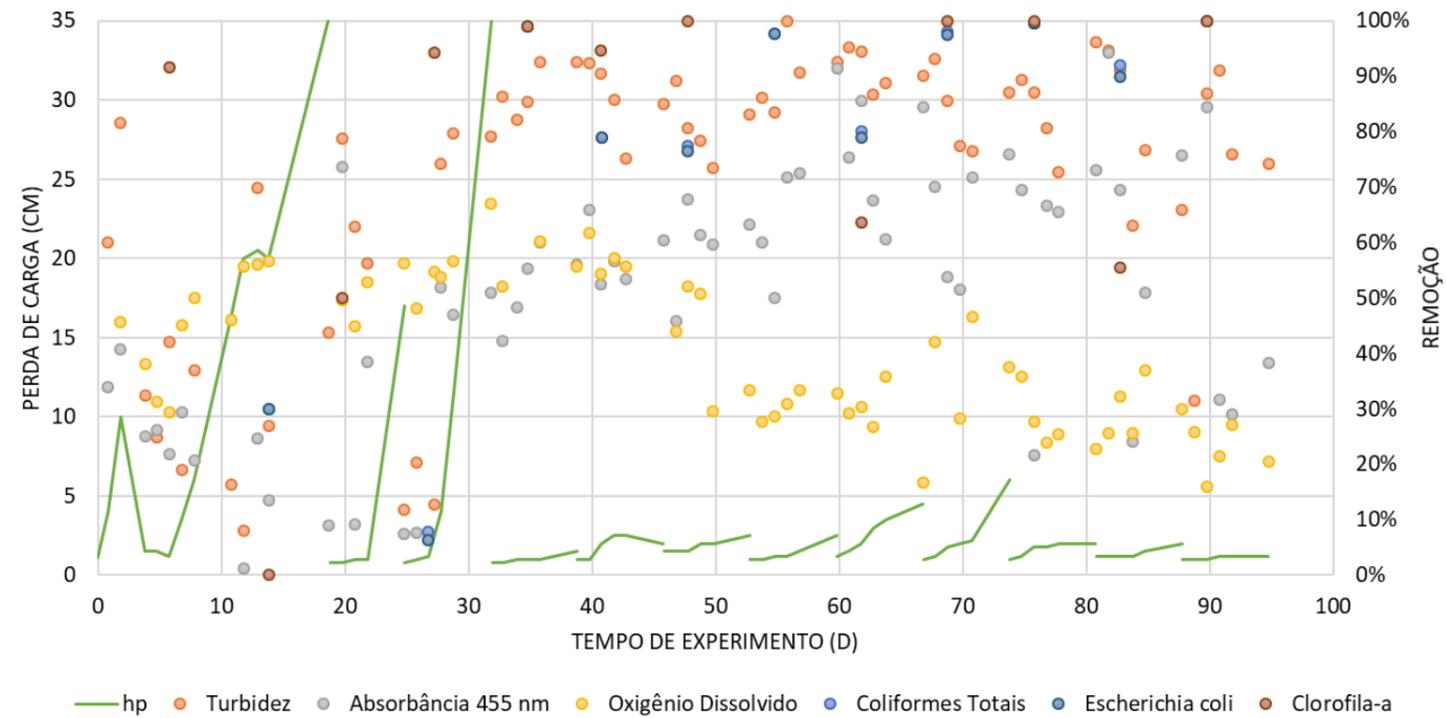
Nas figuras são apresentadas remoções pelo UCL-F1 e o UCL-F2 de parâmetros selecionados ao longo do tempo de operação (Figura 106 e Figura 107). São eles: Turbidez, absorvância a 455 nm, oxigênio dissolvido, coliformes e clorofila-a. Também é apresentado o desenvolvimento da perda de carga em cada filtro ao longo do tempo.

Em relação à perda de carga (h_p) no sistema nota-se que houve aumento constante. Esse aumento foi acentuado no início da operação em ambos os filtros até o 33º dia. Ao início, para se fixar o tempo de carreira, deixaram-se os filtros sem limpeza até que a perda de carga atingisse o máximo disponível (35 cm). Na primeira carreira esse tempo foi de 18 d, caindo para 7 d nas duas carreiras seguintes. Por isso a carreira de filtração foi fixada em 7 d. Contudo, como pode-se observar na Figura 106 e Figura 107, a partir da 4ª carreira, 7 d não eram suficientes para que 35 cm de perda carga fossem atingidos.

As carreiras foram mantidas em 7 d e, como pode ser observado, a baixa perda de carga no sistema não foi um limitante na remoção dos parâmetros apresentados (Figura 106 e Figura 107). Nota-se também que o UCL-F2 apresentou uma h_p mais estável que o F1, onde variava mais.

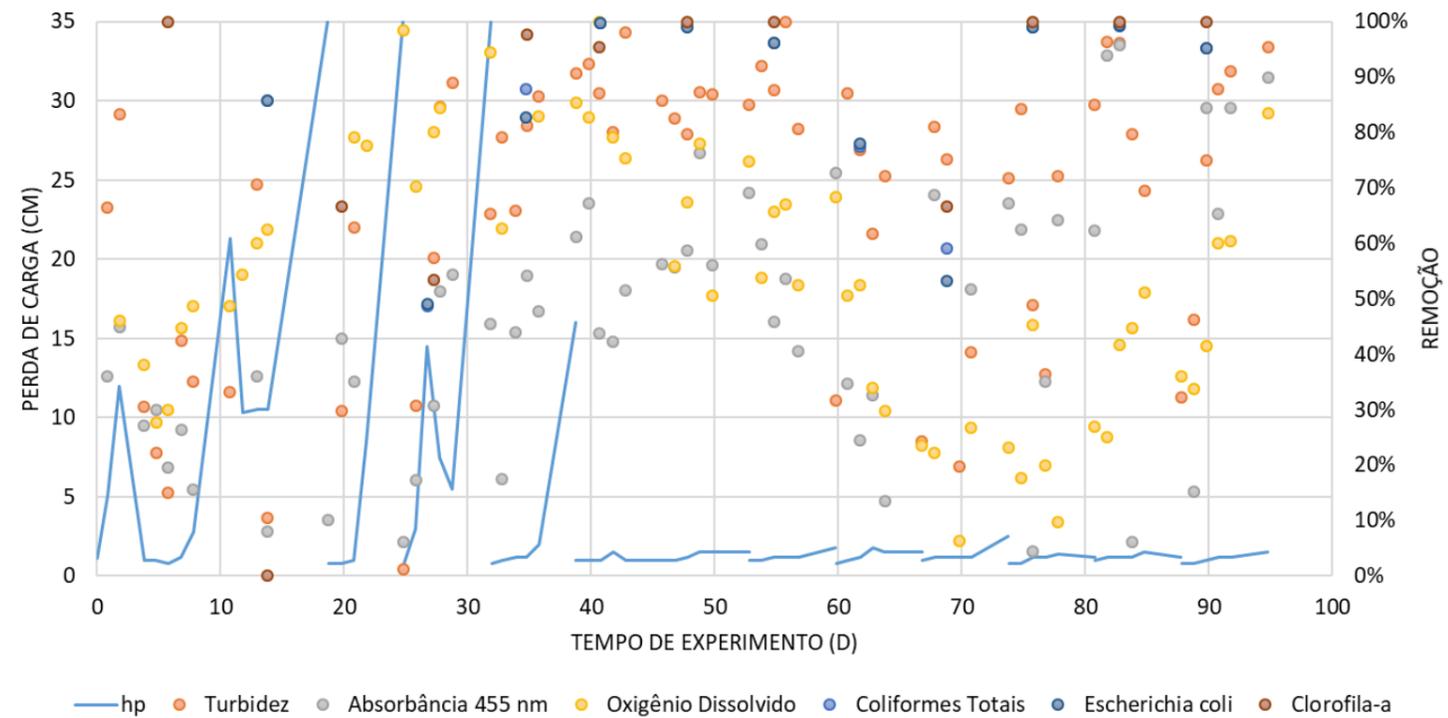
Espera-se desenvolvimento de perda de carga ao longo da carreira devido ao acúmulo de materiais na superfície e ao longo do meio filtrante devido aos mecanismos de filtração. Algo também relacionado à biomassa no sistema.

Figura 106 – Desenvolvimento de perda de carga no meio filtrante do UCL-F1 e remoção de parâmetros selecionados ao longo do tempo.



Fonte: o Autor.

Figura 107 – Desenvolvimento de perda de carga no meio filtrante do UCL-F2 e remoção de parâmetros selecionados ao longo do tempo.

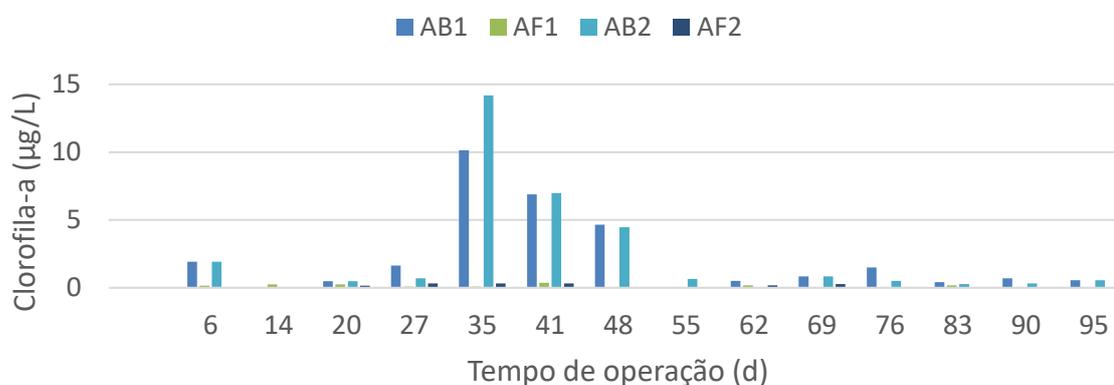


Fonte: o Autor.

Segundo Campos (2002), o desenvolvimento de h_p tende a ser mais acentuado quando filtros são colocados em operação, estabilizando com o tempo e mantendo-se mais constante até o momento em que aumenta e colmata o filtro. Tal comportamento é notado em filtros descobertos, onde a influência da presença de algas está diretamente relacionada com a perda de carga. Com a formação de um *schmutzdecke* mais maduro e estabilização das atividades biológicas no filtro, a h_p tende a diminuir e se estabilizar por mais tempo. Por sua vez, em filtros cobertos, onde a influência de algas é menor, a perda de carga tende a ser menos acentuada, mantendo-se estável por mais tempo.

A clorofila-*a* no sistema variou ao longo do tempo, sendo que os maiores valores foram após o período inicial de operação do filtro (Figura 108). No caso considera-se que os filtros operaram em condições semelhantes às de filtros cobertos, uma vez que não havia incidência solar direta nas colunas e a clorofila-*a* manteve-se abaixo de 2 $\mu\text{g/L}$ na maior parte das amostragens. Acredita-se que o desenvolvimento de perda de carga foi lento devido a isso e principalmente ao fato da turbidez média ser 1 uT e 2 uT em AB1 e AB2, respectivamente. Contudo, a remoção de turbidez não teve correlação com a perda de carga.

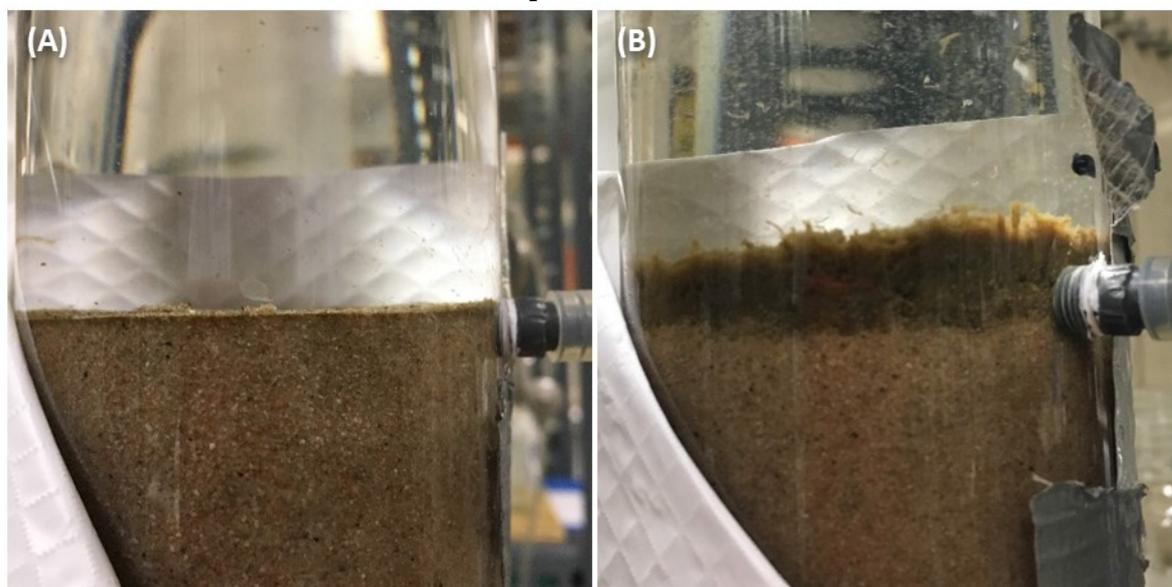
Figura 108 – Clorofila-*a* ao longo do tempo de operação do UCL-F1 e UCL-F2.



Fonte: o Autor.

Durante o experimento o *schmutzdecke* se desenvolveu de maneira diferenciada nos filtros. Enquanto o UCL-F1 manteve uma camada fina acima do meio filtrante, ao final do experimento o UCL-F2 apresentava uma camada que chegou a atingir 1 cm (Figura 109, A e B respectivamente). Um motivo para isso seria a aplicação de PPCPs no UCL-F2, uma vez que era essa a diferença entre os sistemas. A presença de larvas de mosquitos já foi relacionada à presença de DEET e também notou-se maior COD no sistema, estimulando o crescimento de biomassa (Tabela 24 e Figura 95).

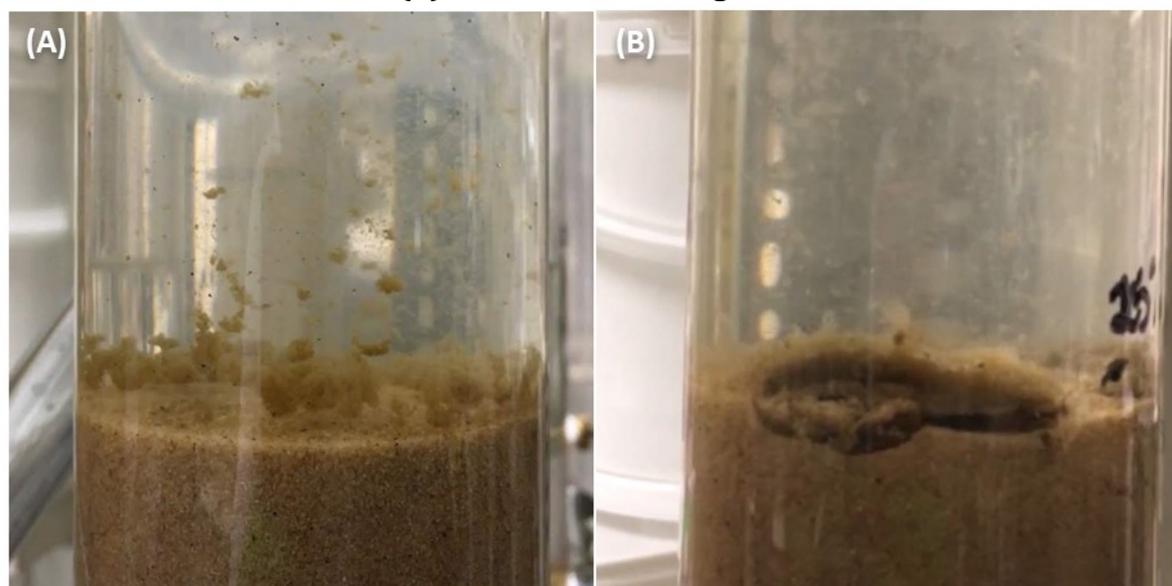
Figura 109 – *Schmutzdecke* formado nos filtros UCL-F1 (A) e UCL-F2 (B) após 90 dias de experimento.



Fonte: o Autor.

Durante a retrolavagem era possível se observar material saindo do filtro em ambos os casos. Contudo, no UCL-F1 um material flocular se mantinha acima do meio filtrante expandido, enquanto no UCL-F2 todo o material se deslocava com a expansão sem sair do filtro (Figura 110). Assim, havia perturbação e parcial remoção do *schmutzdecke* apenas. Diferença também pôde ser notada na retrolavagem, nos micrografias de MEV (Seção 6.2.5, p.241) e identificação metagenômica de bactérias (Seção 6.2.4, p.236).

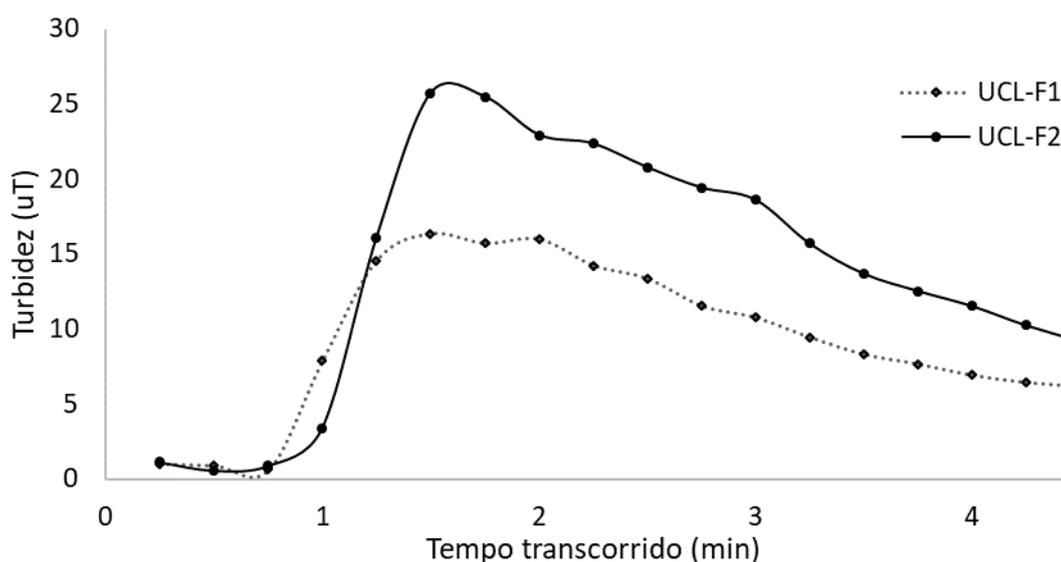
Figura 110 – Comportamento do *Schmutzdecke* formado nos filtros UCL-F1 (A) e UCL-F2 (B) durante a retrolavagem.



Fonte: o Autor.

O comportamento da turbidez da água de retrolavagem foi semelhante em ambos os filtros, no entanto o pico médio de turbidez no UCL-F1 (17,2 uT) foi inferior ao pico no UCL-F2 (27,2 uT) (Figura 111 e Tabela 25). Após o pico, a turbidez de ambos os filtros UCL-F1 e UCL-F2 reduziu gradualmente durante a retrolavagem, contudo, ao final do processo a turbidez ainda era elevada, 6,2 uT e 9,2 uT, respectivamente. Porém, apesar de elevadas, não havia mais variação significativa entre a turbidez das amostras em tempo consecutivo. Dessa maneira, estender a retrolavagem resultaria em tempo maior para essa operação, algo que pode não ser interessante do ponto de vista econômico, pois gasta-se mais água.

Figura 111 – Comportamento da turbidez durante a retrolavagem dos filtros UCL-F1 e UCL-F2.



Fonte: o Autor.

Tabela 25 - Características da água de retrolavagem nos filtros UCL-F1 e UCL-F2.

	UCL-F1	UCL-F2
Perda de carga (cm)	3,3	1,7
Turbidez máxima (uT)	17,2	27,2
Turbidez mínima (uT)	11,2	17,0
Turbidez ao final (uT)	6,2	9,2
Clorofila- <i>a</i> (µg/L)	3,4	2,4
DEET (µg/L)	-	26,8
Cafeína (µg/L)	-	6,2
Triclosan (µg/L)	-	11,0
Perda de carga máxima (cm)	8,2	10,7

Fonte: o Autor.

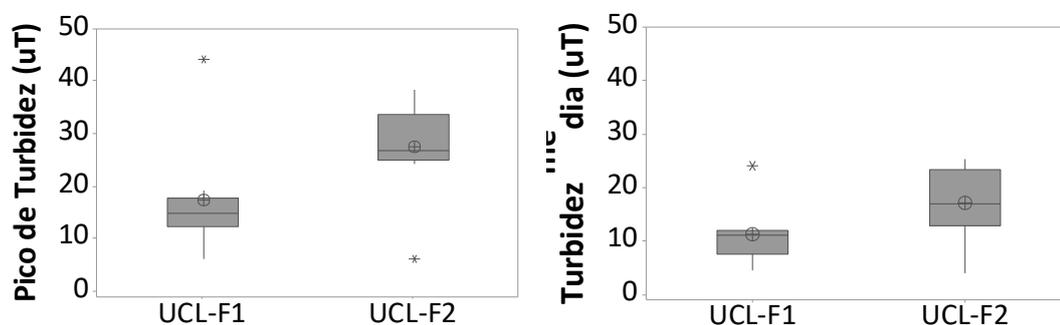
Acredita-se que, apesar de valores diferentes, o comportamento da curva de turbidez ao longo da retrolavagem foi semelhante devido à velocidade de aproximação em ambos os filtros ter sido a mesma. Souza et al. (2016) estudaram a retrolavagem em filtros com diferentes velocidades de aproximação e relatam comportamento diferenciado na curva de turbidez. Velocidades maiores resultaram em picos mais elevados e decaimento mais acentuado após o pico. Acredita-se que os maiores valores de turbidez no UCL-F2 deviam-se à maior camada de *schmutzdecke* e possível retenção de material particulado e se seu desprendimento durante a retrolavagem, apesar de manter-se a estrutura.

Durante a retrolavagem os mecanismos de limpeza devem-se a forças de atrito, colisão e fricção. As forças de atrito são as mais relevantes no caso da retrolavagem com água, uma vez que após o meio fluidizado as forças de colisão e fricção são praticamente nulas, ocorrendo mais no início enquanto ainda não há fluidização (FITZPATRICK, 1993). Somado à quantidade de matéria, a isso também se atribui a existência de um pico de turbidez no início da limpeza e posterior estabilização, uma vez que os mecanismos de limpeza também se estabilizam.

O desprendimento de material do meio filtrante também depende do tipo de material, sua coesão e sua aderência aos grãos. Materiais mais coesos tendem a se desprender mais facilmente e materiais biológicos tendem a se aderir mais, por exemplo (FITZPATRICK, 1993, 1998). Assim, acredita-se que as diferenças entre ambos se devem ao processo de filtração lenta ter sido diferenciado, resultando em materiais aderidos de maneira diferenciada no MF.

A turbidez média da água bruta dos filtros não era significativamente diferente entre os dois reservatórios (1,53 uT e 1,85 uT). No entanto, a água filtrada no UCL-F1 tinha uma turbidez menor que a do UCL-F2 (0,195 uT e 0,301 uT). Mesmo assim, a turbidez na retrolavagem de ambos os filtros apresentou valores diferentes (Figura 111 e Tabela 25), além do *schmutzdecke* ter se desenvolvido de maneira diferente (Figura 109).

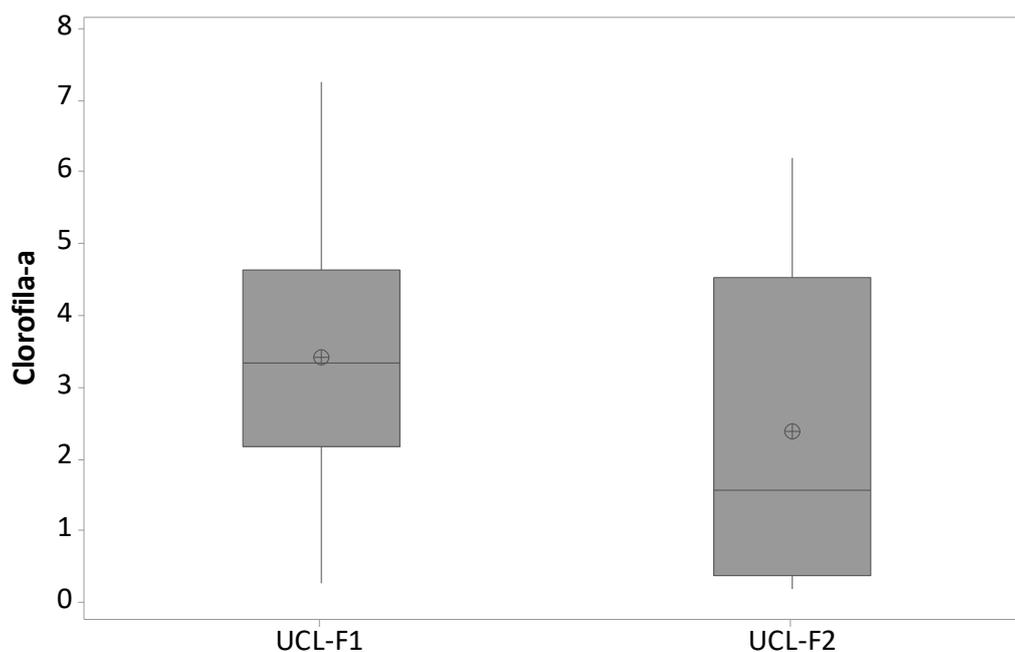
Figura 112 – Boxplot dos dados do pico e média de turbidez da água de retrolavagem do UCL-F1 e UCL-F2.



Fonte: o Autor.

Por sua vez a clorofila-*a* em ambos os filtros se comportou de maneira semelhante, tanto na água filtrada pelo sistema quanto na água de retrolavagem. A média de concentração de clorofila-*a* na água de retrolavagem era 3,4 $\mu\text{g/L}$ e 2,4 $\mu\text{g/L}$, respectivamente, sem diferença significativa entre elas. Nesse caso, somado aos valores baixos de clorofila-*a* na água bruta, esse é um indicativo de que esse parâmetro não foi significativo no desenvolvimento do *schmutzdecke* e retrolavagem.

Figura 113 – Boxplot dos dados de clorofila-*a* na água de retrolavagem do UCL-F1 e UCL-F2.



Fonte: o Autor.

Também foi detectada a presença de DEET, cafeína e Triclosan na água de retrolavagem nas concentrações de 26,8 µg/L, 6,2 µg/L e 11,0 µg/L, respectivamente. Considerando-se o volume de AB contaminada sobrenadante no filtro antes da retrolavagem e sua diluição no volume de água utilizada para retrolavagem, consideram-se essas concentrações elevadas.

6.2.4 Identificação metagenômica de bactérias no *schmutzdecke* e meio filtrante superficial

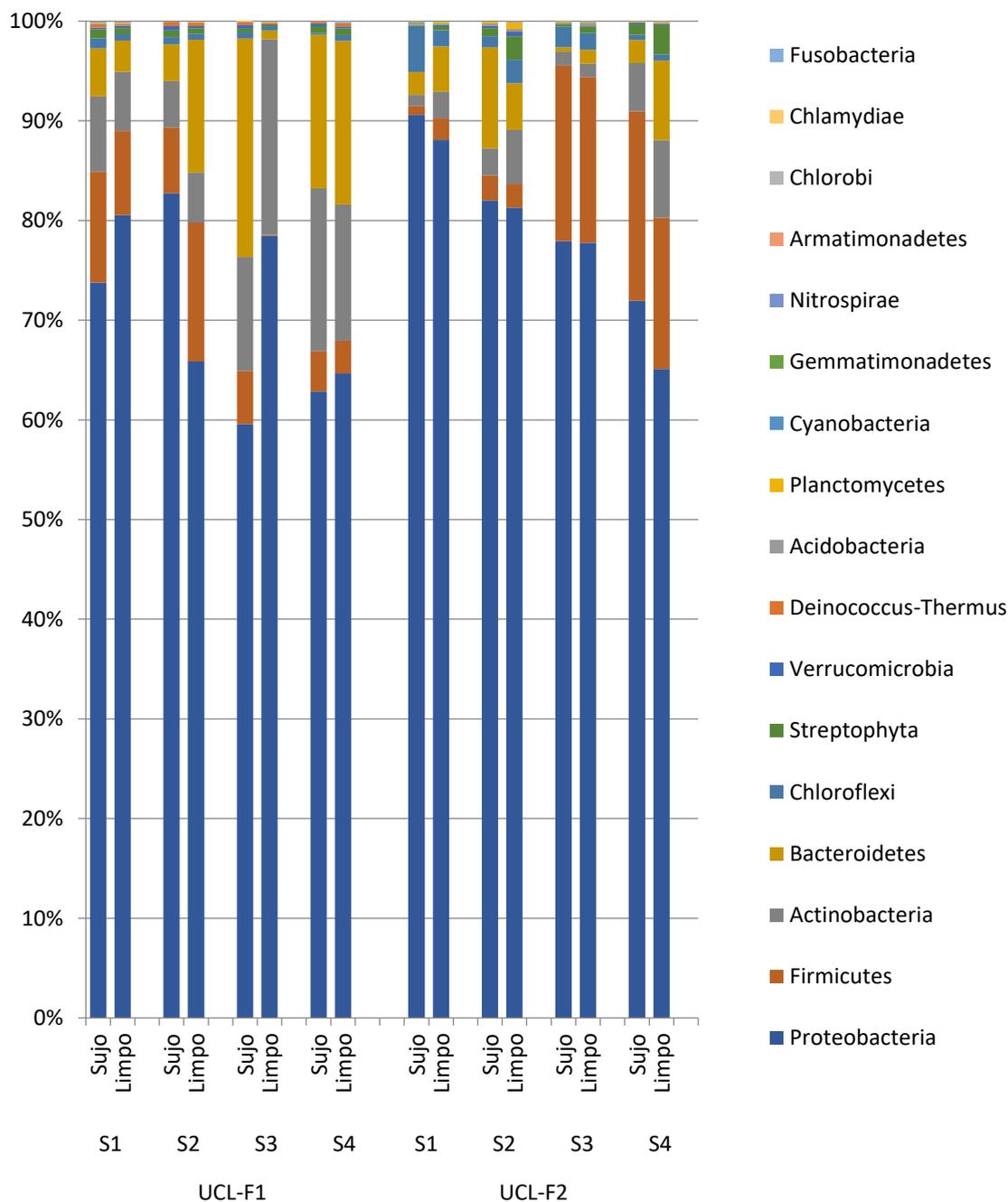
Nesse experimento amostras foram retiradas do *schmutzdecke* e do MF à superfície ao longo do tempo em ambos os filtros, antes e depois da limpeza. Na Figura 114 são apresentadas as distribuições por filos de bactérias identificados nas amostras. Foram destacados aqueles que apresentaram ao menos 5% das sequências identificadas em ao menos uma das amostras. Destacaram-se cinco filos: *Proteobacteria* (60-90%), *Firmicutes* (0,4%-22%), *Actinobacteria* (1%-20%), *Bacteroidetes* (0,1%-19%), *Chloroflexi* (0,2%-5%). Nesse caso o filo *Cyanobacteria* apresentou um máximo de 0,1% de abundância relativa. A Figura 115 apresenta a abundância relativa dos gêneros de bactérias identificados nas amostras. Correlações entre o tempo de operação, abundância relativa e PPCPs quantificados após 48h são apresentadas nos Apêndices (Apêndice C, p.314 - 318).

Foram observadas diferenças na abundância relativa dos filos entre as amostras do UCL-F1 e F2. A retrolavagem ocasionou diferença, principalmente no UCL-F1, devido ao *schmutzdecke* menos espesso e mais perturbado pela retrolavagem.

O filo *Proteobacteria* foi o mais abundante, como nos estudos apresentados anteriormente, condizente com o apresentado em FL e condizente com a abrangência desse filo e sua relação com capacidade de degradação de matéria orgânica (LAUTENSCHLAGER et al., 2014; D'ALESSIO et al., 2015; HAIG et al., 2015b; LIAO et al., 2015).

Figura 114 – Distribuição por filo de bactérias identificadas por identificação metagenômica ao longo do tempo no UCL-F1 e F2 antes e após a limpeza.

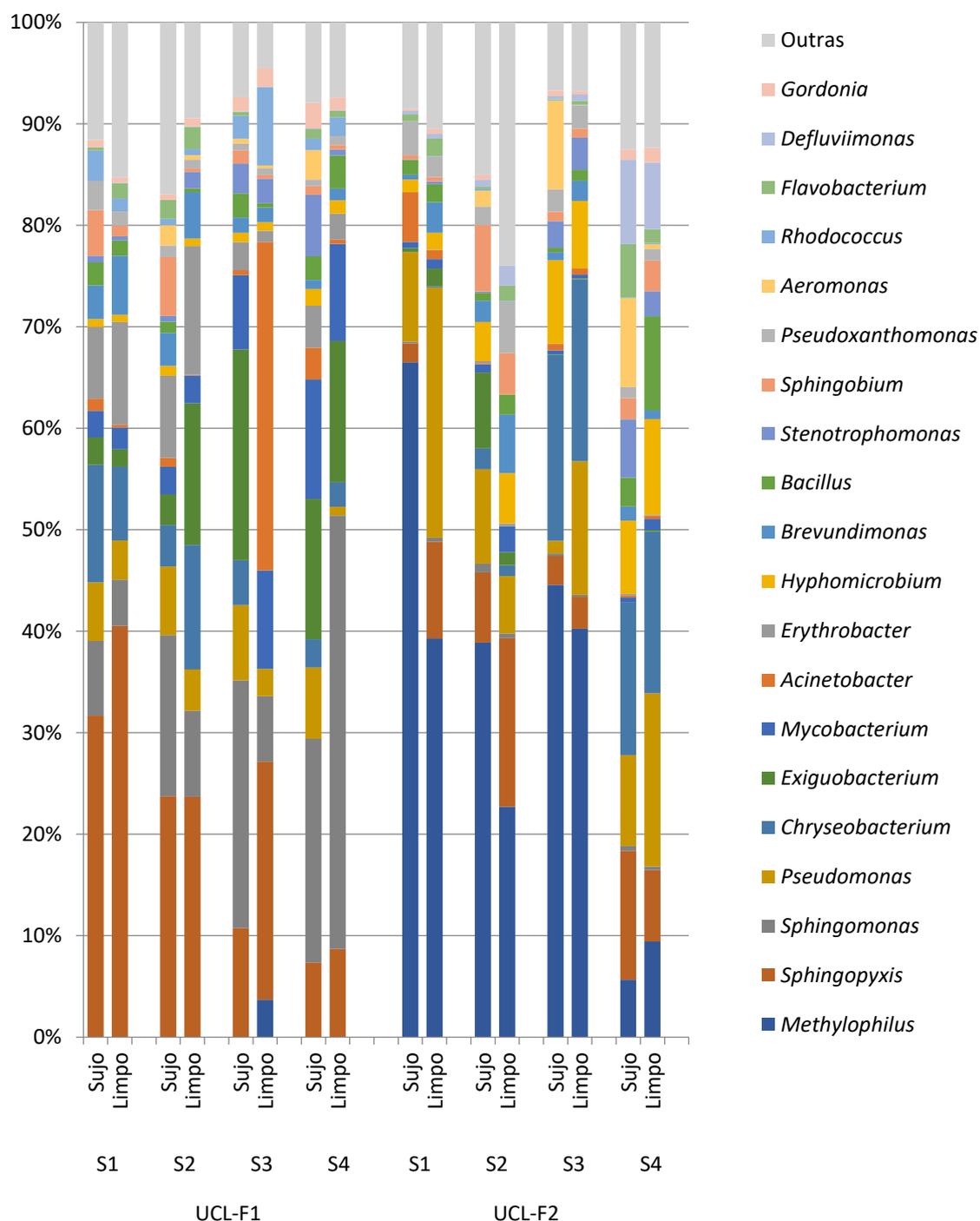
Legenda: S#, semanas diferenciadas de coleta ao longo do tempo.



Fonte: o Autor.

Figura 115 – Distribuição por gênero de bactérias identificadas por identificação metagenômica ao longo do tempo no UCL-F1 e F2 antes e após a limpeza.

