

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

FABIANE BERNARDI DE SOUZA

SISTEMA DE FILTRAÇÃO DE ÁGUA PARA FINS POTÁVEIS NO PONTO DE
USO ATRAVÉS DE MEMBRANAS DE MICROFILTRAÇÃO E
ULTRAFILTRAÇÃO OPERADAS POR GRAVIDADE

PORTO ALEGRE

2021

FABIANE BERNARDI DE SOUZA

SISTEMA DE FILTRAÇÃO DE ÁGUA PARA FINS POTÁVEIS NO PONTO DE
USO ATRAVÉS DE MEMBRANAS DE MICROFILTRAÇÃO E
ULTRAFILTRAÇÃO OPERADAS POR GRAVIDADE

Dissertação de Mestrado apresentado ao
Programa de Pós-graduação em Recursos
Hídricos e Saneamento Ambiental da
Universidade Federal do Rio Grande do Sul,
como requisito parcial à obtenção do grau de
mestre.

Orientador: Prof. Dr. Antônio Domingues Benetti

Coorientador: Prof. Dr. Salatiel Wohlmuth da Silva

PORTO ALEGRE

2021

CIP - Catalogação na Publicação

de Souza, Fabiane Bernardi
SISTEMA DE FILTRAÇÃO DE ÁGUA PARA FINS POTÁVEIS NO
PONTO DE USO ATRAVÉS DE MEMBRANAS DE MICROFILTRAÇÃO E
ULTRAFILTRAÇÃO OPERADAS POR GRAVIDADE / Fabiane
Bernardi de Souza. -- 2021.
232 f.
Orientador: Antônio Domingues Benetti.

Coorientador: Salatiel Wohlmuth da Silva.

Dissertação (Mestrado) -- Universidade Federal do
Rio Grande do Sul, Instituto de Pesquisas Hidráulicas,
Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e
Saneamento Ambiental, Porto Alegre, BR-RS, 2021.

1. tratamento de água. 2. filtração com membrana
acionada pela gravidade. 3. microfiltração e
ultrafiltração. 4. pressão ultrabaixa . 5. biofilme.
I. Benetti, Antônio Domingues, orient. II. da Silva,
Salatiel Wohlmuth, coorient. III. Título.

FABIANE BERNARDI DE SOUZA

SISTEMA DE FILTRAÇÃO DE ÁGUA PARA FINS POTÁVEIS NO PONTO DE
USO ATRAVÉS DE MEMBRANAS DE MICROFILTRAÇÃO E
ULTRAFILTRAÇÃO OPERADAS POR GRAVIDADE

Dissertação de Mestrado apresentada ao
Programa de Pós-graduação em Recursos
Hídricos e Saneamento Ambiental da
Universidade Federal do Rio Grande do Sul,
como requisito parcial à obtenção do grau de
mestre.

Aprovado em: Porto Alegre, 12 de Novembro de 2021

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

Prof^a. Dra. Maria Cristina de Almeida Silva – IPH/UFRGS
Examinadora

Prof^a. Dra. Isabel Cristina Tessaro – DEQUI/UFRGS
Examinadora

Prof. Dr. Raphael Corrêa Medeiros – DETA/UFSM
Examinador

AGRADECIMENTOS

À Deus por ter me dado saúde e força para superar as dificuldades.

Ao Programa de Pós-graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental da Universidade Federal do Rio Grande do Sul pela oportunidade de fazer uma especialização de qualidade e gratuita.

Ao meu coorientador Prof. Dr. Salatiel Wohlmuth da Silva por todo o auxílio, tempo, paciência e dedicação que contribuíram grandemente para a realização desta Dissertação de Mestrado.

Ao meu orientador Prof. Dr. Antônio Domingues Benetti pelo suporte, correções e incentivos.

Aos técnicos do Labsan Louidi Albornoz e Guilherme Pinheiro da Silva e ao técnico do CMM Francis Almeida pelo treinamento e apoio nas análises.

Aos meus pais, pelo apoio e participação ativa nas coletas e análises durante o período experimental.

Ao CNPq pelo incentivo a minha bolsa.

À aluna de graduação Daphne Becker Calazans, que durante o meu período experimental foi aluna de Iniciação Científica e contribuiu no auxílio dos ensaios.

E a todos que direta ou indiretamente fizeram parte da minha formação, o meu muito obrigado.

“Talvez não tenha conseguido fazer o melhor, mas lutei para que o melhor fosse feito. Não sou o que deveria ser, mas Graças a Deus, não sou o que era antes”.
(Marthin Luther King)

RESUMO

Palavras-chave: operação por gravidade, pressão ultrabaixa, microfiltração, ultrafiltração, camada de incrustação/biofilme, água potável, tratamento de água descentralizado.

A utilização de membranas poliméricas para tratar água para fins potáveis é uma tecnologia que tem se tornado mais acessível economicamente ao longo do tempo. Seu emprego sem a necessidade de gastos com energia elétrica, usando apenas a gravidade, tem contribuído para as membranas serem atrativas para a aplicação em pequenas escalas, como tratamentos no ponto de uso, em áreas onde o acesso a água potável é limitado. O sistema de filtração por gravidade deste estudo tem como diferencial o estabelecimento e manutenção de uma camada de incrustação/biofilme na superfície da membrana. Assim, buscou-se avaliar o desempenho técnico do uso de membranas de microfiltração (MF) e ultrafiltração (UF), empregando diferentes condições de contorno, no tratamento de água subterrânea contaminada por microrganismos para consumo humano e validar os conceitos de operação e manutenção prescritos pela literatura. Para isto foram desenvolvidas duas fases experimentais. Na primeira (Sistema A) foi testado o efeito de diferentes pressões (0,5 m.c.a.; 0,7 m.c.a.; 1,0 m.c.a.) utilizando membrana de UF de 100 kDa por um período de 129 dias; enquanto na segunda (Sistema M) estudou-se diferentes tipos de membranas (UF de 30 kDa; UF de 100 kDa; MF de 0,2 μm) a uma carga hidráulica de 0,7 m.c.a. durante 73 dias. A água de alimentação foi composta por água de poço contaminada a 25% com efluente de decantador secundário. Nas últimas duas semanas de operação o Sistema M recebeu uma contaminação por carbendazim (CBZ), o qual é um defensivo agrícola. Os filtrados e água de alimentação foram analisados quanto aos parâmetros: carbono orgânico total (COT), UV_{254} , pH, turbidez, oxigênio dissolvido, sólidos dissolvidos totais, coliformes totais, *Escherichia coli*, cor aparente, temperatura da água, alcalinidade, condutividade elétrica, ânions, cátions e concentração de CBZ. Também foram medidos o fluxo permeado e a resistência total da membrana gerados nos filtros. Os resultados foram comparados com normativas para a água potável. Os dois Sistemas (A e M) apresentaram estabilização do fluxo permeado após 7 a 9 dias do início da operação. O Sistema A registrou fluxo permeado médio, após sua estabilização, de $4,4 \pm 0,2 \text{ L/m}^2\text{h}$, $4,7 \pm 0,3 \text{ L/m}^2\text{h}$ e $6,5 \pm 0,4 \text{ L/m}^2\text{h}$, e resistência total da membrana de $4,2 \times 10^{12} \text{ 1/m}$; $5,4 \times 10^{12} \text{ 1/m}$ e $5,5 \times 10^{12} \text{ 1/m}$, para as alturas 0,5 m.c.a., 0,7 m.c.a. e 1,0 m.c.a., respectivamente. O Sistema M apresentou fluxo permeado médio, após sua estabilização, de $2,2 \pm 0,1 \text{ L/m}^2\text{h}$, $6,9 \pm 0,2 \text{ L/m}^2\text{h}$ e $21,0 \pm 1,5 \text{ L/m}^2\text{h}$, sem a adição de CBZ, e $2,0 \pm 0,02 \text{ L/m}^2\text{h}$, $7,7 \pm 0,3 \text{ L/m}^2\text{h}$ e $14,9 \pm 1,5 \text{ L/m}^2\text{h}$, após a inserção do CBZ, para as membranas de UF de 30 kDa, UF de 100 kDa e MF de 0,2 μm , respectivamente. As resistências totais das membranas antes do CBZ foram de $1,1 \times 10^{13} \text{ 1/m}$, $3,6 \times 10^{12} \text{ 1/m}$ e $1,2 \times 10^{12} \text{ 1/m}$, e após o CBZ, de $1,2 \times 10^{13} \text{ 1/m}$, $3,2 \times 10^{12} \text{ 1/m}$ e $1,7 \times 10^{12} \text{ 1/m}$ para as membranas de UF de 30 kDa, UF de 100 kDa e MF de 0,2 μm , respectivamente. Durante toda a operação o pH manteve-se dentro de uma faixa média de 7,2 a 7,9. Os Sistemas apresentaram eficiência de remoção significativas e atendimento aos padrões de potabilidade para o parâmetro turbidez na maioria dos filtros, sendo as eficiências médias de 71,5%, 74,1% e 49,9% para as cargas hidráulicas de 0,5 m.c.a.,