Legenda: S#, semanas diferenciadas de coleta ao longo do tempo.



Fonte: o Autor.

Dentre as proteobactérias encontra-se o gênero *Methylophilus*, que foi o gênero mais abundante no UCL-F2 (6%-67%) e praticamente ausente na maioria das amostras do UCL-F1 (0%-4%). As bactérias do gênero *Methylophilus* são aeróbias conhecidas por sua

capacidade de utilizar metanol de maneira facultativa (JENKINS; BYROM; JONES, 1987). Foram identificadas em lodos ativados com a presença de metanol, assim como a bactéria *Hyphomicrobium*, também abundante no UCL-F2 (1%-9%). D'Alessio et al. (2015) também reportaram a presença desses gêneros de bactérias ao analisar a remoção de fármacos por FL e observando que o *Methylophilus* não estava mais presente quando o metanol não era utilizado. Comportamento semelhante ocorreu no presente estudo, onde o sistema que não recebia metanol apresentou abundância relativa pouco significativa. Contudo, no presente estudo, diferentemente do de D'Alessio et al. (2015), acredita-se que a presença de metanol tenha afetado a comunidade bacteriana do estudo comparando-se UCL-F1 e F2, uma vez que *Methylophilus* foi o gênero mais abundante no UCL-F2. No caso do gênero *Hyphomicrobium*, constatou-se aumento ao longo do tempo e correlação negativa com a concentração afluenta de cafeína ($\rho = -0,732$, $p = 0,039$), porém essa relação também foi negativa com a concentração efluente de DEET ($\rho = -0,926$, $p = 0,001$), cafeína ($\rho = -0,830$, $p = 0,011$) e triclosan ($\rho = -0,683$, $p = 0,062$).

Ainda no filo Proteobacteria encontram-se os gêneros mais abundantes no UCL-F1, o *Sphingomonas* (5%-43%) e o *Sphingopyxis* (7%-41%), esse último também abundante no UCL-F2 (2%-17%). *Sphingomonas* foram relatadas como capazes de degradar contaminantes orgânicos, dentre eles o Triclosan e DEET (KAGLE et al., 2009), no entanto a abundância relativa dessas bactérias no UCL-F2 variou apenas entre 0% e 1% e não apresentou relação com as concentrações de PPCPs. Por sua vez, a presença de *Sphingomonas* teve correlação negativa com *Methylophilus* ($\rho = -0,690$, $p = 0,058$) indício de que a presença dessas bactérias, ou até mesmo o metanol, tenha tido uma influência negativa na abundância relativa das *Sphingomonas*, apesar da contaminação por DEET e Triclosan.

Por sua vez, o gênero *Sphingopyxis* foi relatado anteriormente em schmutzdecke e também foi relacionado à biodegradação de Triclosan por cometabolismo em lodos ativados (ROH et al., 2009; RANJAN; PREM, 2018). Esse gênero também apresentou correlação negativa com o *Methylophilus* ($\rho = -0,833$, $p = 0,010$), porém sua abundância relativa no UCL-F2 ainda foi significativa.

Por sua vez, as *Pseudomonas* tiveram presença relatada em FL e também são conhecidas por sua capacidade de degradação de cafeína, DEET (como fonte de carbono e nitrogênio), além de apresentar resistência e capacidade de degradação de Triclosan (KAGLE et al., 2009; D'ALESSIO et al., 2015; HAIG et al., 2015b; SUMMERS et al., 2015;

RANJAN; PREM, 2018). Nesse caso, a presença dessas bactérias foi diferenciada entre os sistemas, sendo mais abundante no UCL-F2 do que no UCL-F1 e pouco influenciada pela presença de *Methylophilus* no UCL-F2 ($\rho = -0,262$, $p = 0,531$). A abundância relativa desse gênero não foi correlacionada com a concentração de PPCPs, porém, a maior presença no UCL-F2 é um indício de que foi influenciada pela contaminação e não descarta a possibilidade de biodegradação dos PPCPs pelas bactérias do gênero presentes. Pompei et al. (2016) relatam a presença de *Pseudomonas* em FL intermitentes somente após contaminação com PPCPs diferentes aos utilizados no presente estudo, contudo o metanol também foi utilizado.

Assim como as bactérias do gênero *Pseudomonas*, *Stenotrophomonas* estão associadas à biodegradação de TCS e estão presentes tanto no UCL-F1(0%-6%), quanto no UCL-F2 (0%-6%), porém não tem sua abundância relativa correlacionada com o contaminante ($\rho = -0,262$, $p = 0,531$) (THELUSMOND; STRATHMANN; CUPPLES, 2019). Não obstante, foi constatada correlação negativa com a concentração efluente de DEET ($\rho = -0,772$, $p = 0,025$) e de forma geral com a CAF ($\rho = -0,830$, $p = 0,011$, afluyente e $\rho = -0,732$, $p = 0,039$, efluente) e aumentaram ao longo do tempo. Também reportadas em FL, estão associadas com genes que apresentam resistência a antibióticos (POMPEI et al., 2016; YI et al., 2017).

Quanto ao filo Firmicutes notou-se aumento da abundância relativa ao longo do tempo. Também foram reportados em filtros lentos, sendo mais abundantes no momento da drenagem dos filtros, algo relacionado à sua capacidade de formar endósporos e resistência à situações extremas (WAKELIN et al., 2011; D'ALESSIO et al., 2015; HAIG et al., 2015b; OH; HAMMES; LIU, 2018). Dentre as bactérias desse filo, *Exiguobacterium* foi um gênero cuja abundância relativa apresentou correlação positiva mais significativa em relação à concentração de cafeína na AB2 ($\rho = 0,878$, $p = 0,004$) e AF2 ($\rho = 0,683$, $p = 0,062$). Bactérias desse gênero são caracterizadas por sua versatilidade no ambiente, sendo estudado em biorremediação também apresentaram resistência na presença de PPCPs diferentes em FL (POMPEI et al., 2016; KASANA; PANDEY, 2018).

Actinobactérias foram mais representativas no F1 e aumentaram ao longo do tempo. A presença desse filo também foi constatada nos estudos apresentados nos capítulos anteriores de maneira significativa, sendo que são abundantes ambientalmente e relacionadas à degradação de matéria orgânica (SERVIN et al., 2008).

Por sua vez, a abundância relativa do filo Bacteroidetes teve comportamento oposto

nos filtros ao longo do tempo. Bactérias desse filo são bastante reportadas em FL (WAKELIN et al., 2011; LIAO et al., 2013b; HWANG et al., 2014; D'ALESSIO et al., 2015; HAIG et al., 2015b; PFANNES et al., 2015a; OH; HAMMES; LIU, 2018; ZHAO et al., 2019), contudo apareceram significativamente apenas nos filtros UCL-F1 e F2. Características do intestino humano, são capazes de degradar matéria orgânica complexa, o que foi relacionado em outros estudos à sua maior abundância no *schmutzdecke* (PFANNES et al., 2015a; ZHAO et al., 2019).

Dentre as bactérias do filo Bacteroidetes encontram-se as bactérias do gênero *Chryseobacterium*, gênero que também apresentou diferença entre a abundância relativa no UCL-F1 (0%-12%) e UCL-F2 (0%-18%), sendo mais representativa no UCL-F2 ao final do estudo (Figura 115) e com correlação negativa com a concentração efluente de CAF ($\rho = -0,926$, $p = 0,001$) e DEET ($\rho = -0,976$, $p = 0,000$). Esse gênero de bactérias foi relacionado à sua resistência a agentes biocidas e também foi reportado em FL, contaminados ou não por PPCPs (KIRBY et al., 2004; POMPEI et al., 2016).

Em relação ao filo Chloroflexi, não foi observada variação ao longo do tempo, excluindo-se a primeira amostragem do F2, em que o filo Chloroflexi estava mais abundante do que nas demais. Esse filo também foi observado no sistema UF (LIAO et al., 2013b; HAIG et al., 2014b, 2015b; D'ALESSIO et al., 2015; PFANNES et al., 2015a; ZHAO et al., 2019). Relata-se que bactérias desse filo possuem capacidade de decomposição de resíduos quebra de células, fermentação de carboidratos e degradação de outros compostos orgânicos complexos via anaerobiose (SPEIRS et al., 2019).

A ausência de cianobactérias no meio filtrante se relaciona com os baixos valores de clorofila-*a* reportados e podem ainda estar associados à fonte de água utilizada no estudo, que além de tudo foi realizado apenas no inverno e em um ambiente fechado. Destaca-se ainda a predominância de bactérias aeróbias, o que está relacionado à disponibilidade de oxigênio no *schmutzdecke*.

6.2.5 Observação do *schmutzdecke* e meio filtrante por microscopia

Nesse experimento foram observadas amostras da areia limpa e da superfície do filtro antes e após a retrolavagem, compreendendo o primeiro centímetro de meio filtrante e *schmutzdecke*. Foram analisadas 115 micrografias de 5 amostras e, como discutido na seção 4.2.2.1, foi possível a observação de material aderido na superfície dos

grãos de areia e estrutura do *schmutzdecke*. Foi usada a mesma metodologia de preparação e, embora um MEV de modelo diferente, foram utilizadas as configurações similares e os resultados foram considerados semelhantes no que concerne à técnica em si.

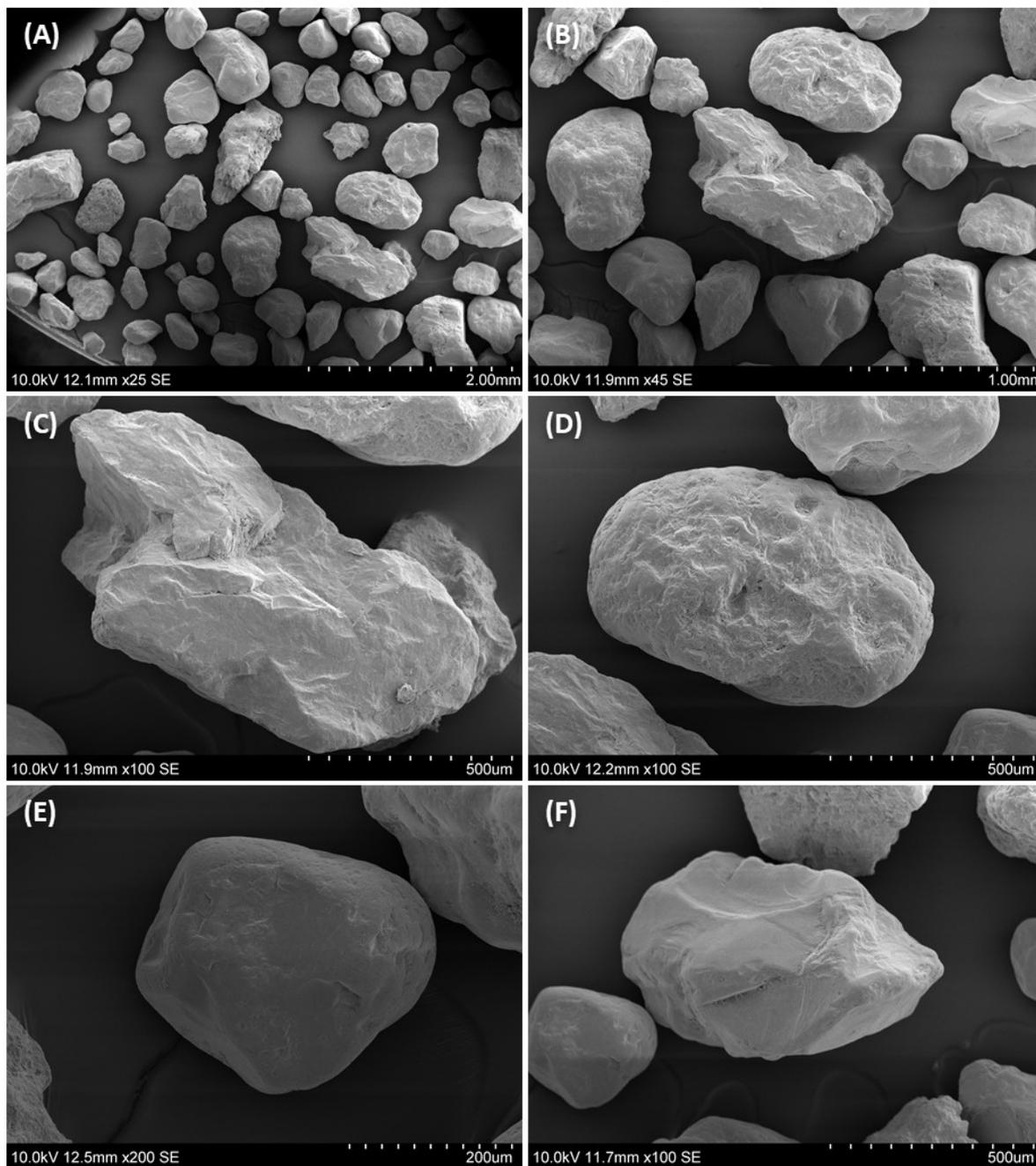
Na Figura 116 podem-se observar micrografias da areia empregada como MF nos filtros antes de sua utilização. Nesse caso, nota-se que a areia limpa (Figura 116, A e B) possui grãos de tamanhos variados. Essa variação está visivelmente presente mesmo com a areia possuindo um coeficiente de uniformidade de 1,5.

Barton e Buchberger (2007) afirmam que MFs angulares são mais propensos à retenção de partículas em FLs. Ainda, é conhecida a importância de irregularidades na superfície dos grãos para a retenção de materiais (WEISE; RHEINHEIMER, 1977; ELLIS; AYDIN, 1995; TUFENKJI et al., 2004; RAJEB et al., 2009). Tais características são observadas no MF utilizado nos filtros (Figura 116), que varia entre grãos arredondados (D e E) a angulares (C e F), e de lisos (E e F) a rugosos (C e D) (JANOO, 1998).

Na Figura 117 são apresentadas micrografias de MEV das amostras do UCL-F1, o filtro sem contaminação e que desenvolveu menos *schmutzdecke* (Figura 109, p.232). É possível observar que a variação de tamanhos presente na amostra bruta (Figura 116) não é mais evidente na amostra da superfície do filtro (Figura 117). Ainda, é possível se observarem partes do *schmutzdecke* destacado dos grãos de areia do UCL-F1 (Figura 117, a), tanto antes (Figura 117 A, C e E) quanto depois da limpeza (Figura 117 B, D e F).

Na Figura 118 foca-se no *schmutzdecke* do UCL-F1, onde pode-se ver a miscelânea de materiais que o compõe. Contudo, não é possível identificar claramente o que está presente, excetuando-se algumas diatomáceas (a) e carapaças de larvas (c). Ainda, na Figura 119, é possível observar material aderido na superfície dos grãos antes da retrolavagem e, na Figura 120, depois.

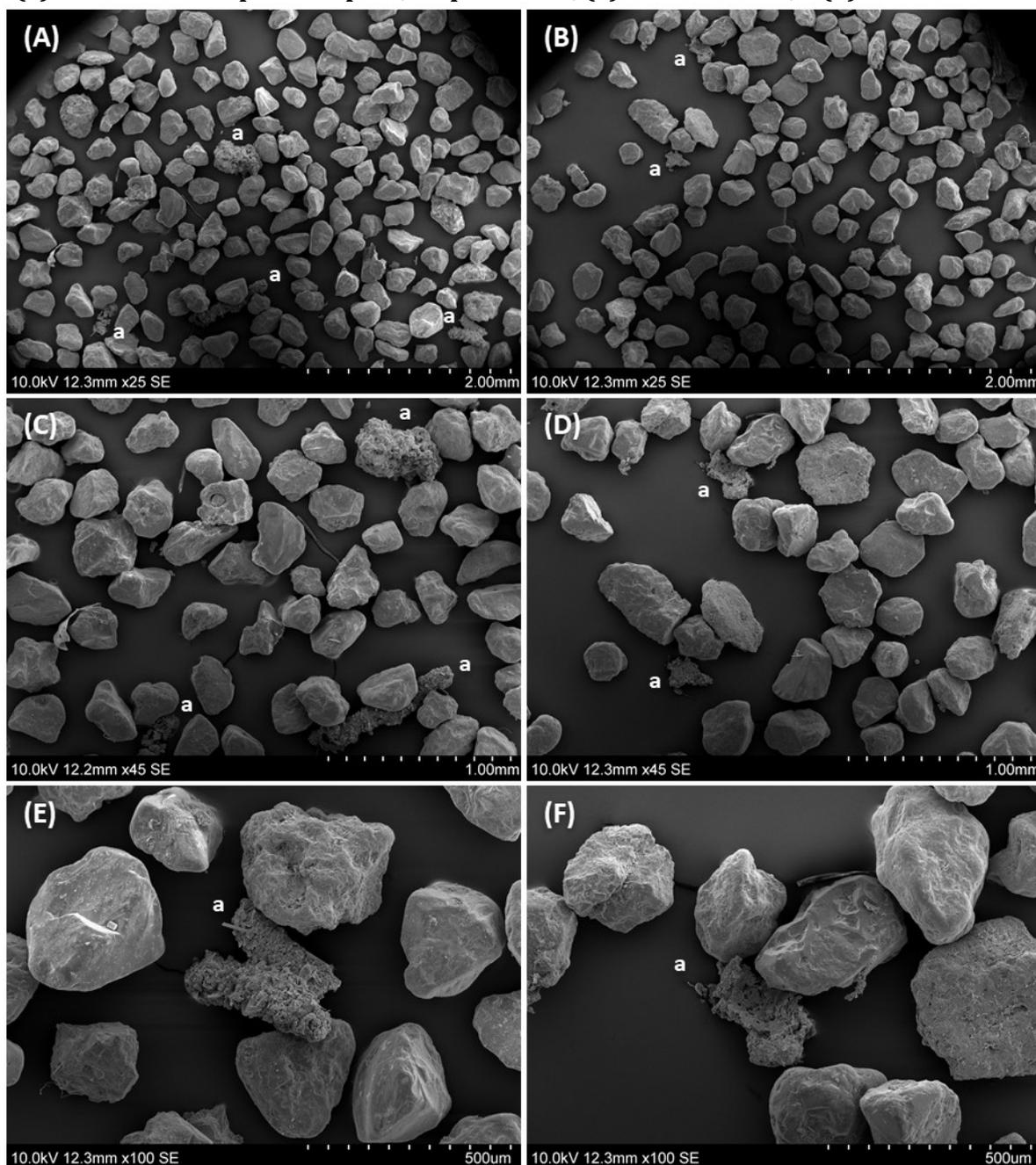
Figura 116 – Micrografias de MEV da areia limpa utilizada nos pilotos na UCL.
Legenda: (A) visão geral com amplificação de x25; (B) visão geral com amplificação de x45; (C) grão de areia com a superfície rugosa e formato angular, amplificação de x100; (D) grão de areia com a superfície rugosa e forma arredondada, aproximação e x100; (E) grãos de superfície lisa e forma arredondada, amplificação de x200; e (F) grão de areia com a superfície lisa e formato angular, amplificação de x100;



Fonte: o Autor.

Figura 117 – Micrografias de MEV do meio filtrante à superfície do UCL-F1 antes e após a limpeza.

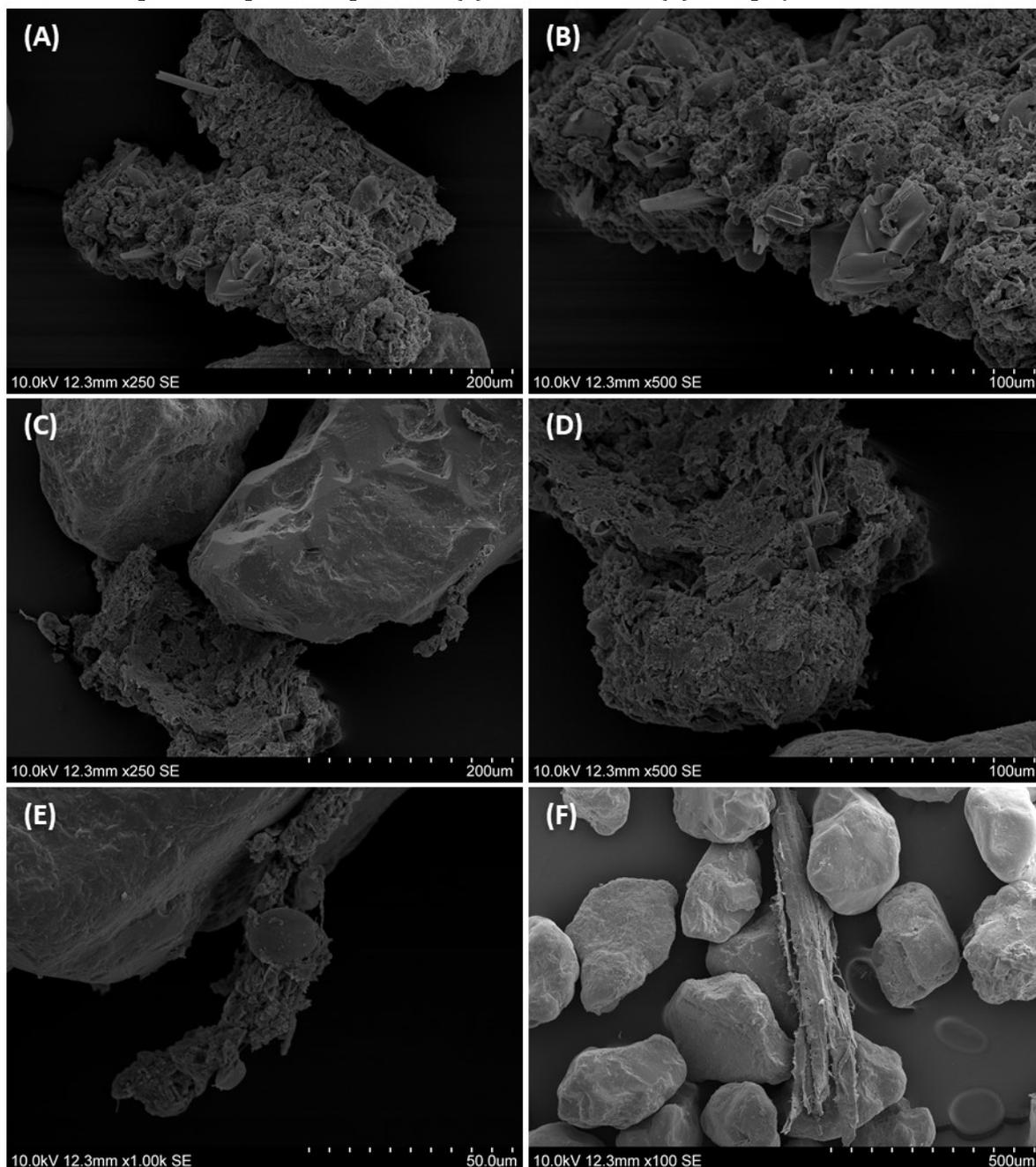
Legenda: (A) Meio filtrante antes da limpeza, amplificação de x25; (B) Meio filtrante após a limpeza, amp. de x25; (C) Meio filtrante antes da limpeza, amp. de x45; (D) Meio filtrante após a limpeza, amp. de x45; (E) Meio filtrante antes da limpeza, amp. de x100; (F) Meio filtrante após a limpeza, amp. de x100; (a) *schmutzdecke*; e (b) diatomáceas.



Fonte: o Autor.

Figura 118 –Micrografias de MEV do *schmutzdecke* à superfície do UCL-F1 antes e após a limpeza.

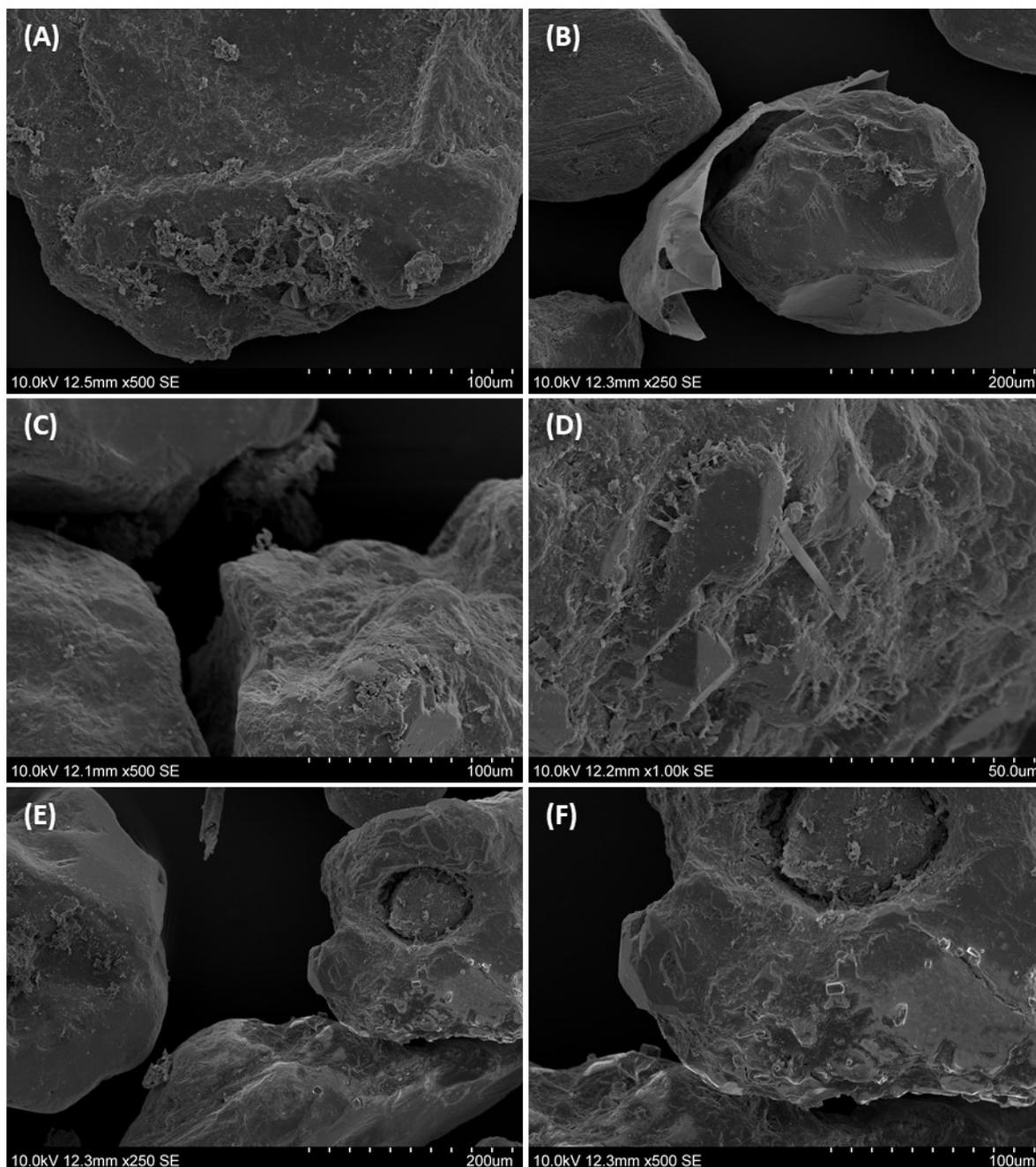
Legenda: (A) *Schmutzdecke* antes da limpeza, amplificação x250; (B) *Schmutzdecke* antes da limpeza, amp. x500; (C) *Schmutzdecke* e material aderido ao grão de areia após a limpeza, amp. x500; (D) *Schmutzdecke* desprendido do grão de areia após a limpeza, amp. x500; (E) Material aderido ao grão de areia após a limpeza, amp. x500; e (F) Meio filtrante após a limpeza, amp. X100; (a) diatomáceas; (b) carapaça de larva.



Fonte: o Autor.

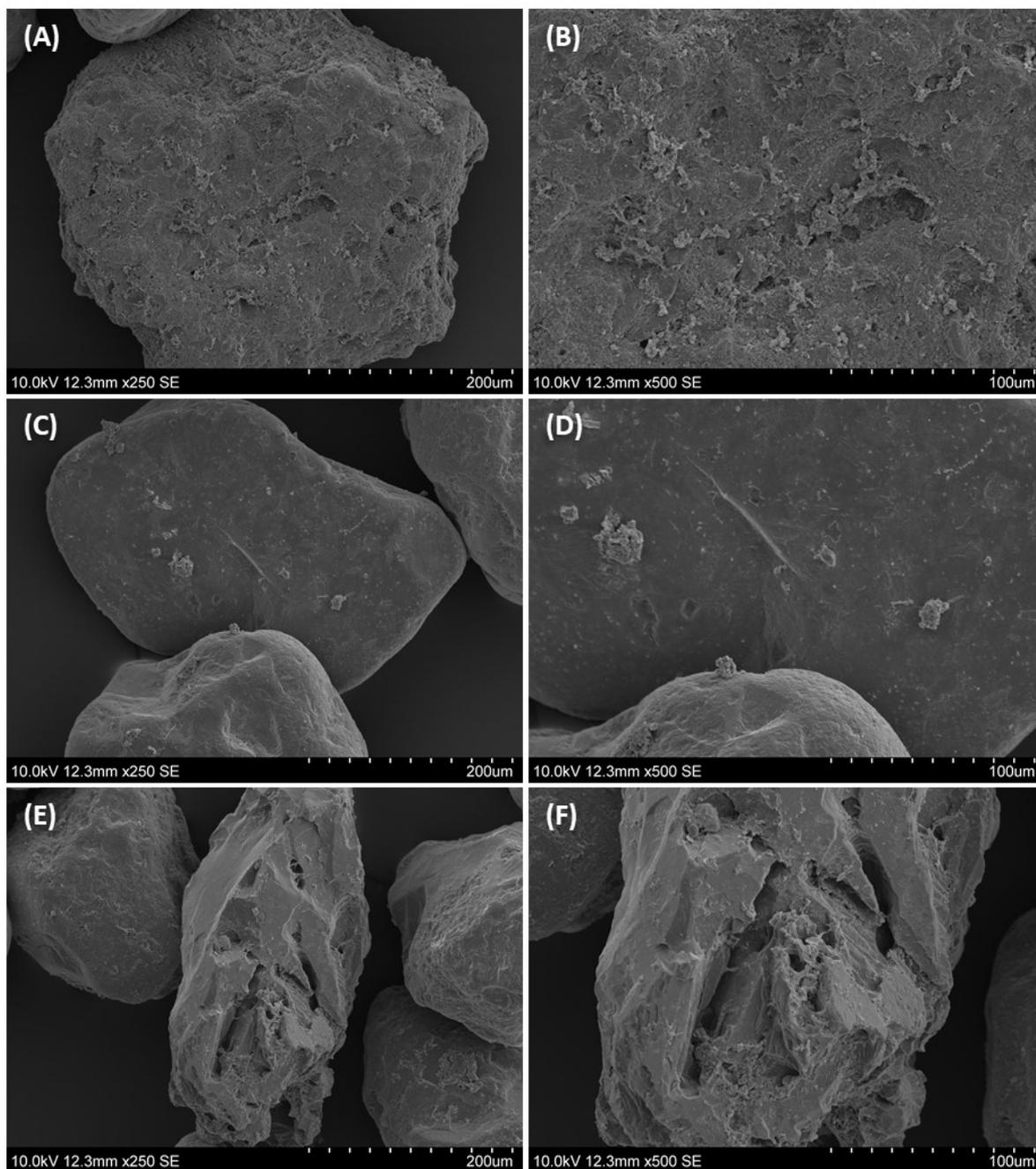
Figura 119 – Micrografias de MEV do meio filtrante à superfície do UCL-F1 antes da limpeza.

Legenda: (A) Meio filtrante em amplificação de x500 (B) Meio filtrante em amplificação de x250; (C) Meio filtrante em amplificação de x500; (D) Meio filtrante em amplificação de x1000; (E) Meio filtrante em amplificação de x250; (F) Meio filtrante em amplificação de x500.



Fonte: o Autor.

Figura 120 - Micrografias de MEV do meio filtrante à superfície do UCL-F1 após a limpeza. Legenda: (A) Meio filtrante em amplificação de x250 (B) Meio filtrante em amplificação de x500; (C) Meio filtrante em amplificação de x250; (D) Meio filtrante em amplificação de x500; (E) Meio filtrante em amplificação de x250; (F) Meio filtrante em amplificação de x500.

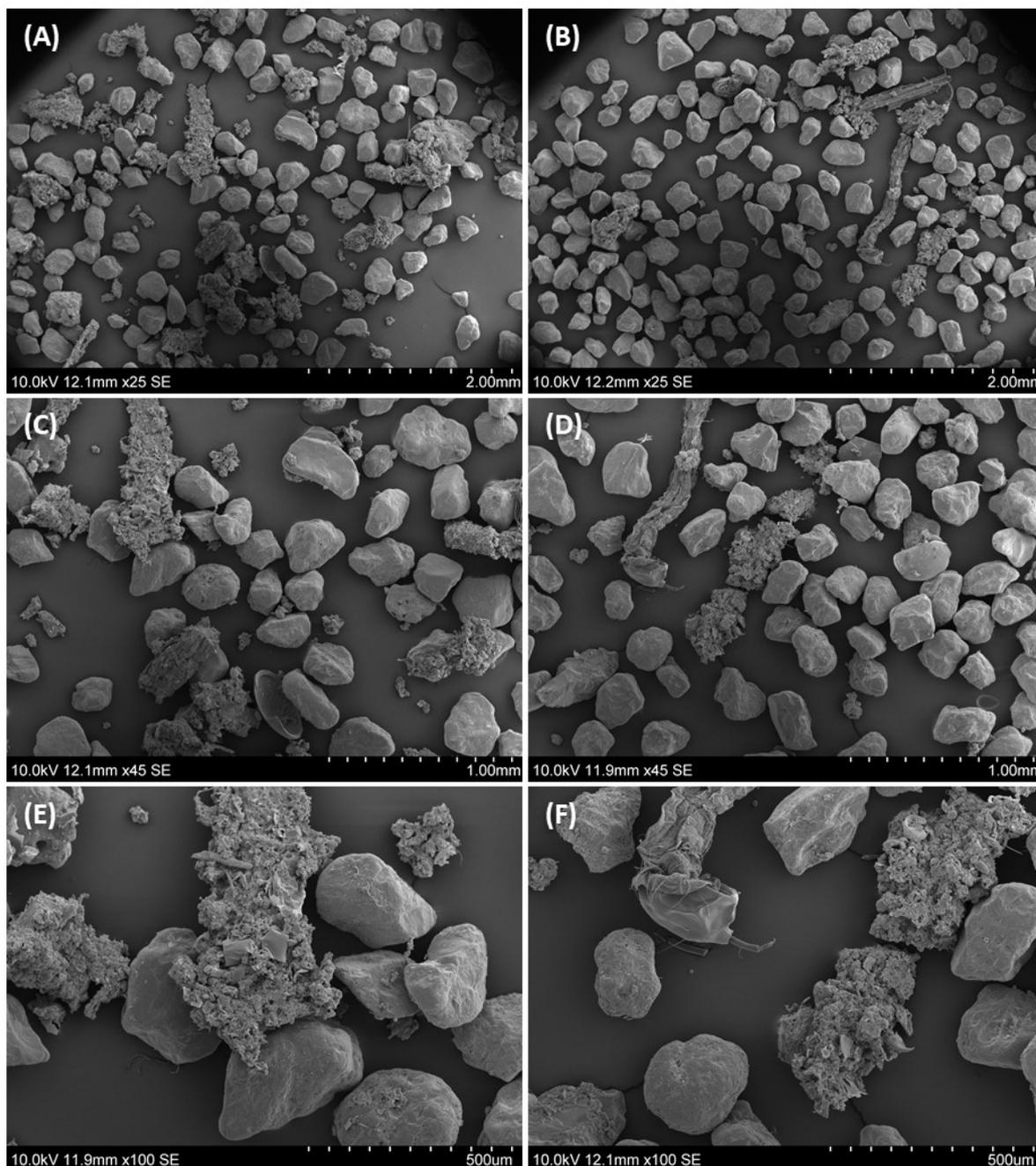


Fonte: o Autor.

No UCL-F2, o filtro contaminado com os PPCPs e com o *schmutzdecke* mais espesso (Figura 109, p.232), também observou-se estratificação do MF, como pode ser observado na Figura 121 e comparando com a amostra bruta (Figura 116). Nesse caso nota-se maior quantidade de *schmutzdecke* na amostra, além de larvas (c) e suas carapaças (d) que são maiores que os grãos e ficavam retidas na superfície compondo o *schmutzdecke* (Figura 122). Além disso, pôde-se observar material aderido na superfície dos grãos (Figura 120).