0,7 m.c.a. e 1,0 m.c.a., respectivamente e 71,2%, 88,0% e 88,8% para as membranas de UF de 30 kDa, UF de 100 kDa e MF de 0,2 μm , respectivamente. De forma geral, os Sistemas apresentaram elevadas eficiências médias de remoção de microrganismos, porém foi registrada com frequência presença de coliformes totais nas amostras filtradas. Na primeira fase, a cor aparente apresentou remoção significativa apenas para os filtros com alturas de 0,5 m.c.a. (67,8%) e 0,7 m.c.a. (71,0%), entretanto as concentrações sempre se mantiveram acima do estabelecido pela norma de potabilidade da água. Já na segunda fase, apenas em alguns momentos a concentração de cor aparente superou o estabelecido para o padrão de potabilidade e todos os filtros registraram eficiências de remoção relevantes, sendo 68,5% (UF de 30 kDa), 79,5% (UF de 100 kDa) e 80,2% (MF de 0,2 μm). A remoção de matéria orgânica dissolvida (UV_{254}) foi considerável apenas para as membranas UF de 100 kDa (31,2%) e MF de 0,2 μm (34,5%) do Sistema M. O COT e os íons (cátions e ânions) não apresentaram boas remoção pelos Sistemas. Houve considerável eficiência de remoção de CBZ pelas membranas UF de 30 kDa (38,7%) e UF de 100 kDa (26,5%). Os melhores desempenhos no Sistema A foram das pressões 0,5 m.c.a. e 0,7 m.c.a., enquanto no Sistema M foi a membrana de MF de 0,2 μm . Ambos os Sistemas não receberam manutenção na membrana durante o período experimental e o desenvolvimento do biofilme contribuiu para a estabilidade da operação, permitindo a filtração a um valor constante sem degradação da qualidade da água.

ABSTRACT

Keywords: gravity-driven operation, ultra-low pressure, microfiltration, ultrafiltration, fouling layer/biofilm, drinking water, decentralized water treatment.

The use of polymeric membranes to treat water for drinking purposes is a technology that has become more economically accessible over time. Its use without the need to spend on electricity, using only gravity, has contributed to the membranes being attractive for application on small scales, such as point-of-use treatments, in areas where access to drinking water is limited. The gravity-driven filtration system in this study has as its differential the establishment and maintenance of a fouling layer/biofilm on the membrane surface. Thus, it was sought to evaluate the technical performance of using microfiltration (MF) and ultrafiltration (UF) membranes, applying different boundary conditions, in the treatment of groundwater contaminated by microorganisms for human consumption and to validate the operating and maintenance concepts prescribed by the literature. For this, two experimental phases were developed. In the first (System A) the effect of different pressures (0.5 mWC; 0.7 mWC; 1.0 mWC) was tested using a 100 kDa UF membrane for a period of 129 days. While in the second (System M) different types of membranes were studied (30 kDa UF; 100 kDa UF; 0.2 μm MF) at a hydraulic load of 0.7 mWC during 73 days. The feed water consisted of well water contaminated with effluent from the secondary clarifier at a concentration of 25%. In the last two operating weeks, System M received contamination by carbendazim (CBZ), which is an agricultural defensive. The filtrates and feed water were analyzed for parameters: total organic carbon (TOC), UV_{254} , pH, turbidity, dissolved oxygen, total dissolved solids, total coliforms, *Escherichia coli*, apparent color, water temperature, alkalinity, electrical conductivity, anions, cations and CBZ concentration. The permeate flux and total membrane resistance generated in the filters were also measured. The results were compared with regulations for drinking water. The two Systems (A and M) presented stabilization of the permeate flux after 7 to 9 days after the beginning of the operation. System A recorded average permeate flux, after stabilization, of 4.4 ± 0.2 L/m²h, 4.7 ± 0.3 L/m²h and 6.5 ± 0.4 L/m²h, and total membrane resistance of 4.2×10^{12} 1/m; 5.4×10^{12} 1/m and 5.5×10^{12} 1/m, for hydraulic load 0.5 mWC, 0.7 mWC and 1.0 mWC, respectively. System M presented average permeate flux, after stabilization, of 2.2 ± 0.1 L/m²h, 6.9 ± 0.2 L/m²h and 21.0 ± 1.5 L/m²h, without the addition of CBZ, and 2.0 ± 0.02 L/m²h, 7.7 ± 0.3 L/m²h and 14.9 ± 1.5 L/m²h, after CBZ insertion, for 30 kDa UF, 100 kDa UF and 0.2 μm MF membranes, respectively. The total membrane resistances before the CBZ were 1.1×10^{13} 1/m, 3.6×10^{12} 1/m and 1.2×10^{12} 1/m, and after the CBZ, 1.2×10^{13} 1/m, 3.2×10^{12} 1/m and 1.7×10^{12} 1/m for the 30 kDa UF, 100 kDa UF and 0.2 μm MF membranes, respectively. During the entire operation, the pH was within an average range of 7.2 to 7.9. The Systems showed significant removal efficiency and compliance with potability standards for the turbidity parameter in most filters, with average efficiencies of 71.5%, 74.1% and 49.9% for hydraulic loads of 0.5 mca, 0.7 mca and 1.0 m.c.a., respectively, and 71.2%, 88.0% and 88.8% for the 30 kDa UF, 100 kDa UF and 0.2 μm MF membranes, respectively. In general, the Systems achieved

high average efficiencies for removing microorganisms, but the presence of total coliforms was frequently recorded in the filtered samples. In the first phase, the apparent color showed significant removal only for filters with hydraulic loads of 0.5 mWC (67.8%) and 0.7 mWC (71.0%), however the concentrations always remained above the established by the drinking water standard. In the second phase, only in a few moments the apparent color concentration exceeded that established for the potability standard and all filters registered relevant removal efficiencies, being 68.5% (30 kDa UF), 79.5% (100 kDa UF) and 80.2% (0.2 μm MF). The removal of dissolved organic matter (UV_{254}) was considerable only for the 100 kDa UF (31.2%) and the 0.2 μm MF (34.5%) membranes of System M. COT and ions (cations and anions) did not show good removal by the Systems. There was considerable CBZ removal efficiency by the 30 kDa UF (38.7%) and 100 kDa UF (26.5%) membranes. The best performances in System A were from 0.5 mWC and 0.7 mWC, whereas in System M it was the 0.2 μm MF membrane. Both Systems did not receive maintenance on the membrane during the experimental period and the development of the biofilm contributed to the stability of the operation, allowing the filtration at a constant value without degradation of water quality.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 3.1 - Classificação das soluções descentralizadas de tratamento de água para consumo humano.....	29
Figura 3.2 - Classificação da filtração de acordo com o sentido do escoamento.	31
Figura 3.3 - Filtro SkyJuice.....	36
Figura 3.4 - Filtro LifeStraw®.....	36
Figura 3.5 - Representação esquemática do funcionamento do filtro SkyJuice.	36
Figura 3.6 - Sistema Grifaid M3.....	37
Figura 3.7 - Sistema Uzima Filter UZ-1.....	37
Figura 3.8 - Fluxo através da membrana de UF de 100 kDa durante 30 dias de operação com filtração frontal e pressão de 65 mbar para diferentes tipos de água a 20°C.....	39
Figura 3.9 - Fluxo através da membrana de UF de 100 kDa durante filtração frontal da água do rio a 20°C sob diferentes pressões.....	40
Figura 3.10 - Resistência total da membrana de UF de 100 kDa durante filtração frontal da água do rio a diferentes pressões.	40
Figura 3.11 - Resistência total da membrana de UF de 100 kDa sem e com supressão da atividade biológica com azida de sódio à pressão de 65 mbar.	44
Figura 3.12 - Fluxo através da membrana durante UF com água de rio à pressão de 65 mbar e operação intermitente com lavagem	46
Figura 3.13 - Influência do tamanho de poro/ massa molar de corte no fluxo permeado durante filtração com água de rio à pressão de 65 mbar e 900 mbar para a membrana de NF-270 Da...48	48
Figura 3.14 - Fórmula estrutural do carbendazim.....	53
Figura 4.1 - Sistema de filtração com diferentes alturas de coluna de água e membrana de UF de 100 kDa (Sistema A).....	58
Figura 4.2 - Sistema de filtração com diferentes membranas e carga hidráulica de 0,7 m.c.a. (Sistema M).....	59
Figura 4.3 - Configuração do Sistema A.	59
Figura 4.4 - Configuração Sistema M.	60
Figura 4.5 - Mapa da localização do poço artesiano e Fonte da Bica.	61
Figura 4.6 – Estrutura externa e coleta da água do poço na Fonte da Bica.	61
Figura 4.7 - Fluxograma da metodologia empregada para a realização do experimento.	64
Figura 4.8 – Instrumentos utilizados para o ajuste do pH da solução água do poço + CBZ.	67
Figura 4.9 - Nomenclatura dos módulos no Sistema A.	69
Figura 4.10 - Nomenclatura dos módulos no Sistema M.....	70
Figura 4.11 - TOC-LCPH.....	75
Figura 4.12 - Espectrofotômetro.....	76
Figura 4.13 - Cubeta de quartzo.	76
Figura 4.14 - Instrumentos utilizados para a titulação.	78
Figura 4.15 – Turbidímetro.	79
Figura 4.16 - Medidor multiparâmetros WA-2015.....	80
Figura 4.17 - Medidor multiparâmetros SX836.....	80
Figura 4.18 - Uso da chama durante teste de P/A de microrganismos.	81
Figura 4.19 - Teste de P/A para identificação de coliformes totais e <i>E. coli</i>	82
Figura 4.20 - Teste Quanti-Tray para coliformes totais.....	82
Figura 4.21 - Teste Quanti-Tray para <i>E. coli</i>	82
Figura 4.22 - Balança digital.	83
Figura 4.23 - Cromatógrafo iônico Eco IC.....	85
Figura 4.24 – HPLC.....	86

Figura 4.25 - Microscópio Eletrônico de Varredura	87
Figura 4.26 - Membrana + biofilme imersos em solução de fixação.	88
Figura 4.27 - Vista superior das amostras montadas sobre os <i>Stubs</i>	89
Figura 4.28 - Vista lateral das amostras montadas sobre os <i>Stubs</i>	89
Figura 5.1 - Fluxo permeado médio em água deionizada para cada triplicata durante filtração com diferentes cargas hidráulicas e membrana de UF de 100 kDa – Sistema A.	92
Figura 5.2 – Série temporal do fluxo permeado em água deionizada para cada triplicata durante filtração com diferentes cargas hidráulicas – Sistema A.	93
Figura 5.3 - Fluxo permeado médio em água deionizada para cada triplicata durante filtração com diferentes membranas e carga hidráulica de 0,7 m.c.a. – Sistema M.	95
Figura 5.4 - Série temporal do fluxo permeado em água deionizada para cada triplicata durante filtração com diferentes membranas – Sistema M.	96
Figura 5.5 - Gráfico de caixa para o fluxo permeado a 20 °C - Sistema A.	100
Figura 5.6 - Gráfico de caixa para a resistência total da membrana a 20 °C - Sistema A.	101
Figura 5.7 - Gráfico de caixa para a temperatura da água - Sistema A.	102
Figura 5.8 - Gráfico de caixa para o pH - Sistema A.	102
Figura 5.9 - Gráfico de caixa para coliformes totais na água de alimentação - Sistema A.	103
Figura 5.10 - Gráfico de caixa para coliformes totais nos filtrados - Sistema A.	104
Figura 5.11 - Gráfico de caixa para <i>E. coli</i> na água de alimentação - Sistema A.	105
Figura 5.12 - Gráfico de caixa para a turbidez - Sistema A.	105
Figura 5.13 - Gráfico de caixa para o oxigênio dissolvido - Sistema A.	106
Figura 5.14 - Gráfico de caixa para condutividade elétrica - Sistema A.	107
Figura 5.15 - Gráfico de caixa para sólidos dissolvidos totais - Sistema A.	107
Figura 5.16 - Gráfico de caixa para o carbono orgânico total - Sistema A.	108
Figura 5.17 - Gráfico de caixa para o UV ₂₅₄ - Sistema A.	109
Figura 5.18 - Gráfico de caixa para a cor aparente - Sistema A.	109
Figura 5.19 - Gráfico de caixa para a alcalinidade - Sistema A.	110
Figura 5.20 - Gráfico de caixa para o fluoreto - Sistema A.	111
Figura 5.21 - Gráfico de caixa para o cloreto - Sistema A.	111
Figura 5.22 - Gráfico de caixa para o fosfato - Sistema A.	112
Figura 5.23 - Gráfico de caixa para o sulfato - Sistema A.	112
Figura 5.24 - Gráfico de caixa para o fluxo permeado PZ e LY a 20 °C - Sistema M.	116
Figura 5.25 - Gráfico de caixa para o fluxo permeado V0 a 20 °C - Sistema M.	117
Figura 5.26 - Gráfico de caixa para a resistência total da membrana a 20 °C - Sistema M.	118
Figura 5.27 - Gráfico de caixa para a temperatura da água - Sistema M.	118
Figura 5.28 - Gráfico de caixa para o pH - Sistema M.	119
Figura 5.29 - Gráfico de caixa para coliformes totais na água de alimentação - Sistema M.	120
Figura 5.30 - Gráfico de caixa para coliformes totais nos filtrados - Sistema M.	120
Figura 5.31 - Gráfico de caixa para <i>E. coli</i> na água de alimentação - Sistema M.	121
Figura 5.32 - Gráfico de caixa para <i>E. coli</i> nos filtrados - Sistema M.	122
Figura 5.33 - Gráfico de caixa para a turbidez - Sistema M.	122
Figura 5.34 - Gráfico de caixa para o oxigênio dissolvido - Sistema M.	123
Figura 5.35 - Gráfico de caixa para o carbono orgânico total - Sistema M.	124
Figura 5.36 - Gráfico de caixa para o UV ₂₅₄ - Sistema M.	125
Figura 5.37 - Gráfico de caixa para os sólidos dissolvidos totais - Sistema M.	126
Figura 5.38 - Gráfico de caixa para a condutividade elétrica - Sistema M.	126
Figura 5.39 - Gráfico de caixa para a cor aparente - Sistema M.	127
Figura 5.40 - Gráfico de caixa para a alcalinidade - Sistema M.	128

Figura 5.41 - Gráfico de caixa para o carbendazim - Sistema M.....	128
Figura 5.42 - Gráfico de caixa para o fluoreto - Sistema M.....	129
Figura 5.43 - Gráfico de caixa para o cloreto - Sistema M.....	130
Figura 5.44 - Gráfico de caixa para o sulfato - Sistema M.....	130
Figura 5.45 - Gráfico de caixa para o lítio - Sistema M.....	131
Figura 5.46 - Gráfico de caixa para o potássio - Sistema M.....	132
Figura 5.47 - Gráfico de caixa para o magnésio - Sistema M.....	132
Figura 5.48 - Gráfico de caixa para o cálcio - Sistema M.....	132
Figura 5.49 - Gráfico de caixa para o sódio - Sistema M.....	133
Figura 5.50 - Gráfico de caixa para o amônio - Sistema M.....	133
Figura 5.51 - Série temporal do fluxo permeado com a água de alimentação durante filtração com membrana de UF de 100 kDa e diferentes cargas hidráulicas (0,5 m.c.a.; 0,7 m.c.a.; 1,0 m.c.a.) a 20 °C - Sistema A.....	134
Figura 5.52 - Resultado do teste de Tukey para o fluxo permeado e cargas hidráulicas - Sistema A.....	135
Figura 5.53 - Resultado teste de Tukey para o fluxo permeado e dias - Sistema A.....	136
Figura 5.54 - Série temporal da resistência total da membrana com a água de alimentação durante filtração com membrana de UF de 100 kDa e diferentes cargas hidráulicas (0,5 m.c.a.; 0,7 m.c.a.; 1,0 m.c.a.) a 20 °C - Sistema A.....	137
Figura 5.55 - Série temporal do fluxo permeado com a água de alimentação durante filtração com pressão de 0,7 m.c.a. e diferentes membranas (UF de 30 kDa; UF de 100 kDa; MF de 0,2 µm) a 20 °C - Sistema M.....	139
Figura 5.56 - Série temporal da resistência total da membrana com a água de alimentação durante filtração com pressão de 0,7 m.c.a. e diferentes membranas (UF de 30 kDa; UF de 100 kDa; MF de 0,2 µm) a 20 °C - Sistema M.....	140
Figura 5.57 - Série temporal para a temperatura da água - Sistema A.....	145
Figura 5.58 - Série temporal para o pH - Sistema A.....	146
Figura 5.59 - Série temporal para a turbidez - Sistema A.....	149
Figura 5.60 - Série temporal para as eficiências de remoção de turbidez - Sistema A.....	149
Figura 5.61 - Série temporal para a cor aparente - Sistema A.....	150
Figura 5.62 - Série temporal para as eficiências de remoção de cor aparente - Sistema A.....	151
Figura 5.63 - Série temporal para o carbono orgânico total - Sistema A.....	153
Figura 5.64 - Série temporal para as eficiências de remoção de carbono orgânico total - Sistema A.....	153
Figura 5.65 - Série temporal para o UV ₂₅₄ - Sistema A.....	154
Figura 5.66 - Série temporal para as eficiências de remoção de UV ₂₅₄ - Sistema A.....	155
Figura 5.67 - Série temporal para a condutividade elétrica - Sistema A.....	156
Figura 5.68 - Série temporal para os sólidos dissolvidos totais - Sistema A.....	156
Figura 5.69 - Série temporal para a temperatura da água - Sistema M.....	157
Figura 5.70 - Série temporal para o pH - Sistema M.....	158
Figura 5.71 - Série temporal para a turbidez - Sistema M.....	160
Figura 5.72 - Série temporal para as eficiências de remoção de turbidez - Sistema M.....	161
Figura 5.73 - Série temporal para a cor aparente - Sistema M.....	162
Figura 5.74 - Série temporal para as eficiências de remoção de cor aparente - Sistema M.....	162
Figura 5.75 - Série temporal para o carbono orgânico total - Sistema M.....	164
Figura 5.76 - Série temporal para as eficiências de remoção de carbono orgânico total - Sistema M.....	164
Figura 5.77 - Série temporal para o UV ₂₅₄ - Sistema M.....	165