Figura 121 –Micrografias de MEV do meio filtrante à superfície do UCL-F2 antes e após a limpeza.

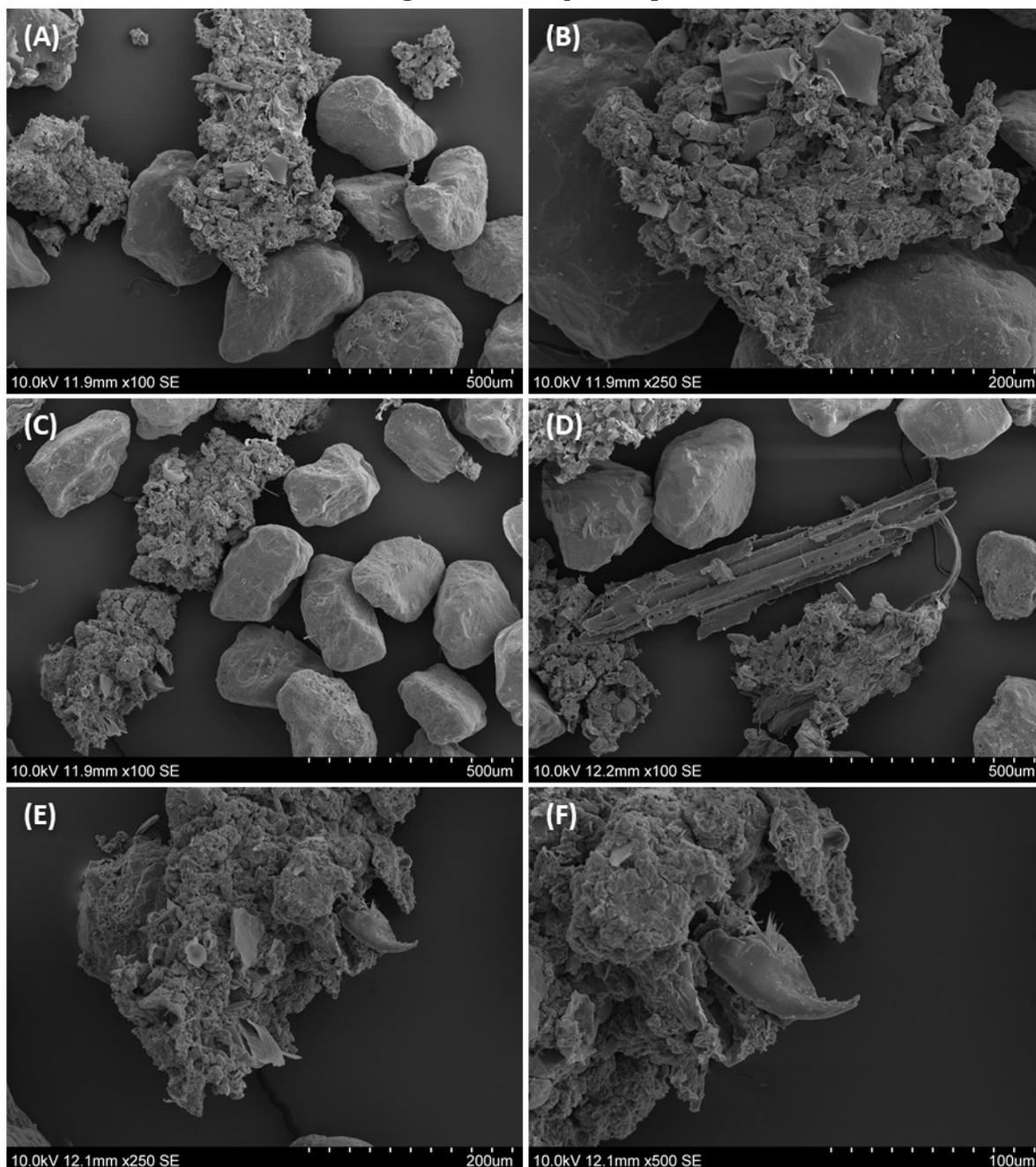
Legenda: (A) Meio filtrante antes da limpeza, amplificação de x25; (B) Meio filtrante após a limpeza, amp. de x25; (C) Meio filtrante antes da limpeza, amp. de x45; (D) Meio filtrante após a limpeza, amp. de x45; (E) Meio filtrante antes da limpeza, amp. de x100; e (F) Meio filtrante após a limpeza, amp. de x100.



Fonte: o Autor.

Figura 122 - Micrografias de MEV do *schmutzdecke* à superfície do UCL-F2 antes e após a limpeza.

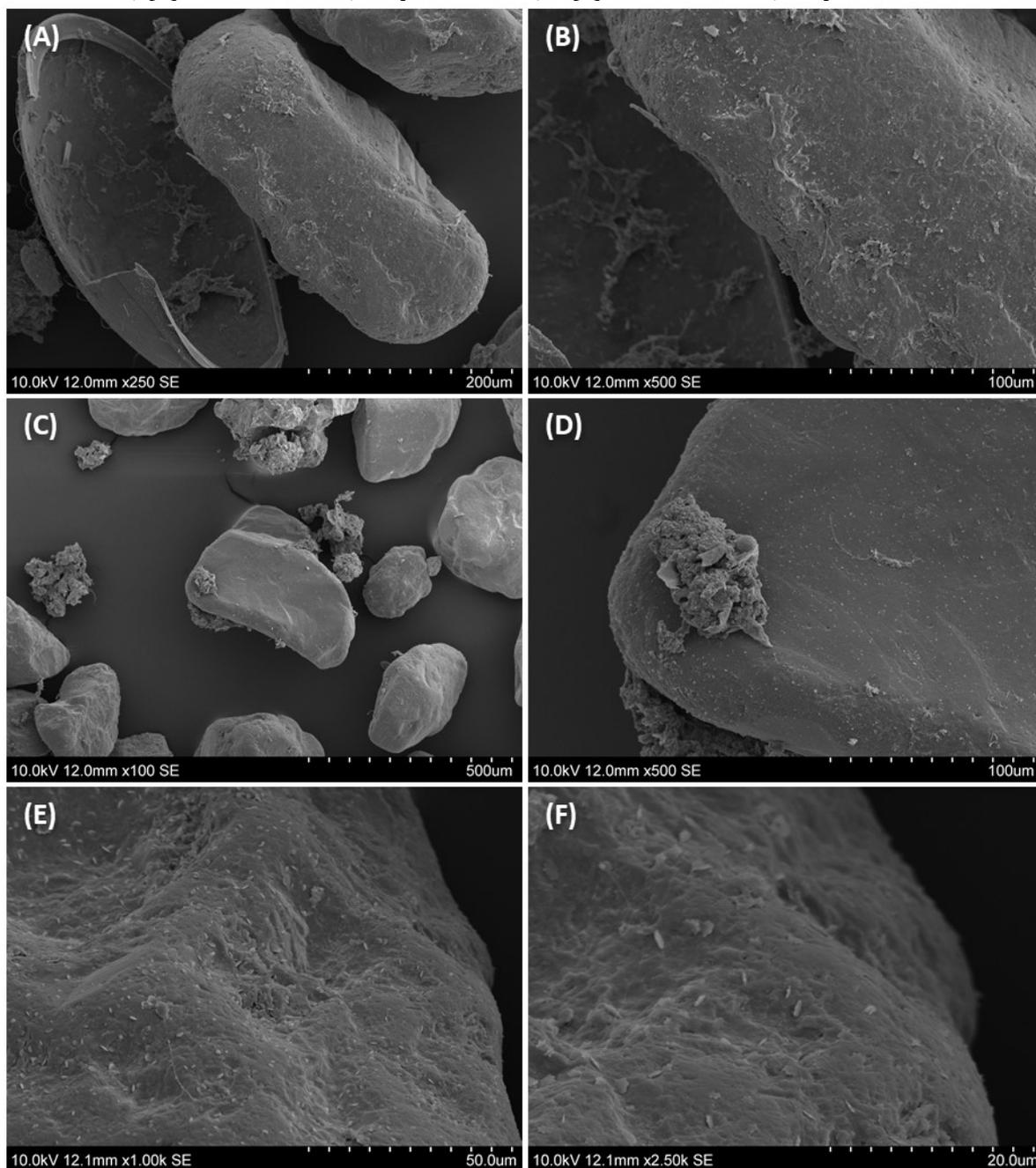
Legenda: (A) *Schmutzdecke* antes da limpeza, amplificação x100; (B) *Schmutzdecke* antes da limpeza, amp. X250; (C) *Schmutzdecke* antes da limpeza, amp. X100; (D) *Schmutzdecke* antes da limpeza, amp. X250; (E) *Schmutzdecke* antes da limpeza, amp. X250; e (F) *Schmutzdecke* antes da limpeza, amp. X500; (a) Diatomáceas; (b) Carapaça de larvas; (c) Fragmento de *Daphnia* sp..



Fonte: o Autor.

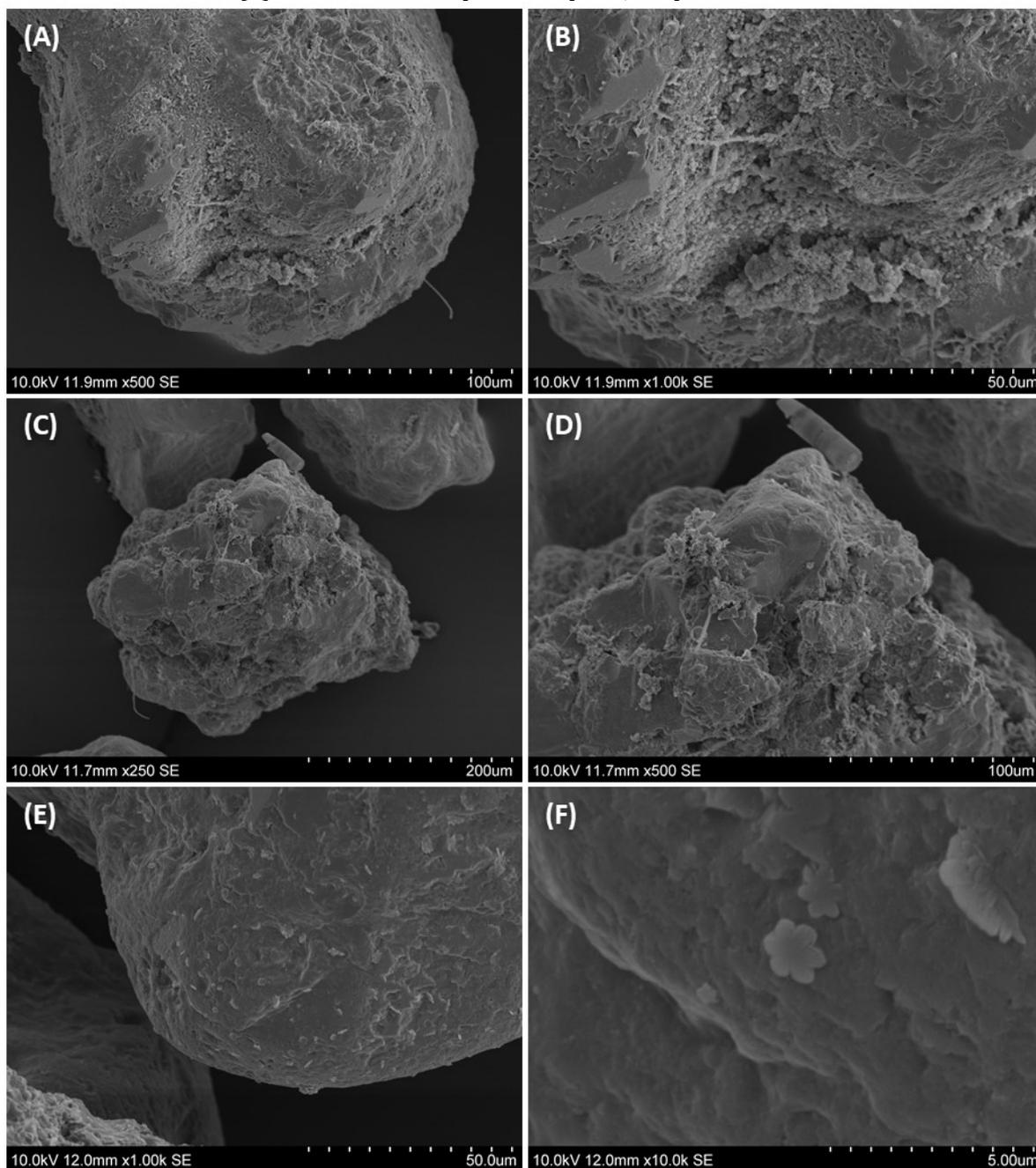
Figura 123 – Micrografias de MEV do meio filtrante à superfície do UCL-F2 antes da limpeza.

Legenda: (A) Meio filtrante, amplificação de x250; (B) Meio filtrante, amp. de x500; (C) Meio filtrante e *schmutzdecke*, amp. de x100; (D) Meio filtrante e *schmutzdecke*, amp. de x500; (E) Meio filtrante, amp. de x1000; e (F) Meio filtrante, amp. de x2500.



Fonte: o Autor.

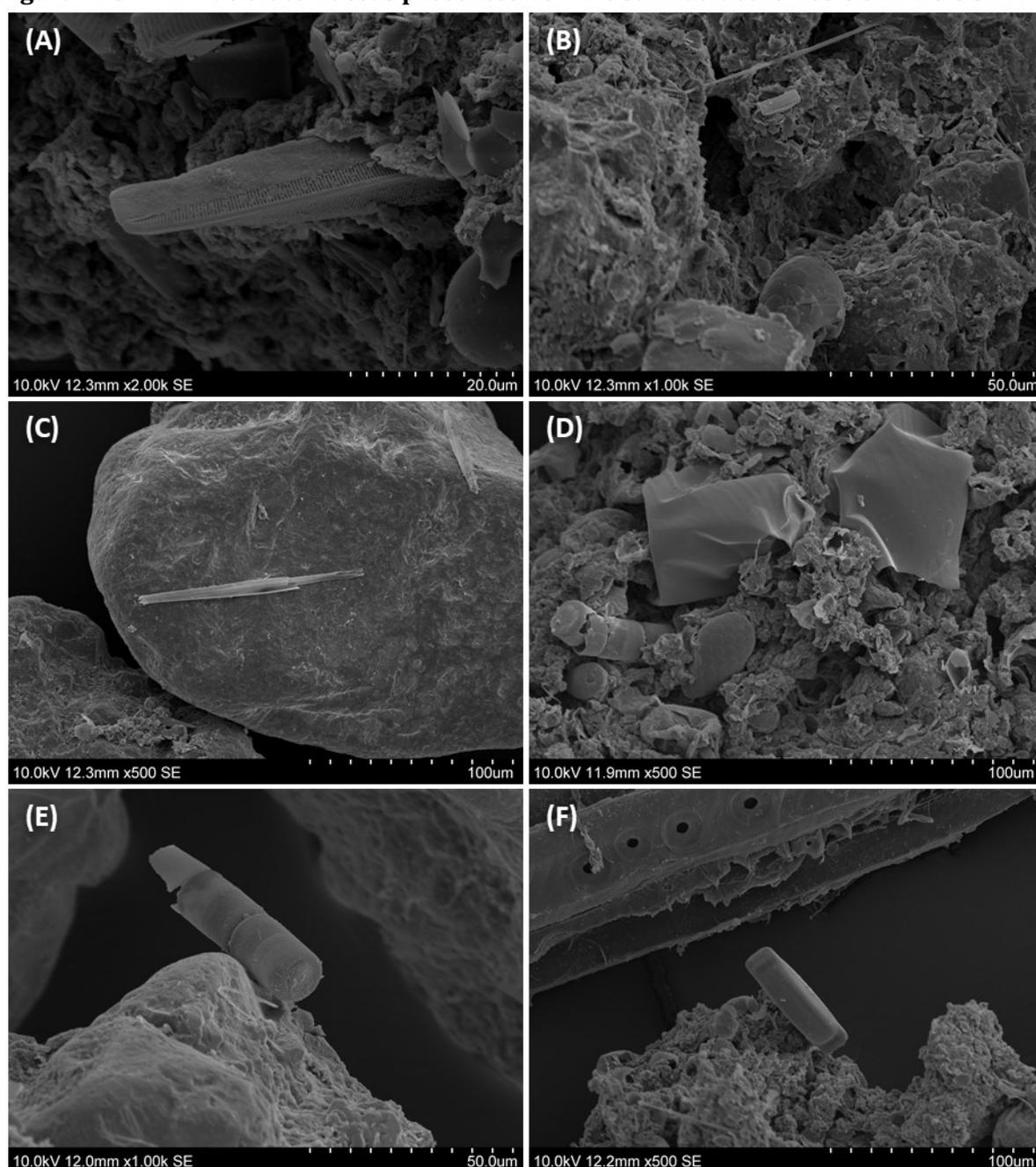
Figura 124 - Micrografias de MEV do meio filtrante à superfície do UCL-F2 após a limpeza. Legenda: (A) Meio filtrante antes da limpeza, amplificação de x25; (B) Meio filtrante após a limpeza, amp. de x25; (C) Meio filtrante antes da limpeza, amp. de x45; (D) Meio filtrante após a limpeza, amp. de x45; (E) Meio filtrante antes da limpeza, amp. de x100; e (F) Meio filtrante após a limpeza, amp. de x100.



Fonte: o Autor.

Foram encontradas diatomáceas aderidas tanto no *schmutzdecke*, quanto nos grãos de areia. Diatomáceas são conhecidas como microrganismos que influenciam colmatação de filtros devido a seu formato e frústulas facilitarem que fiquem presas, mesmo depois de mortas, assim são comumente encontradas (HUISMAN; WOOD, 1974; MCNAIR et al., 1987a; LAW; LAMB; MELVIN, 2001; SAAVEDRA DEL AGUILA; DI BERNARDO, 2003; JOUBERT, 2008).

Figura 125 – MEV de diatomáceas presentes no MF e *schmutzdecke* nos UCL-F1 e UCL-F2.

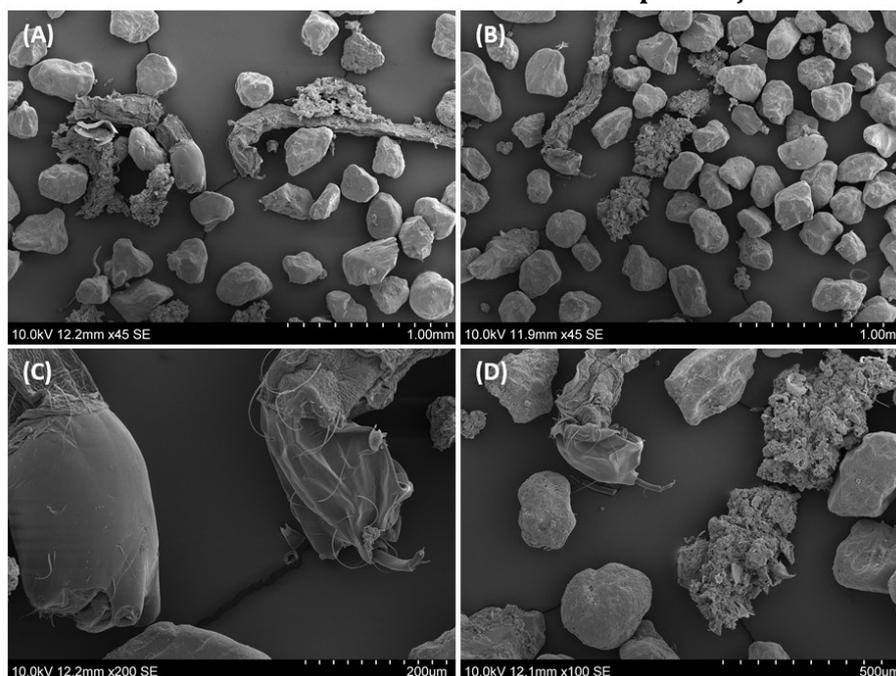


Fonte: o Autor.

Também foi possível observar a presença de larvas nos filtros, principalmente no UCL-F2, onde eram visíveis tanto no *schmutzdecke*, quanto na água sobrenadante (Figura 126), tanto antes (A e C) quanto após a limpeza (B e D). No MEV contudo, acredita-se que a preparação da amostra danificou a forma desses organismos, fazendo com que perdessem o viço.

O aumento de larvas de insetos foi relacionado em meios aquáticos com o aumento das concentrações de DEET (LAWRENCE et al., 2019). Nesse estudo, apesar de não ser o foco nem evidente a origem das larvas de insetos presentes, observou-se maior quantidade de larvas no filtro contaminado. Isso, visivelmente, também influenciou na estrutura do *schmutzdecke* do filtro, devido às carapaças que possuem um formato filamentososo, formando uma espécie de manta coesa e não se quebrava com a retrolavagem (Figura 109B e Figura 110B). Larvas de mosquitos foram reportadas em FL como parte do *schmutzdecke* como parte de uma cadeia alimentar, sendo sua atividade de predação determinante em sua estrutura por meio da predação e de excreção em pacotes, tendo impacto ou não na qualidade de água tratada, alterando a quantidade de algas e sendo influenciadas por elas, além de reduzirem a perda de carga devido à sua movimentação na superfície (HURLEY; WOTTOM, 2006; NAKAMOTO; KATO, 2006; NAKAMOTO, 2014; TATENO et al., 2014).

Figura 126 – MEV do meio filtrante e *schmutzdecke* com a presença de larvas no UCL-F2.



Fonte: o Autor.

6.3 CONCLUSÕES DO ESTUDO III

Com esse estudo foi possível concluir-se que:

- Os PPCPs selecionados tiveram decaimento no reservatório sendo esse processo acentuado ao longo do tempo, o que pode ser uma evidência de que o processo de biodegradação foi aumentado devido à aclimatação, acúmulo de sólidos e aeração do sistema;
- Os PPCPs tiveram remoção média de 56,3% de cafeína, 32,8% de Triclosan e 20,3% de DEET, sendo que houve decaimento da concentração dos contaminantes no reservatório, comportamento que se intensificou ao longo do tempo;
- O *schmutzdecke* se desenvolveu de maneira diferenciada nos filtros como ficou evidente em sua espessura e análise em microscopia, porém não é conclusivo se pela presença dos PPCPs ou do metanol utilizado como solvente para os contaminantes, como foi evidenciado pela predominância de bactérias do gênero *Methylophilus* (6% a 67%) no *schmutzdecke* do filtro contaminado (UCL-F2) e sua influência em bactérias que seriam responsáveis pela degradação dos PPCPs;
- Bactérias do gênero *Pseudomonas*, relacionado à degradação de DEET, cafeína, e Triclosan também se destacou no filtro contaminado (UCL-F2; 1% -25%) mais do que no não contaminado (UCL-F1; 1% - 7%);
- Ambos os sistemas tiveram bom desempenho no tratamento da água, contudo a adição de contaminantes influenciou na remoção de turbidez (de 87,3% para 83,7%) e densidade de coliformes totais (de 3,0 Log para 3,5 Log) sem influenciar na remoção, e pode ter influenciado no aumento da cor verdadeira (Abs. 455 nm de 0,0037 para 0,0051 na água filtrada) e nitrato (de 2,21 mg/L para 0,88 mg/L na água bruta).
- A contaminação do filtro, o tempo de operação e a retrolavagem tiveram influência na espessura e comunidade bacteriana na superfície do MF e *schmutzdecke*, algo evidenciado não apenas pela identificação metagenômica, mas por imagens do filtro e imagens de microscopia do *schmutzdecke*;

Portanto, conclui-se que FLR não foram capazes de remover totalmente os PPCPs

estudados, não ficando claro o mecanismo de remoção. Há evidências de que os PPCPs influenciaram na comunidade microbiana, contudo o metanol utilizado como solvente para os contaminantes também teve influência significativa nessa comunidade. O que ficou evidenciado pelos resultados de identificação metagenômica.

7 DISCUSSÃO INTEGRADORA

7.1 O COMPORTAMENTO DA BIOMASSA EM FILTROS LENTOS RETROLAVÁVEIS

Em relação à biomassa, diferentes quantificações indiretas foram utilizadas no sistema LP (SV e *Bio*), nos sistemas UFSC e UCL as mesmas metodologias foram inviáveis devido à escala das colunas e a quantidade de MF necessária. No caso do UF utilizou-se a contagem de UFC de fungos e bactérias e no UCL focou-se na identificação metagenômica na superfície, também utilizada nos demais sistemas.

Independente da metodologia utilizada, notou-se decaimento da biomassa ao longo da coluna de filtração, sendo que a superfície conserva a biomassa enquanto constatou-se homogeneização e remoção nas camadas mais profundas. Por sua vez, a identificação metagenômica das bactérias também mostrou que esses organismos tendem a se homogeneizar nas camadas profundas, contudo a superfície, apesar de manter a biomassa, tem a comunidade bacteriana alterada.

Esse é um indício de que apesar de manter a biomassa na superfície, inclusive mantendo organismos considerados como predadores, a comunidade bacteriana é alterada. Esse é um indício de que material desprendido das camadas mais profundas pode não ser removido dos filtros, sendo mantidos na superfície, o que pode explicar a rápida recuperação dos filtros em termos biológicos, fazendo com que a remoção de coliformes a 8h de operação seja ainda maior do que a 24h.

A identificação metagenômica também mostrou que as bactérias são organismos sensíveis à operação do filtro, mesmo com a utilização da mesma fonte houve variação entre as amostragens em épocas diferentes, como notado no Estudo I e III. Fatores que também influenciaram a variação da abundância relativa entre filos e gêneros de bactérias foram a retrolavagem, que preserva o material mais aderido aos grãos, a taxa de filtração, que influencia o tempo de contato e o aporte de substratos às camadas mais profundas e, por fim, características da água utilizada como fonte de alimentação, como ficou evidente na diferença entre os estudos I, II e III e entre os sistemas UCL-F1 e UCL-F2. Nesse último caso, a contaminação da água bruta com PPCPs e metanol foi determinante na biomassa do filtro.

A identificação metagenômica de bactérias demonstrou-se como uma ferramenta

importante no estudo da biomassa. Estudos recentes introduziram essa metodologia para o estudo de filtros lentos (LAUTENSCHLAGER et al., 2014; HAIG et al., 2015b, 2015a; OH; HAMMES; LIU, 2018; LI et al., 2019; ZHAO et al., 2019). Contudo, poucos são os estudos que apresentam discussões mais profundas a respeito dos resultados, que geralmente focam na caracterização dos sistemas. Espera-se que, também com o avanço das técnicas de biologia molecular, informações mais complexas a respeito dos demais organismos envolvidos na FL sejam levantados e suas interações e funções clarificadas. Assim como mais estudos a respeito da FL e dos contaminantes de preocupação ambiental conhecidos atualmente.

No presente estudo, aborda-se um tema específico da variação da biomassa devido à retrolavagem, e comprova-se que em termos quantitativos, pouco se interfere no sistema, contudo, em termos qualitativos há indícios de alteração na comunidade bacteriana em relação à aplicação da retrolavagem em si, ou comparada à raspagem, principalmente na superfície. Porém, sem prejudicar a filtração em termos dos parâmetros estudados. Ao se comparar a FLR com a FLC, no entanto, constatou-se que o processo de raspagem, o mais usual na FL, altera ainda mais as camadas superficiais do MF, removendo a biomassa e alterando a comunidade bacteriana.

Nesse aspecto, as observações do MF por microscopia vieram a contribuir, pois constatou-se a presença de organismos considerados predadores na superfície, além da própria observação, devido ao emprego de colunas transparentes nos sistemas UF e UCL, da manutenção total ou parcial do *schmutzdecke*. Essa manutenção pode estar relacionada à recuperação do filtro, mas pode ser um problema em relação a patógenos persistentes, removidos física ou biologicamente.

Enquanto os FLC podem ser prejudicados no início da operação devido a remoção do *schmutzdecke* por raspagem, organismos retirados com essa camada são removidos dos filtros, enquanto nos FLR podem permanecer parcialmente. Isso poderiam ser um problema a longo prazo no caso de acúmulo e liberação desses organismos.

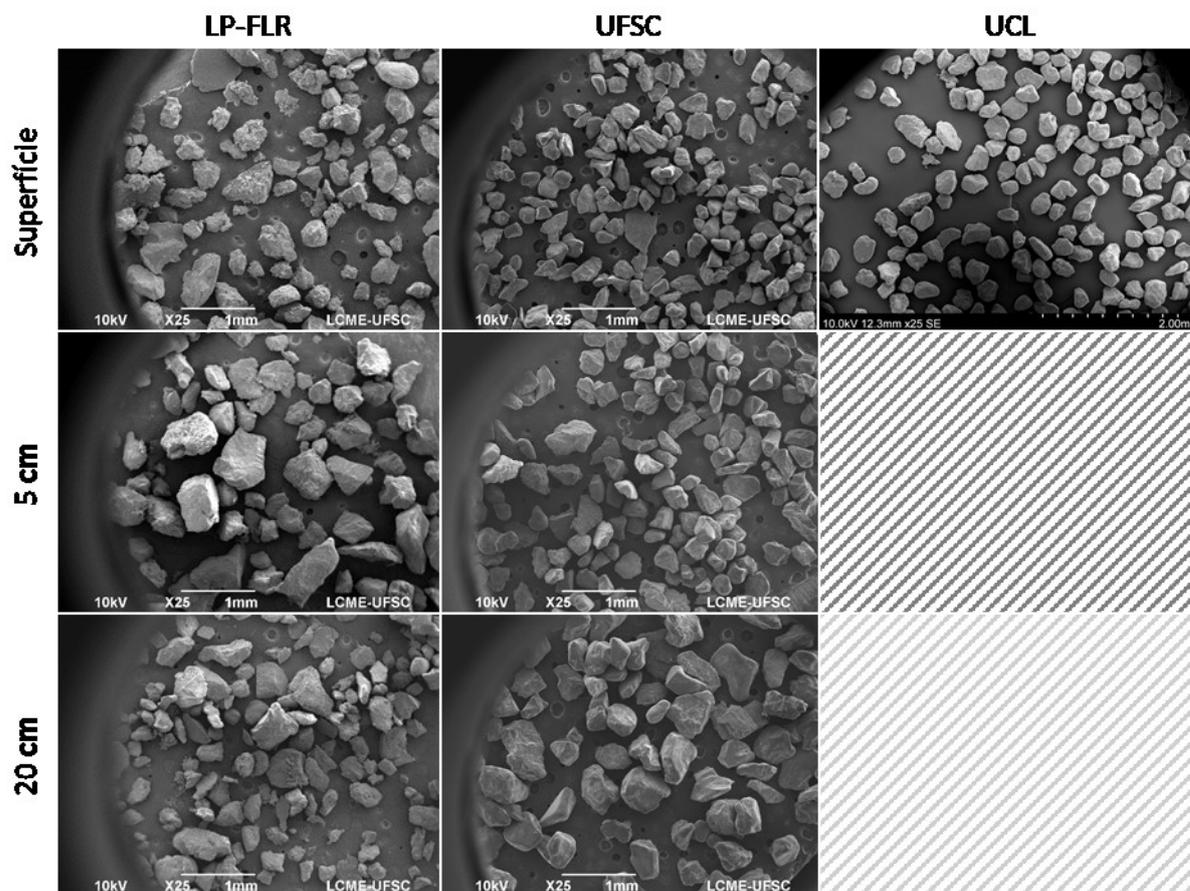
Estudos envolvendo remoção de (oo)cistos de *Giardia* e *Cryptosporidium* constaram remoção de até 4 Log dentro de 8h, contudo esses estudos não acompanharam possíveis transpasses a longo prazo. No que concerne a água de lavagem e esses organismos, cuidados devem ser tomados independentemente se é utilizada a retrolavagem ou a raspagem, em que a areia também será lavada, nesse caso, externamente.

Estudos compararam a recuperação de FLR e FLC em termos de turbidez e OD,

sendo que ambos os processos de limpeza proporcionam um tempo de recuperação semelhante relacionada aos parâmetros (PIZZOLATTI, 2010, 2014; SOUZA et al., 2016). No caso de estudos com microesferas fluorescentes para a simulação de (oo)cistos de protozoários a recuperação foi diferenciada e também influenciada pela granulometria do MF (PIZZOLATTI, 2014; SENS et al., 2017b). Esses estudos concluíram que maior granulometria melhorava o desempenho na recuperação do filtro na remoção de (oo)cistos de protozoários. No presente estudo, ficou evidente a manutenção do *schmutzdecke* no filtro, algo que pode ser diminuído com a aplicação de maiores taxas de retrolavagem no caso de filtros de granulometria maior. Isso poderia explicar que, nos estudos anteriores, a retrolavagem poderia estar expulsando os (oo)cistos retidos do filtros de maior granulometria, aumentando a eficiência durante a recuperação.

Também se notou diferença entre os sistemas em escala laboratorial e o sistema em escala comunitária (real). A partir das imagens de MEV foi possível observar que o sistemas em escala laboratorial (UFSC-F# e UCL-F#) era mais uniforme, aumentado de tamanho conforme a profundidade, enquanto no sistema LP-FLR isso não foi evidente (Figura 127).

Figura 127 –MEV com a visão geral do MF nos diferentes sistemas estudados.



Fonte: o Autor.

Acredita-se que isso ocorreu devido à retrolavagem ser mais controlada nos filtros em menor escala, com menor variação de velocidade, uma vez que a variação da carga hidráulica disponível nesses sistemas era menor. Por sua vez, o sistema da LP foi o que apresentou maior quantidade de material aderido na superfície dos grãos em maior profundidade, indicando também a mistura.

7.2 O EMPREGO DE FILTROS LENTOS RETROLAVÁVEIS NO TRATAMENTO DE ÁGUA

Analisando os três sistemas estudados (UF, LP e UCL) observou-se que os FLR apresentaram eficiência aceitável nos parâmetros de interesse, apresentados nos Estudos I, II e III.

Tabela 26 – Resumo dos principais parâmetros de qualidade de água nos sistemas estudados aplicando-se a retrolavagem.

Legenda: + Parâmetro estabelecido como controle para o final das carreiras.

	UFSC-F1	UFSC-F2	UFSC-F1	UFSC-F2	UFSC-F3	LP-FLR	UCL-F1	UCL-F2	
Estudo	I	I	I	I	I	II	III	III	
Taxa (m ³ /m ² .d)	4	4	2	4	8	4	4	4	
Carreira (d)	6	6	8	5	4	15	7 ⁺	7 ⁺	
h _p máx (cm)	40 ⁺	40 ⁺	40 ⁺	40 ⁺	40 ⁺	80 ⁺	7	3	
Remoções (%)	Turbidez	86	87	82	87	83	87	84	
	CA	83	85	75	85	75	64	62	
	CV	43	60	26	48	43	7,5	-30,8	
	CT	93	80	98	98	99	96	95	
	<i>E. coli</i>	98	98	100	99	97	-	96	95
	Clorofila- <i>a</i>	86	85	94	94	40	94	98	96

Fonte: o Autor.

O parâmetro cor verdadeira apresentou a maior variação entre os sistemas, com incremento no caso do UCL-F2. Esse parâmetro está relacionado ao material dissolvido e a diferença desse parâmetro é um indício da diferença da natureza da cor verdadeira na água. Ao compararem-se UCL-F1 e F2, no entanto, nota-se a maior diferença. No caso, UCL-F2 apresentou incremento na cor verdadeira, o que pode ser um indício da contaminação e a maior atividade biológica ocorrendo no sistema, uma vez que se observou aumento de coliformes totais, consumo de oxigênio e maior espessura do *schmutzdecke*.

Na filtração lenta coliformes totais é geralmente apontado como indicador de amadurecimento dos filtros, levando semanas para se estabilizar ao considerar-se 99% de remoção. Contudo, pondera-se que em um sistema de tratamento de água, principalmente em pequena e média escala, semanas pode ser um tempo inviável para uma boa operação de uma ETA, quando o número de filtros existentes é reduzido para amortecimento das taxas excedentes durante a limpeza de um filtro. Souza et al. (2018) relataram que em Santa Catarina a média de operação de FL é de 30 dias, sendo que Coliformes Totais não são quantificados na saída dos filtros, tampouco é exigida pela norma brasileira. Ou seja, na prática, o que é aplicado é a ausência de coliformes na saída da ETA.