Figura 5.78 - Série temporal para as eficiências de remoção de UV ₂₅₄ - Sistema M.....	166
Figura 5.79 - Série temporal para a condutividade elétrica - Sistema M.	167
Figura 5.80 - Série temporal para os sólidos dissolvidos totais - Sistema M.	167
Figura 5.81 - Série temporal para o carbendazim- Sistema M.	168
Figura 5.82 - Série temporal para as eficiências de remoção de carbendazim - Sistema M.	169
Figura 5.83 - Camada de incrustação desenvolvida na superfície da membrana nos filtros (a) 50A, (b) 50B, (c) 50C, (d) 70A, (e) 70B, (f) 70C.....	177
Figura 5.84 - Camada de incrustação desenvolvida na superfície da membrana nos filtros (g) 100A, (h) 100B e (i) 100C.....	178
Figura 5.85 - Biofilme desenvolvido no filtro 50 (a) vista da superfície, (b) células bacterianas com início de formação de agregados, (c) células com produção de exopolímeros.	179
Figura 5.86 - Biofilme desenvolvido no filtro 70 (a) vista da superfície, (b) células bacterianas individuais, (c) formação de agregados com produção de exopolímeros.....	180
Figura 5.87 - Biofilme desenvolvido no filtro 100 (a) vista da superfície, (b) células bacterianas individuais e exopolímeros, (c) células bacterianas com início de formação de agregados com a liberação de exopolímeros.....	181
Figura 5.88 - Biofilme com consorcio de bactérias e fungos (filtro 50A).....	182
Figura 5.89 - Biofilme desenvolvido na superfície da membrana do filtro 70B.	182
Figura 5.90 - Camada de incrustação desenvolvida na superfície da membrana nos filtros (a) PZA, (b) PZB, (c) PZC, (d) LYA.	183
Figura 5.91 - Camada de incrustação desenvolvida na superfície da membrana nos filtros (e) LYB, (f) LYC, (g) V0A, (h) V0B e (i) V0C.....	184
Figura 5.92 - Biofilme desenvolvido no filtro PZ (a) vista da superfície sem adição de CBZ, (b) presença de protozoário, (c) vista da superfície com adição de CBZ.....	186
Figura 5.93 - Biofilme desenvolvido no filtro LY (a) vista da superfície sem adição de CBZ, (b) microrganismos com exopolímeros, (c) vista da superfície com adição de CBZ.....	187
Figura 5.94 - Biofilme desenvolvido no filtro V0 (a) vista da superfície sem adição de CBZ, (b) presença de protozoário, (c) vista da superfície com adição de CBZ.....	188
Figura 5.95 - Biofilme desenvolvido na superfície do filtro V0.	189
Figura 5.96 - Presença de rasgos na superfície da membrana de UF de 100 kDa.	190
Figura 9.1 - Dispositivo de boia instalado no recipiente de alimentação para a manutenção do nível d'água constante.	206
Figura 9.2 - União aberta.....	207
Figura 9.3 - União fechada.	207
Figura 9.4 – Estrutura metálica instalada na união para o suporte da membrana.	207
Figura 9.5 -Membrana de UF de 30 kDa (PZ) virgem (a) vista da superfície e (b) lateral.	217
Figura 9.6 - Membrana de UF de 100 kDa (LY) virgem (a) vista da superfície e (b) lateral. ...	218
Figura 9.7 - Membrana de MF de 0,2 µm (V0) virgem (a) vista da superfície e (b) lateral.	219
Figura 9.8 - Vista lateral da membrana de UF de 100 kDa à pressão de (a) 0,5 m.c.a. (b) 0,7 m.c.a. e (c) 1,0 m.c.a.....	221
Figura 9.9 - Biofilme desenvolvido na superfície dos filtros (a) 50A, (b) 50B e (c) 50C.	222
Figura 9.10 - Biofilme desenvolvido na superfície dos filtros (a) 70A, (b) 70B e (c) 70C.	223
Figura 9.11 - Biofilme desenvolvido na superfície dos filtros (a) 100A, (b) 100B e (c) 100C.	224
Figura 9.12 - Vista lateral da membrana de (a) UF de 30 kDa, (b) UF de 100 kDa e (c) MF de 0,2 µm à pressão de 0,7 m.c.a.	226
Figura 9.13 - Biofilme desenvolvido na superfície dos filtros (a) PZA, (b) PZB e (c) PZC.	227
Figura 9.14 - Biofilme desenvolvido na superfície dos filtros (a) LYA, (b) LYB e (c) LYC. ...	228
Figura 9.15 - Biofilme desenvolvido na superfície dos filtros (a) V0A, (b) V0B e (c) V0C.....	229

LISTA DE TABELAS

Tabela 3.1 - Processos de filtração por membranas utilizados para o tratamento de água.	32
Tabela 3.2 - Valores limites estabelecidos pela Portaria GM/MS nº 888/ 2021.....	55
Tabela 3.3 - Remoção de COT estabelecido pela USEPA.....	56
Tabela 4.1 - Características das membranas filtrantes empregadas no experimento.....	60
Tabela 4.2 - Resultado da caracterização da qualidade da água do poço coletada na Fonte da Bica realizada no Laboratório de Saneamento do IPH.....	62
Tabela 4.3 - Frequência semanal de análise dos parâmetros monitorados durante o período experimental do Sistema A com água do poço + efluente do decantador secundário.	69
Tabela 4.4 - Frequência semanal de análise dos parâmetros monitorados nas primeiras duas semanas de operação do Sistema M com água do poço + efluente do decantador secundário....	71
Tabela 4.5 - Frequência semanal de análise dos parâmetros monitorados durante as próximas três semanas de operação do Sistema M com água do poço + efluente do decantador secundário....	72
Tabela 4.6 - Frequência semanal de análise dos parâmetros monitorados no Sistema M durante operação com água do poço + efluente do decantador secundário+CBZ.....	72
Tabela 4.7 - Parâmetros, métodos analíticos e equipamentos utilizados para o monitoramento dos Sistemas.	73
Tabela 4.8 - Armazenamento e preservação de amostras para ensaios físico-químicos inorgânicos e químicos orgânicos.	74
Tabela 4.9 - Procedimento de desidratação.	88
Tabela 5.1 - Fluxo médio em água deionizada nas diferentes cargas hidráulicas durante filtração pela membrana de UF de 100 kDa a 20°C – Sistema A.	91
Tabela 5.2 - Fluxo médio em água deionizada nas diferentes membranas durante filtração com carga hidráulica de 0,7 m.c.a. a 20°C – Sistema M.	94
Tabela 5.3 - Correlação entre temperatura da água e fluxo permeado em água deionizada – Sistema M.	96
Tabela 5.4 - Estatística descritiva do conjunto de dados dos parâmetros avaliados no Sistema A.	97
Tabela 5.5 - Estatística descritiva do oxigênio dissolvido - Sistema A.....	106
Tabela 5.6 - Estatística descritiva do conjunto de dados dos parâmetros avaliados no Sistema M.	113
Tabela 5.7 - Estatística descritiva do oxigênio dissolvido - Sistema M.	123
Tabela 5.8 - Resultado da comparação múltipla entre dias para a resistência total da membrana - Sistema A.	138
Tabela 5.9 - Correlação entre temperatura da água e fluxo permeado com a água de alimentação após estabilização – Sistema A.....	138
Tabela 5.10 - Resistência total da membrana após uma semana de operação - Sistema M.....	141
Tabela 5.11 - Correlação entre temperatura da água e fluxo permeado com a água de alimentação após estabilização – Sistema M.	141
Tabela 5.12 - Eficiências médias de remoção e % de presença de microrganismos - Sistema A.	147
Tabela 5.13 - Eficiências de remoção média e máxima para turbidez - Sistema A.....	150
Tabela 5.14 - Eficiências de remoção média e máxima para cor aparente - Sistema A.	151
Tabela 5.15 - Diferença média entre afluente e filtrado e faixa de concentração para a alcalinidade - Sistema A.....	152
Tabela 5.16 - Eficiências de remoção média e máxima para COT - Sistema A.....	154
Tabela 5.17 - Eficiências de remoção média e máxima para UV ₂₅₄ - Sistema A.	155

Tabela 5.18 - Eficiências médias de remoção e atendimento ao padrão de potabilidade dos ânions - Sistema A.....	157
Tabela 5.19 - Eficiências médias de remoção e % de presença de microrganismos - Sistema M.	159
Tabela 5.20 - Eficiências de remoção média e máxima para turbidez - Sistema M.	161
Tabela 5.21 - Eficiências de remoção média e máxima para cor aparente - Sistema M.....	163
Tabela 5.22 - Diferença média entre afluente e filtrado e faixa de concentração para a alcalinidade - Sistema M.	163
Tabela 5.23 - Eficiências de remoção média e máxima para COT - Sistema M.	165
Tabela 5.24 - Eficiências de remoção média e máxima para UV ₂₅₄ - Sistema M.	166
Tabela 5.25 - Eficiências de remoção média e máxima para o carbendazim - Sistema M.....	169
Tabela 5.26 - Eficiências médias de remoção e atendimento ao padrão de potabilidade dos ânions e cátions - Sistema M.	170
Tabela 9.1 - Resultado da comparação múltipla entre dias para a temperatura da água - Sistema A.	210
Tabela 9.2 - Resultado da comparação múltipla entre dias para a turbidez - Sistema A.	211
Tabela 9.3 - Resultado da comparação múltipla entre dias para o COT - Sistema A.....	211
Tabela 9.4 - Resultado da comparação múltipla entre dias para o UV ₂₅₄ - Sistema A.	211
Tabela 9.5 - Resultado da comparação múltipla entre dias para CE e SDT- Sistema A.	211
Tabela 9.6 - Resultado da comparação múltipla entre dias para o cloreto - Sistema A.....	212
Tabela 9.7 - Resultado da comparação múltipla entre dias para o fosfato - Sistema A.....	212
Tabela 9.8 - Resultado da comparação múltipla entre dias para o sulfato - Sistema A.....	212
Tabela 9.9 - Resultado da comparação múltipla entre dias para a temperatura da água - Sistema M.....	213
Tabela 9.10 - Resultado da comparação múltipla entre dias para o pH - Sistema M.	213
Tabela 9.11 - Resultado da comparação múltipla entre dias para a turbidez - Sistema M.	213
Tabela 9.12 - Resultado da comparação múltipla entre dias para a cor aparente - Sistema M.	214
Tabela 9.13 - Resultado da comparação múltipla entre dias para o COT - Sistema M.	214
Tabela 9.14 - Resultado da comparação múltipla entre dias para o UV ₂₅₄ - Sistema M.....	215
Tabela 9.15 - Resultado da comparação múltipla entre dias para CE e SDT - Sistema M.....	215
Tabela 9.16 - Resultado da comparação múltipla entre dias para o fluoreto- Sistema M.....	216
Tabela 9.17 - Resultado da comparação múltipla entre dias para o cloreto- Sistema M.	216
Tabela 9.18 - Resultado da comparação múltipla entre dias para o sulfato- Sistema M.	216
Tabela 9.19 - Resultado da comparação múltipla entre dias para o sódio- Sistema M.	216
Tabela 9.20 - Tabela de desempenho dos filtros do Sistema A.	230
Tabela 9.21 - Tabela de desempenho dos filtros do Sistema M.	231

LISTA DE ABREVIATURAS

ANA	Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico
ANOVA	Análise de Variância
ANVISA	Agência Nacional de Vigilância Sanitária
CBZ	Carbendazim
CE	Condutividade elétrica
CIT	Carbono inorgânico total
CMM	Centro de Microscopia e Microanálise
COD	Carbono orgânico dissolvido
COT	Carbono orgânico total
CPE	Contaminante de Preocupação Emergente
CT	Carbono Total
DN	Diâmetro nominal
<i>E. coli</i>	<i>Escherichia coli</i>
ETA	Estação de Tratamento de Água
ETE	Estação de Tratamento de Esgoto
EUA	Estados Unidos da América
GDM	Membrana operada por gravidade
GDMBC	Membrana operada por gravidade controlada pelo biofilme
HPLC	<i>High Performance Liquid Chromatography</i> – Cromatografia Líquida de Alta Eficiência
IBAMA	Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IPH	Instituto de Pesquisas Hidráulicas
MEV	Microscopia eletrônica de varredura
MF	Microfiltração
MON	Matéria orgânica natural
NF	Nanofiltração
NMP	Número mais provável
OD	Oxigênio dissolvido
OI	Osmose inversa
PAN	Poliacrilonitrila
PEAD	Polietileno de alta densidade
PES	Polietersulfona
pH	Potencial de hidrogênio
POE	Ponto de entrada
POU	Ponto de uso
PTFE	Politetrafluoretileno
PVC	Poli(cloreto de vinila)
PVDF	Fluoreto de polivinilideno
RS	Rio Grande do Sul
Sabesp	Companhia de Saneamento Básico do estado de São Paulo

SAC	Sistema Alternativo Coletiva
SAFP	Sistema Aquífero Fraturado Pré-Cambriano
SAI	Sistema Alternativo Individual
SDT	Sólidos dissolvidos totais
SISAGUA	Sistema de Informação de Vigilância da Qualidade da Água para Consumo Humano
SSS	Sistema de pequena escala
THM	Trihalometanos
UF	Ultrafiltração
UFRGS	Universidade Federal do Rio Grande do Sul
UNICEF	Fundo da Nações Unidas para a Infância
USEPA	<i>United States Environmental Protection Agency</i> – Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos
UV	Radiação Ultravioleta
UV ₂₅₄	Absorção de radiação ultravioleta no comprimento de onda 254 nm
VMP	Valor Máximo Permitido
WHO	<i>World Health Organization</i> – Organização Mundial da Saúde

LISTA DE SIMBOLOS

Da	Dalton
kDa	Quilodalton
m	Metro
cm	Centímetro
mm	Milímetro
μm	Micrometro
nm	Nanômetro
m.c.a.	Metro de coluna de água
mWC	Meter of water column
1/cm	Centímetro inverso
1/m	Metro inverso
m^2	Metro quadrado
cm^2	Centímetro quadrado
%	Por cento
$^{\circ}\text{C}$	Graus celsius
Pa	Pascal
MPa	Megapascal
mbar	Milibar
log	Logaritmo na base 10
$\mu\text{S/cm}$	MicroSiemens por centímetro
L	Litro
mL	Mililitro
μL	Microlitro
mg/L	Miligramma por litro
ng/L	Nanograma por litro
$\mu\text{g/L}$	Micrograma por litro
$\text{L/m}^2\text{h}$	Litro por metro quadrado e hora
L/h	Litro por hora
L/s	Litro por segundo
m^3/s	Metro cúbico por segundo
mL/min	Mililitro por minuto
mmol/L	Milimol por litro
N	Normalidade
O_2	Gás oxigênio
CaCO_3	Carbonato de cálcio
H_2SO_4	Ácido Sulfúrico
NaOH	Hidróxido de sódio
Na_2CO_3	Carbonato de sódio
NaHCO_3	Bicarbonato de sódio
mg Pt-Co/L	Miligramma de platina cobalto por litro
h	Hora
g	Gramma
UNT	Unidade Nefelométrica de Turbidez

Sumário

1. INTRODUÇÃO	22
2. OBJETIVOS	25
2.1. OBJETIVO GERAL.....	25
2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS	25
3. REVISÃO DE LITERATURA	26
3.1. FONTES DE CAPTAÇÃO DE ÁGUA.....	26
3.1.1. Captação Superficial.....	27
3.1.2. Poços de Água Subterrânea	27
3.2. SOLUÇÕES DE TRATAMENTO DE ÁGUA	28
3.2.1. Classificação dos Sistemas de Tratamento de Água Descentralizados	29
3.2.2. Classificação das Tecnologias no Ponto de Uso	30
3.3. TECNOLOGIA DE MEMBRANAS.....	31
3.3.1. Classificação das Membranas.....	31
3.3.2. Estrutura e Materiais para Fabricação de Membranas	32
3.3.3. Módulos.....	33
3.3.4. Mecanismos de Rejeição de Solutos por Membranas	33
3.3.5. Membranas para Tratamento de Água para Consumo Humano.....	33
3.4. MEMBRANAS OPERADAS POR GRAVIDADE	35
3.4.1. Membranas para Separação de Água e Óleo.....	35
3.4.2. Membranas para Tratamento de Água no Ponto de Uso.....	35
3.5. MEMBRANAS OPERADAS POR GRAVIDADE CONTROLADAS PELO BIOFILME.....	38
3.5.1. O Fluxo Estabilizado e Pressão Aplicada	38
3.5.2. Biofilme.....	41
3.5.3. Os Parâmetros que Influenciam o Fluxo Estabilizado e o Biofilme	43
3.5.3.1. Água de alimentação.....	43
3.5.3.2. Impacto da atividade biológica	44
3.5.3.3. Temperatura.....	45
3.5.3.4. Operação intermitente.....	45
3.5.3.5. Concentração de oxigênio dissolvido.....	46
3.5.3.6. Tipo de membrana e configuração do módulo	47
3.5.4. Eficiência de Tratamento	48
3.5.5. Aplicações	51
3.6. CONTAMINANTES DE PREOCUPAÇÃO EMERGENTE.....	52