Nos estudos apresentados as carreiras variaram de acordo com a água utilizada e taxa de filtração. Essas taxas foram fixadas em níveis (perda de carga ou tempo), variando de 3 a 15 dias e perdas de carga máxima entre 3 e 80 cm. Esse tempo pode ter influenciado

nos resultados de coliformes totais, contudo os sistemas apresentaram remoções acima de 90% na maioria dos casos, sendo que nos ensaios de recuperação a remoção de coliformes atingiram valores acima de 98% dentro das 8 horas iniciais de operação.

Destaca-se ainda que a remoção de clorofila-*a* nos filtros, acima de 85% e relacionada com a remoção de coliformes totais. Estudos relacionam a predação, uma vez que bactérias e algas (assim como cistos de protozoários) são consumidas por outros organismos no *schmutzdecke*, combinando mecanismos físicos e biológicos de remoção (STOTT et al., 2003; HAIG et al., 2011, 2014a; WAKELIN et al., 2011; BICHAI et al., 2014; NAKAMOTO, 2014). Contudo, o aumento da taxa diminuiu a retenção de clorofila-*a* nos filtros operados paralelamente com diferentes taxas, o que pode estar relacionado a diferentes mecanismos envolvidos na retenção e variedade dos organismos relacionados a esses parâmetros.

Assim, fica evidente a capacidade de tratamento de água por meio de filtros lentos retrolaváveis, apesar das diferenças encontradas na biomassa dos filtros, mais especificamente em relação à comunidade bacteriana, que foi variada nos diferentes filtros. Ainda, levando-se em consideração que a biomassa pouco se altera pela retrolavagem e que a recuperação dos filtros é rápida (independentemente da taxa), não ficou evidente o papel da biomassa nos mecanismos de filtração nos filtros estudados, porém é evidente que a interação de mecanismos descrita na literatura não é prejudicada pela retrolavagem.

Assim como os estudos de filtração lenta apresentados na seção 2.3, p.49, a retrolavagem apresenta-se como uma alternativa simples para a limpeza dos filtros, ainda mais se comparada à raspagem. FUNASA (2019) sugere esse sistema de limpeza para filtros lentos para áreas reduzidas de filtração (<20 m²), sendo também sugerida a repartição de áreas de filtração de filtros maiores e uso da água sobrenadante das colunas dos demais filtros.

Pizzolatti (2010, 2014) estudou a aplicação de água bruta sobrenadante com bons resultados de qualidade do efluente e carreira de filtração, uma vez que a água utilizada na filtração lenta tem como característica baixa turbidez. No presente estudo não houve comparação, porém AB foi utilizada sem inviabilizar a filtração. O uso de água bruta é recomendado pela economia de água filtrada, além de que podem-se usar possíveis desníveis do terreno para reservar a água afluyente ou a própria coluna d'água do filtro (ou demais filtros).

Com o estudo de diversas taxas notou-se que a qualidade de água foi influenciada pela taxa, no entanto, não o suficiente para prejudicar a filtração. Por isso, no caso de filtros particionados, sugere-se o uso de filtros com nível constante, que teria a operação facilitada se a taxa fosse declinante, dentro da faixa aceitável para a filtração lenta, uma vez que taxas mais altas influenciaram positivamente na recuperação do filtro. A carreira, no entanto, estaria limitada pelas taxas mais baixas também piorarem a qualidade da água, além da menor produção.

Dentre as taxas estudadas, confirmou-se a taxa de $4 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$ dentre as estudadas e recomenda-se seu uso. Contudo, qualidade de água diferente e necessidades diferenciadas de aplicação da FL podem exigir taxas diferenciadas, algo que um estudo em piloto para definição da taxa no projeto contribuiria. Não sendo possível, a FLR deveria ser utilizada de acordo com o sugerido pela ABNT NBR 12.216/92 (ABNT, 1992), que recomenda taxas inferiores a $6 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$ quando ensaios em piloto não podem ser realizados. Contudo, chama-se atenção também para as taxas muito baixas, que de acordo com esse estudo e pela literatura, também podem prejudicar a FL.

Ainda, foi possível observar duas estruturas diferenciadas de *schmutzdecke* durante a retrolavagem, denominadas flocular e manta coesa. Contudo, a flocular, aparentemente, permitiu uma melhor limpeza dos filtros, uma vez que em alguns casos o *schmutzdecke* muito coeso e preso aos grãos de areia era mais denso e afundava no filtro. Isso pode ser uma explicação para o acúmulo de biomassa no LP-FLR. Contudo, nesse filtro, assim como nos demais, esse acúmulo não se refletiu na qualidade da água filtrada. Porém, alerta-se novamente para a presença de patógenos persistentes como cistos de protozoários no *schmutzdecke*.

Não se avaliaram os fatores que influenciaram nessa formação coesa do *schmutzdecke*, porém recomenda-se que seja evitada pelo controle das carreiras, expansão do MF, e densidade de algas e insetos no *schmutzdecke*. Porém, mais estudos precisam ser efetuados especificamente a esse respeito.

8 CONCLUSÃO GERAL E RECOMENDAÇÕES

A presente tese apresenta a influência do processo de retrolavagem na biomassa de filtros lentos variando-se a operação do filtro e utilizando diferentes métodos na avaliação da biomassa, tendo em comum entre todos os estudos a identificação metagenômica de bactérias por meio do sequenciamento da região 16S do rRNA, metodologia com uso inédito em filtros retrolaváveis e ainda pouco usada em filtros lentos, contribuindo, portanto, para a filtração lenta independentemente do método de limpeza. Pelo fato da atividade biológica ser considerada um mecanismo primordial na FL, o estudo da biomassa em filtros lentos retrolaváveis foi essencial e os resultados evidenciaram a manutenção de biomassa no filtro após a limpeza e contribuem para o avanço do conhecimento para aplicação dessa tecnologia. A partir dessa conclusão, projetos de FLR podem levar em consideração a rápida recuperação do filtro, porém devem levar em consideração os contratempos de se manter material biológico no filtro a longo prazo.

O presente estudo ainda apresenta a primeira avaliação de remoção de PPCPs por filtros lentos retrolaváveis e está dentre os poucos realizados com a utilização de contaminantes emergentes que, de maneira geral, comprovam a capacidade de remoções no mínimo semelhantes à de filtros lentos convencionais. Além disso, com o presente trabalho pode-se concluir que essa semelhança está associada a preservação das características do MF do filtro antes e após a limpeza, fazendo com que o processo se aperfeiçoe naturalmente com o tempo.

As principais conclusões do presente estudo foram:

- A comunidade biológica foi mantida após a limpeza dos filtros, uma vez que o consumo de oxigênio de restabelece antes mesmo do tempo de detenção dos sistema. Ainda, a remoção de coliformes totais, *E. coli* e clorofila-*a* é recuperada entre 4 e 8h, atingindo níveis acima de 98% de remoção de coliformes totais em apenas 24h, o que evidencia o amadurecimento do *schmutzdecke*. Os demais parâmetros de qualidade de água estudados também se estabilizaram dentro desse período, sendo que a turbidez atingiu valores inferiores a 1 uT em 4h e a cor verdadeira

apresentou-se como o parâmetro que mais demora a se estabilizar, o que ocorre após o tempo de detenção dos filtros.

- Enquanto a limpeza influenciou apenas nas horas iniciais de filtração, as taxas T2, T4 e T8 estudadas (2, 4 e 8 m³/m².d) influenciaram de maneira geral em parâmetros de qualidade de água. Os parâmetros mais afetados foram clorofila-*a*, que caiu de mais de 80% (T8) para 40% (T4) e a cor verdadeira que de 48% (T4) para 26% (T2), indicando que tanto o aumento quanto a diminuição da taxa podem ter influência negativa no efluente. A taxa que apresentou os melhores resultados em relação à qualidade de água, de maneira geral, foi a T4. Contudo, em todas as taxas, as remoções de coliformes foi acima de 98% e a turbidez efluente menor que 1 uT;
- Ainda, as diferentes taxas estudadas influenciaram na recuperação do filtro. Concluiu-se que maiores taxas implicam em mais rápida estabilização do sistema, o que não se reflete em melhor qualidade do efluente estabilizado. Isso se deve à renovação da água do filtro após a retrolavagem e à atuação dos mecanismos de filtração independentemente da taxa;
- Tanto a retrolavagem quanto a taxa de filtração influenciaram na comunidade bacteriana, sendo que a retrolavagem influenciou principalmente nas camadas mais superficiais, enquanto a taxa alterou a comunidade ao longo a coluna. A variedade no metabolismo dos filos e gêneros identificados indicam que o aporte de substratos e aderência levaram a essa variação;
- A biomassa é mantida após a limpeza dos filtros, sendo que a raspagem removeu significativamente mais biomassa da superfície, enquanto a retrolavagem tende a mantê-la. Essa conclusão foi embasada na manutenção de fungos e bactérias nos FLR, a observação do *schmutzdecke* nos FLR dos pilotos de bancada, imagens de microscópio e, por fim, pela quantificação indireta de biomassa em termos de SV e *Bio*, que foram comparados com um FLC. Porém, ambos os processos de limpeza produziram água filtrada a níveis aceitáveis pela OMS e pela norma brasileira de potabilidade no que dizem respeito à filtração lenta;
- O processo de limpeza, além de influenciar na quantidade de biomassa, também contribuiu para a formação de uma comunidade bacteriana

diferenciada entre os filtros estudados com raspagem e retrolavagem. Isso foi atribuído ao método de limpeza que, apesar de não alterar significativamente a *Bio*, modificou a comunidade microbiana à superfície a ao longo da profundidade. Por sua vez, o FLC alterava a comunidade microbiana somente nas camadas superficiais. Tal influência foi evidenciada pelo sequenciamento da região 16S do rRNA do DNA extraído das amostras dos filtros utilizados no trabalho;

- Atribuiu-se à recuperação do filtro dentro de 8h à pouca variação em termos quantitativos de biomassa, como a contagem de fungos e bactérias, SV e *Bio*. Assim, considera-se positiva a manutenção de biomassa pelo filtro. Contudo, se presentes, contaminantes persistentes como vírus e cistos de protozoários que, se não degradados na biomassa do filtro ou removidos pela retrolavagem, poderiam ser liberados em eventos de transpasse no filtro. Por isso considera-se que o descarte da água durante o período de recuperação seria imprescindível e estudos a longo prazo e voltados à biomassa do MF com esses contaminantes devem ser considerados;
- A remoção de 56,3% de CAF, 32,8% de TCS e 20,3% de DEET e a maior presença de bactérias do gênero *Pseudomonas* no filtro contaminado indicaram degradação desses compostos, mesmo que parcial, pelo processo de filtração, porém não é descartada a possibilidade de bioadsorção, uma vez que os contaminantes também foram encontrados na água de retrolavagem em concentrações 6,2 µg/L de CAF, 11,0 µg/L de TCS e 26,8 µg/L de DEET. Ainda, a diminuição desses compostos na água afluyente ao UCL-F2 indica que parte dos contaminantes foram degradados o adsorvidos no reservatório;
- A contaminação constante da água com PPCPs em metanol influenciou no desenvolvimento da biomassa dos UCL-F1 e F2. Os filtros apresentaram diferenças na espessura do *schmutzdecke* e comunidade microbiana, que também se alteraram ao longo do tempo. A presença de bactérias do gênero *Methylophilus* mais representativa no UCL-F2 indicam a influência do metanol. Contudo, apesar da variação da AB, a qualidade da água produzida em parâmetros convencionais de qualidade de água (Turbidez e Coliformes) pouco se alteraram no efluente.

- O incremento de biomassa, variação da comunidade microbiana ao longo e a diminuição dos PPCPs ao longo do tempo foram indícios de que a biomassa foi influente na remoção dos PPCPs. Por sua vez, as bactérias do gênero *Pseudomonas*, relacionadas à biodegradação desses compostos, não se alterou com o tempo, outro indício de remoção também por bioadsorção. Contudo, outras bactérias que tiveram comportamento alterado ao longo do tempo poderiam estar relacionadas a essa remoção e mais estudos seriam necessários para se constatar essa relação.

Com base nas conclusões recomenda-se para estudos futuros:

- *Avaliar-se a atividade biológica dos microrganismos nos filtros em diversas condições de operação e relacioná-la com a qualidade de água bruta e filtrada.* O presente estudo quantificou e caracterizou a biomassa de filtros lentos com enfoque no processo de limpeza por retrolavagem e atividade foi apenas suposta de acordo com os resultados obtidos. Um estudo aprofundado de atividade de bactérias selecionadas poderia ser realizado para melhor entendimento dos processos biológicos analisando-se a variação da matéria orgânica e nutrientes liberados e consumidos ao longo da coluna de filtração. Isso ajudaria no entendimento da complexidade da degradação de compostos no filtro e suas consequências, uma vez que os FLR tenderam a manter biomassa no filtro;
- *Estudar os FLR com atividade biológica totalmente inibida e sua influência nos mecanismos físicos de filtração e por fim na filtração como um todo.* De acordo com os resultados apresentados não foi possível se analisar a interação, ou ao menos a quão relevantes são as interações entre os mecanismos físicos e biológicos de filtração, algo abordado na literatura por meio de conclusões a partir de estudos que generalizam a atividade biológica em biologicamente ativo ou não, geralmente a partir da aplicação de inibidores (COSTA, 1980; WEBER-SHIRK; DICK, 1997; ELLIOTT; DIGIANO; SOBSEY, 2011). O que se recomenda é a inibição da atividade biológica e remoção de biomassa, partindo-se do princípio que, mesmo sem atividade biológica, a biomassa presente no filtro poderia adsorver compostos de interesse ou mudar a carga superficial dos grãos de areia, favorecendo a adesão de sólidos (HUISMAN;

WOOD, 1974; HAARHOFF; CLEASBY, 1991; HAIG et al., 2011). Isso ajudaria no esclarecimento do papel da biomassa em termos de mecanismos de bioadsorção e adesão no MF de FL;

- *Estudar a influência das relações entre os diferentes níveis tróficos e sua relação com a manutenção do *schmutzdecke* após a retrolavagem.* Estudos enfatizaram a relação trófica como um mecanismo biológico de remoção de filtros lentos (IWASE et al., 2006; NAKAMOTO; KATO, 2006; NAKAMOTO, 2011, 2014; TAKEUCHI; ZHAO; TANAKA, 2014). A partir das imagens de microscopia foi possível observar que nos filtros lentos retrolaváveis meso e microrganismos estavam presentes tanto antes quanto depois da limpeza, indicando que a retrolavagem pouco impactou nesses organismos. Recomenda-se enfoque nesses organismos e sua relação com a recuperação do filtro em termos da qualidade físico-química e biológica da água;
- *Estudar a formação do *schmutzdecke* em filtros em escala real e as relações com a operação e o arraste do material retido no filtro para fora durante a retrolavagem.* O *schmutzdecke* apresentou comportamento diferenciado durante a retrolavagem, mantendo-se coeso, formando flocos ou afundando no meio filtrante. Acredita-se que em filtros de maior escala seria mais difícil manter-se a coesão devido à maior área superficial, contudo, pedaços de *schmutzdecke* afundando no meio filtrante não é interessante para o processo de filtração, uma vez que pode haver liberação de material para a água filtrada. Recomenda-se o estudo de diferentes taxas de retrolavagem e enfoque no material que compõe o *schmutzdecke*, como organismos que formam colônias filamentosas e substâncias exopoliméricas, e sua relação com a estrutura e coesão da camada durante a retrolavagem. Diferentes taxas de retrolavagem foram estudadas e relacionadas à manutenção do *schmutzdecke*, contudo os resultados focaram na qualidade de água produzida e em um caso específico (MARNOTO, 2008; MARNOTO et al., 2008). Mais estudos com diferentes fontes de água e com enfoque na composição, além da espessura, do *schmutzdecke* ajudariam na obtenção de melhores parâmetros em filtros em escala real.
- *Avaliar o comportamento de patógenos persistentes em filtros lentos retrolaváveis em longo prazo.* A manutenção de biomassa no FLR, apesar de

contribuir para o tratamento, poderia ocasionar problemas de transpasse de organismos patógenos resistentes. Uma vez que a biomassa, onde ficariam retidos, não é totalmente removida do filtro e tais organismos poderiam ser liberados por um sistema operando a longo prazo. Algo que não aconteceria nos FLC, em que o *schmutzdecke* é periodicamente removido. Independente do uso da raspagem ou retrolavagem, esses patógenos, quando presentes, são preocupantes na água de lavagem e recomenda-se estudos de sua influência a longo prazo. Existem evidências da capacidade de remoção de remoção de vírus e cistos de protozoários por FL, contudo estudos em FLR com cistos de protozoários focaram-se apenas nas primeiras horas de filtração (BELLAMY et al., 1985; SCHULER; GHOSH; GOPALAN, 1991; HELLER et al., 2006; ELLIOTT et al., 2008; ELLIOTT; DIGIANO; SOBSEY, 2011; JENKINS; TIWARI; DARBY, 2011; PIZZOLATTI, 2014; SENS et al., 2017a).

- *Avaliação de metabólitos dos contaminantes estudados e bactérias específicas relacionadas à biodegradação e sua atividade.* Devido à presença de PPCPs na água de retrolavagem recomenda-se avaliar a bioadsorção versus a biodegradação de contaminantes orgânicos em biofilmes em meios de baixa adsorção (areia) e no *schmutzdecke*. Para isso recomenda-se a avaliação de metabólitos dos contaminantes estudados e bactérias específicas relacionadas à biodegradação e sua atividade. Ainda, quantificação dos PPCPs extraídos do MF utilizado poderiam ser comparados a testes de adsorção com o MF limpo.
- *Minimizar o efeito do metanol em estudos com PPCPs.* Ficou evidente que o UCL-F2 tinha mais biomassa e a maior presença de bactérias do gênero *Methylophilus* indicam que o metanol foi influente nessa variação. D'Alessio et al. (2015) reportaram a presença desse gênero, porém desconsideraram a interferência, pois tais bactérias desapareciam após a aplicação pontual dos contaminantes sem inibir aquelas relacionadas aos PPCPs em si. Outros estudos que utilizam a mesma técnica focaram-se apenas na abundância relativa a nível de filos, em que a presença de bactérias degradantes de compostos específicos pode não aparecer em evidência (LAUTENSCHLAGER et al., 2014; HAIG et al., 2015b; LIAO et al., 2015; OH; HAMMES; LIU, 2018; LI et al., 2019). Recomenda-se a minimização do efeito do metanol e, ainda,

ênfase na interferência de solventes em estudos envolvendo PPCPs com contaminação contínua e que tem foco na comunidade microbiana, sendo a identificação a nível de gênero mais representativa para essa avaliação.

9 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABNT. **ABNT NBR 12216: Projeto de estação de tratamento de água para abastecimento público**. Rio de Janeiro: ABNT, 1992.

ABOAGYE, G.; ROWE, M. T. Occurrence of Mycobacterium Avium Subsp. Paratuberculosis in Raw Water and Water Treatment Operations for the Production of Potable Water. **Water Research**, v. 45, n. 11, p. 3271–3278, 1 May 2011.

AGUIRRE-MARTÍNEZ, G. V.; DELVALLS, A. T.; LAURA MARTÍN-DÍAZ, M. Yes, Caffeine, Ibuprofen, Carbamazepine, Novobiocin and Tamoxifen Have an Effect on Corbicula Fluminea (Müller, 1774). **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 120, p. 142–154, 1 Oct. 2015.

AMARAL, S. F. et al. FILTRAÇÃO ASCENDENTE EM PEDREGULHO SEGUIDA DE FILTRAÇÃO DESCENDENTE EM AREIA (DUPLA FILTRAÇÃO) APLICADA AO TRATAMENTO DE ÁGUAS COM PRESENÇA DE ALGAS. In: 21º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 1, **Anais...**1995.

ANVISA. **Parecer Técnico nº 2, de 23 de dezembro de 2009 - DEET**. Disponível em: <http://portal.anvisa.gov.br/resultado-de-busca?p_p_id=101&p_p_lifecycle=0&p_p_state=maximized&p_p_mode=view&p_p_col_id=column-1&p_p_col_count=1&_101_struts_action=%2Fasset_publisher%2Fview_content&_101_assetEntryId=109164&_101_type=content&_101_groupId=10>. Acesso em: 29 oct. 2019.

APHA; AWWA; WEF. **Standard Methods For The Examination Of Water And Wastewater**. 21st. ed. Washington: American Public Health Association, 2005.

AQUINO, S. F. de; BRANDT, E. M. F.; CHERNICHARO, C. A. de L. Remoção de Fármacos e Desreguladores Endócrinos Em Estações de Tratamento de Esgoto: Revisão Da Literatura. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 18, n. 3, p. 187–204, Sep. 2013.

ASLAN, S.; CAKICI, H. Biological Denitrification of Drinking Water in a Slow Sand Filter. **Journal of hazardous materials**, v. 148, n. 1–2, p. 253–8, 5 Sep. 2007.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 12.216: Projeto de estação de tratamento de água para abastecimento público**. Rio de Janeiro: ABNT, 1992. .

BAI, Y. et al. Integrated Metagenomic and Physiochemical Analyses to Evaluate the Potential Role of Microbes in the Sand Filter of a Drinking Water Treatment System. **PloS one**, v. 8, n. 4, p. e61011, Jan. 2013.

BAPTISTA, M. G.; NIXDORF, B. Low Disturbances Favor Steady State: Case of Cyanobacterial Monodominance in a Brazilian Coastal Lagoon. **Inland Waters**, v. 4, n. 2, p. 243–254, 2014.

BARCELÓ, D.; PETROVIC, M. **Emerging Contaminants from Industrial and Municipal Waste**. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg, 2008. v. 5 / 5S / 5

BARRET, J. M. et al. **Manual of Design for Slow Sand Filtration**. Denver: AWWA, 1991.

BARTON, J. M. H.; BUCHBERGER, S. G. Effect of Media Grain Shape on Particle Straining during Filtration. **Journal of Environmental Engineering**, v. 133, n. 2, p. 211–219, 2007.

BATTAGLIN, W. A.; KOLOK, A. Featured Collection Introduction: Contaminants of Emerging Concern II. **Journal of the American Water Resources Association**, v. 50, n. 2, p. 261–265, 2014.

BELLAMY, W. D. et al. Removing Giardia Cysts With Slow Sand Filtration. **Journal** -

American Water Works Association, v. 77, n. 2, p. 52–60, Feb. 1985.

BELLAMY, W. D.; HENDRICKS, D. W.; LOGSDON, G. S. Slow Sand Filtration: Influences of Selected Process Variables. **Journal - American Water Works Association**, v. 77, n. 12, p. 62–66, Dec. 1985.

BELLI FILHO, P. et al. **Cartilha Fitro Lento**. Disponível em: <[https://repositorio.ufsc.br/bitstream/handle/123456789/135711/Cartilha FL.pdf?sequence=1&isAllowed=y](https://repositorio.ufsc.br/bitstream/handle/123456789/135711/Cartilha_FL.pdf?sequence=1&isAllowed=y)>. Acesso em: 24 jan. 2017.

BENNER, J. et al. Is Biological Treatment a Viable Alternative for Micropollutant Removal in Drinking Water Treatment Processes? **Water research**, v. 47, n. 16, p. 5955–76, 15 Oct. 2013.

BENNETT, L. E.; DRIKAS, M. The Evaluation of Colour in Natural Waters. **Water Research**, v. 27, n. 7, p. 1209–1218, 1 Jul. 1993.

BERETTA, M. et al. Occurrence of Pharmaceutical and Personal Care Products (PPCPs) in Marine Sediments in the Todos Os Santos Bay and the North Coast of Salvador, Bahia, Brazil. **Journal of Soils and Sediments**, v. 14, n. 7, p. 1278–1286, 2014.

BERTELKAMP, C. et al. Sorption and Biodegradation of Organic Micropollutants during River Bank Filtration: A Laboratory Column Study. **Water research**, v. 52, p. 231–241, 9 Nov. 2013.

BICHAI, F. et al. Predation and Transport of Persistent Pathogens in GAC and Slow Sand Filters: A Threat to Drinking Water Safety? **Water research**, v. 64, p. 296–308, 1 Nov. 2014.

BLASCO, J.; DELVALLS, A. Impact of Emergent Contaminants in the Environment: Environmental Risk Assessment. In: BARCELÓ, D.; PETROVIC, M. (Ed.). **Emerging Contaminants from Industrial and Municipal Waste**. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg, 2008. 5S/1p. 169–188.

BOLYEN, E. et al. Reproducible, Interactive, Scalable and Extensible Microbiome Data Science Using QIIME 2. **Nature Biotechnology**, v. 37, n. 8, p. 852–857, 24 Aug. 2019.

BOULOS, L. et al. LIVE/DEAD® BacLight™: Application of a New Rapid Staining Method for Direct Enumeration of Viable and Total Bacteria in Drinking Water. **Journal of Microbiological Methods**, v. 37, n. 1, p. 77–86, Jul. 1999.

BRANDÃO, C. et al. Pré-filtração em pedregulho aplicada ao tratamento de águas com elevados teores de algas-Influência da granulometria e da taxa de filtração. In: 20º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Rio de Janeiro. **Anais...** Rio de Janeiro: ABES, 1999.

BRANDÃO, C. C. S. et al. O USO DA FILTRAÇÃO EM MÚLTIPLAS ETAPAS NO TRATAMENTO DE ÁGUAS COM ELEVADO TEOR DE ALGAS. In: XXVI Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental, CD, Lima. **Anais...** Lima: Anais do XXVI Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental, 1998.

BRASIL. **Decreto nº 7.217, de 21 de junho de 2010. Regulamenta a Lei no 11.445, de 5 de janeiro de 2007.** Diário Oficial da União. Brasília-DF, 2010. .

BRASIL. **Ministério da Saúde. Consolidação das normas sobre as ações e os serviços de saúde do Sistema Único de Saúde. Portaria de consolidação nº 5, de 28 de setembro de 2017.** Disponível em: <http://bvsmms.saude.gov.br/bvs/saudelegis/gm/2017/prc0005_03_10_2017.html>.

BRASIL; MDR; SNS. **Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento: 24º Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos.** [s.l: s.n.].

CALDAS, S. S. et al. Determination of Pharmaceuticals, Personal Care Products, and

Pesticides in Surface and Treated Waters: Method Development and Survey. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 20, n. 8, p. 5855–5863, 2013.

CALLAHAN, B. J. et al. Dada2: High Resolution Sample Inference from Illumina Amplicon Data. **Nat Methods**, v. 13, n. 7, p. 581–583, 2016.

CALVO-BADO, L. a et al. Spatial and Temporal Analysis of the Microbial Community in Slow Sand Filters Used for Treating Horticultural Irrigation Water. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 69, n. 4, p. 2116–2125, 2003.

CAMPANHA, M. B. et al. A 3-Year Study on Occurrence of Emerging Contaminants in an Urban Stream of São Paulo State of Southeast Brazil. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 22, n. 10, p. 7936–7947, 2014.

CAMPANHA, M. B. **Contaminantes emergentes: ocorrência e distribuição espaço-temporal no rio do Monjolinho e avaliação da remoção pela estação de tratamento de esgotos de São Carlos**. 2015. Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2015.

CAMPOS, L. . et al. Biomass Development in Slow Sand Filters. **Water Research**, v. 36, n. 18, p. 4543–4551, Nov. 2002.

CAMPOS, L. C. **MODELLING AND SIMULATION OF THE BIOLOGICAL AND PHYSICAL PROCESSES OF SLOW SAND FILTRATION**. 2002. Imperial College of Science, Technology and Medicine London, 2002.

CAMPOS, L. C.; SMITH, S. R.; GRAHAM, N. J. D. Deterministic-Based Model of Slow Sand Filtration. I: Model Development. **Journal of Environmental Engineering**, v. 132, n. 8, p. 872–886, Aug. 2006a.

CAMPOS, L. C.; SMITH, S. R.; GRAHAM, N. J. D. Deterministic-Based Model of Slow Sand Filtration. II: Model Application. **Journal of Environmental Engineering**, v. 132, n. 8, p. 887–894, Aug. 2006b.

CAPORASO, J. G. et al. Global Patterns of 16S RRNA Diversity at a Depth of Millions of Sequences per Sample. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 108, n. SUPPL. 1, p. 4516–4522, 2011.

CARNEIRO, C. G. et al. Desenvolvimento de um sistema alternativo para o tratamento de água oriunda de nascente em propriedades rurais. In: 27º Congresso Nacional de Saneamento e Meio Ambiente - Encontro Técnico AESABESP, São Paulo. **Anais...** São Paulo: AESABESP, 2016.

CARPENTER, C. M. G.; HELBLING, D. E. Removal of Micropollutants in Biofilters: Hydrodynamic Effects on Biofilm Assembly and Functioning. **Water Research**, v. 120, 2017.

CEZAR, M. do C. M.; CARVALHO, R. P. M.; BRANDÃO, C. C. S. Aplicabilidade da filtração ascendente em pedregulho, precedida ou não de coagulação química, como pré tratamento para filtração rápida descendente e filtração lenta de águas com presença de algas. In: XXVIII Congresso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, Cancún. **Anais...** Cancún: Anais (CD) do 28 Congresso interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, 2002, 2002.

CHAN, S. et al. Monitoring Biofilm Function in New and Matured Full-Scale Slow Sand Filters Using Flow Cytometric Histogram Image Comparison (CHIC). **Water Research**, v. 138, p. 27–36, 1 Jul. 2018.

CHEN, Y. et al. Occurrence, Removal and Environmental Risk Assessment of Pharmaceuticals and Personal Care Products in Rural Wastewater Treatment Wetlands. **Science of The Total Environment**, v. 566–567, p. 1660–1669, 1 Oct. 2016.

CHILDERS, S. E.; CIUFO, S.; LOVLEY, D. R. *Geobacter Metallireducens* Accesses Insoluble

Fe(III) Oxide by Chemotaxis. **Nature**, v. 416, n. 6882, p. 767–769, 2002.

CLASEN, T. et al. **Interventions to improve water quality for preventing diarrhoea**. [s.l.: s.n.]v. 3

CLEARY, S. A. **SUSTAINABLE DRINKING WATER TREATMENT FOR SMALL COMMUNITIES**. 2005. University of, 2005.

COLLINS, M. R. R. et al. Evaluating Modifications to Slow Sand Filters. **Journal / American Water Works Association**, v. 83, n. 9, p. 62–70, 1991.

COSTA, R. H. R. da. **Estudos comparativos da eficiencia de filtros lentos de areia convencionais e de fluxo ascendente**. 1980. 256 f.. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 1980.

COSTANZO, S. D. et al. Is There a Risk Associated with the Insect Repellent DEET (N,N-Diethyl-m-Toluamide) Commonly Found in Aquatic Environments? **Science of The Total Environment**, v. 384, n. 1–3, p. 214–220, 1 Oct. 2007.

CRITTENDEN, J. C. et al. **MWH's Water Treatment: Principles and Design**. 3. ed. Hoboken: John Wiley & Sons Inc, 2012.

CULLEN, T. R.; LETTERMAN, D. The Effect of Slow Sand Filter Maintenance on Water Quality. **Journal of American Water Works Association**, v. 77, n. 12, p. 48–55, 1985.

D'ALESSIO, M. et al. Pharmaceutically Active Compounds: Their Removal during Slow Sand Filtration and Their Impact on Slow Sand Filtration Bacterial Removal. **Science of the Total Environment**, v. 524–525, p. 124–135, Aug. 2015.

DAIMS, H. et al. Complete Nitrification by Nitrospira Bacteria. **Nature**, v. 528, n. 7583, p. 504–509, 2015.

DALAHMEH, S. S. et al. Dynamics and Functions of Bacterial Communities in Bark, Charcoal and Sand Filters Treating Greywater. **Water Research**, v. 54, p. 21–32, May 2014.

DEHWAH, A. H. A.; MISSIMER, T. M. Seabed Gallery Intakes: Investigation of the Water Pretreatment Effectiveness of the Active Layer Using a Long-Term Column Experiment. **Water Research**, v. 121, p. 95–108, Sep. 2017.

DELGADO-GARDEA, M. C. E. et al. Streptophyta and Acetic Acid Bacteria Succession Promoted by Brass in Slow Sand Filter System Schmutzdeckes. **Scientific Reports**, v. 9, n. 1, p. 1–11, 2019.

DEMIR, N. M. Experimental Study of Factors That Affect Iron and Manganese Removal in Slow Sand Filters and Identification of Responsible Microbial Species. **Polish Journal of Environmental Studies**, v. 25, n. 4, p. 1453–1465, 2016.

DESANTIS, T. Z. et al. Greengenes, a Chimera-Checked 16S RRNA Gene Database and Workbench Compatible with ARB. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 72, n. 7, p. 5069–5072, 2006.

DI BERNARDO, L.; BRANDÃO, C. C. S.; HELLER, L. **Tratamento de Águas de Abastecimento por Filtração em Múltiplas Etapas**. Rio de Janeiro: ABES, 1999.

DI BERNARDO, L.; DANTAS, A. D. B. **Métodos e técnicas de Tratamento de Água - Volume 1**. 2nd. ed. São Carlos: RiMa, 2005a.

DI BERNARDO, L.; DANTAS, A. D. B. **Métodos e técnicas de Tratamento de Água - Volume 2**. 2nd. ed. São Carlos: RiMa, 2005b.

EIGHMY, T. T. et al. Microbial Populations, Activities and Carbon Metabolism in Slow Sand

Filters. **Water Research**, v. 26, n. 10, p. 1319–1328, Oct. 1992.

ELHADIDY, A. M. et al. Development and Application of an Improved Protocol to Characterize Biofilms in Biologically Active Drinking Water Filters - Supplementary Data. n. page 3, p. 3–4, 2016.

ELLIOTT, M. A. et al. Reductions of E. Coli, Echovirus Type 12 and Bacteriophages in an Intermittently Operated Household-Scale Slow Sand Filter. **Water Research**, v. 42, n. 10, 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.

ELLIS, K. V.; AYDIN, M. E. Penetration of Solids and Biological Activity into Slow Sand Filters. **Water Research**, v. 29, n. 5, p. 1333–1341, 1 May 1995.

EMELKO, M.; HUCK, P. Effects of Media, Backwash, and Temperature on Full-Scale Biological Filtration. ... -**American Water Works** ..., n. December, p. 61–73, 2006.

EMMENDOERFER, M. L. **Filtração Lenta Com Retrolavagem Para Propriedades Rurais De Uso Familiar**. 2006. 56 f.. Trabalho de Conclusão de Curso (Engenharia Sanitária e Ambiental) - Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2006.

EPAGRI. **Filtro lento modelo Imaruí**. Disponível em: <<http://www.epagri.sc.gov.br/?tag=filtro-lento-modelo-imarui>>. Acesso em: 26 jan. 2018.

ESQUIVEL, L. G. R. **Remoção de matéria orgânica natural e precursores de trihalometanos por filtração em margem na Lagoa do Peri, Santa Catarina, Brasil**. 2012. 246 f.. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) - Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, 2012.

FERREIRA FILHO, S. S. **Tratamento de Água: concepção, projeto e operação de estações de tratamento**. Rio de Janeiro: Elsevier, 2017.

FEWTRELL, L. et al. Water, Sanitation, and Hygiene Interventions to Reduce Diarrhoea in Less Developed Countries: A Systematic Review and Meta-Analysis. **The Lancet infectious diseases**, v. 5, n. 1, p. 42–52, Jan. 2005.

FITZPATRICK, C. S. B. Observations of Particle Detachment during Filter Backwashing. **Water Science and Technology**, v. 27, n. 10, p. 213–221, 1993.

FITZPATRICK, C. S. B. Media Properties and Their Effect on Filter Performance and Backwashing. **Water Science and Technology**, v. 38, n. 6, p. 105–111, Sep. 1998.

FLEMMING, H. C.; WINGENDER, J. Relevance of Microbial Extracellular Polymeric Substances (EPSs) - Part I: Structural and Ecological Aspects. **Water Science and Technology**, v. 43, n. 6, p. 1–8, 2001.

FONTES, M. L. S. et al. Dynamics of Planktonic Prokaryotes and Dissolved Carbon in a Subtropical Coastal Lake. **Frontiers in microbiology**, v. 4, n. April, p. 71, Jan. 2013.

FRATESI, S. 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.