3.6.1.	O Fungicida Carbendazim	53
3.6.2.	Remoção de Contaminantes de Preocupação Emergentes por Membranas.....	54
3.7.	PADRÕES DE POTABILIDADE DA ÁGUA PARA CONSUMO HUMANO.....	55
4.	MATERIAS E MÉTODOS	57
4.1.	MATERIAIS	57
4.1.1.	Configuração do Experimento	57
4.1.2.	Membranas	60
4.1.3.	Água do Poço	61
4.1.4.	Efluente do Decantador Secundário.....	63
4.2.	MÉTODOS	63
4.2.1.	Água de Alimentação	65
4.2.1.1.	Coleta e Armazenamento.....	65
4.2.1.2.	Preparação	65
4.2.1.3.	Inserção no sistema e amostragem de parâmetros.....	67
4.2.2.	Metodologia Experimental	68
4.2.2.1.	Sistema A: diferentes cargas hidráulicas.....	68
4.2.2.2.	Sistema M: diferentes membranas	70
4.2.3.	Metodologia Analítica	73
4.2.3.1.	Carbono Orgânico Total	75
4.2.3.2.	Cor aparente e Absorção de luz ultravioleta a 254 nm.....	75
4.2.3.3.	Alcalinidade.....	77
4.2.3.4.	Turbidez.....	79
4.2.3.5.	pH, Oxigênio Dissolvido, Temperatura, Condutividade Elétrica e Sólidos Dissolvidos Totais	79
4.2.3.6.	Coliformes totais e Escherichia coli.....	81
4.2.3.7.	Fluxo permeado	83
4.2.3.8.	Resistência total da membrana.....	84
4.2.3.9.	Ânions e Cátions.....	84
4.2.3.10.	Carbendazim.....	85
4.2.3.11.	Biofilme.....	86
4.3.	TRATAMENTO ESTATÍSTICO DOS DADOS	89
5.	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	91
5.1.	FLUXO EM ÁGUA DEIONIZADA.....	91
5.1.1.	Sistema A	91
5.1.2.	Sistema M.....	94
5.2.	CARACTERIZAÇÃO GERAL DO CONJUNTO DE DADOS	97

5.2.1.	Sistema A	97
5.2.2.	Sistema M.....	113
5.3.	FLUXO PERMEADO E RESISTÊNCIA TOTAL DA MEMBRANA.....	134
5.3.1.	Sistema A	134
5.3.2.	Sistema M.....	138
5.3.3.	Discussão.....	142
5.4.	EFICIÊNCIAS DE REMOÇÃO E ATENDIMENTO DOS PADRÕES DE POTABILIDADE DA ÁGUA	145
5.4.1.	Sistema A	145
5.4.2.	Sistema M.....	157
5.4.3.	Discussão.....	170
5.5.	CARACTERIZAÇÃO DO BIOFILME E CAMADA DE INCRUSTAÇÃO.....	176
5.5.1.	Sistema A	176
5.5.2.	Sistema M.....	183
5.5.3.	Discussão.....	190
6.	CONSIDERAÇÕES FINAIS	193
7.	RECOMENDAÇÕES	195
8.	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	196
9.	ANEXOS	205
9.1.	CONSTRUÇÃO DO EXPERIMENTO	205
9.2.	CUSTOS ENVOLVIDOS	209
9.3.	TESTES NÃO-PARAMÉTRICOS ENTRE OS PARÂMETROS DE QUALIDADE DA ÁGUA MONITORADOS E DATA	210
9.3.1.	Sistema A	210
9.3.2.	Sistema M.....	212
9.4.	IMAGENS DE MICROSCOPIA ELETRÔNICA DE VARREDURA	216
9.4.1.	Membranas Virgens.....	216
9.4.2.	Sistema A	220
9.4.3.	Sistema M.....	225
9.5.	TABELAS DE DESEMPENHO DOS FILTROS	230

1. INTRODUÇÃO

Em 2020, de acordo com dados do Programa Conjunto de Monitoramento de Abastecimento de Água, Saneamento e Higiene da Organização Mundial da Saúde (WHO) e Fundo das Nações Unidas para a Infância (UNICEF), cerca de 90% da população global tinha acesso a pelo menos um serviço básico de abastecimento de água. Contudo, aproximadamente 2 bilhões de pessoas usavam fontes de água contaminadas com fezes. Oito em cada dez pessoas que não dispunham serviços de potabilização de água viviam em áreas rurais, sendo a maioria de países em desenvolvimento (WHO; UNICEF, 2021).

No Brasil, segundo o Programa Nacional de Saneamento Rural, cerca de 70,4 milhões de pessoas residem em localidades rurais (BRASIL, 2019). De acordo com os dados do Sistema de Informação de Vigilância da Qualidade da Água para Consumo Humano (SISAGUA) de 2019 (que tem cadastro de 82,24% da população brasileira), 5,6 milhões de pessoas são abastecidas por Sistema Alternativo Coletivo (SAC) e 1,3 milhões, por Sistema Alternativo Individual (SAI). Estas são as modalidades mais empregadas nas zonas rurais, sendo que muitas dessas soluções alternativas não dispõem de tratamento de água antes do consumo (MINISTÉRIO DA SAÚDE, 2020).

A WHO e UNICEF definem o acesso aos serviços de abastecimento de água como a disponibilidade de pelo menos 20 L por pessoa por dia a partir de uma fonte “melhorada” que esteja localizada no entorno de um quilômetro da habitação. Uma fonte “melhorada” é considerada como aquela que possibilite proporcionar água “segura”, tais como instalações hidráulicas residenciais, poços e outros (BRASIL, 2015).

Atualmente, soluções centralizadas de tratamento e distribuição de água têm sido utilizadas nas maiorias das grandes cidades e centros urbanos dos municípios, beneficiando milhões de pessoas. Entretanto, nas áreas rurais de países em desenvolvimento a população obtém água para beber diretamente de poços ou fontes superficiais que podem não ter qualquer tratamento ou desinfecção. Muitas destas fontes podem não estar devidamente protegidas, resultando em contaminação por microrganismos patogênicos de origem fecal, bem como produtos químicos (p. ex. defensivos agrícolas) lançados no ambiente.

A aplicação de soluções centralizadas para o tratamento de água nas zonas rurais muitas vezes é inviável do ponto de vista financeiro, pois as residências são dispersas entre si e os maiores custos estão envolvidos com a rede de distribuição

(CLARK et al., 2002; ARAÚJO et al., 2005). Por outro lado, sistemas descentralizados, como no ponto de uso (POU), são uma maneira de melhorar a qualidade da água usada para consumo humano, reduzindo o risco de aquisição de doenças de veiculação hídrica (WHO, 2019).

A operacionalização de sistemas de filtração com membranas convencionais de forma descentralizada, para uso doméstico ou de pequena escala, é cara devido ao alto custo dos processos auxiliares, como a energia requerida pelas bombas para a aplicação de altas pressões, processos de prevenção de formação biofilmes e incrustações e manutenção regular. As pressões típicas de operação são de cerca de 0,2 a 1,0 bar (2,0 m.c.a. a 10,0 m.c.a.) com valores de fluxo entre 30 a 170 L/m²h (CRITTENDEN et al., 2012).

O uso de membranas de ultrafiltração (UF) e microfiltração (MF) para tratar água no POU vem aumentando, principalmente devido à possibilidade de serem operadas por gravidade, ou seja, sem a necessidade de gastos com energia elétrica. A filtração em membranas destes tamanhos de poro/massa molar de corte são eficientes na remoção de microrganismos, coloides e sólidos em suspensão e elas têm se tornado mais acessíveis economicamente (PRONK et al., 2019; PETER-VARBANETS et al., 2010). Diversas configurações já foram desenvolvidas e estão sendo comercializadas (WHO, 2016; WHO, 2019).

A configuração desenvolvida neste trabalho consiste em membranas operada por gravidade (GDM) controladas pelo biofilme, cujas pressões típicas de operação são de 0,04 a 0,1 bar (0,4 m.c.a. a 1,0 m.c.a.). Na superfície destas membranas se desenvolve uma camada de incrustação com presença microbiológica que é capaz de controlar o fluxo permeado e permitir a operação por um longo período para a produção de água segura para consumo (PETER-VARBANETS et al., 2010; PETER-VARBANETS et al., 2011a; PRONK et al., 2019).

Sistemas de membranas convencionais têm como uma das maiores limitações o desenvolvimento de incrustações em sua superfície, devido à retenção das substâncias presentes na água, resultando na redução do fluxo. Entretanto, para produções de pequenas quantidades de água, a tecnologia GDM controlada pelo biofilme (GDMBC) pode operar por longos períodos sem necessidade de retrolavagem ou limpeza, o que o torna fácil de operar, sem custos com agentes químicos e garante maior vida útil da membrana.

O desenvolvimento de tecnologias simples, fáceis de operar, eficientes e de baixo custo são fundamentais para serem aplicadas em zonas rurais desassistidas de formas de abastecimento de água seguro e sem recursos técnicos e financeiros.

Assim, compreender os fatores que afetam o desempenho da tecnologia GDMBC é de grande importância para atingir sua otimização e melhor aplicação.

2. OBJETIVOS

2.1. OBJETIVO GERAL

Avaliar a utilização do sistema de filtração com membranas de microfiltração e ultrafiltração operadas por gravidade controlada pelo biofilme na produção de água para consumo humano no ponto de uso.