FUNASA. **Programa Nacional de Saneamento Rural**. Brasília: Funasa, 2019a.

FUNASA. **Caderno Técnico: Projeto e operação de filtros lentos para o Tratamento de**

Água para Abastecimento. [s.l: s.n.]

GARCIA, T. V. **Tratamento De Água Eutrofizada Através Da Ozoflotação.** 2007. Universidade Federal de Santa Catarina, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. Tese de Doutorado, Florianópolis, 2007.

GIMBEL, R.; GRAHAM, N. J. D.; COLLINS, M. R. **Recent Progress in Slow Sand and Alternative Biofiltration Processes.** 1st. ed. London: IWA Publishing, 2006.

GOMES, I. B.; SIMÕES, M.; SIMÕES, L. C. **An overview on the reactors to study drinking water biofilms** *Water Research*, Oct. 2014. .

GOMES, L. P. **Avaliação da Eficiência da Filtração Lenta com Retrolavagem em Diferentes Concepções como Tratamento de Água Para Consumo Humano.** [s.l: s.n.].

GONÇALVES, E. S.; RODRIGUES, S. V.; SILVA-FILHO, E. V. da. The Use of Caffeine as a Chemical Marker of Domestic Wastewater Contamination in Surface Waters: Seasonal and Spatial Variations in Teresópolis, Brazil. **Ambiente e Agua - An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, v. 12, n. 2, p. 192, 22 Feb. 2017.

GRAHAM, N. J. D.; COLLINS, M. R. Slow sand filtration: recent research and application perspectives. In: NAKAMOTO, N. et al. (Ed.). **Progress in Slow Sand and Alternative Biofiltration Processes: Further Developments and Applications.** 1st. ed. London: IWA Publishing, 2014. p. 3–16.

GUPTA, R. S.; BHANDARI, V.; NAUSHAD, H. S. Molecular Signatures for the Pvc Clade (Planctomycetes, Verrucomicrobia, Chlamydiae, and Lentisphaerae) of Bacteria Provide Insights into Their Evolutionary Relationships. **Frontiers in Microbiology**, v. 3, n. SEP, p. 1–19, 2012.

HAARHOFF, J.; CLEASBY, J. Biological and Physical Mechanisms in Slow Sand Filtration. In: LOGSDON, G. (Ed.). **Slow Sand Filtration.** Oregon, USA: American Society of Civil Engineers, 1991. p. 19–68.

HAIG, S.-J. et al. Stable-Isotope Probing and Metagenomics Reveal Predation by Protozoa Drives *E. Coli* Removal in Slow Sand Filters. **The ISME journal**, v. 9, p. 797–808, 2014a.

HAIG, S.-J. et al. Stable-Isotope Probing and Metagenomics Reveal Predation by Protozoa Drives *E. Coli* Removal in Slow Sand Filters. **The ISME Journal**, v. 9, n. 4, p. 797–808, 3 Apr. 2015a.

HAIG, S.-J. et al. The Relationship between Microbial Community Evenness and Function in Slow Sand Filters. **mBio**, v. 6, n. 5, p. e00729-15, 13 Oct. 2015b.

HAIG, S. et al. Biological Aspects of Slow Sand Filtration: Past, Present and Future. **Water Science & Technology: Water Supply**, v. 11, n. 4, p. 468–472, 2011.

HAIG, S. J. et al. Replicating the Microbial Community and Water Quality Performance of Full-Scale Slow Sand Filters in Laboratory-Scale Filters. **Water Research**, v. 61, p. 141–151, 2014b.

HALL, D.; FITZPATRICK, C. S. . Suspension Concentration Profiles during Rapid Gravity Filter Backwashing. **Chemical Engineering Journal**, v. 80, n. 1–3, p. 197–201, Dec. 2000.

HALLÉ, C.; HUCK, P. M.; PELDSZUS, S. Emerging Contaminant Removal by Biofiltration: Temperature, Concentration, and EBCT Impacts. **Journal - American Water Works Association**, v. 107, n. 7, p. E364–E379, 2007.

HAWKINS, P. R. et al. Severe Hepatotoxicity Caused by the Tropical Cyanobacterium (Blue-Green Alga) *Cylindrospermopsis Raciborskii* (Woloszynska) Seenaya and Subba Raju Isolated from a Domestic Water Supply Reservoir. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 50, n. 5, p. 1292–1295, 1985.

HELLER, L. Relação Entre Saúde e Saneamento Na Perspectiva Do Desenvolvimento. **Ciência & Saúde Coletiva**, v. 3, n. 2, p. 73–84, 1998.

HELLER, L. et al. Desempenho Da Filtração Lenta Em Areia Submetida a Cargas de Pico de Oocistos de *Cryptosporidium* Sp, Bactérias e Sólidos: Uma Avaliação Em Instalação Piloto; **Eng. sanit. ambient**, 2006.

HENDRICKS, D. **Fundamentals of Water Treatment Unit Processes : Physical, Chemical, and Biological**. 1st. ed. Broken Sound Parkway: International Water Organization, 2011.

HENDRICKS, D. W.; BELLAMY, W. D. Microorganism removals by slow sand filtration. In: LOGSDON, G. S. (Ed.). **Slow sand filtration**. 1. ed. Nova York: American Society of Civil Engineers, 1991. p. 101–121.

HER, N. et al. Characterizing Dissolved Organic Matter and Evaluating Associated Nanofiltration Membrane Fouling. **Chemosphere**, v. 70, n. 3, p. 495–502, Jan. 2008.

HIJNEN, W. A. M. et al. Removal and Fate of *Cryptosporidium Parvum*, *Clostridium Perfringens* and Small-Sized Centric Diatoms (*Stephanodiscus Hantzschii*) in Slow Sand Filters. **Water Research**, v. 41, n. 10, p. 2151–2162, May 2007.

HIRAIISHI, A.; UEDA, Y. *Rhodoplanes* Gen. Nov., a New Genus of Phototrophic Bacteria Including *Rhodopseudomonas Rosea* as *Rhodoplanes Roseus* Comb. Nov. and *Rhodoplanes Elegans* Sp. Nov. **International Journal of Systematic Bacteriology**, v. 44, n. 4, p. 665–673, 1994.

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

HURLEY, S. P.; WOTTOM, R. S. Chironomid midges: the forgotten water industry engineers? In: GIMBEL, R.; GRAHAM, N. J. D.; COLLINS, M. R. (Ed.). **Recent progress in slow sand and alternative biofiltration processes**. London: IWA Publishing, 2006. p. 51–59.

HWANG, H. G. et al. Risk Assessment of the Schmutzdecke of Biosand Filters: Identification of an Opportunistic Pathogen in Schmutzdecke Developed by an Unsafe Water Source. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 11, n. 2, p. 2033–2048, 2014.

IKHLEF, S.; BASU, O. D. Influence of Backwash Regime on Biofilter Performance in Drinking Water Treatment. **Journal of Chemical Technology and Biotechnology**, v. 92, n. 7, p. 1777–1784, 2017.

ISHIBASHI, H. et al. Effects of Triclosan on the Early Life Stages and Reproduction of Medaka *Oryzias Latipes* and Induction of Hepatic Vitellogenin. **Aquatic Toxicology**, v. 67, n. 2, p. 167–179, 2004.

ISHII, M. M. **Filtração lenta com retrolavagem para tratamento de água de abastecimento**. 2013. 56 f.. Trabalho de Conclusão de Curso (Engenharia Sanitária e Ambiental) - Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2013.

IWASE, N. et al. Role of algal growth and photosynthesis in slow sand filters as an advanced wastewater treatment. In: GIMBEL, R.; GRAHAM, N. J. D.; COLLINS, M. R. (Ed.). **Recent Progress in Slow Sand and Alternative Biofiltration Processes**. London: IWA Publishing, 2006. p. 60–67.

JABUR, H. S. The effect of water temperature on the slow sand filter process. In: GIMBEL, R.; GRAHAM, N. J. D.; COLLINS, M. R. (Ed.). **Recent Progress in Slow Sand and Alternative Biofiltration Processes**. London: IWA Publishing, 2006. p. 74–77.

JANOO, V. C. **Quantification of Shape, Angularity, and Surface Texture of Base Course**

MaterialsState of Vermont Agency of Transportation. [s.l.: s.n.].

JEAN, J. S.; TSAO, C. W.; CHUNG, M. C. Comparative Endoscopic and SEM Analyses and Imaging for Biofilm Growth on Porous Quartz Sand. **Biogeochemistry**, v. 70, n. 3, p. 427–445, 2004.

JENKINS, M. W.; TIWARI, S. K.; DARBY, J. Bacterial, Viral and Turbidity Removal by Intermittent Slow Sand Filtration for Household Use in Developing Countries: Experimental Investigation and Modeling. **Water research**, v. 45, n. 18, p. 6227–39, 15 Nov. 2011.

JENKINS, O.; BYROM, D.; JONES, D. Methylophilus : A New Genus of Methanol-Utilizing Bacteria. n. Ncib 10515, p. 5–7, 1987.

JOUBERT, E. D. Visualisation of the Microbial Colonisation of a Slow Sand Filter Using an Environmental Scanning Electron Microscope. **Electronic Journal of Biotechnology**, v. 11, n. 2, 2008.

KAARELA, O. E. et al. Bacterial Diversity and Active Biomass in Full-Scale Granular Activated Carbon Filters Operated at Low Water Temperatures. **Environmental Technology (United Kingdom)**, v. 36, n. 6, p. 681–692, 2015.

KAGLE, J. et al. **Chapter 3 Biodegradation of Pharmaceutical and Personal Care Products**. 1. ed. [s.l.] Elsevier Inc., 2009. v. 67

KASANA, R. C.; PANDEY, C. B. Exiguobacterium: An Overview of a Versatile Genus with Potential in Industry and Agriculture. **Critical Reviews in Biotechnology**, v. 38, n. 1, p. 141–156, 2018.

KATAYAMA-HIRAYAMA, K. et al. Removal of Bisphenols by Slow Sand Filtration. **Water Science and Technology: Water Supply**, v. 9, n. 3, p. 263–268, 2009.

KELKAR, P.; TAJNE, D.; DHAGE, S. Effect of Shading on Performance of Slow Sand Filters. **Journal: American Water Works Association**, n. December, p. 69–76, 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, 26 May 2012.

KIELAK, A. M. et al. The Ecology of Acidobacteria: Moving beyond Genes and Genomes. **Frontiers in Microbiology**, v. 7, n. MAY, p. 1–16, 2016.

KIM, T. G.; KIM, S. H.; CHO, K. S. Effects of Ultrasonic Pretreatment on Quantity and Composition of Bacterial DNA Recovered from Granular Activated Carbon Used for Drinking Water Treatment. **Journal of Environmental Science and Health - Part A Toxic/Hazardous Substances and Environmental Engineering**, v. 49, n. 5, p. 609–616, 2014.

KIRBY, J. T. et al. Antimicrobial Susceptibility and Epidemiology of a Worldwide Collection of Chryseobacterium Spp.: Report from the SENTRY Antimicrobial Surveillance Program (1997-2001). **Journal of Clinical Microbiology**, v. 42, n. 1, p. 445–448, 2004.

KO, Y. S.; LEE, Y. J.; NAM, S. H. Evaluation of a Pilot Scale Dual Media Biological Activated Carbon Process for Drinking Water. **Korean Journal of Chemical Engineering**, v. 24, n. 2, p. 253–260, 2007.

KOMÁRKOVÁ, J.; LAUDARES-SILVA, R.; SENNA, P. A. C. Extreme Morphology of *Cylindrospermopsis Raciborskii* (Nostocales, Cyanobacteria) in the Lagoa Do Peri, a Freshwater Coastal Lagoon, Santa Catarina, Brazil. **Algological Studies/Archiv für Hydrobiologie, Supplement Volumes**, v. 94, n. November, p. 207–222, 16 Sep. 1999.

KOOLMAN, J. Color Atlas of Biochemistry. 2005.

LANGENBACH, K. et al. Modeling of Slow Sand Filtration for Disinfection of Secondary Clarifier Effluent. **Water research**, v. 44, n. 1, p. 159–66, Jan. 2010.

LAUTENSCHLAGER, K. et al. Abundance and Composition of Indigenous Bacterial Communities in a Multi-Step Biofiltration-Based Drinking Water Treatment Plant. **Water Research**, v. 62, p. 40–52, Oct. 2014.

LAW, S. P.; LAMB, A. J.; MELVIN, M. Visualisation of the Establishment of a Heterotrophic Biofilm within the Schmutzdecke of a Slow Sand Filter Using Scanning Electron Microscopy. **Biofilm Journal**, v. 6, n. Paper 1 (BF01001), 2001.

LAWRENCE, J. R. et al. N,N -Diethyl-m-Toluamide Exposure at an Environmentally Relevant Concentration Influences River Microbial Community Development . **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 38, n. 11, p. 2414–2425, 2019.

LETSHWENYO, M. W.; LEBOGANG, L. Assessment of Roughing and Slow Sand Filter Modified with Slag and Clinker Ash for Removal of Microorganisms from Secondary Effluent. **Environmental Technology (United Kingdom)**, v. 0, n. 0, p. 1–12, 2019.

LI, J. et al. Physico-Chemical and Biological Aspects of a Serially Connected Lab-Scale Constructed Wetland-Stabilization Tank-GAC Slow Sand Filtration System during Removal of Selected PPCPs. **Chemical Engineering Journal**, v. 369, n. March, p. 1109–1118, 2019.

LI, J.; ZHOU, Q.; CAMPOS, L. C. Removal of Selected Emerging PPCP Compounds Using Greater Duckweed (*Spirodela Polyrhiza*) Based Lab-Scale Free Water Constructed Wetland. **Water Research**, v. 126, p. 252–261, 1 Dec. 2017.

LI, J.; ZHOU, Q.; CAMPOS, L. C. The Application of GAC Sandwich Slow Sand Filtration to Remove Pharmaceutical and Personal Care Products. **Science of the Total Environment**, v. 635, p. 1182–1190, 1 Sep. 2018.

LI, Q. et al. Microbial Communities Shaped by Treatment Processes in a Drinking Water Treatment Plant and Their Contribution and Threat to Drinking Water Safety. **Frontiers in Microbiology**, v. 8, n. DEC, p. 1–16, 2017.

LIAO, X. et al. Changes of Biomass and Bacterial Communities in Biological Activated Carbon Filters for Drinking Water Treatment. **Process Biochemistry**, v. 48, n. 2, p. 312–316, Feb. 2013a.

LIAO, X. et al. Pyrosequencing Analysis of Bacterial Communities in Drinking Water Biofilters Receiving Influent of Different Types. **Process Biochemistry**, v. 48, n. 4, p. 703–707, Apr. 2013b.

LIAO, X. et al. Operational Performance, Biomass and Microbial Community Structure: Impacts of Backwashing on Drinking Water Biofilter. **Environmental science and pollution research international**, v. 22, n. 1, p. 546–554, 2015.

LIBÂNIO, P. A. C.; CHERNICHARO, C. A. D. L.; NASCIMENTO, N. D. O. A Dimensão Da Qualidade de Água: Avaliação Da Relação Entre Indicadores Sociais, de Disponibilidade Hídrica, de Saneamento e de Saúde Pública. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 10, n. 3, p. 10, 2005.

LIU, G. et al. Pyrosequencing Reveals Bacterial Communities in Unchlorinated Drinking Water Distribution System: An Integral Study of Bulk Water, Suspended Solids, Loose Deposits, and Pipe Wall Biofilm. **Environmental Science and Technology**, v. 48, n. 10, p. 5467–5476, 2014.

LIU, L. et al. Applying Bio-Slow Sand Filtration for Water Treatment. **Polish Journal of Environmental Studies**, v. 28, n. 4, p. 2243–2251, 2019.

LOGSDON, G.; KOHNE, R.; ABEL, S. Slow Sand Filtration for Small Water Systems. **Journal of Environmental Engineering and Science**, v. 348, p. 339–348, 2002.

MACHADO, G. C. **Contaminantes químicos emergentes em águas naturais e de abastecimento público: desenvolvimento analítico e estudo de caso envolvendo capitais estaduais do Brasil.** 2015. 2015.

MACHADO, K. C. et al. A Preliminary Nationwide Survey of the Presence of Emerging Contaminants in Drinking and Source Waters in Brazil. **Science of the Total Environment**, v. 572, p. 138–146, 2016.

MANAV DEMIR, N. et al. Investigating Biomass Formations at Different Depths in a Slow Sand Filter. **Polish Journal of Environmental Studies**, v. 27, n. 4, p. 1463–1474, 2018.

MANZ, D.; ENG, P. New Horizons for Slow Sand Filtration. **Eleventh Canadian National Conference and Second Policy Forum on Drinking Water and the Biennial Conference of the Federal-Provincial- Territorial Committee on Drinking Water, Promoting Public Health Through Safe Drinking Water**, n. 403, p. 682–692, 2004.

MARNOTO, J. M. et al. A influência da expansão da areia durante a retrolavagem na qualidade de água para abastecimento produzida por filtros lentos. (AIDIS, Ed.) In: Anais do XXXI CONGRESSO INTERAMERICANO AIDIS, Santiago. **Anais...** Santiago: AIDIS, 2008.

MARNOTO, M. J. E. **Expansão da areia durante a retrolavagem dos filtros lentos – influência sobre a qualidade da água para abastecimento e a duração das carreiras.** 2008. 79 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Engenharia Sanitária e Ambiental) - Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2008.

MARTÍNEZ, F. et al. Effect of Different Soilless Growing Systems on the Biological Properties of Growth Media in Strawberry. **Scientia Horticulturae**, v. 150, p. 59–64, Feb. 2013.

MAUCLAIRE, L.; SCHÜRMAN, A.; MERMILLOD-BLONDIN, F. Influence of Hydraulic Conductivity on Communities of Microorganisms and Invertebrates in Porous Media: A Case Study in Drinking Water Slow Sand Filters. **Aquatic Sciences**, v. 68, n. 1, p. 100–108, 20 Feb. 2006.

MCNAIR, D. et al. Schmutzdecke Characterization of Clinoptilolite-Amended Slow Sand Filtration. **Journal AWWA**, n. C, 1987a.

MCNAIR, D. R. et al. Schmutzdecke Characterization of Clinoptilolite-Amended Slow Sand Filtration. **Journal - American Water Works Association**, v. 79, n. 12, p. 74–81, Dec. 1987b.

MELO, A. E. S. de. **Avaliação da filtração lenta na remoção de células de *Cylindrospermopsis raciborskii* e saxitoxinas.** 2006a. Universidade de Brasília, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental. Dissertação de Mestrado, Brasília, 2006.

MELO, L. C. de. **Avaliação da ozonização como pré ou pós-tratamento à filtração direta descendente na remoção de cianobactérias e saxitoxinas.** 2006b. Universidade Federal de Santa Catarina, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. Tese de Doutorado, 2006.

MERMILLOD-BLONDIN, F.; MAUCLAIRE, L.; MONTUELLE, B. Use of Slow Filtration Columns to Assess Oxygen Respiration, Consumption of Dissolved Organic Carbon, Nitrogen Transformations, and Microbial Parameters in Hyporheic Sediments. **Water research**, v. 39, n. 9, p. 1687–98, May 2005.

METCALF, L.; EDDY, H. P. **Tratamento de Efluentes e Recuperação de Recursos.** 5ed. ed. [s.l.] McGraw Hill Brasil, 2015.

MICHELAN, D. C. de G. S. et al. Desempenho Do Sistema Filtração Em Margem Seguida de Filtração Lenta Retrolavável Em Ituporanga Santa Catarina. **Revista DAE**, v. 59, n. 187, p. 28–36, 2011.

MICHELAN, D. C. G. dos S. **Filtração Em Margem De Rio Precedendo A Filtração Lenta,**

Para Remoção De Carbofurano, Em Tratamento De Água Para Consumo Humano. 2010. 342 f.. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) - Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2010.

MICHIELIN, A. K. **Filtração lenta com retrolavagem.** 2003. 59 f.. Trabalho de Conclusão de Curso (Engenharia Sanitária e Ambiental) - Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2003.

MIZUKAWA, A. **Avaliação de contaminantes emergentes na água e sedimento na bacia do Alto Iguaçu/PR.** 2016. 2016.

MOLECULAR PROBES, I. **LIVE/DEAD® BacLight™ Bacterial Viability Kits**LIVE/DEAD® **BacLight™ Bacterial Viability Kits**, 2004. .

MONDARDO, R. I. **Influência da pré-oxidação na tratabilidade das águas via filtração direta descendente em manancial com elevadas concentrações de microalgas e cianobactérias.** 2004. 148f.. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, 2004.

MONDARDO, R. I. **Avaliação da filtração em margem como pré-tratamento à filtração direta descendente na remoção de células de cianobactérias e saxitoxinas.** 2009. Universidade Federal de Santa Catarina, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. Tese de Doutorado, 2009.

MONTAGNER, C. C. et al. Occurrence and Potential Risk of Triclosan in Freshwaters of São Paulo, Brazil—the Need for Regulatory Actions. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 21, n. 3, p. 1850–1858, Feb. 2014.

MOSIMANN, R. M. de S. Levantamento Das Bacillariophyceae (Diatomiceas) Da Lagoa Do Peri, Ilha de Santa Catarina, Estado de Santa Catarina, Brasil. **Insula Revista de Botânica**, v. 13, p. 1–28, 1983.

MUCCI, M. et al. Chitosan as Coagulant on Cyanobacteria in Lake Restoration Management May Cause Rapid Cell Lysis. **Water Research**, v. 118, p. 121–130, 2017.

MURTHA, N. A. **Avaliação da influência de variáveis hidráulicas, parâmetros de projeto e das características da água bruta na eficiência de filtros lentos de areia.** 1998. 227 f.. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) - Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 1998.

MURTHA, N. A.; HELLER, L. Avaliação Da Influência de Parâmetros de Projeto e Das Características Da Água Bruta No Comportamento de Filtros Lentos de Areia. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 8, n. out-dez, p. 257–267, 2003.

NAKAMOTO, N. Idea of Ecological Purification System for Drinking Water Comes from Broa Reservoir. **Oecologia Australis**, v. 15, n. 3, p. 709–713, 2011.

NAKAMOTO, N. et al. **Progress in Slow Sand and Alternative Biofiltration Processes: Further Developments and Applications.** 1st. ed. London: IWA Publishing, 2014.

NAKAMOTO, N. Food chain is the key in ecological purification system: new concept and new name of slow sand filter. In: NAKAMOTO, N. et al. (Ed.). **Progress in Slow Sand and Alternative Biofiltration Processes: Further Developments and Applications.** 1st. ed. London: IWA Publishing, 2014. p. 540.

NAKAMOTO, N.; KATO, H. Development pattern of filamentous diatom and its condition related with midge larvae in slow sand filter. In: GIMBEL, R.; GRAHAM, N. J. D.; COLLINS, M. R. R. (Ed.). **Recent progress in slow sand and alternative biofiltration processes.** London: IWA Publishing, 2006.

NAKHLA, G.; FAROOQ, S. Simultaneous Nitrification-Denitrification in Slow Sand Filters. **Journal of hazardous materials**, v. 96, n. 2-3, p. 291-303, 31 Jan. 2003.

NEARING, J. T. et al. Denoising the Denoisers: An Independent Evaluation of Microbiome Sequence Error- Correction Approaches. **PeerJ**, v. 2018, n. 8, p. 1-22, 2018.

NKOOOM, M.; LU, G.; LIU, J. Occurrence and Ecological Risk Assessment of Pharmaceuticals and Personal Care Products in Taihu Lake, China: A Review. **Environmental Science: Processes and Impacts**, v. 20, n. 12, p. 1640-1648, 2018.

NOGUERA-OVIEDO, K.; AGA, D. S. Lessons Learned from More than Two Decades of Research on Emerging Contaminants in the Environment. **Journal of Hazardous Materials**, v. 316, p. 242-251, Oct. 2016.

NOYMA, N. P. **Avaliação da ultraestrutura e morte celular em *Cylindrospermopsis raciborskii* (Woloszynska) Seenayya & Subba Raju (Cianobacteria) sob efeito da radiação ultravioleta.** 2009. 2009.

OH, S.; HAMMES, F.; LIU, W.-T. Metagenomic Characterization of Biofilter Microbial Communities in a Full-Scale Drinking Water Treatment Plant. **Water Research**, v. 128, p. 278-285, 1 Jan. 2018.

OJHA, C. S. P.; GRAHAM, N. J. D. Computer-Aided Simulation of Slow Sand Filter Performance. **Water Research**, v. 28, n. 5, p. 1025-1030, May 1994.

OLIVEIRA, P. H. de. **Avaliação da perda de carga durante operação e limpeza de filtros lentos ascendentes.** 2017. 80 p.. Trabalho de Conclusão de Curso (Engenharia Sanitária e Ambiental) - Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2017.

ONESIOS-BARRY, K. M. et al. Removal of Pharmaceuticals and Personal Care Products during Water Recycling: Microbial Community Structure and Effects of Substrate Concentration. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 80, n. 8, p. 2440-2450, 15 Apr. 2014.

ONESIOS, K. M.; BOUWER, E. J. Biological Removal of Pharmaceuticals and Personal Care Products during Laboratory Soil Aquifer Treatment Simulation with Different Primary Substrate Concentrations. **Water research**, v. 46, n. 7, p. 2365-75, 1 May 2012.

ONESIOS, K. M.; YU, J. T.; BOUWER, E. J. Biodegradation and Removal of Pharmaceuticals and Personal Care Products in Treatment Systems: A Review. **Biodegradation**, v. 20, n. 4, p. 441-466, 2009.

ONU. **Agenda 2030** | **ONU Brasil**. Disponível em: <<https://nacoesunidas.org/pos2015/agenda2030/>>. Acesso em: 2 dec. 2019.

ORVOS, D. R. et al. Aquatic Toxicity of Triclosan. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 21, n. 7, p. 1338-1349, 2002.

PADISÁK, J. *Cylindrospermopsis Raciborskii* (Woloszynska) Seenayya et Subba Raju, an Expanding, Highly Adaptive Cyanobacterium: Worldwide Distribution and Review of Its Ecology. **Archiv Für Hydrobiologie Supplementband Monographische Beitrage**, v. 107, n. 4, p. 563-593, 1997.

PALOMO, A. et al. Metagenomic Analysis of Rapid Gravity Sand Filter Microbial Communities Suggests Novel Physiology of Nitrospira Spp. **ISME Journal**, v. 10, n. 11, p. 2569-2581, 2016.

PAREDES, L. et al. Understanding the Fate of Organic Micropollutants in Sand and Granular Activated Carbon Biofiltration Systems. **Science of The Total Environment**, v. 551, p. 640-648, 2016.

PEARCE, D. A. et al. Metagenomic Analysis of a Southern Maritime Antarctic Soil. **Frontiers in Microbiology**, v. 3, n. DEC, p. 1–13, 2012.

PEREIRA, S. P. et al. Removal of Cyanobacteria by Slow Sand Filtration for Drinking Water. **Journal of Water, Sanitation and Hygiene for Development**, v. 2, n. 3, p. 133, Sep. 2012a.

PEREIRA, S. P. et al. Removal of Cyanobacteria by Slow Sand Filtration for Drinking Water. **Journal of Water, Sanitation and Hygiene for Development**, v. 2, n. 3, p. 133, Sep. 2012b.

PESCARA, I. C. Ocorrência e Remoção de Contaminantes Emergentes Por Tratamentos Convencionais de Água e Esgoto. p. 167, 2014.

PETRIE, B.; BARDEN, R.; KASPRZYK-HORDERN, B. A Review on Emerging Contaminants in Wastewaters and the Environment: Current Knowledge, Understudied Areas and Recommendations for Future Monitoring. **Water Research**, v. 72, p. 3–27, Apr. 2015.

PFANNES, K. R. et al. Selective Elimination of Bacterial Faecal Indicators in the Schmutzdecke of Slow Sand Filtration Columns. **Applied Microbiology and Biotechnology**, v. 99, n. 23, p. 10323–10332, 2015a.

PFANNES, K. R. et al. Selective Elimination of Bacterial Faecal Indicators in the Schmutzdecke of Slow Sand Filtration Columns - Supplementary Material. **Applied Microbiology and Biotechnology**, v. 99, n. 23, p. 10323–10332, 2015b.

PHARAND, L. et al. Assessment of Biomass in Drinking Water Biofilters by Adenosine Triphosphate. **Journal - American Water Works Association**, v. 106, n. 10, p. E433–E444, 2014.

PINTO, A. J. et al. Spatial-Temporal Survey and Occupancy-Abundance Modeling To Predict Bacterial Community Dynamics in the Drinking Water Microbiome. **mBio**, v. 5, n. 3, p. e01135-14-e01135-14, 27 May 2014.

PIZZOLATTI, B. S. **Estudos de limpeza de filtro lento por raspagem e retrolavagem**. 2010. 119 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, Brasil, 2010.

PIZZOLATTI, B. S. et al. Water Treatment for Rural Areas by Slow Sand Filtration. **21st Century Watershed Technology: Improving Water Quality and Environment**, v. 2010, n. 701, p. 21–24, 2010.

PIZZOLATTI, B. S. **Influência da técnica de limpeza de filtros lentos e diâmetro dos grãos sobre a qualidade da água produzida, com destaque para remoção de carbamatos e oocistos de *Cryptosporidium* (simulados por microesferas)**. 2014. 222 f. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) - Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2014.

PIZZOLATTI, B. S. et al. Comparison of Backwashing with Conventional Cleaning Methods in Slow Sand Filters for Small-Scale Communities. **Desalination and Water Treatment**, v. 54, n. January 2014, p. 1–7, 6 Jan. 2014.

POERSCH, F. C. D. A. **Sistema de Filtros Lentos Descendentes com Retrolavagem sem Reservatório Elevado**. 2012. 89 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Engenharia Sanitária e Ambiental) - Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2012.

POMPEI, C. M. E. et al. Influence of PPCPs on the Performance of Intermittently Operated Slow Sand Filters for Household Water Purification. **Science of The Total Environment**, 2016.

POMPEI, C. M. E. **Filtros Ecológicos : Um Estudo Da Remoção de Produtos Farmacêuticos e de Cuidados Pessoais e Do Efeito Da Contaminação No Filtros Ecológicos : Um Estudo Da Remoção**

de Produtos Farmacêuticos e de Cuidados Pessoais e Do Efeito Da Contaminação No Biofilme. 2016.

PROCTOR, C. R.; HAMMES, F. Drinking Water Microbiology — from Measurement to Management. **Current Opinion in Biotechnology**, v. 33, p. 87–94, Jun. 2015.

RAJEB, A. Ben et al. Soil Microbial Growth and Biofilm Expansion Assessment under Wastewater Infiltration Percolation Treatment Process: Column Experiments. **Desalination**, v. 246, n. 1–3, p. 514–525, Sep. 2009.

RANJAN, P.; PREM, M. Schmutzdecke- A Filtration Layer of Slow Sand Filter. **International Journal of Current Microbiology and Applied Sciences**, v. 7, n. 07, p. 637–645, 2018.

RATTIER, M. et al. Removal of Micropollutants during Tertiary Wastewater Treatment by Biofiltration: Role of Nitrifiers and Removal Mechanisms. **Water Research**, v. 54, p. 89–99, 2014.

REAVIE, E. D.; CANGELOSI, A. A.; ALLINGER, L. E. Assessing Ballast Water Treatments: Evaluation of Viability Methods for Ambient Freshwater Microplankton Assemblages. **Journal of Great Lakes Research**, v. 36, n. 3, p. 540–547, 1 Sep. 2010.

RIVERA-CANCEL, G.; BOCIOAGA, D.; HAY, A. G. Bacterial Degradation of N,N-Diethyl-m-Toluamide (DEET): Cloning and Heterologous Expression of DEET Hydrolase. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 73, n. 9, p. 3105–3108, 2007.

ROH, H. et al. Biodegradation Potential of Wastewater Micropollutants by Ammonia-Oxidizing Bacteria. **Chemosphere**, v. 77, n. 8, p. 1084–1089, 1 Nov. 2009.

ROLPH, C.; JEFFERSON, B.; VILLA, R. Adsorption of metaldehyde onto biologically active sand: Influence of background organic matter. In: Water Quality Technology Conference and Exposition 2012, **Anais...**2012.

ROMERO-ESQUIVEL, L. G. et al. Bank Filtration in a Coastal Lake in South Brazil: Water Quality, Natural Organic Matter (NOM) and Redox Conditions Study. **Clean Technologies and Environmental Policy**, p. 1–14, 2017.

ROMERO, L. G. et al. Removal of Cyanobacteria and Cyanotoxins during Lake Bank Filtration at Lagoa Do Peri, Brazil. **Clean Technologies and Environmental Policy**, v. 16, n. 6, p. 1133–1143, 2 Feb. 2014.

SÁ, J. C. **Influência das características da camada filtrante e da taxa de filtração na eficiência de remoção de Microcystis aeruginosa e microcistina na filtração lenta em areia**. 2006. Tese (Doutorado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos) - Universidade Federal de Brasília, Departamento de Engenharia Civil, Brasília, 2006.

SAAVEDRA DEL AGUILA, N. K.; DI BERNARDO, L. Organismos responsáveis pelo amadurecimento do filtro lento de areia precedida da pre-oxidação com ozônio ou peróxido de hidrogênio. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 22, Joinville. **Anais...** Joinville: 2003.

SANFORD, R. a; COLE, J. R.; TIEDJE, J. M. Characterization and Description of *Anaeromyxobacter Dehalogenans* Gen. Nov., Sp. Nov., an Aryl-Halo-respiring Facultative Anaerobic Myxobacterium. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 68, n. 2, p. 893–900, 2002.

SANGWAN, P. et al. *Chthoniobacter Flavus* Gen. Nov., Sp. Nov., the First Pure-Culture Representative of Subdivision Two, *Spartobacteria* Classis Nov., of the Phylum *Verrucomicrobia*. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 70, n. 10, p. 5875–5881, 2004.

SANTANA, J. D. S. **Determinação de contaminantes emergentes em mananciais de água bruta e na água para consumo humano do Distrito Federal**. 2013. xv, 101 f., il. Dissertação

(Mestrado em Química)—Universidade de Brasília, Brasília, 2013.

SAUPE, A. C.; MOSIMANN, R. M. de S. Diatomáceas (Bacillariophyta) Preservadas Nos Sedimentos Holocênicos Da Lagoa Do Peri- Florianópolis-SC- Brasil. **Insula Revista de Botânica**, v. 32, n. 32, p. 33–61, 2003.

SCHIJJEN, J. F. et al. A Mathematical Model for Removal of Human Pathogenic Viruses and Bacteria by Slow Sand Filtration under Variable Operational Conditions. **Water Research**, p. 1–11, Feb. 2013.

SCHINDELIN, J. et al. Fiji: An Open-Source Platform for Biological-Image Analysis. **Nature Methods**, v. 9, n. 7, p. 676–682, 28 Jul. 2012.

SCHÖNTAG, J. M. **Esferas de poliestireno como elemento filtrante em filtração rápida descendente**. 2015. Universidade Federal de Santa Catarina, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. Tese de Doutorado, 2015.

SCHÖNTAG, J. M. et al. Water Quality Produced by Polystyrene Granules as a Media Filter on Rapid Filters. **Journal of Water Process Engineering**, v. 5, p. 118–126, Apr. 2015.

SCHULER, P. F.; GHOSH, M. M.; GOPALAN, P. Slow Sand and Diatomaceous Earth Filtration of Cysts and Other Particulates. **Water research**, v. 25, n. 8, p. 995–1005, 1991.

SCHWARTZ, T. et al. Combined Use of Molecular Biology Taxonomy, Raman Spectrometry, and ESEM Imaging to Study Natural Biofilms Grown on Filter Materials at Waterworks. **Chemosphere**, v. 77, n. 2, p. 249–257, Sep. 2009.

SENS, M. L. et al. **Relatório Final de Operação do Filtro Lento com Retrolavagem Automática (FLRA)**. [s.l: s.n.].

SENS, M. L. et al. **Avaliação da eficiência da filtração lenta com retrolavagem, na remoção de protozoários (*Giardia* e *Cryptosporidium*), como tratamento de água para consumo humano** (M. L. Sens, Ed.). [s.l: s.n.].

SENS, M. L. et al. RETROLAVAGEM NA REMOÇÃO DE PROTOZOÁRIOS (GIÁRDIA E CRYPTOSPORIDIUM) COMO TRATAMENTO DE ÁGUA PARA CONSUMO HUMANO - Resumo Executivo. In: **Caderdo de Pesquisa**. [s.l: s.n.]p. 1–36.