2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

Os objetivos específicos da pesquisa são:

- avaliar o desempenho técnico do sistema de filtração com membrana operada por gravidade controlada pelo biofilme (GDMBC) ao tratar água de um poço em relação à quantidade da água filtrada;
- verificar a eficiência de remoção de contaminantes e atendimento aos padrões de potabilidade para diferentes tipos de membranas e cargas hidráulicas aplicadas;
- compreender como o desenvolvimento do biofilme auxilia na qualidade da água filtrada;
- averiguar a eficiência na remoção do fungicida carbendazim, um contaminante de preocupação emergente;
- validar os conceitos de operação e manutenção do sistema GDMBC ao longo do tempo de funcionamento.

3. REVISÃO DE LITERATURA

Nas próximas seções está apresentada a revisão de literatura que serviu de base para a compreensão da problemática e elaboração deste trabalho, com o objetivo de abordar os tópicos importantes para o entendimento do tema e de como ele foi desenvolvido.

3.1. FONTES DE CAPTAÇÃO DE ÁGUA

Os mananciais utilizados para o abastecimento público são classificados, de acordo com a origem, em águas superficiais, subterrâneas e pluviais. A maior ou menor intensidade do uso desses mananciais depende da localização das demandas e da oferta de água disponível, em quantidade e qualidade, além da capacidade técnica, financeira e institucional para o melhor aproveitamento dos recursos hídricos (ANA, 2010).

As captações superficiais compreendem cursos d'água naturais, como rios e lagos, e reservatórios artificiais, como açudes e lagos represados. As águas oceânicas podem, em situações especiais, constituir mananciais de superfície.

Considera-se água subterrânea toda água que se encontra abaixo da superfície terrestre, estando intimamente ligada com as águas superficiais, sendo resultante do processo lento de infiltração das águas das chuvas que preenchem os poros e interstícios do solo, formando os aquíferos (LIBÂNIO, 2005). O aquífero é um tipo de formação geológica a qual contém água e permite que quantidades significativas se movimentem no seu interior. As demais formações geológicas, denominadas aquíclode, aquícardo e aquífugo, não são significativamente exploradas em comparação aos aquíferos (FEITOSA et al., 2008).

Em alguns países, o abastecimento é efetuado, em grande parte, por fontes subterrânea, representando cerca de 61% das captações no Brasil (BORGHETTI; BORGHETTI; ROSA FILHO, 2004). Já a Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA) estima que do total de municípios brasileiros, 47% são abastecidos exclusivamente por mananciais superficiais, 39% por águas subterrâneas e 14% pelos dois tipos de abastecimento (abastecimento misto) (ANA, 2010), sendo este levantamento realizado exclusivamente na zona urbana. Poucas informações existem a respeito das formas de captação de água na zona rural, não havendo quantificação precisa.

Captações de água de chuva são raras no país, restritas quase que exclusivamente ao abastecimento domiciliar na região Nordeste. Contudo, parte do arquipélago de Fernando de Noronha (PE) é abastecido por uma estação de tratamento que usa água de

chuva captada das encostas e armazenada em reservatório de acumulação (LIBÂNIO, 2010). A Estação de Tratamento de Água (ETA) produz cerca de 20 L/s. Além disso, a ilha conta, também, com um dessalinizador marinho (com membrana de OI) constituído por dois módulos operacionais que podem funcionar por 18 h/dia, produzindo 288 mil L de água potável (ILHA DE NORONHA, 2019).

3.1.1. Captação Superficial

O Brasil é um dos países mais ricos em recursos hídricos superficiais do planeta, com vazões médias geradas em território brasileiro que totalizam quase 180 mil m³/s (ANA, 2010) e disponibilidade hídrica total superficial de 78.600 m³/s, a qual é calculada pelas vazões com 95% de permanência (ANA, 2018).

O manancial superficial é o tipo de captação mais utilizado para o abastecimento de centros urbanos, os quais aplicam, geralmente, soluções centralizadas de abastecimento. A qualidade das águas superficiais é bastante variável no território nacional. Em geral, próximos a zonas urbanas os mananciais tendem a ser mais contaminados devido à ação antrópica (ANA, 2012).

Nas zonas rurais, a qualidade das águas superficiais é comprometida principalmente pelo desmatamento e manejo inadequado do solo. A remoção da cobertura vegetal sem a adoção de técnicas para a conservação do solo pode gerar erosão. Estes sedimentos carregados até os cursos de água podem conter resíduos de fertilizantes e defensivos agrícolas (ANA, 2012).

3.1.2. Poços de Água Subterrânea

De acordo com a ANA, a disponibilidade de água subterrânea, no Brasil, é em torno de 14.650 m³/s. Da mesma forma que as águas superficiais, sua distribuição pelo território nacional não é uniforme, ocorrendo regiões de escassez e outras com relativa abundância (ANA, 2020).

Em virtude de sua localização, as águas subterrâneas são mais protegidas de poluentes que as águas superficiais. Por ser muito lenta a movimentação de contaminantes abaixo da superfície terrestre, uma pluma de contaminação pode levar anos para poluir uma fonte de água subterrânea (ANA, 2013).

A captação de água subterrânea pode ser feita por poços rasos ou profundos, galerias de infiltração ou pelo aproveitamento das nascentes (BRASIL, 2006). No meio rural, os poços rasos e nascentes são as principais fontes de abastecimento de água e bastantes susceptíveis à contaminação (RIGOBELLO et al., 2009).

Existe grande discrepância do número de poços tubulares contabilizados no Brasil dependendo da fonte pesquisada. O SISAGUA tem registrado em seu sistema cerca de 345 mil poços tubulares (CPRM, 2021). Por outro lado, o relatório de Conjuntura dos Recursos Hídricos no Brasil, desenvolvido pela ANA, estima a existência de aproximadamente 2,4 milhões de poços (ANA, 2020), enquanto que Hirata *et al.* (2019) avaliam a existência de um total de 2,5 milhões de poços tubulares espalhados pelo país.

Dados de poços rasos e de nascentes são praticamente inexistentes. Apesar de possuírem baixas vazões, seu número é bastante expressivo. Somente para a zona rural brasileira, o Censo Agropecuário do IBGE (2017) reporta que há aproximadamente 3 milhões de captações por poços rasos e nascentes (IBGE, 2017). Esses tipos de captações constituem a principal fonte de água em regiões periurbanas sem rede de água, em povoados nas montanhas e serras e pequenas propriedades rurais (HIRATA *et al.*, 2019).

Devido ao afastamento dos centros urbanos e falta de políticas públicas, estas zonas são desassistidas de controle e fiscalização da qualidade das águas, acarretando a poluição e ingestão de fontes contaminadas, muitas vezes desconhecidas pela população. A falta de saneamento rural e o uso excessivo de defensivos agrícolas são uma das principais fontes de contaminação antrópica das águas subterrâneas. A poluição devido à falta de saneamento se relaciona aos resíduos, muitas vezes perigosos, descartados irregularmente ao solo ou corpos hídricos e os esgotos domésticos lançados ao céu aberto ou em fossas rudimentares (poços escavados no solo sem revestimentos para evitar infiltração).

3.2. SOLUÇÕES DE TRATAMENTO DE ÁGUA

Diversas são as maneiras de categorizar o abastecimento de água. Para fins deste estudo serão utilizados os termos sistema de tratamento de água centralizado e descentralizado.

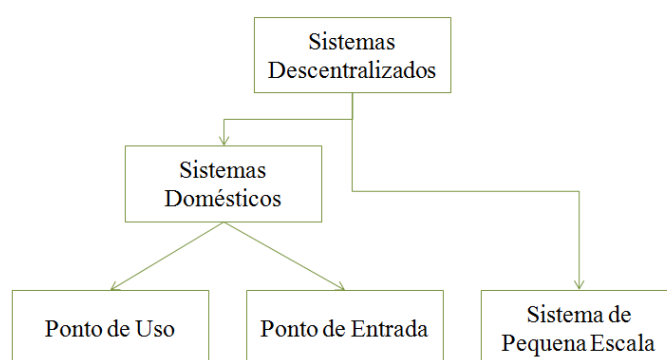
O sistema centralizado é uma modalidade de tratamento de água coletivo característico de áreas com populações concentradas, como centros urbanos. Este sistema de abastecimento de água consiste em um conjunto de infraestrutura, obras civis, materiais e equipamentos, desde a zona de captação até as ligações prediais, destinada à produção e ao fornecimento coletivo de água potável, por meio de rede de distribuição. Geralmente é composto das seguintes unidades: captação, adução, tratamento, reservação, rede de distribuição, estações elevatórias e ramal predial (BRASIL, 2015).

O sistema descentralizado é uma solução alternativa de abastecimento que pode ser tanto individual quanto coletiva. Este sistema é mais usual em zonas rurais e em áreas periféricas de centros urbanos com populações dispersas.