SENS, M. L.; MONDARDO, R. I.; MELO, L. C. De. Cyanobacteria and sanitoxin removal prior to direct filtration by ozonation assessing and riverbank filtration. In: DUARTE, L. M. G.; PINTO, P. (Ed.). **Sustainable Development: Energy, Environment and Natural Disasters**. Évora: Universidade de Évora e Fundação Luis Molina, 2009. p. 133–148.

SERVIN, J. A. et al. Evidence Excluding the Root of the Tree of Life from the Actinobacteria. **Molecular Biology and Evolution**, v. 25, n. 1, p. 1–4, 2008.

SHANG, L. et al. Co-Occurrence of Microcystins and Taste-and-Odor Compounds in Drinking Water Source and Their Removal in a Full-Scale Drinking Water Treatment Plant. **Toxins**, v. 10, n. 1, p. 1–17, 2018.

SINHA, R. et al. Increased Incidence of *Cylindrospermopsis Raciborskii* in Temperate Zones-- Is Climate Change Responsible? **Water research**, v. 46, n. 5, p. 1408–19, 1 Apr. 2012.

SOARES, M. B. D. **Desenvolvimento de um Sistema Mecânico Automático de Lavagem de Um Filtro Lento de Água de Abastecimento em Meio Rural**. 2007. Universidade Federal de Santa Catarina, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. Trabalho de Conclusão de Curso, Florianópolis, 2007.

SOARES, M. B. D. et al. Backwashed Slow Sand Filtration for Water Supply during Droughts Periods in Animal Production. **21st Century Watershed Technology: Improving Water Quality**

and Environment, v. 2010, n. 701, p. 21–24, 2010.

SODRÉ, F. F.; LOCATELLI, M. A. F.; JARDIM, W. F. Occurrence of Emerging Contaminants in Brazilian Drinking Waters: A Sewage-to-Tap Issue. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 206, n. 1–4, p. 57–67, 2010.

SOUZA, F. H. **Influência do Diâmetro Efetivo do Meio Filtrante em Filtros Lentos Retrolaváveis**. 2013a. 54 f.. Trabalho de Conclusão de Curso (Engenharia Sanitária e Ambiental) - Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2013.

SOUZA, F. H. **Influência do Diâmetro Efetivo do Meio Filtrante em Filtros Lentos Retrolaváveis**. 2013b. Universidade Federal de Santa Catarina, 2013.

SOUZA, F. H. **Tratamento de água para abastecimento por meio de filtros lentos de fluxo ascendente com limpeza por retrolavagem e descarga de fundo**. 2015. 113 f.. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2015.

SOUZA, F. H. et al. Study of Slow Sand Filtration with Backwash and the Influence of the Filter Media on the Filter Recovery and Cleaning. **Environmental Technology**, v. 37, n. 14, p. 1802–1810, 17 Jul. 2016.

SOUZA, F. H. et al. Diagnóstico e Discussão Sobre Uso Da Filtração Lenta Para Abastecimento Público Em Santa Catarina, Brasil. **Revista DAE**, v. 66, n. 209, p. 37–50, 2018.

SOUZA, F. H.; MONDARDO, R. I.; SENS, M. L. Drinking Water Treatment Using Upflow Slow Sand Filtration Systems in High Density *Cylindrospermopsis Raciborskii* Cyanobacteria Water. **DESALINATION AND WATER TREATMENT**, v. 79, p. 1–8, 2017.

SPEIRS, L. B. M. et al. The Phylogeny, Biodiversity, and Ecology of the Chloroflexi in Activated Sludge. **Frontiers in Microbiology**, v. 10, n. September, 2019.

STAUBER, C. E. et al. Cluster Randomized Controlled Trial of the Plastic BioSand Water Filter in Cambodia. **Environmental science & technology**, v. 46, n. 2, p. 722–8, 17 Jan. 2012.

STIEFEL, P. et al. Critical Aspects of Using Bacterial Cell Viability Assays with the Fluorophores SYTO9 and Propidium Iodide. **BMC Microbiology**, v. 15, n. 1, p. 1–9, 2015.

STOTT, R. et al. Predation of *Cryptosporidium* Oocysts by Protozoa and Rotifers: Implications for Water Quality and Public Health. **Water Science and Technology**, v. 47, n. 3, p. 77–83, 2003.

STUCKEN, K. et al. The Smallest Known Genomes of Multicellular and Toxic Cyanobacteria: Comparison, Minimal Gene Sets for Linked Traits and the Evolutionary Implications. **PLoS ONE**, v. 5, n. 2, p. e9235, 2010.

STÜPP, A. J. **Avaliação do Funcionamento de um filtro Lento com retrolavagem Automática para o tratamento de Água de abastecimento em pequenas comunidades**. 2016. 46 f.. Trabalho de Conclusão de Curso (Engenharia Sanitária e Ambiental) - Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, 2016.

SUÁREZ, S. et al. How Are Pharmaceutical and Personal Care Products (PPCPs) Removed from Urban Wastewaters? **Reviews in Environmental Science and Biotechnology**, v. 7, n. 2, p. 125–138, 2008.

SUDHAKARAN, S.; LATTEMANN, S.; AMY, G. L. Appropriate Drinking Water Treatment Processes for Organic Micropollutants Removal Based on Experimental and Model Studies - A Multi-Criteria Analysis Study. **Science of the Total Environment**, v. 442, p. 478–488, 2013.

SUMMERS, R. A Review of Biologically-Based Drinking Water Treatment Processes for Organic Micropollutant Removal. In: NAKAMOTO, N. et al. (Ed.). **Progress in Slow Sand and Alternative Processes: Further Developments and Applications**. 1st. ed. London: IWA Publishing, 2014.

SUMMERS, R. M. et al. Genetic Characterization of Caffeine Degradation by Bacteria and Its Potential Applications. **Microbial Biotechnology**, v. 8, n. 3, p. 369–378, 2015.

TAIRA, R. **REMOÇÃO DE OOCISTOS DE *Cryptosporidium* NA FILTRAÇÃO LENTA, PRECEDIDA OU NÃO DE FILTRAÇÃO ASCENDENTE EM PEDREGULHO**. 2008. Universidade de Brasília, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental. Dissertação de Mestrado, Brasília, 2008.

TAKEUCHI, J.; ZHAO, Y.; TANAKA, R. Gut bacterial floras of aquatic invertebrates inhabiting slow sand filter beds. In: NAKAMOTO, N.; GRAHAM, N. J. D.; COLLINS, M. R. (Ed.). **Progress in Slow Sand and Alternative Biofiltration Processes: Further Developments and Applications**. [s.l: s.n.]p. 87–102.

TATENO, I. et al. A study to further reduce the turbidity level of slow sand filtered water in Tanigahara water purification plant, Japan. In: NAKAMOTO, N. et al. (Ed.). **Progress in Slow Sand and Alternative Biofiltration Processes: Further Developments and Applications**. 1st. ed. London: IWA Publishing, 2014. p. 251–258.

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, 1 Mar. 2019.

THELUSMOND, J. R.; STRATHMANN, T. J.; CUPPLES, A. M. Carbamazepine, Triclocarban and Triclosan Biodegradation and the Phylotypes and Functional Genes Associated with Xenobiotic Degradation in Four Agricultural Soils. **Science of the Total Environment**, v. 657, p. 1138–1149, 2019.

THOMAS, F. et al. Environmental and Gut Bacteroidetes: The Food Connection. **Frontiers in Microbiology**, v. 2, n. MAY, p. 1–16, 2011.

TONETTA, D. et al. Considerations Regarding the Dominance of *Cylindrospermopsis Raciborskii* under Low Light Availability in a Low Phosphorus Lake. **Acta Botanica Brasilica**, v. 29, n. 3, p. 448–451, 2015.

TONETTA, D.; PETRUCIO, M. M.; LAUDARES-SILVA, R. Temporal Variation in Phytoplankton Community in a Freshwater Coastal Lake of Southern Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 25, n. 1, p. 99–110, Mar. 2013.

TREMARIN, P. I.; LUDWIG, T. V.; TORGAN, L. C. Morphological Variation and Distribution of the Freshwater Diatom *Aulacoseira Ambigua* (Grunow) Simonsen in Brazilian Continental Environments. **Iheringia, Série Botânica**, v. 68, n. 1, p. 139–157, 2013.

TUFENKJI, N. et al. Transport of *Cryptosporidium* Oocysts in Porous Media: Role of Straining and Physicochemical Filtration. **Environmental Science and Technology**, v. 38, n. 22, p. 5932–5938, 2004.

UNGER, M.; COLLINS, M. Assessing Escherichia Coli Removal in the Schmutzdecke of Slow-Rate Biofilters. **Journal-American Water Works Association**, n. 100:12, p. 60, 2008a.

UNGER, M.; COLLINS, M. R. Assessing the role of the schmutzdecke in slow sand and riverbank filtration. In: GIMBEL, R.; GRAHAM, N. J. D.; COLLINS, M. R. (Ed.). **Recent Progress in Slow Sand and Alternative Biofiltration Processes**. London: IWA Publishing, 2006. p. 581.

UNGER, M.; COLLINS, M. R. Assessing Escherichia Coli Removal in the Schmutzdecke of Slow-Rate Biofilters. **Journal / American Water Works Association**, v. 100, n. 12, p. 60–73,

2008b.

URAKAMI, T. et al. Characterization and Description of *Hyphomicrobium Denitrificans* Sp. Nov. **International Journal of Systematic Bacteriology**, v. 45, n. 3, p. 528–532, 1995.

US-EPA; USGS; INSTAAR. **Diatoms of North America**. Disponível em: <<https://diatoms.org/>>. Acesso em: 18 jul. 2019.

VALENCIA, J. A. Filtración Lenta. In: **Teoría, diseño y control de los procesos de clarificación del agua**. Lima: Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente, 1981. p. 588.

VAN DER KOOIJ, D. et al. Assessment of the Microbial Growth Potential of Slow Sand Filtrate with the Biomass Production Potential Test in Comparison with the Assimilable Organic Carbon Method. **Water Research**, 2017.

VAN TEESELING, M. C. F. et al. Anammox Planctomycetes Have a Peptidoglycan Cell Wall. **Nature Communications**, v. 6, n. May, p. 1–6, 2015.

VANDENABEELE, J. et al. Influence of Nitrate on Manganese Removing Microbial Consortia from Sand Filters. **Water Research**, v. 29, n. 2, p. 579–587, Feb. 1995.

WAKELIN, S. et al. Microbial Community Structure of a Slow Sand Filter Schmutzdecke: A Phylogenetic Snapshot Based on rRNA Sequence Analysis. **Water Science and Technology: Water Supply**, v. 11, n. 4, p. 426–436, 2011.

WANG, C. et al. Recycling of Drinking Water Treatment Residue as an Additional Medium in Columns for Effective P Removal from Eutrophic Surface Water. **Journal of Environmental Management**, v. 217, p. 363–372, 1 Jul. 2018.

WANG, H. et al. MS2 Bacteriophage Reduction and Microbial Communities in Biosand Filters. **Environmental Science & Technology**, v. 48, n. 12, p. 6702–6709, 17 Jun. 2014.

WANG, S. et al. Anammox and Denitrification Separately Dominate Microbial N-Loss in Water Saturated and Unsaturated Soils Horizons of Riparian Zones. **Water Research**, v. 162, p. 139–150, 1 Oct. 2019.

WANG, Y.; QIAN, P. Y. Conservative Fragments in Bacterial 16S rRNA Genes and Primer Design for 16S Ribosomal DNA Amplicons in Metagenomic Studies. **PLoS ONE**, v. 4, n. 10, 2009.

WEBER-SHIRK, M. L.; DICK, R. I. Biological Mechanisms in Slow Sand Filters. **Journal of American Water Works Association**, v. 89, n. 2, 1997.

WEGELIN, M. Roughing gravel filters for suspended solids removal. In: HORWOOD, E. (Ed.). **Slow sand filtration: recent developments in water treatment technology**. [s.l.: s.n.]

WEGELIN, M. **Surface water treatment by roughing filters - A design, Construction and Operation manual**. St. Gallen: Swiss Centre for Development Cooperation in Technology and Management (SKAT), 1996.

WEISE, W.; RHEINHEIMER, G. Scanning Electron Microscopy and Epifluorescence Investigation of Bacterial Colonization of Marine Sand Sediments. **Microbial Ecology**, v. 4, n. 3, p. 175–188, 1977.

WESTERHOFF, P. et al. Fate of Endocrine-Disruptor, Pharmaceutical, and Personal Care Product Chemicals during Simulated Drinking Water Treatment Processes. **Environmental Science and Technology**, v. 39, n. 17, p. 6649–6663, 2005.

WHO. **Guidelines for drinking-water quality: fourth edition incorporating the first addendum**. 4th. ed. Geneva: World Health Organization, 2017.

WHO; UNICEF. **Progress on Drinking Water and Sanitation - 2014 Update**. Geneva: WHO, 2014.

WHO; UNICEF. **Progress on Drinking Water, Sanitation and Hygiene: 2017 update and SDG baselines**. Geneva: Licence: CC BY-NC-SA 3.0 IGO., 2017.

WORMA, F. et al. Desenvolvimento de um filtro lento bifluxo com retrolavagem. In: 47^a Congresso Nacional de Saneamento Ambiental da ASSEMAE, Campinas - SP. **Anais...** Campinas - SP: 2017.

WU, J. et al. Measurement of Soil Microbial Biomass C by Fumigation-Extraction-an Automated Procedure. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 22, n. 8, p. 1167–1169, Jan. 1990.

YANG, Y. et al. Occurrences and Removal of Pharmaceuticals and Personal Care Products (PPCPs) in Drinking Water and Water/Sewage Treatment Plants: A Review. **Science of The Total Environment**, v. 596, p. 303–320, 2017.

YI, X. et al. Removal of Selected PPCPs, EDCs, and Antibiotic Resistance Genes in Landfill Leachate by a Full-Scale Constructed Wetlands System. **Water Research**, v. 121, p. 46–60, 2017.

ZARANTONELLO, V. et al. The Cyanobacterium *Cylindrospermopsis Raciborskii* (CYRF-01) Responds to Environmental Stresses with Increased Vesiculation Detected at Single-Cell Resolution. **Frontiers in Microbiology**, v. 9, n. FEB, p. 1–12, 2018.

ZEARLEY, T. L.; SUMMERS, R. S. Removal of Trace Organic Micropollutants by Drinking Water Biological Filters. **Environmental science & technology**, v. 46, n. 17, p. 9412–9, 4 Sep. 2012.

ZHAO, Y. et al. Purification of Harvested Rainwater Using Slow Sand Filters with Low-Cost Materials: Bacterial Community Structure and Purifying Effect. **Science of the Total Environment**, v. 674, p. 344–354, 15 Jul. 2019.

ZHU, S.; CHEN, H. The Fate and Risk of Selected Pharmaceutical and Personal Care Products in Wastewater Treatment Plants and a Pilot-Scale Multistage Constructed Wetland System. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 21, n. 2, p. 1466–1479, 2014.

APÊNDICE A – MATERIAL SUPLEMENTAR AO ESTUDO I

A seguir são apresentados dados suplementares ao Estudo I (Seção 4, p.87):

Apêndice A 1 – Abundância relativa de filamentos no UFSC-F1 e UFSC-F2.	291
Apêndice A 2 – Abundância relativa de filamentos no UFSC-F1, UFSC-F2 e UFSC-F3 operando em diferentes taxas.	292
Apêndice A 3 – Correlações de <i>Spearman</i> dos dados de Qualidade de água apresentados na seção 4.3.1.1.	293
Apêndice A 4 – Correlações de <i>Spearman</i> dos dados semanais de Qualidade de água apresentados na seção 4.3.2.1.....	294

DADOS GERAIS DE IDENTIFICAÇÃO METAGENÔMICA

Apêndice A 1 – Abundância relativa de filos no UFSC-F1 e UFSC-F2.

Filtro	Limpeza	Profundidade	Proteobacteria	Acidobacteria	Chloroflexi	Actinobacteria	Nitrospirae	Bacteroidetes	Cyanobacteria	Firmicutes	Verrucomicrobia	Elusimicrobia
F1	Sujo	0	44,98%	19,04%	6,61%	11,76%	4,77%	8,84%	0,82%	0,75%	0,50%	0,16%
		5	46,95%	13,58%	10,99%	11,44%	5,64%	7,30%	1,25%	0,73%	0,46%	0,37%
		20	52,10%	12,43%	7,95%	8,52%	8,00%	6,83%	1,90%	0,34%	0,05%	0,10%
		30	47,75%	9,69%	14,90%	10,02%	7,37%	6,55%	2,20%	0,29%	0,58%	0,14%
	Limpo	0	63,55%	13,41%	4,99%	4,99%	4,09%	6,07%	0,67%	0,59%	0,36%	0,21%
		5	51,12%	12,78%	8,83%	8,07%	9,32%	5,54%	0,49%	0,64%	0,28%	1,09%
		20	50,07%	9,95%	8,59%	7,44%	13,75%	5,39%	0,90%	0,65%	0,61%	0,70%
		30	50,97%	7,55%	12,41%	7,99%	13,53%	2,24%	0,44%	0,68%	1,61%	0,98%
F2	Sujo	0	48,08%	14,40%	8,58%	14,59%	2,83%	7,88%	1,20%	0,74%	0,27%	0,16%
		5	43,79%	15,36%	9,71%	15,30%	4,15%	7,84%	0,78%	0,82%	0,45%	0,56%
		20	50,21%	12,81%	10,57%	8,25%	7,46%	6,50%	1,09%	0,88%	0,66%	0,29%
		30	48,59%	10,41%	16,04%	11,14%	5,55%	5,15%	0,47%	1,02%	0,47%	0,11%
	Limpo	0	58,24%	14,52%	7,45%	7,76%	5,18%	4,17%	0,45%	0,60%	0,23%	0,38%
		5	53,12%	10,54%	8,75%	9,57%	9,10%	5,36%	0,62%	0,45%	0,37%	0,85%
		20	45,33%	11,31%	11,19%	7,42%	14,78%	4,27%	0,54%	1,30%	0,65%	0,71%
		30	45,47%	10,53%	13,80%	7,86%	11,44%	3,60%	0,87%	1,74%	1,50%	1,09%

Fonte: o Autor. Ver representação gráfica na Figura 18.

Apêndice A 2 – Abundância relativa de filós no UFSC-F1, UFSC-F2 e UFSC-F3 operando em diferentes taxas.

Ver representação gráfica na Figura 38.

Filtro	Taxa (m ³ /m ² .d)	Limpeza	Prof. (cm)	Proteobacteria	Nitrospirae	Bacteroidetes	Acidobacteria	Chloroflexi	Actinobacteria	Verrucomicrobia	Cyanobacteria	Elusimicrobia	Firmicutes	Outras	
UFSC-F1	2	Sujo	0	48,01%	21,57%	13,85%	9,44%	1,03%	1,16%	1,12%	1,23%	0,36%	0,11%	0,04%	
			5	27,34%	40,12%	13,85%	10,96%	1,74%	1,49%	1,57%	0,42%	0,69%	0,13%	0,00%	
			20	34,26%	28,77%	7,27%	11,69%	2,66%	2,49%	2,45%	8,01%	0,76%	0,14%	0,00%	
			30	35,04%	26,42%	10,58%	12,59%	4,08%	2,50%	2,63%	3,46%	1,03%	0,24%	0,00%	
		Limpo	0	39,31%	26,28%	12,88%	12,18%	2,68%	2,15%	1,07%	0,67%	0,79%	0,13%	0,02%	
			5	36,61%	28,10%	14,16%	11,46%	2,65%	2,24%	1,47%	0,59%	0,78%	0,00%	0,19%	
	20		31,00%	35,26%	10,08%	12,09%	2,06%	2,14%	2,90%	1,23%	0,57%	0,15%	0,04%		
	30		33,47%	33,64%	8,97%	11,58%	3,10%	2,64%	2,46%	0,80%	0,64%	0,29%	0,00%		
	UFSC-F2	4	Sujo	0	32,86%	31,34%	13,23%	11,20%	2,26%	1,75%	2,38%	0,65%	1,12%	0,06%	0,02%
				5	33,11%	29,74%	11,32%	10,49%	3,67%	1,78%	3,41%	0,30%	2,00%	0,07%	0,11%
				20	45,34%	20,98%	7,84%	9,07%	5,18%	2,03%	3,68%	0,23%	2,23%	0,16%	0,02%
				30	46,92%	15,29%	6,75%	8,76%	11,07%	3,47%	3,16%	0,05%	2,11%	0,10%	0,02%
Limpo			0	42,97%	22,23%	11,32%	11,53%	2,98%	3,31%	1,76%	0,31%	1,02%	0,11%	0,00%	
			5	36,52%	28,69%	10,27%	9,35%	3,79%	3,01%	2,49%	0,72%	1,73%	0,08%	0,02%	
		20	32,30%	33,34%	7,25%	10,31%	4,62%	2,15%	4,26%	0,18%	1,65%	0,24%	0,03%		
		30	36,32%	21,84%	8,18%	10,26%	7,14%	4,40%	3,99%	1,15%	2,24%	0,55%	0,02%		
UFSC-F3		8	Sujo	0	49,22%	14,01%	21,99%	7,93%	0,96%	1,18%	0,93%	1,30%	0,19%	0,05%	0,04%
				5	49,77%	15,25%	17,23%	9,31%	1,41%	1,33%	1,60%	1,04%	0,05%	0,19%	0,02%
				20	60,74%	10,37%	11,06%	8,27%	1,61%	2,33%	1,73%	0,58%	0,03%	0,52%	0,03%
				30	60,63%	9,56%	8,50%	7,09%	2,29%	2,93%	1,37%	4,62%	0,23%	0,09%	0,09%
	Limpo		0	57,43%	16,78%	11,59%	7,61%	1,05%	1,69%	0,75%	0,94%	0,13%	0,04%	0,09%	
			5	54,43%	15,36%	14,33%	8,22%	1,36%	2,09%	1,18%	0,58%	0,03%	0,12%	0,02%	
		20	52,28%	16,16%	11,49%	8,76%	1,16%	2,55%	2,20%	0,84%	0,03%	0,56%	0,03%		
		30	53,53%	15,00%	12,71%	8,75%	1,10%	1,91%	2,63%	0,59%	0,06%	0,53%	0,00%		

Fonte: o Autor.

CORRELAÇÕES DE SPERMAN

Apêndice A 3 – Correlações de Spearman dos dados de Qualidade de água apresentados na seção 4.3.1.1.

	Turbidez	Remoção T	Cor Aparente (uH)	Remoção CA	OD (mg/L)	Consumo OD	Temperatura (°C)	Cor Verdadeira (Remoção CV	Coliformes Totais	Remoção de Colif	Log10 CT	E. coli (NMP/100	Remoção Ec	Log10 Ec	pH	Condutividade EI	Clorofila-a (ug/	Remoção Cl-a	COD (mg/L)	Absorbância 254n	
Remoção T	-0,594 ¹																					
	0,000 ²																					
Cor Aparente	0,946	-0,262																				
	0,000	0,000																				
Remoção CA	-0,370	0,574	-0,633																			
	0,000	0,000	0,000																			
OD	0,739	-0,416	0,762	-0,414																		
	0,000	0,000	0,000	0,000																		
Consumo OD	-0,272	0,355	-0,261	0,351	-0,951																	
	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000																	
Temperatura	-0,078	0,289	-0,100	0,360	-0,291	0,536																
	0,072	0,000	0,014	0,000	0,000	0,000																
Cor Verdadeira	0,440	0,087	0,587	-0,181	0,523	-0,196	0,084															
	0,000	0,513	0,000	0,218	0,000	0,187	0,455															
Remoção CV	-0,150	0,146	-0,344	0,252	-0,397	0,384	0,056	-0,688														
	0,269	0,282	0,020	0,095	0,008	0,010	0,733	0,000														
Coliformes Totais	0,577	0,163	0,531	0,415	0,491	0,102	0,169	0,297	-0,020													
	0,000	0,257	0,000	0,008	0,000	0,524	0,165	0,010	0,900													
Remoção de CT	-0,077	-0,058	0,169	-0,254	0,018	-0,096	0,076	-0,113	0,014	-0,741												
	0,599	0,690	0,304	0,119	0,910	0,556	0,660	0,463	0,932	0,000												
Log10 CT	0,588	0,144	0,537	0,411	0,498	0,033	0,132	0,271	-0,020	1,000	-0,711											
	0,000	0,325	0,000	0,009	0,000	0,838	0,283	0,020	0,900	* ³	0,000											
E. coli	0,615	0,043	0,633	0,017	0,591	0,072	-0,031	0,395	-0,217	0,559	-0,095	0,552										
	0,000	0,778	0,000	0,919	0,000	0,674	0,813	0,001	0,178	0,000	0,516	0,000										
Remoção Ec	-0,173	-0,030	-0,165	-0,016	0,059	-0,122	0,213	-0,090	0,256	-0,227	0,078	-0,227	-0,953									
	0,307	0,860	0,374	0,933	0,748	0,504	0,259	0,609	0,158	0,159	0,633	0,159	0,000									
Log10 Ec	0,649	0,064	0,547	0,148	0,614	0,021	0,168	0,444	0,294	0,696	0,063	0,696	1,000	-0,343								
	0,000	0,807	0,000	0,630	0,000	0,946	0,336	0,004	0,269	0,000	0,791	0,000	*	0,194								
pH	0,010	-0,015	0,062	0,106	0,075	0,358	-0,034	0,245	0,248	-0,055	-0,139	-0,081	-0,067	0,097	0,047							
	0,918	0,909	0,558	0,467	0,477	0,013	0,756	0,013	0,061	0,638	0,363	0,494	0,573	0,572	0,775							
Condutividade EI	-0,227	0,168	-0,175	0,026	-0,147	-0,181	0,397	-0,052	-0,018	0,070	0,171	0,095	-0,014	0,114	-0,067	-0,163						
	0,018	0,195	0,086	0,858	0,158	0,219	0,000	0,604	0,891	0,549	0,261	0,418	0,909	0,507	0,675	0,088						
Clorifila-a	0,743	-0,234	0,701	-0,173	0,621	-0,062	-0,110	0,330	0,016	0,441	-0,147	0,421	0,473	-0,332	0,532	0,045	-0,345					
	0,000	0,072	0,000	0,239	0,000	0,679	0,318	0,001	0,909	0,000	0,353	0,000	0,000	0,063	0,000	0,659	0,000					
Remoção Cl-a	-0,168	0,298	-0,364	0,309	-0,189	0,231	-0,025	-0,125	0,152	0,085	-0,051	0,137	-0,185	0,150	-0,244	-0,050	0,042	-0,685				
	0,201	0,021	0,011	0,033	0,204	0,117	0,876	0,347	0,267	0,586	0,747	0,387	0,241	0,412	0,329	0,708	0,754	0,000				
COD	-0,166	-0,017	-0,053	0,353	0,079	-0,032	0,214	0,103	-0,023	0,048	-0,138	0,048	0,022	-0,202	-0,170	0,207	0,201	0,052	0,131			
	0,281	0,938	0,753	0,164	0,633	0,900	0,197	0,516	0,918	0,806	0,610	0,806	0,915	0,551	0,618	0,183	0,197	0,739	0,550			
Absorbância 254n	-0,024	0,240	0,078	0,020	0,024	0,191	0,380	0,360	0,091	-0,011	0,136	-0,011	-0,017	0,172	0,172	0,290	-0,010	0,005	-0,005	-0,140		
	0,829	0,093	0,516	0,900	0,844	0,232	0,002	0,001	0,540	0,934	0,409	0,934	0,898	0,331	0,324	0,009	0,928	0,963	0,973	0,486		
SUVA	0,279	0,187	0,242	-0,261	0,079	-0,084	0,101	0,050	-0,265	0,052	0,091	0,052	-0,198	0,228	-0,145	-0,446	-0,205	-0,020	0,073	-0,951	0,307	
	0,167	0,523		0,467	0,715	0,795	0,655	0,809	0,359	0,833	0,779	0,833	0,417	0,555	0,756	0,022	0,315	0,922	0,805	0,000	0,127	

Fonte: o Autor.

¹ Rô de Spearman.² Valor-p.³ Dados insuficientes.

Apêndice A 4 – Correlações de Spearman dos dados semanais de Qualidade de água apresentados na seção 4.3.2.1.

	Taxa	Turbidez	AB Turbidez	R. Turbidez	Cor A.	AB C.A.	R. C.A.	OD	AB OD	C. OD	Cond.	AB Cond.	pH	AB. pH	hp	Cor V.	AB C.V.	R. C.V.	Abs.254	AB A.254	R. A.254	Cl-a	AB Cl-a	R. Cl-a	Col.T	LogCT	AB CT	R. Col.T	R.LogCT	E.coli	LogEc	AB Ec	R. Ec		
Turbidez	0,511 ¹																																		
	0,052 ²																																		
AB Turbidez	0,000	-0,153																																	
	1,000	0,586																																	
R. Turbidez	-0,454	-0,894	0,415																																
	0,089	0,000	0,124																																
Cor A.	0,417	0,841	-0,295	-0,940																															
	0,122	0,000	0,285	0,000																															
AB C.A.	0,000	-0,078	0,667	0,302	-0,098																														
	1,000	0,781	0,007	0,274	0,728																														
R. C.A.	-0,359	-0,841	0,442	0,956	-0,978	0,241																													
	0,188	0,000	0,099	0,000	0,000	0,387																													
OD	0,539	0,452	-0,344	-0,434	0,338	-0,017	-0,361																												
	0,038	0,091	0,209	0,106	0,218	0,953	0,186																												
AB OD	0,000	0,060	-0,200	-0,142	0,306	0,564	-0,257	0,273																											
	1,000	0,832	0,475	0,614	0,267	0,028	0,356	0,325																											
C. OD	-0,529	-0,422	0,284	0,393	-0,272	0,078	0,302	-0,981	-0,120																										
	0,043	0,117	0,306	0,147	0,326	0,781	0,274	0,000	0,670																										
Cond.	-0,199	-0,068	0,207	-0,030	0,092	-0,045	-0,047	-0,699	-0,120	0,686																									
	0,478	0,810	0,458	0,914	0,744	0,874	0,869	0,004	0,670	0,005																									
AB Cond.	0,000	0,005	-0,100	-0,316	0,345	-0,359	-0,311	-0,459	-0,100	0,469	0,644																								
	1,000	0,985	0,723	0,251	0,208	0,189	0,259	0,085	0,723	0,078	0,010																								
pH	-0,105	-0,048	0,126	-0,041	0,154	-0,045	-0,152	-0,512	-0,044	0,503	0,599	0,581																							
	0,711	0,866	0,654	0,884	0,584	0,873	0,589	0,051	0,877	0,056	0,018	0,023																							
AB. pH	0,000	-0,056	0,410	0,011	0,129	0,289	-0,014	-0,692	0,103	0,739	0,644	0,667	0,554																						
	1,000	0,843	0,129	0,968	0,647	0,295	0,960	0,004	0,716	0,002	0,010	0,007	0,032																						
hp	0,645	0,090	0,077	0,056	0,015	0,273	0,026	0,544	0,164	-0,524	-0,542	-0,488	-0,299	-0,315																					
	0,009	0,750	0,786	0,844	0,957	0,325	0,927	0,036	0,558	0,045	0,037	0,065	0,278	0,253																					
Cor V.	-0,231	0,403	-0,050	-0,374	0,407	0,125	-0,433	-0,054	0,233	0,098	0,324	-0,033	0,033	-0,026	-0,195																				
	0,408	0,137	0,860	0,169	0,132	0,656	0,107	0,849	0,403	0,728	0,239	0,906	0,907	0,928	0,486																				
AB C.V.	0,000	0,140	-0,872	-0,437	0,396	-0,500	-0,490	0,036	0,359	0,067	0,084	0,410	0,132	0,079	-0,216	0,060																			
	1,000	0,619	0,000	0,104	0,144	0,058	0,064	0,897	0,189	0,812	0,766	0,129	0,638	0,780	0,438	0,832																			
R. C.V.	0,208	-0,262	-0,186	0,158	-0,207	-0,247	0,218	0,098	-0,109	-0,116	-0,233	0,153	0,030	0,039	0,067	-0,931	0,208																		
	0,456	0,346	0,507	0,575	0,458	0,375	0,436	0,729	0,698	0,680	0,403	0,586	0,916	0,889	0,814	0,000	0,458																		
Abs.254	0,377	0,452	-0,564	-0,687	0,721	-0,387	-0,745	0,350	0,240	-0,300	0,075	0,447	0,231	-0,026	0,195	0,135	0,590	0,076																	
	0,166	0,091	0,029	0,005	0,002	0,155	0,001	0,201	0,389	0,278	0,791	0,095	0,408	0,927	0,487	0,632	0,021	0,788																	
AB A.254	0,000	-0,011	0,200	0,131	-0,016	0,410	0,076	-0,508	0,300	0,600	0,273	0,100	0,230	0,718	-0,066	-0,006	0,205	0,033	-0,223																
	1,000	0,969	0,475	0,642	0,954	0,129	0,787	0,053	0,277	0,018	0,325	0,723	0,409	0,003	0,816	0,984	0,463	0,908	0,424																
R. A.254	-0,180	-0,283	0,448	0,519	-0,477	0,533	0,529	-0,464	0,098	0,504	0,086	-0,284	-0,077	0,421	-0,095	-0,058	-0,224	-0,065	-0,765	0,776															
	0,521	0,307	0,094	0,048	0,072	0,041	0,043	0,082	0,727	0,055	0,761	0,305	0,784	0,119	0,736	0,837	0,422	0,819	0,001	0,001															
Cl-a	0,680	0,670	-0,327	-0,700	0,722	-0,106	-0,686	0,483	0,251	-0,418	-0,046	0,131	-0,201	0,011	0,362	0,087	0,375	0,056	0,711	0,055	-0,351														
	0,005	0,006	0,234	0,004	0,002	0,706	0,005	0,068	0,367	0,121	0,869	0,642	0,472	0,968	0,184	0,757	0,168	0,844	0,003	0,847	0,200														
AB Cl-a	0,000	-0,126	0,800	0,251	-0,148	0,359	0,278	-0,693	-0,300	0,655	0,546	0,400	0,428	0,821	-0,208	-0,105	-0,462	-0,033	-0,363	0,500	0,481	-0,218													
	1,000	0,656	0,000	0,367	0,599	0,189	0,315	0,004	0,277	0,008	0,035	0,140	0,112	0,000	0,456	0,708	0,083	0,908	0,184	0,058	0,070	0,435													
R. Cl-a	-0,643	-0,584	0,491	0,661	-0,661	0,134	0,658	-0,668	-0,360	0,607	0,209	0,033	0,311	0,241	-0,441	-0,094	-0,431	-0,061	-0,718	0,109	0,444	-0,939	0,491												
	0,010	0,022	0,063	0,007	0,007	0,633	0,008	0,006	0,187	0,016	0,454	0,908	0,260	0,388	0,100	0,738	0,109	0,829	0,003	0,699	0,098	0,000	0,063												
Col.T	0,465	0,242	0,416	-0,147	0,082	-0,104	-0,033	-0,238	-0,515	0,195	0,248	0,389	0,302	0,449	0,086	-0,080																			

APÊNDICE B – MATERIAL SUPLEMENTAR AO ESTUDO II

A seguir são apresentados dados suplementares ao Estudo I (Seção 0, p.139):

Apêndice B 1 – Informações gerais sobre a biomassa quantificada.	297
Apêndice B 2 – Abundância relativa de filamentos no LP-FLC e LP-FLR.....	299
Apêndice B 3 – Abundância relativa de filamentos no LP-FLC e LP-FLR.....	299
Apêndice B 4 – Correlações de <i>Spearman</i> entre os dados de qualidade de água do sistema LP.....	301
Apêndice B 5 – Correlações de <i>Spearman</i> entre os dados de biomassa e profundidade.	303
Apêndice B 6 – Correlações de <i>Spearman</i> entre as abundâncias relativas dos filamentos de bactérias.	303
Apêndice B 7 – Correlações de <i>Spearman</i> entre as abundâncias relativas dos gêneros de bactérias.	304
Apêndice B 8 – Gráfico de dispersão de cor aparente e turbidez das amostras da Lagoa do Peri.....	305
Apêndice B 9 – Gráfico de dispersão de contagem e clorofila- <i>a</i> das amostras da Lagoa do Peri.....	305
Apêndice B 10 – Gráfico de dispersão de turbidez e clorofila- <i>a</i> das amostras da Lagoa do Peri.....	306
Apêndice B 11 – Gráfico de dispersão de contagem e turbidez das amostras da Lagoa do Peri.....	306
Apêndice B 12 – Imagem da <i>Aulacoseira sp.</i> pigmentada com o BVK com células com parede celular intactas e danificadas.....	307

DADOS GERAIS DE BIOMASSA E IDENTIFICAÇÃO METAGENÔMICA

Apêndice B 1 - Informações gerais sobre a biomassa quantificada.

Variável	Filtro	Cond.	Prof. (cm)	N	Méd.	DP	Mín.	Med.	Máx.
Biomassa ($\mu\text{g/g}$)	FLR	Sujo	0	5	99,7	60,0	25,6	80,3	178,0
			5	5	57,3	29,2	19,2	54,2	92,0
			20	5	62,0	73,4	3,4	41,2	186,8
		30	4	62,3	46,8	20,5	49,8	129,1	
		Limpo	0	4	99,0	33,4	68,4	94,3	138,8
			5	4	75,5	41,5	15,2	90,7	105,4
	20		5	65,7	32,5	35,7	65,9	114,1	
	FLC	Sujo	0	5	114,1	39,5	80,5	103,4	180,5
			5	5	49,7	23,0	12,9	61,1	69,2
			20	4	36,98	15,63	15,04	42,04	48,80
		30	5	25,18	11,73	5,83	27,65	34,96	
		Limpo	0	4	38,02	16,32	16,44	42,05	51,56
5			5	42,04	21,94	8,79	43,08	67,28	
20	5		28,58	10,14	13,73	28,55	39,81		
SV (mg/g)	FLR	Sujo	0	5	9,04	2,37	6,70	8,91	12,57
			5	5	5,897	1,210	4,423	5,848	7,772
			20	5	4,996	1,597	3,273	4,280	7,284
		30	5	4,934	0,719	4,245	4,608	5,953	
		Limpo	0	5	7,203	1,549	5,510	7,097	9,366
			5	5	6,496	1,746	5,064	6,073	9,372
	20		5	5,518	1,251	3,471	5,786	6,872	
	FLC	Sujo	0	5	5,431	1,684	3,956	4,665	8,000
			5	5	4,938	0,802	3,847	4,991	5,934
			20	5	4,726	1,520	2,138	5,173	5,858
		30	5	4,914	1,301	3,370	5,299	6,254	
		Limpo	0	5	4,578	0,757	3,760	4,615	5,570
5			4	3,878	1,240	2,109	4,276	4,852	
20	5		4,803	0,700	3,720	5,072	5,478		
Total Extraído (mg-C/g)	FLR	Sujo	0	5	84,0	23,3	61,7	87,4	117,5
			5	5	57,85	18,47	31,13	56,12	80,16
			20	5	54,9	41,5	26,8	40,4	128,3
		30	5	46,27	21,36	31,04	39,96	83,65	
		Limpo	0	5	136,9	129,8	62,6	81,5	368,3
			5	5	58,06	15,20	37,74	53,50	75,08
	20		5	58,61	19,46	34,76	55,61	86,79	
	FLC	Sujo	0	5	113,2	37,2	75,9	101,7	174,8
			5	5	51,02	13,97	36,55	46,68	73,01
			20	5	29,60	17,24	0,00	34,93	45,02
		30	5	26,81	6,72	17,69	27,21	34,79	
		Limpo	0	5	43,28	5,32	36,97	42,18	51,69
5			5	45,88	10,85	28,93	48,74	57,06	
20	5		35,40	8,98	22,50	36,22	47,08		
30	5	26,16	5,50	17,15	28,33	31,61			

Fonte: o Autor.

Apêndice B 2 – Abundância relativa de filos no LP-FLC e LP-FLR.

Ver representação gráfica na Figura 69.

Filtro	Limpeza	Profundidade	Proteobacteria	Acidobacteria	Verrucomicrobia	Chloroflexi	Bacteroidetes	Actinobacteria	Nitrospirae	Planctomycetes	Chlorobi	Unclassified	WS3	Cyanobacteria	Gemmatimonadetes	Spirochaetes	TM7	GN04	Armatimonadetes	Firmicutes	Elusimicrobia	TM6	Outras
FLC	Sujo	0	50,87%	2,91%	15,76%	4,77%	12,13%	4,37%	0,27%	1,61%	0,58%	1,50%	0,06%	2,34%	0,29%	0,22%	0,55%	0,00%	0,64%	0,00%	0,05%	0,20%	0,88%
		5	54,43%	12,29%	5,37%	7,43%	4,61%	3,54%	2,48%	1,47%	0,87%	0,89%	0,88%	0,55%	1,08%	0,39%	0,80%	0,70%	0,31%	0,08%	0,33%	0,46%	1,05%
		20	50,54%	11,13%	9,01%	5,41%	3,92%	1,85%	2,22%	2,84%	2,24%	1,27%	2,39%	0,50%	0,76%	0,74%	0,54%	1,58%	0,31%	0,34%	0,83%	0,28%	1,28%
		30	44,38%	11,15%	10,27%	5,83%	4,25%	2,20%	3,02%	2,57%	2,66%	1,71%	3,52%	0,28%	0,93%	0,72%	0,37%	3,23%	0,09%	0,13%	0,84%	0,35%	1,50%
	Limpo	0	55,18%	9,88%	6,36%	5,37%	8,29%	3,94%	1,58%	1,96%	1,31%	0,73%	0,38%	0,50%	0,73%	0,19%	1,50%	0,10%	0,65%	0,11%	0,10%	0,09%	1,04%
		5	56,62%	11,11%	5,67%	6,04%	5,19%	4,79%	2,02%	1,51%	0,57%	0,79%	0,36%	0,22%	1,14%	0,11%	1,49%	0,18%	0,86%	0,08%	0,21%	0,03%	1,01%
		20	50,11%	9,61%	8,12%	6,07%	6,45%	2,91%	2,63%	1,96%	1,27%	1,14%	1,22%	0,64%	0,63%	0,82%	2,15%	0,79%	1,08%	0,16%	0,23%	0,40%	1,60%
		30	50,60%	9,16%	11,48%	3,47%	4,65%	1,67%	2,67%	2,20%	2,01%	1,52%	2,87%	0,52%	0,75%	1,09%	0,92%	1,04%	0,21%	0,08%	0,57%	0,58%	1,94%
FLR	Sujo	0	50,65%	11,94%	6,70%	6,65%	7,48%	5,07%	1,50%	1,64%	1,63%	0,89%	0,32%	1,83%	0,36%	0,59%	0,40%	0,09%	0,26%	0,88%	0,07%	0,27%	0,78%
		5	80,45%	22,33%	14,15%	14,96%	9,92%	4,92%	6,08%	3,38%	6,08%	2,67%	1,86%	1,11%	1,42%	2,03%	0,73%	0,62%	0,42%	1,92%	0,71%	1,09%	3,59%
		20	42,02%	13,39%	8,79%	10,46%	4,59%	3,28%	2,95%	2,38%	2,96%	2,06%	1,34%	0,33%	0,73%	1,15%	0,27%	0,31%	0,32%	0,30%	0,33%	0,47%	1,56%
		30	43,30%	12,75%	10,39%	7,15%	5,95%	2,29%	3,09%	2,05%	2,50%	1,86%	1,75%	0,36%	0,50%	1,40%	0,17%	0,12%	0,28%	0,39%	0,65%	0,42%	2,64%
	Limpo	0	45,65%	9,29%	9,49%	10,84%	11,28%	3,87%	0,51%	1,23%	1,46%	1,09%	0,27%	0,82%	0,35%	0,25%	0,32%	0,06%	0,62%	0,60%	0,16%	0,29%	1,57%
		5	49,75%	11,87%	7,42%	7,79%	4,32%	4,80%	2,95%	2,24%	1,76%	1,27%	0,62%	0,68%	0,54%	0,84%	0,44%	0,21%	0,32%	0,57%	0,13%	0,19%	1,29%
		20	45,69%	11,43%	8,65%	9,96%	6,40%	3,33%	1,77%	1,76%	2,63%	1,65%	0,86%	0,48%	0,65%	0,72%	0,34%	0,34%	0,72%	0,34%	0,55%	0,26%	1,48%
		30	42,91%	11,47%	7,38%	11,34%	4,47%	5,92%	2,25%	1,95%	2,91%	2,07%	0,96%	0,61%	0,98%	0,85%	0,32%	0,43%	0,69%	0,35%	0,37%	0,28%	1,47%

Fonte: o Autor.

Apêndice B 3 – Abundância relativa de gêneros no LP-FLC e LP-FLR.

Ver representação gráfica na Figura 70.

Filtro	Limpeza	Profundidade	Geobacter	Nitrospira	Anaeromyxobacter	Hyphomicrobium	Cand. Solibacter	Rhodoplanes	Mycobacterium	Bdellovibrio	Chthoniobacter	Gaiella	Methylibium	Cand. Koribacter	Cand. Xiphinematobacter	Devosia	Aquamonas	Syntrophobacter	Desulfobulbus	Sphingomonas	Labrys	Bradyrhizobium	Meiothermus	Fimbriimonas	Cylindrospermopsis	Pseudanabaena	Cyanobacteria - Outras	
FLC	Sujo	0	2,90%	2,38%	0,98%	16,26%	0,00%	6,16%	9,27%	2,41%	5,09%	0,00%	3,51%	0,00%	9,09%	5,40%	0,00%	0,00%	1,46%	14,55%	1,89%	0,00%	1,74%	3,75%	0,18%	0,40%	12,57%	
		5	22,80%	13,98%	12,43%	6,10%	2,54%	6,32%	1,27%	3,24%	4,55%	2,82%	5,23%	2,73%	0,85%	2,63%	0,00%	0,00%	2,82%	1,44%	2,98%	0,00%	1,53%	1,25%	0,11%	1,40%	0,98%	
		20	40,98%	10,33%	9,59%	5,05%	2,96%	2,96%	1,20%	3,01%	0,00%	1,53%	2,69%	3,25%	0,63%	0,95%	4,28%	5,53%	0,80%	0,41%	0,00%	0,00%	0,33%	1,18%	0,00%	1,44%	0,91%	
		30	30,28%	14,62%	7,99%	5,59%	9,04%	3,50%	0,69%	3,50%	0,00%	0,00%	1,15%	4,55%	1,52%	1,23%	2,60%	5,23%	0,37%	0,00%	0,00%	6,06%	0,00%	0,53%	0,00%	0,66%	0,89%	
	Limpo	0	8,36%	9,05%	8,06%	15,62%	0,38%	5,94%	3,37%	4,36%	9,60%	1,49%	6,36%	0,67%	1,33%	4,99%	0,00%	0,00%	1,87%	4,80%	4,72%	0,00%	3,87%	3,01%	0,11%	0,63%	1,41%	
		5	8,55%	11,05%	8,90%	15,32%	1,15%	9,07%	1,86%	3,05%	9,26%	1,86%	3,94%	1,26%	1,27%	4,66%	0,00%	0,00%	2,65%	3,49%	4,54%	0,00%	3,92%	3,58%	0,00%	0,29%	0,31%	
		20	15,94%	14,33%	10,37%	9,80%	3,24%	5,20%	2,13%	4,98%	3,65%	2,02%	4,11%	5,10%	2,84%	1,85%	1,69%	0,00%	2,72%	0,49%	1,20%	0,00%	1,91%	4,31%	0,12%	0,93%	1,07%	
		30	31,82%	15,34%	12,84%	5,70%	4,14%	2,80%	0,97%	6,22%	0,80%	0,00%	3,95%	2,58%	2,34%	0,80%	3,02%	0,38%	2,13%	0,21%	0,00%	0,00%	0,75%	1,08%	0,00%	1,27%	0,88%	
	FLR	Sujo	0	9,79%	6,72%	7,86%	9,65%	3,24%	6,50%	12,10%	5,74%	2,94%	3,71%	1,89%	3,16%	2,53%	3,91%	4,44%	0,00%	2,89%	5,59%	3,12%	0,00%	0,67%	0,00%	0,00%	0,20%	3,36%
			5	19,06%	13,21%	9,77%	4,20%	11,08%	3,60%	3,44%	3,40%	1,90%	3,47%	1,57%	1,17%	2,01%	1,49%	2,77%	4,55%	2,48%	0,23%	0,50%	5,88%	1,62%	0,23%	0,00%	1,20%	1,18%
			20	19,33%	13,31%	14,06%	4,24%	14,30%	5,20%	4,45%	1,96%	1,57%	4,56%	1,35%	0,90%	1,61%	1,81%	0,00%	5,27%	2,69%	0,00%	0,86%	0,00%	0,95%	0,00%	0,00%	0,41%	1,16%
			30	22,90%	13,24%	15,19%	2,88%	23,44%	3,35%	2,18%	0,16%	2,10%	3,43%	0,00%	1,25%	2,10%	3,27%	0,00%	0,47%	1,01%	0,00%	0,00%	0,00%	0,93%	0,00%	0,00%	2,10%	0,00%
Limpo		0	16,74%	5,03%	9,33%	8,82%	1,95%	3,58%	10,56%	4,95%	3,58%	4,89%	1,79%	1,42%	6,82%	4,79%	0,00%	0,00%	3,80%	2,06%	1,58%	0,00%	2,57%	2,38%	0,00%	0,00%	3,37%	
		5	18,48%	15,07%	14,03%	4,89%	4,26%	2,49%	8,36%	2,59%	1,30%	3,50%	2,81%	4,09%	3,40%	2,10%	3,78%	3,20%	1,25%	0,60%	1,41%	0,00%	0,98%	0,15%	0,00%	0,35%	0,90%	
		20	17,83%	11,21%	7,47%	7,32%	6,99%	3,61%	5,14%	2,30%	3,66%	5,89%	1,87%	3,03%	4,15%	3,15%	4,46%	2,45%	1,38%	0,70%	1,89%	0,00%	2,04%	1,46%	0,00%	0,34%	1,65%	
		30	13,37%	9,78%	9,23%	7,42%	8,15%	7,88%	7,84%	2,26%	1,05%	9,42%	0,00%	1,09%	2,78%	2,13%	1,42%	0,00%	0,94%	1,04%	1,69%	10,26%	0,67%	0,15%	0,00%	0,23%	1,19%	

Fonte: o Autor.

CORRELAÇÕES DE SPEARMAN

Apêndice B 4 – Correlações de Spearman entre os dados de qualidade de água do sistema LP.

	Turbidez	Cor A	Cor V	OD	Log Coliformes Totais	Log Contagem CR	Absorbância 254nm	COD	pH	Condutividade	Clorofila-a	Contagem C
Cor A	0,958 ¹											
	0,000 ²											
Cor V	0,365	0,428										
	0,011	0,023										
OD	0,608	0,727	-0,505									
	0,000	0,273	0,113									
L. Coliformes To	0,445	0,506	0,112	0,347								
	0,004	0,006	0,529	0,399								
L. Contagem	0,658	0,732	0,334	0,454	0,666							
	0,000	0,000	0,030	0,306	0,000							
Absorbância	0,345	0,406	0,239	-0,540	-0,094	0,215						
	0,013	0,023	0,102	0,086	0,580	0,172						
COD	0,363	0,301	0,523	0,109	0,179	0,404	0,150					
	0,030	0,225	0,001	0,750	0,371	0,024	0,382					
pH	0,743	0,826	0,500	0,881	0,293	0,648	0,337	0,295				
	0,000	0,000	0,002	0,119	0,131	0,000	0,044	0,152				
Condutividade	-0,244	-0,203	0,010	-0,749	-0,409	-0,284	0,048	-0,121	-0,011			
	0,146	0,365	0,957	0,251	0,034	0,116	0,793	0,572	0,951			
Clorofila-a	0,877	0,906	0,345	*	0,342	0,802	0,129	0,037	0,702	-0,062		
	0,000	0,000	0,227	*	0,333	0,001	0,659	0,931	0,005	0,842		
Contagem C	0,662	0,745	0,304	0,643	0,591	0,875	0,135	0,371	0,696	-0,254	0,855	
	0,000	0,000	0,050	0,119	0,001	0,000	0,393	0,040	0,000	0,161	0,000	
SUVA	-0,141	0,003	-0,211	-0,469	-0,256	-0,183	0,615	-0,635	0,078	0,157	0,068	-0,195
	0,413	0,989	0,216	0,145	0,197	0,326	0,000	0,000	0,710	0,464	0,873	0,294

Fonte: o Autor

¹ Rô de Spearman.² Valor-p.

Apêndice B 5 – Correlações de Spearman entre os dados de biomassa e profundidade.

	Bio	SV	Total Extraído
SV	0,194 ¹		
	0,098 ²		
Total Extraído	0,866	0,298	
	0,000	0,008	
Profundidade	-0,449	-0,265	-0,637
(geral)	0,000	0,018	0,000

Fonte: o Autor

Apêndice B 6 – Correlações de Spearman entre as abundâncias relativas dos filões de bactérias.

	Proteobacteria	Acidobacteria	Verrucomicrobia	Chloroflexi	Bacteroidetes	Actinobacteria	Nitrospirae	Planctomycetes
Acidobacteria	-0,168							
	0,535							
Verrucomicrobia	-0,171	-0,153						
	0,528	0,572						
Chloroflexi	-0,338	0,644	-0,097					
	0,200	0,007	0,721					
Bacteroidetes	0,421	-0,268	0,215	0,029				
	0,105	0,316	0,425	0,914				
Actinobacteria	0,285	0,247	-0,365	0,465	0,335			
	0,284	0,356	0,165	0,070	0,204			
Nitrospirae	-0,232	0,579	0,265	0,250	-0,465	-0,274		
	0,387	0,019	0,322	0,350	0,070	0,305		
Planctomycetes	-0,156	0,347	0,424	-0,024	-0,450	-0,326	0,715	
	0,564	0,188	0,102	0,931	0,080	0,217	0,002	
Chlorobi	-0,521	0,579	0,388	0,509	-0,347	-0,091	0,588	0,697
	0,039	0,019	0,137	0,044	0,188	0,737	0,017	0,003

Fonte: o Autor

¹ Rô de Spearman.

² Valor-*p*.

Apêndice B 7 – Correlações de *Spearman* entre as abundâncias relativas dos gêneros de bactérias.

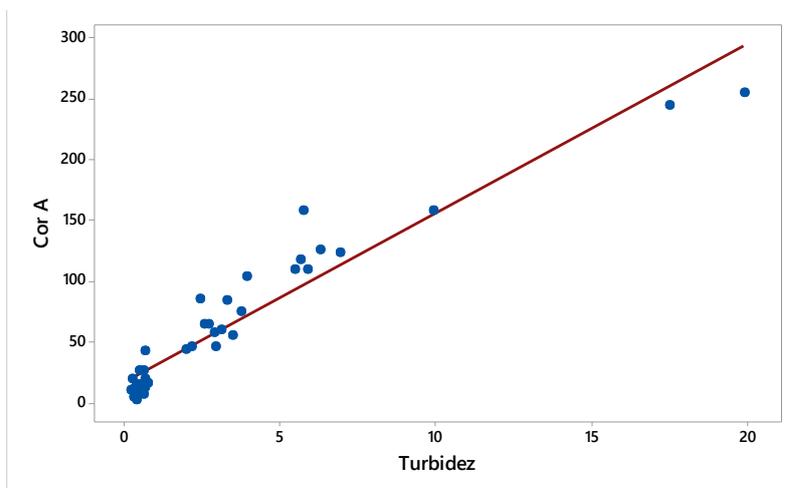
	<i>Geobacter</i>	<i>Nitrospira</i>	<i>Anaeromyxobacter</i>	<i>Hyphomicrobium</i>	<i>Cand. Solibacter</i>	<i>Rhodoplanes</i>	<i>Mycobacterium</i>	<i>Bdellovibrio</i>
<i>Nitrospira</i>	0,644 ¹							
	0,007 ²							
<i>Anaeromyxobacter</i>	0,576	0,626						
	0,019	0,009						
<i>Hyphomicrobium</i>	-0,812	-0,559	-0,685					
	0,000	0,024	0,003					
<i>Cand. Solibacter</i>	0,541	0,494	0,459	-0,818				
	0,030	0,052	0,074	0,000				
<i>Rhodoplanes</i>	-0,700	-0,512	-0,459	0,626	-0,350			
	0,003	0,043	0,074	0,009	0,184			
<i>Mycobacterium</i>	-0,618	-0,597	-0,274	0,253	-0,085	0,265		
	0,011	0,015	0,305	0,345	0,753	0,322		
<i>Bdellovibrio</i>	-0,053	0,074	-0,171	0,362	-0,391	-0,059	-0,165	
	0,846	0,787	0,528	0,169	0,134	0,829	0,542	
<i>Chthoniobacter</i>	-0,724	-0,439	-0,352	0,673	-0,617	0,595	0,268	0,050
	0,002	0,089	0,182	0,004	0,011	0,015	0,316	0,854

Fonte: o Autor

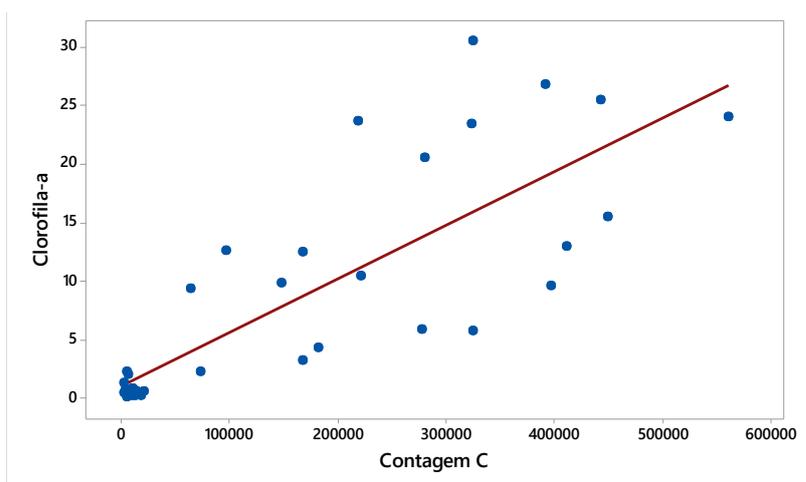
¹ Rô de Spearman.

² Valor-*p*.

DISPERSÃO DOS DADOS

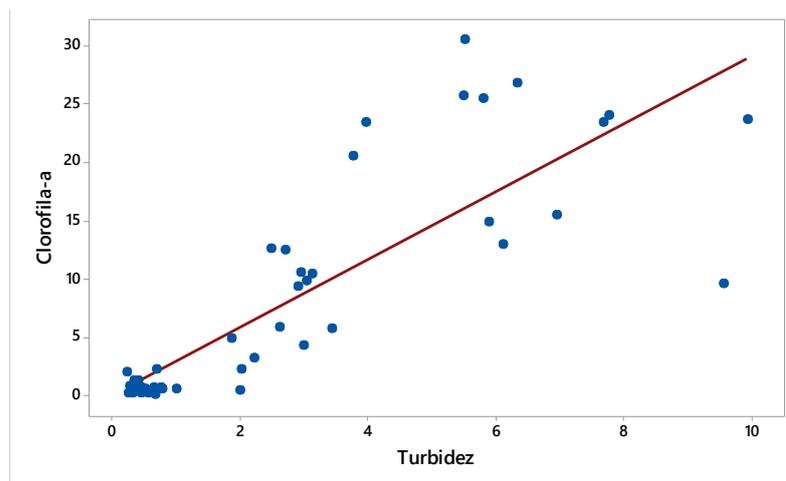
Apêndice B 8 – Gráfico de dispersão de cor aparente e turbidez das amostras da Lagoa do Peri.

Fonte: o Autor.

Apêndice B 9 – Gráfico de dispersão de contagem e clorofila-a das amostras da Lagoa do Peri.

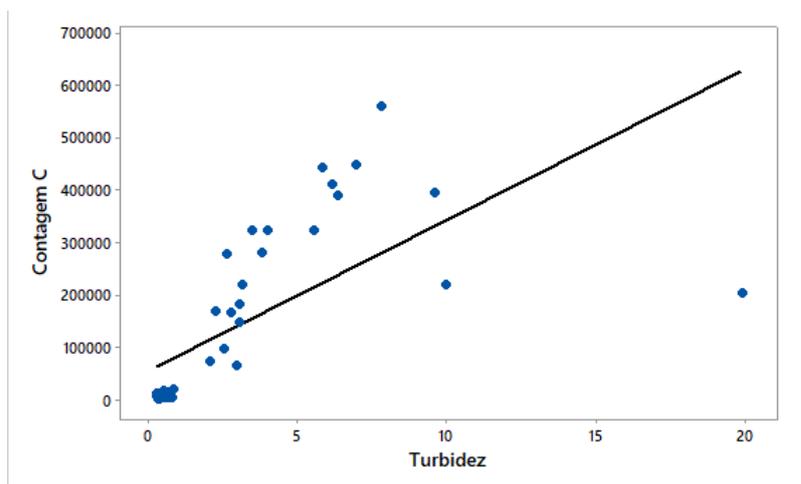
Fonte: o Autor.

Apêndice B 10 – Gráfico de dispersão de turbidez e clorofila-*a* das amostras da Lagoa do Peri.



Fonte: o Autor.

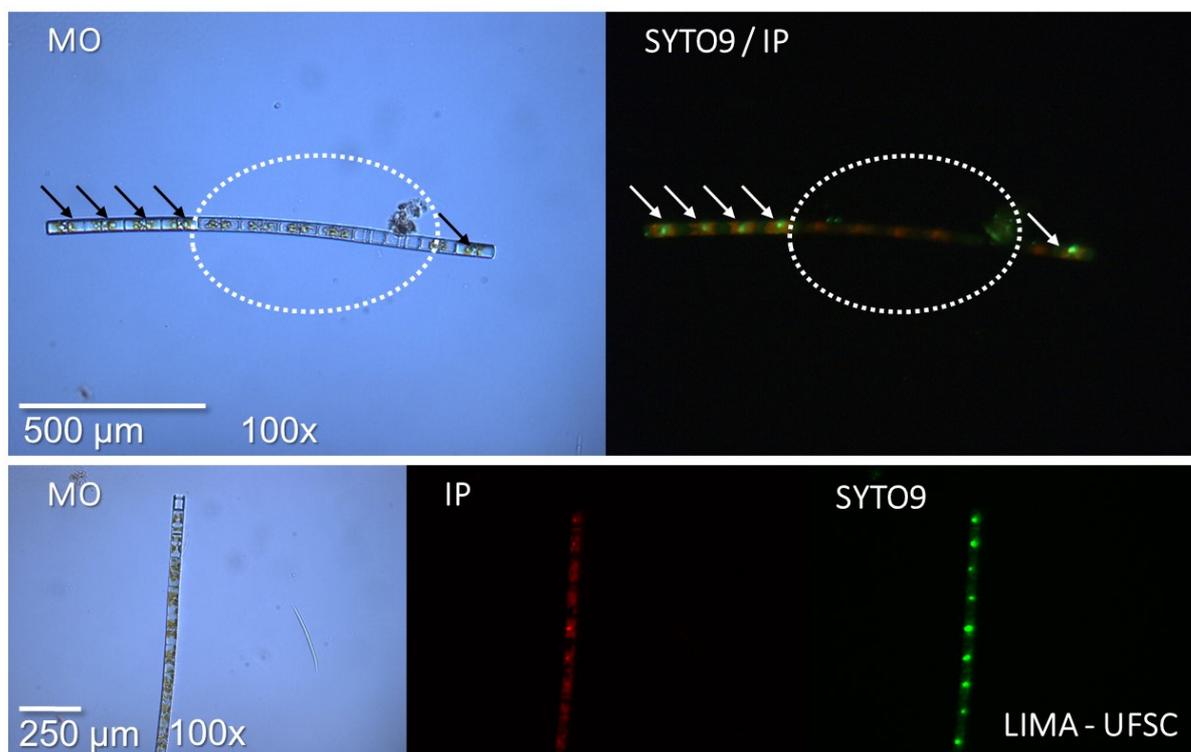
Apêndice B 11 – Gráfico de dispersão de contagem e turbidez das amostras da Lagoa do Peri.



IMAGENS COMPLEMENTARES DE MICROSCOPIA

O *SYTO9* aparentemente apresentou afinidade pelo núcleo das Aulacoseiras. Isso porque com o BKV foi possível constatar a danificação da parede celular (frústula) da *Aulacoseira sp.* (Apêndice B 12). Nas células com a frústula danificada, o núcleo da célula definido pela coloração com o *SYTO9* não aparece como nas células intactas. Contudo a frústula remanescente apresenta coloração avermelhada, indicativo de que outra substância apresenta emissão vermelha, como relatado para a clorofila.

Apêndice B 12 - Imagem da *Aulacoseira sp.* pigmentada com o BKV com células com parede celular intactas e danificadas.



Fonte: o Autor.

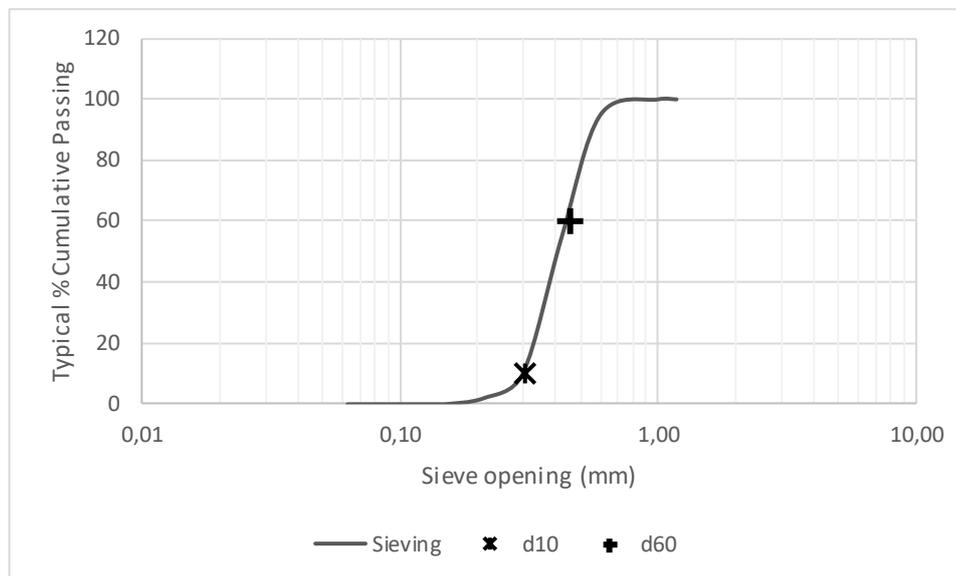
APÊNDICE C – MATERIAL SUPLEMENTAR AO ESTUDO III

A seguir são apresentados dados suplementares ao Estudo I (Seção 0, 202):

Apêndice C 1 – Ensaio granulométrico da areia utilizada nos UCL-F1 e UCL-F2.....	309
Apêndice C 2 – Abundância relativa de filamentos no UCL-F1 e UCL-F2.	310
Apêndice C 3 – Abundância relativa de gêneros no UCL-F1 e UCL-F2.....	311
Apêndice C 4 – Correlações de <i>Spearman</i> dos dados de Qualidade de Água.....	313
Apêndice C 5 – Correlações de <i>Spearman</i> dos dados diários com remoções de Qualidade de água e perda de carga.....	314
Apêndice C 6 – Correlação entre tempo de operação e abundância relativa de filamentos de bactérias no UCL-F1.....	314
Apêndice C 7 – Correlação entre tempo de operação e abundância relativa de filamentos de bactérias no UCL-F2.....	315
Apêndice C 8 – Correlação entre tempo de operação e abundância relativa de gêneros de bactérias no UCL-F1.....	316
Apêndice C 9 – Correlação entre tempo de operação e abundância relativa de gêneros de bactérias no UCL-F2.....	317
Apêndice C 10 – Correlação entre a abundância relativa de gêneros de bactérias no UCL-F2.....	318

ENSAIO GRANULOMÉTRICO

Apêndice C 1 - Ensaio granulométrico da areia utilizada nos UCL-F1 e UCL-F2.



d10	0,30	mm
d60	0,45	mm
CU	1,50	

Fonte: o Autor.

DADOS GERAIS DE IDENTIFICAÇÃO METAGENÔMICA

Apêndice C 2 – Abundância relativa de filos no UCL-F1 e UCL-F2.

Amostra	Condição	Semana	Proteobacteria	Firmicutes	Actinobacteria	Bacteroidetes	Chloroflexi	Streptophyta	Verrucomicrobia	Deinococcus-Thermus	Acidobacteria	Planctomycetes	Cyanobacteria	Gemmatimonadetes	Nitrospirae	Armatimonadetes	Chlorobi	Chlamydiae	Fusobacteria		
F1	Sujo	S1	73,63%	11,12%	7,55%	4,78%	1,01%	0,90%	0,19%	0,35%	0,10%	0,05%	0,08%	0,01%	0,01%	0,01%	0,00%	0,00%	0,00%		
		S2	82,42%	6,59%	4,63%	3,68%	0,73%	0,66%	0,42%	0,43%	0,00%	0,02%	0,05%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	
		S3	59,52%	5,33%	11,40%	21,90%	0,60%	0,40%	0,33%	0,30%	0,30%	0,07%	0,01%	0,03%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,01%	0,00%	0,00%
		S4	62,75%	4,01%	16,33%	15,38%	0,20%	0,69%	0,26%	0,15%	0,03%	0,03%	0,02%	0,02%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
	Limpo	S1	80,46%	8,44%	5,94%	3,11%	0,64%	0,59%	0,25%	0,19%	0,07%	0,08%	0,09%	0,00%	0,02%	0,01%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
		S2	65,77%	13,91%	5,05%	13,29%	0,61%	0,52%	0,23%	0,34%	0,07%	0,07%	0,02%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
		S3	78,40%	0,11%	19,63%	0,85%	0,37%	0,17%	0,12%	0,14%	0,05%	0,05%	0,03%	0,00%	0,01%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
		S4	64,57%	3,26%	13,63%	16,38%	0,60%	0,66%	0,18%	0,32%	0,10%	0,04%	0,05%	0,00%	0,01%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,01%
F2	Sujo	S1	90,47%	0,90%	1,11%	2,29%	4,51%	0,14%	0,04%	0,00%	0,33%	0,03%	0,02%	0,02%	0,00%	0,01%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	
		S2	81,90%	2,54%	2,69%	10,11%	1,11%	0,83%	0,21%	0,02%	0,25%	0,16%	0,04%	0,01%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
		S3	77,94%	17,60%	1,40%	0,44%	2,06%	0,21%	0,08%	0,01%	0,14%	0,06%	0,00%	0,03%	0,00%	0,01%	0,01%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
		S4	71,87%	19,02%	4,81%	2,33%	0,51%	1,04%	0,18%	0,06%	0,02%	0,05%	0,00%	0,01%	0,00%	0,01%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
	Limpo	S1	87,98%	2,16%	2,67%	4,52%	1,63%	0,41%	0,13%	0,00%	0,20%	0,12%	0,01%	0,03%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
		S2	81,22%	2,35%	5,46%	4,66%	2,35%	2,35%	0,45%	0,10%	0,20%	0,60%	0,10%	0,00%	0,00%	0,05%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
		S3	77,71%	16,62%	1,34%	1,39%	1,67%	0,66%	0,10%	0,03%	0,25%	0,07%	0,02%	0,05%	0,00%	0,01%	0,01%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
		S4	65,03%	15,17%	7,76%	7,98%	0,63%	2,90%	0,15%	0,05%	0,11%	0,09%	0,00%	0,02%	0,00%	0,00%	0,00%	0,01%	0,00%	0,00%	0,00%

Fonte: o Autor.

Apêndice C 3 - Abundância relativa de gêneros no UCL-F1 e UCL-F2.

Filtro	Limpeza	Tempo	<i>Methylophilus</i>	<i>Sphingopyxis</i>	<i>Sphingomonas</i>	<i>Pseudomonas</i>	<i>Chryseobacterium</i>	<i>Exiguobacterium</i>	<i>Mycobacterium</i>	<i>Acinetobacter</i>	<i>Erythrobacter</i>	<i>Hyphomicrobium</i>	<i>Brevundimonas</i>	<i>Bacillus</i>	<i>Stenotrophomonas</i>	<i>Sphingobium</i>	<i>Pseudoxanthomonas</i>	<i>Aeromonas</i>
UCL-F1	Sujo	S1	0,0%	31,7%	7,4%	5,8%	11,6%	2,7%	2,6%	1,2%	7,1%	0,8%	3,3%	2,3%	0,7%	4,5%	2,9%	0,0%
		S2	0,0%	23,8%	15,8%	6,8%	4,1%	3,0%	2,7%	0,9%	8,1%	1,0%	3,3%	1,1%	0,6%	5,8%	1,2%	2,0%
		S3	0,0%	10,7%	24,4%	7,4%	4,5%	20,8%	7,3%	0,5%	2,8%	0,9%	1,5%	2,4%	2,9%	1,4%	0,7%	0,5%
		S4	0,0%	7,3%	22,0%	7,0%	2,8%	13,8%	11,8%	3,1%	4,2%	1,6%	0,9%	2,3%	6,1%	0,9%	0,6%	2,9%
	Limpo	S1	0,0%	40,5%	4,6%	3,8%	7,3%	1,7%	2,2%	0,3%	10,1%	0,7%	5,8%	1,5%	0,4%	1,1%	1,4%	0,0%
		S2	0,0%	23,7%	8,5%	4,1%	12,3%	14,0%	2,7%	0,1%	12,7%	0,7%	4,6%	0,4%	1,7%	0,4%	0,8%	0,4%
		S3	3,7%	23,5%	6,4%	2,7%	0,0%	0,0%	9,7%	32,4%	1,1%	0,9%	1,4%	0,4%	2,4%	0,4%	0,7%	0,3%
		S4	0,0%	8,7%	42,7%	0,9%	2,4%	13,9%	9,6%	0,4%	2,6%	1,3%	1,1%	3,3%	0,6%	0,5%	0,9%	0,0%
UCL-F2	Sujo	S1	66,5%	1,9%	0,2%	8,8%	0,0%	0,4%	0,6%	4,9%	0,0%	1,3%	0,5%	1,5%	0,0%	0,4%	3,4%	0,0%
		S2	38,9%	6,9%	0,9%	9,3%	2,0%	7,5%	0,8%	0,1%	0,2%	3,8%	2,1%	0,8%	0,2%	6,6%	1,8%	1,6%
		S3	44,6%	2,8%	0,2%	1,2%	18,4%	0,0%	0,4%	0,6%	0,0%	8,2%	0,8%	0,4%	2,6%	0,9%	2,2%	8,7%
		S4	5,7%	12,7%	0,5%	9,0%	15,0%	0,0%	0,5%	0,2%	0,2%	7,2%	1,4%	2,8%	5,7%	2,1%	1,1%	8,8%
	Limpo	S1	39,3%	9,5%	0,4%	24,7%	0,1%	1,7%	0,9%	0,9%	0,0%	1,7%	3,0%	1,8%	0,3%	0,4%	2,0%	0,0%
		S2	22,7%	16,6%	0,5%	5,6%	1,1%	1,3%	2,6%	0,0%	0,3%	5,0%	5,8%	1,9%	0,0%	4,1%	5,1%	0,0%
		S3	40,2%	3,1%	0,2%	13,2%	17,9%	0,1%	0,4%	0,6%	0,0%	6,7%	2,0%	1,1%	3,2%	0,9%	2,3%	0,0%
		S4	9,4%	7,0%	0,3%	17,1%	16,0%	0,1%	1,1%	0,3%	0,1%	9,4%	0,9%	9,3%	2,5%	3,0%	1,1%	0,5%

Fonte: o Autor.

CORRELAÇÕES DE SPEARMAN

Apêndice C 4 – Correlações de Spearman dos dados de Qualidade de Água.

	Turbidez	Abs. 455 nm	Abs. 455 nm Filtrado	Abs. 254 nm	OD	COD	Clorofila-a	Log CT	Log E.c	Nitrato	Nitrito	Fosfato	SUVA	DEET	Cafeína
Abs. 455 nm	0,835 ¹														
	0,000 ²														
Abs. 455 nm Filtrado	-0,056	0,220													
	0,747	0,198													
Abs. 254 nm	-0,038	0,331	0,706												
	0,826	0,049	0,000												
OD	0,371	0,284	-0,446	-0,472											
	0,000	0,000	0,006	0,004											
COD	-0,112	0,370	0,358	0,627	-0,072										
	0,680	0,159	0,253	0,029	0,791										
Clorofila-a	0,620	0,615	0,207	0,278	0,451	0,219									
	0,000	0,000	0,226	0,100	0,003	0,416									
Log CT	0,652	0,418	-0,225	-0,314	0,364	0,146	0,429								
	0,000	0,011	0,187	0,062	0,029	0,651	0,009								
Log E.c	0,651	0,424	-0,225	-0,309	0,361	0,146	0,427	0,999							
	0,000	0,010	0,188	0,066	0,030	0,651	0,009	0,000							
Nitrato	-0,551	-0,219	-0,127	-0,203	0,199	* ³	-0,270	-0,519	-0,497						
	0,010	0,339	0,584	0,377	0,388	*	0,237	0,016	0,022						
Nitrito	1,000	1,000	-1,000	-1,000	1,000	*	1,000	1,000	1,000	-1,000					
	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*					
Fosfato	-0,214	0,190	0,310	-0,571	-0,071	*	0,119	0,095	0,071	-0,024	1,000				
	0,610	0,651	0,456	0,139	0,867	*	0,779	0,823	0,867	0,955	*				
SUVA	-0,249	-0,503	0,032	-0,084	-0,098	-0,753	-0,328	-0,375	-0,375	*	*	*			
	0,436	0,095	0,923	0,795	0,762	0,005	0,298	0,229	0,229	*	*	*			
DEET	-0,173	0,348	0,460	0,705	-0,370	0,431	0,119	-0,116	-0,099	-0,117	*	1,000	-0,522		
	0,430	0,104	0,063	0,002	0,082	0,286	0,627	0,656	0,704	0,765	*	*	0,288		
Cafeína	0,171	0,132	0,143	0,334	0,019	0,548	0,527	0,312	0,317	-0,322	*	-1,000	-0,371	0,353	
	0,435	0,549	0,585	0,190	0,932	0,160	0,020	0,223	0,215	0,398	*	*	0,468	0,099	
Triclosan	-0,065	0,414	0,460	0,733	-0,295	0,048	0,211	-0,074	-0,042	-0,450	*	-0,500	0,371	0,883	0,424
	0,768	0,050	0,063	0,001	0,171	0,911	0,387	0,779	0,874	0,224	*	0,667	0,468	0,000	0,044

Fonte: o Autor.

¹ Rô de Spearman.² Valor-p.³ Dados insuficientes.

Apêndice C 5 – Correlações de *Spearman* dos dados diários com remoções de Qualidade de água e perda de carga.

	h_p	Turbidez	% Turbidez	Abs. 455 nm	OD	% OD	pH	Condutividade
Turbidez	0,097							
	0,364							
% Turbidez	0,115	0,193 ¹						
	0,285	0,010 ²						
Abs. 455 nm	0,101	0,835	0,231					
	0,342	0,000	0,002					
OD	0,102	0,371	-0,063	0,284				
	0,363	0,000	0,428	0,000				
% OD	0,148	0,017	0,288	0,211	-0,341			
	0,185	0,876	0,010	0,057	0,002			
pH	x	0,236	0,015	0,211	0,413	-0,183		
	x	0,001	0,839	0,005	0,000	0,100		
Condutividade	x	-0,204	0,170	-0,053	-0,508	0,466	-0,345	
	x	0,006	0,024	0,480	0,000	0,000	0,000	
Potencial Redox	x	-0,170	-0,126	-0,210	0,012	-0,305	0,006	-0,237
	x	0,026	0,104	0,006	0,880	0,007	0,937	0,002

Fonte: o Autor.

Apêndice C 6 – Correlação entre tempo de operação e abundância relativa de filos de bactérias no UCL-F1.

	Tempo	Proteobacteria	Firmicutes	Actinobacteria	Bacteroidetes
Proteobacteria	-0,634				
	0,091				
Firmicutes	-0,781	0,214			
	0,022	0,610			
Actinobacteria	0,683	-0,476	-0,810		
	0,062	0,233	0,015		
Bacteroidetes	0,537	-0,881	-0,048	0,119	
	0,170	0,004	0,911	0,779	
Chloroflexi	-0,878	0,548	0,762	-0,810	-0,262
	0,004	0,160	0,028	0,015	0,531

Fonte: o Autor.

¹ Rô de Spearman.² Valor-p.

Apêndice C 7 – Correlação entre tempo de operação e abundância relativa de filos de bactérias no UCL-F2.

	Tempo	Proteobacteria	Firmicutes	Actinobacteria	Bacteroidetes
Proteobacteria	-0,976 ¹				
	0,000 ²				
Firmicutes	0,878	-0,810			
	0,004	0,015			
Actinobacteria	0,488	-0,548	0,214		
	0,220	0,160	0,610		
Bacteroidetes	-0,049	0,000	-0,310	0,714	
	0,909	1,000	0,456	0,047	
Chloroflexi	-0,634	0,619	-0,548	-0,571	-0,429
	0,091	0,102	0,160	0,139	0,289

Fonte: o Autor.

¹ Rô de Spearman.² Valor-p.

Apêndice C 8 - Correlação entre tempo de operação e abundância relativa de gêneros de bactérias no UCL-F1.

	Tempo	<i>Methylophilus</i>	<i>Sphingopyxis</i>	<i>Sphingomonas</i>	<i>Pseudomonas</i>	<i>Chryseobacterium</i>	<i>Exiguobacterium</i>	<i>Mycobacterium</i>	<i>Acinetobacter</i>	<i>Erythrobacter</i>	<i>Hyphomicrobium</i>	<i>Brevundimonas</i>	<i>Bacillus</i>	<i>Stenotrophomonas</i>	<i>Sphingobium</i>	<i>Pseudoxanthomona</i>
<i>Methylophilus</i>	0,550 ¹															
	0,158 ²															
<i>Sphingopyxis</i>	-0,976	-0,561														
	0,000	0,148														
<i>Sphingomonas</i>	0,732	0,220	-0,762													
	0,039	0,601	0,028													
<i>Pseudomonas</i>	0,000	-0,122	-0,143	0,286												
	1,000	0,774	0,736	0,493												
<i>Chryseobacterium</i>	-0,732	-0,366	0,595	-0,286	0,286											
	0,039	0,373	0,120	0,493	0,493											
<i>Exiguobacterium</i>	0,390	0,293	-0,500	0,786	0,429	0,262										
	0,339	0,482	0,207	0,021	0,289	0,531										
<i>Mycobacterium</i>	0,927	0,659	-0,929	0,500	0,024	-0,714	0,214									
	0,001	0,076	0,001	0,207	0,955	0,047	0,610									
<i>Acinetobacter</i>	0,293	0,122	-0,286	-0,071	0,190	-0,595	-0,476	0,500								
	0,482	0,774	0,493	0,867	0,651	0,120	0,233	0,207								
<i>Erythrobacter</i>	-0,683	-0,561	0,619	-0,357	0,190	0,833	0,095	-0,690	-0,619							
	0,062	0,148	0,102	0,385	0,651	0,010	0,823	0,058	0,102							
<i>Hyphomicrobium</i>	0,830	0,098	-0,810	0,786	0,262	-0,667	0,310	0,714	0,452	-0,548						
	0,011	0,818	0,015	0,021	0,531	0,071	0,456	0,047	0,260	0,160						
<i>Brevundimonas</i>	-0,927	-0,390	0,905	-0,643	-0,071	0,810	-0,167	-0,905	-0,595	0,786	-0,905					
	0,001	0,339	0,002	0,086	0,867	0,015	0,693	0,002	0,120	0,021	0,002					
<i>Bacillus</i>	0,488	-0,073	-0,500	0,690	0,167	-0,286	0,381	0,238	0,048	-0,476	0,571	-0,524				
	0,220	0,863	0,207	0,058	0,693	0,493	0,352	0,570	0,911	0,233	0,139	0,183				
<i>Stenotrophomonas</i>	0,488	0,561	-0,619	0,262	0,595	-0,167	0,310	0,690	0,524	-0,333	0,381	-0,524	0,024			
	0,220	0,148	0,102	0,531	0,120	0,693	0,456	0,058	0,183	0,420	0,352	0,183	0,955			
<i>Sphingobium</i>	-0,390	-0,659	0,381	0,048	0,548	0,167	-0,095	-0,500	0,190	0,143	0,119	0,167	0,286	-0,190		
	0,339	0,076	0,352	0,911	0,160	0,693	0,823	0,207	0,651	0,736	0,779	0,693	0,493	0,651		
<i>Pseudoxanthomona</i>	-0,781	-0,732	0,810	-0,333	-0,214	0,524	-0,262	-0,905	-0,381	0,476	-0,500	0,690	-0,024	-0,810	0,524	
	0,022	0,039	0,015	0,420	0,610	0,183	0,531	0,002	0,352	0,233	0,207	0,058	0,955	0,015	0,183	
<i>Aeromonas</i>	0,319	0,110	-0,371	0,252	0,719	-0,108	0,299	0,383	0,228	0,132	0,431	-0,287	-0,156	0,623	0,120	-0,611
	0,441	0,795	0,365	0,548	0,045	0,799	0,471	0,349	0,588	0,756	0,286	0,490	0,713	0,099	0,778	0,108

Fonte: o Autor.

¹ Rô de Spearman.² Valor-p.

Apêndice C 9 – Correlação entre tempo de operação e abundância relativa de gêneros de bactérias no UCL-F2.

	Tempo	<i>Methylophilus</i>	<i>Sphingopyxis</i>	<i>Sphingomonas</i>	<i>Pseudomonas</i>	<i>Chryseobacterium</i>	<i>Exiguobacterium</i>	<i>Mycobacterium</i>	<i>Acinetobacter</i>	<i>Erythrobacter</i>	<i>Hyphomicrobium</i>	<i>Brevundimonas</i>	<i>Bacillus</i>	<i>Stenotrophomonas</i>	<i>Sphingobium</i>	<i>Pseudoxanthomona</i>
<i>Methylophilus</i>	-0,586 ¹ 0,127 ²															
<i>Sphingopyxis</i>	0,195 0,643	-0,833 0,010														
<i>Sphingomonas</i>	0,049 0,909	-0,690 0,058	0,738 0,037													
<i>Pseudomonas</i>	0,000 1,000	-0,262 0,531	0,190 0,651	0,048 0,911												
<i>Chryseobacterium</i>	0,781 0,022	-0,095 0,823	-0,167 0,693	-0,143 0,736	-0,119 0,779											
<i>Exiguobacterium</i>	-0,781 0,022	0,190 0,651	0,071 0,867	0,381 0,352	0,286 0,493	-0,619 0,102										
<i>Mycobacterium</i>	-0,244 0,560	-0,452 0,260	0,595 0,120	0,524 0,183	0,190 0,651	-0,524 0,183	0,476 0,233									
<i>Acinetobacter</i>	-0,390 0,339	0,738 0,037	-0,667 0,071	-0,810 0,015	0,143 0,736	-0,167 0,693	-0,095 0,823	-0,381 0,352								
<i>Erythrobacter</i>	0,195 0,643	-0,619 0,102	0,548 0,160	0,786 0,021	-0,405 0,320	-0,095 0,823	0,095 0,823	0,548 0,160	-0,833 0,010							
<i>Hyphomicrobium</i>	0,927 0,001	-0,452 0,260	0,143 0,736	0,000 1,000	-0,071 0,867	0,857 0,007	-0,738 0,037	-0,143 0,736	-0,310 0,456	0,167 0,693						
<i>Brevundimonas</i>	-0,244 0,560	-0,405 0,320	0,738 0,037	0,714 0,047	0,286 0,493	-0,238 0,570	0,595 0,120	0,476 0,233	-0,571 0,139	0,310 0,456	-0,238 0,570					
<i>Bacillus</i>	0,342 0,408	-0,738 0,037	0,667 0,071	0,190 0,651	0,357 0,385	-0,238 0,570	-0,238 0,570	0,571 0,139	-0,262 0,531	0,262 0,531	0,238 0,570	0,143 0,736				
<i>Stenotrophomonas</i>	0,732 0,039	-0,214 0,610	-0,048 0,911	-0,214 0,610	0,190 0,651	0,714 0,047	-0,738 0,037	-0,690 0,058	0,095 0,823	-0,357 0,385	0,619 0,102	-0,286 0,493	0,024 0,955			
<i>Sphingobium</i>	0,390 0,339	-0,667 0,071	0,500 0,207	0,810 0,015	-0,119 0,779	0,238 0,570	0,143 0,736	0,429 0,289	-0,929 0,001	0,857 0,007	0,381 0,352	0,429 0,289	0,143 0,736	-0,143 0,736		
<i>Pseudoxanthomona</i>	-0,586 0,127	0,619 0,102	-0,238 0,570	-0,333 0,420	-0,452 0,260	-0,286 0,493	0,333 0,420	0,048 0,911	0,167 0,693	-0,143 0,736	-0,452 0,260	0,119 0,779	-0,333 0,420	-0,595 0,120	-0,286 0,493	
<i>Aeromonas</i>	0,750 0,032	-0,366 0,373	-0,024 0,954	0,220 0,601	-0,195 0,643	0,683 0,062	-0,610 0,108	-0,464 0,247	-0,293 0,482	0,268 0,520	0,659 0,076	-0,317 0,444	-0,122 0,774	0,708 0,050	0,390 0,339	-0,708 0,050

Fonte: o Autor.

¹ Rô de Spearman.² Valor-p.

Apêndice C 10 – Correlação entre a abundância relativa de gêneros de bactérias no UCL-F2.

	Tempo	DEET AB2	DEET F2	% ¹ DEET	Cafeína AB2	Cafeína F2	% Cafeína	Triclosan AB2	Triclosan F2	% Triclosan
<i>Methylophilus</i>	-0,012 ²	0,586	0,360	-0,360	0,293	0,098	0,293	-0,195	0,878	-0,683
	0,964 ³	0,127	0,381	0,381	0,482	0,818	0,482	0,643	0,004	0,062
<i>Sphingopyxis</i>	-0,315	-0,390	-0,026	0,026	0,049	0,146	-0,049	0,195	-0,537	0,537
	0,234	0,339	0,952	0,952	0,909	0,729	0,909	0,643	0,170	0,170
<i>Sphingomonas</i>	0,194	-0,146	0,077	-0,077	0,390	0,195	0,342	0,537	-0,537	0,781
	0,471	0,729	0,856	0,856	0,339	0,643	0,408	0,170	0,170	0,022
<i>Pseudomonas</i>	-0,036	-0,390	0,103	-0,103	-0,195	0,195	-0,390	-0,390	0,000	-0,195
	0,894	0,339	0,808	0,808	0,643	0,643	0,339	0,339	1,000	0,643
<i>Chryseobacterium</i>	0,327	0,390	-0,926	0,926	-0,586	-0,976	0,000	0,390	-0,390	0,195
	0,216	0,339	0,001	0,001	0,127	0,000	1,000	0,339	0,339	0,643
<i>Exiguobacterium</i>	-0,133	0,195	0,772	-0,772	0,878	0,683	0,586	0,195	0,390	0,098
	0,622	0,643	0,025	0,025	0,004	0,062	0,127	0,643	0,339	0,818
<i>Mycobacterium</i>	0,182	-0,439	0,437	-0,437	0,390	0,586	0,049	0,049	-0,244	0,390
	0,500	0,276	0,279	0,279	0,339	0,127	0,909	0,909	0,560	0,339
<i>Acinetobacter</i>	-0,097	0,000	0,309	-0,309	-0,195	0,195	-0,390	-0,781	0,781	-0,976
	0,721	1,000	0,457	0,457	0,643	0,643	0,339	0,022	0,022	0,000
<i>Erythrobacter</i>	-0,121	-0,195	-0,051	0,051	0,293	0,098	0,293	0,586	-0,683	0,878
	0,655	0,643	0,904	0,904	0,482	0,818	0,482	0,127	0,062	0,004
<i>Hyphomicrobium</i>	0,509	-0,049	-0,926	0,926	-0,732	-0,830	-0,293	0,244	-0,683	0,342
	0,044	0,909	0,001	0,001	0,039	0,011	0,482	0,560	0,062	0,408
<i>Brevundimonas</i>	-0,570	0,146	0,257	-0,257	0,537	0,244	0,488	0,439	-0,098	0,439
	0,021	0,729	0,539	0,539	0,170	0,560	0,220	0,276	0,818	0,276
<i>Bacillus</i>	0,424	-0,830	-0,077	0,077	-0,390	0,195	-0,634	-0,342	-0,537	0,195
	0,101	0,011	0,856	0,856	0,339	0,643	0,091	0,408	0,170	0,643
<i>Stenotrophomonas</i>	0,703	-0,049	-0,772	0,772	-0,830	-0,732	-0,488	-0,146	-0,293	-0,146
	0,002	0,909	0,025	0,025	0,011	0,039	0,220	0,729	0,482	0,729
<i>Sphingobium</i>	-0,036	0,000	-0,309	0,309	0,195	-0,195	0,390	0,781	-0,781	0,976
	0,894	1,000	0,457	0,457	0,643	0,643	0,339	0,022	0,022	0,000
<i>Pseudoxanthomona</i>	-0,594	0,586	0,411	-0,411	0,586	0,195	0,586	0,195	0,586	-0,195
	0,015	0,127	0,311	0,311	0,127	0,643	0,127	0,643	0,127	0,643
<i>Aeromonas</i>	0,554	-0,050	-0,738	0,738	-0,550	-0,650	-0,200	0,250	-0,600	0,350
	0,026	0,906	0,037	0,037	0,158	0,081	0,635	0,550	0,116	0,395

Fonte: o Autor.

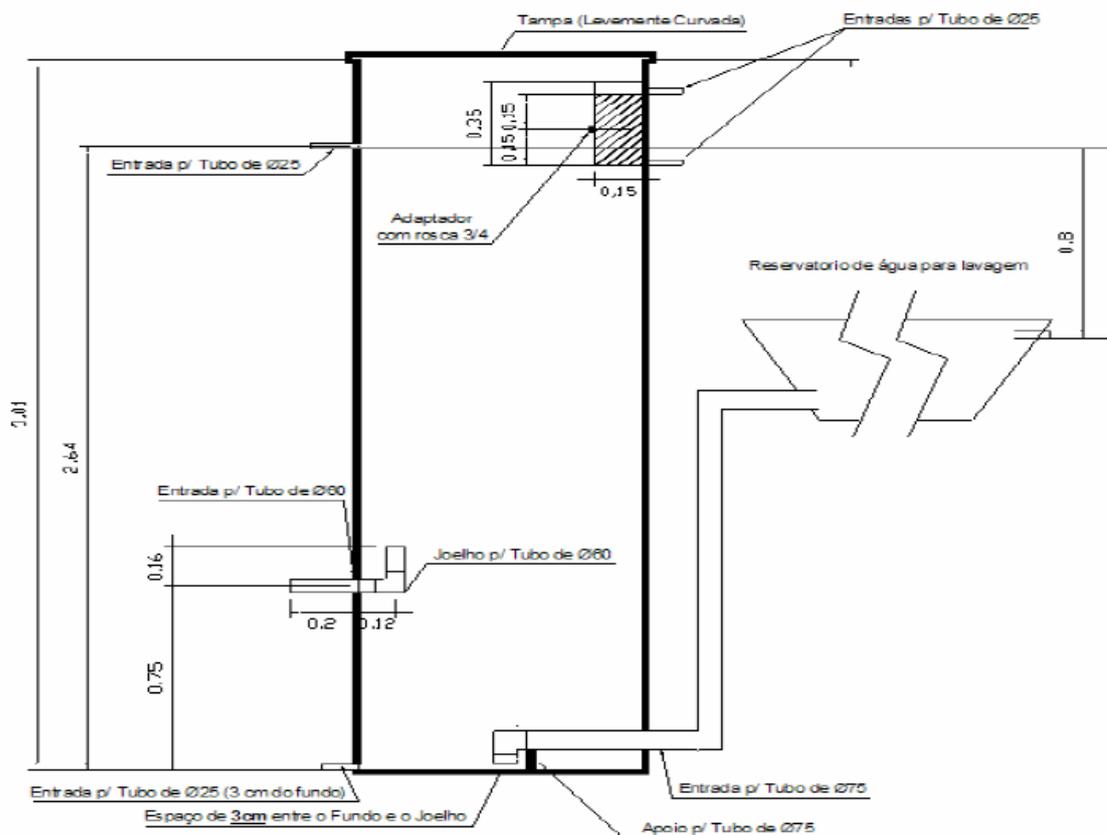
¹ Remoção(%).² Rô de Spearman.³ Valor-p.

ANEXO A- PROJETO DOS FILTROS UTILIZADOS NO ESTUDO II

A seguir são apresentados os projetos dos filtros em que foram realizados o Estudo II (Seção 0, p.139):

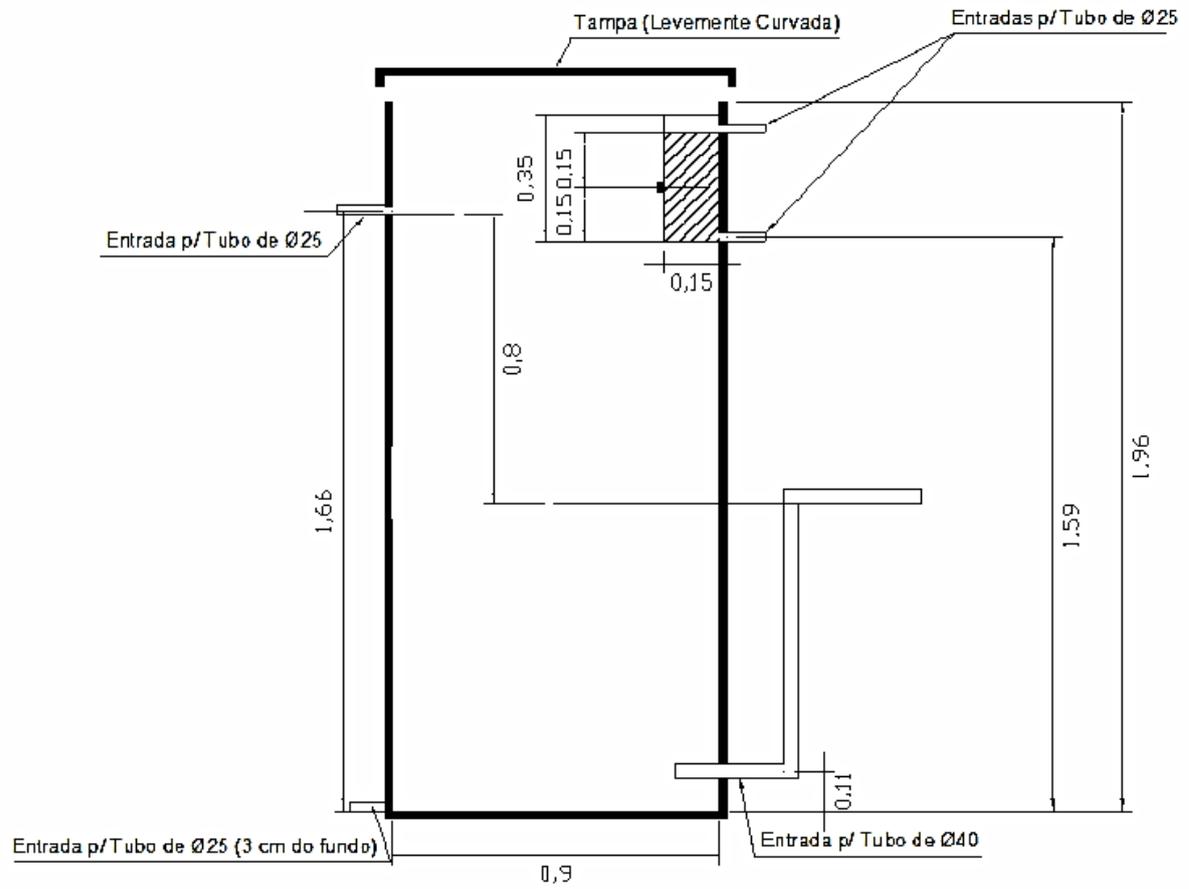
Anexo A 1 – Detalhes do projeto do FLR utilizado como PFA e como base para o FLR.	320
Anexo A 2 – Detalhes do projeto do FLC.....	321
Anexo A 3 – Detalhes do projeto do FLR.....	322
Anexo A 4 – Detalhes do projeto do FLR durante a retrolavagem.....	323

Anexo A 1 – Detalhes do projeto do FLR utilizado como PFA e como base para o FLR.



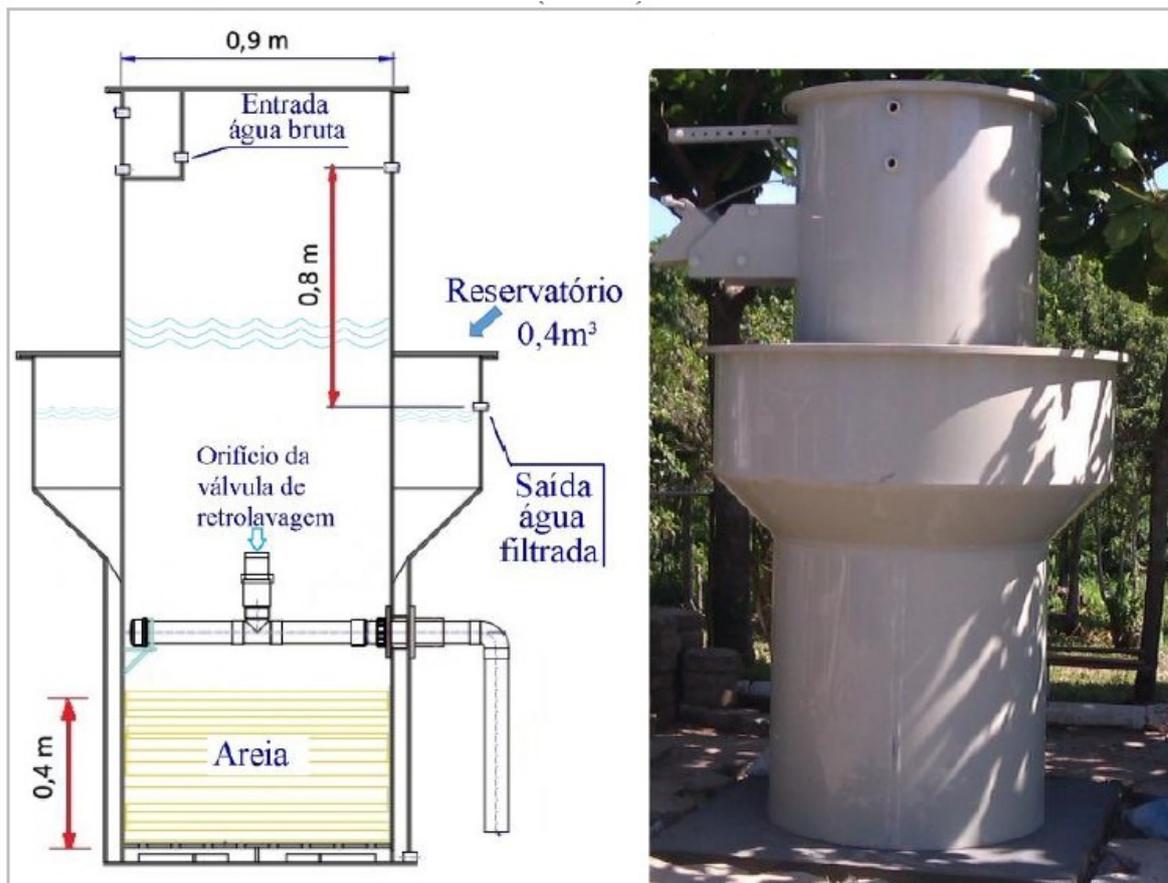
Fonte: Pizzolatti (2010).

No caso do PFA, o FLR indicado foi adaptado, sendo o reservatório de água trocado por uma câmara de carga e a câmara de nível constante como coletor de água.

Anexo A 2 - Detalhes do projeto do FLC.

Fonte: Pizzolatti (2010).

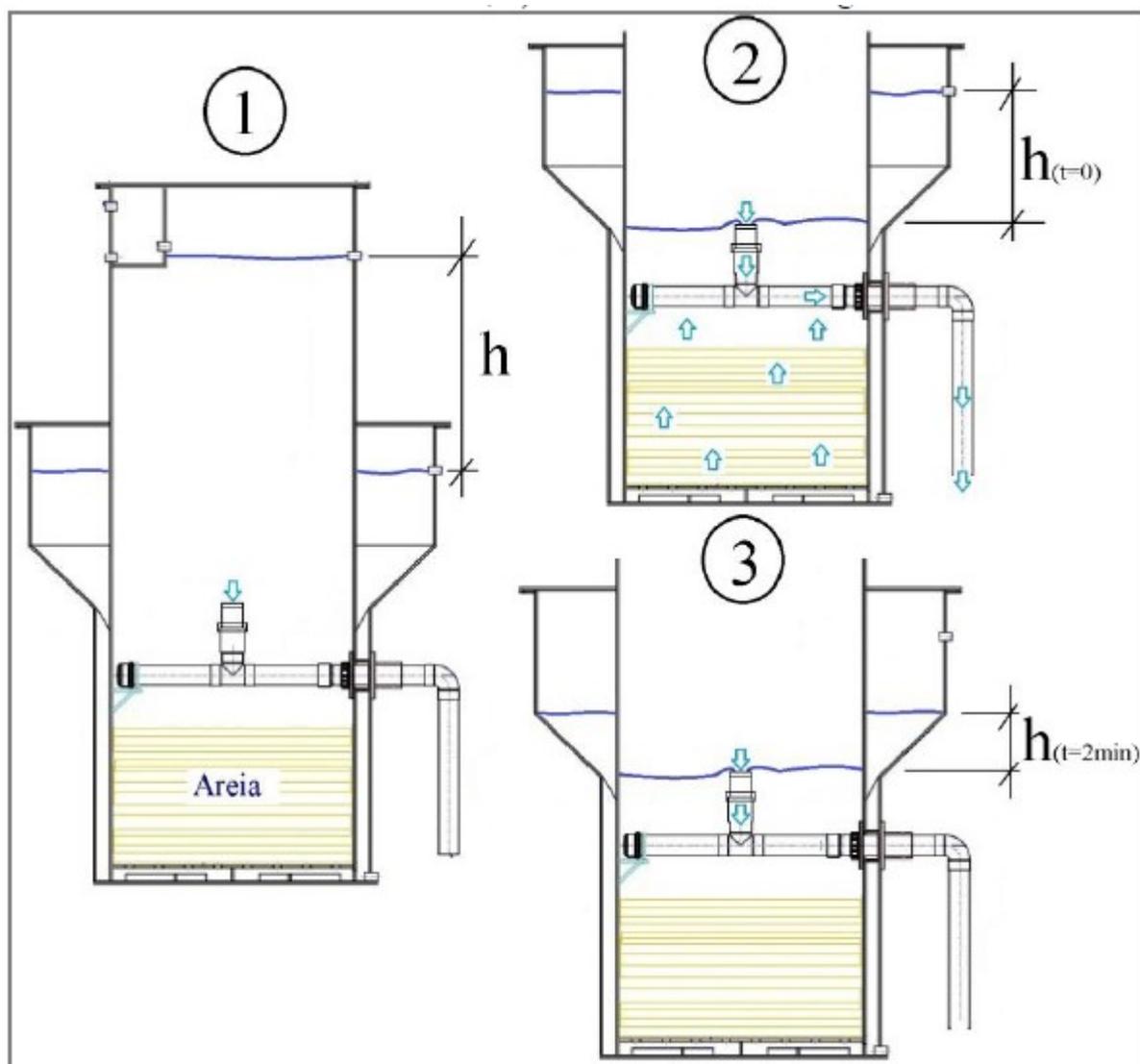
Anexo A 3 - Detalhes do projeto do FLR.



Fonte: Stüpp (2016).

Anexo A 4 - Detalhes do projeto do FLR durante a retrolavagem.

Legenda: (1) Término da carreira de filtração; (2) início da retrolavagem; (3) Término da retrolavagem.



Fonte: Stüpp (2016).