3.2.1. Classificação dos Sistemas de Tratamento de Água Descentralizados

De acordo com Peter-Varbanets *et al.* (2009), os sistemas de tratamento de água descentralizados podem ser classificados em três tipos de acordo com a sua capacidade de produção (Figura 3.1).

Figura 3.1 - Classificação das soluções descentralizadas de tratamento de água para consumo humano.



Fonte: própria do autor.

Ponto de uso (POU do inglês point-of-use): sistemas que tratam apenas a parte da água necessária para beber e cozinhar. O requerimento mínimo de água potável para beber é de cerca de 2 L por habitante dia, enquanto o mínimo para beber e cozinhar é de 8 L por habitante dia (DE ZUANE, 1997).

Ponto de entrada (POE do inglês point-of-entry): sistemas que tratam toda a água necessária para abastecer uma residência (CRAUN; GOODRICH, 1999). A capacidade de tratamento é muito maior que a do sistema no POU, na ordem de 100 a 150 L por habitante dia (PETER-VARBANETS *et al.*, 2009).

Sistemas de pequena escala (SSS do inglês small-scale systems): tratam a água necessária para abastecer várias famílias ou uma pequena vila. Geralmente se referem a um sistema de maior escala que as tecnologias no POU e no POE, porém com uma produção de água menor que um sistema centralizado. A capacidade do SSS não é bem definida, mas usualmente varia entre 1.000 a 10.000 L por dia (PETER-VARBANETS *et al.*, 2009).

Nas áreas rurais dos países em desenvolvimento ou em industrialização, investimentos para sistemas centralizados são frequentemente inacessíveis devido à

localização remota e falta de recursos financeiros (PETER-VARBANETS et al., 2009). Nos casos raros onde uma solução centralizada foi instalada, o sistema frequentemente falhou devido à falta de gestão e manutenção profissional (LENTON; WRIGHT, 2004).

3.2.2. Classificação das Tecnologias no Ponto de Uso

Além da eficiência de remoção de microrganismos da água e o baixo custo, os sistemas no POU devem apresentar como critérios de desempenho a facilidade de uso, sustentabilidade ambiental, aceitabilidade sociocultural e potencial de disseminação, que inclui também a disponibilidade de pessoal qualificado capaz de fornecer reparos, disponibilidade de peças de reposição ou manutenção necessária em geral. A seguir são listados os métodos aplicados em POU (PETER-VARBANETS et al., 2009).

- Sistemas baseados em calor e UV:
 - fervura;
 - radiação solar;
 - combinação de calor e radiação UV;
 - lâmpadas UV.
- Métodos de tratamento químico:
 - coagulação, floculação e precipitação;
 - adsorção;
 - troca iônica;
 - desinfecção química.
- Processos de remoção física:
 - sedimentação;
 - filtração, incluindo membranas, filtros de cerâmica e fibras;
 - filtros de meio granular, incluindo filtros de areia;
 - aeração.

Embora o tratamento no POU não substitua o fornecimento formal de água potável segura, serve como uma medida provisória para reduzir o risco de doenças veiculadas pela água a pessoas sem acesso a fontes seguras (WHO, 2019).

Os filtros mecânicos (que realizam processos físicos de separação) podem ser uma opção atrativa para o tratamento doméstico, pois eles podem ser produzidos localmente com materiais disponíveis na região, são mais simples, fáceis de usar e apresentam uma vida útil longa (WEGELIN; SCHERTENLIEB; BOLLER, 1991; GALVAN; DE VICTORIA, 1997).

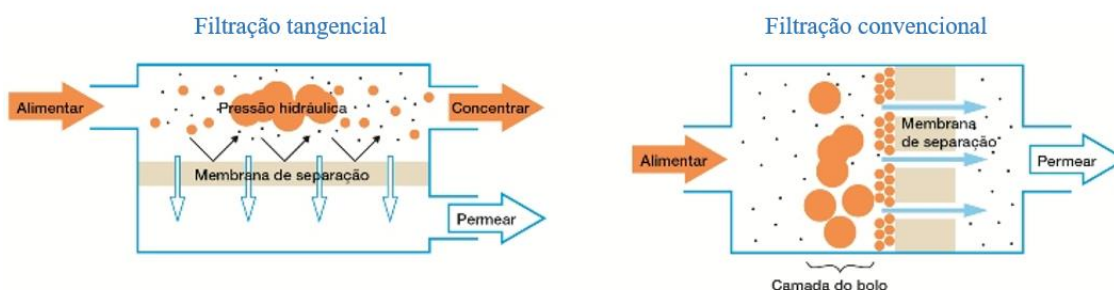
3.3. TECNOLOGIA DE MEMBRANAS

A membrana pode ser definida como uma barreira seletiva que separa duas fases e que, total ou parcialmente, restringe o transporte de uma ou diversas espécies químicas presentes, quando se aplica uma força externa (HABERT; BORGES; NOBREGA, 2006).

O líquido pode atravessar a membrana de forma paralela (filtração tangencial) ou em direção perpendicular à membrana (filtração frontal ou convencional). A primeira minimiza o desenvolvimento de uma camada de impurezas na superfície da membrana, que causa a obstrução dos poros (*fouling*) (SCHNEIDER; TSUTIYA, 2001).

Tanto na filtração tangencial quanto na frontal, o que passa através da membrana é denominado de permeado. No caso do escoamento frontal, toda a água de alimentação atravessa a membrana. No escoamento tangencial, a parcela da água de alimentação que não transpõe a membrana e sai como rejeito é denominado de concentrado. A Figura 3.2 apresenta uma representação esquemática dos dois sentidos de escoamento.

Figura 3.2 - Classificação da filtração de acordo com o sentido do escoamento.



Fonte: Nitto Denko Corporation (2019).

Para que ocorra o transporte de uma espécie através de uma membrana é necessário a existência de uma força motriz agindo sobre a mesma, a qual podem ser o gradiente de potencial químico (pressão, concentração ou temperatura) ou gradiente de potencial elétrico (HABERT; BORGES; NOBREGA, 2006).

3.3.1. Classificação das Membranas

Em função das aplicações a que se destinam as membranas apresentam diferentes morfologias. De um modo geral, as membranas podem ser classificadas em duas grandes categorias: densas e porosas (HABERT; BORGES; NOBREGA, 2006).

Para que haja o transporte através de uma membrana densa é necessária uma etapa de dissolução e difusão através do material que constitui a membrana. A membrana é denominada porosa quando o transporte do permeado ocorre preferencialmente em uma

fase fluida contínua, que preenche os poros da membrana (HABERT; BORGES; NOBREGA, 2006).

As membranas, que possuem como força motriz a diferença de pressão, podem ser classificadas de acordo com o tamanho do poro/ massa molar de corte em quatro tipos: Microfiltração (MF), Ultrafiltração (UF), Nanofiltração (NF) e Osmose Inversa (OI). A Tabela 3.1 apresenta o tamanho e material retido por cada tipo de membrana.

Tabela 3.1 - Processos de filtração por membranas utilizados para o tratamento de água.

Processo	Pressão (Mpa)	Porosidade/ massa molar de corte	Material Retido
Microfiltração	<0,2	0,1 µm - 10 µm	Protozoários, bactérias, vírus (maioria), partículas
Ultrafiltração	0,1 a 1	1.000 Da - 100.000 Da	Material removido na MF mais colóides e a totalidade de vírus
Nanofiltração	0,5 a 3,5	200 Da - 1.000 Da	Íons divalentes e trivalentes, moléculas orgânicas com tamanho maior do que a porosidade média da membrana
Osmose Inversa	1,5 a 15,0	<200 Da	Íons, praticamente toda a matéria orgânica

1 µm= 10⁻⁶ m; 1 MPa ≈ 100 m.c.a. ≈ 10 atm ≈ 10 bar

Fonte: adaptado de Schneider e Tsutiya (2001) e Habert, Borges e Nobrega (2006).

A medida expressa em Da serve para caracterizar a membrana com base no tamanho dos solutos e significa o valor da massa molar a partir do qual o soluto é rejeitado pela membrana em mais de 90% (MULDER, 1996).

3.3.2. Estrutura e Materiais para Fabricação de Membranas

As membranas sintéticas comerciais são produzidas a partir de duas classes distintas de material: os materiais orgânicos, em sua grande maioria polímeros, e os inorgânicos, como metais e cerâmicos (HABERT; BORGES; NOBREGA, 2006).

Os materiais mais empregados para a fabricação de membranas poliméricas são: acetato de celulose, polissulfona, polietersulfona, poliacrilonitrila, polieterimida, policarbonato, polivinilpirolidona, polipropileno, poliamida, poliacrilamida, poli(fluoreto de vinilideno) (SCHNEIDER; TSUTIYA, 2001; HABERT; BORGES; NOBREGA, 2006).

Em larga escala, as membranas podem ser produzidas em duas configurações geométricas básicas: folhas planas (membranas de placa e espiral) e cilindros (membranas tubulares e de fibras ocas) (SCHNEIDER; TSUTIYA, 2001).

3.3.3. Módulos

O módulo é o elemento básico de um sistema de membrana composto por todas as estruturas necessárias para possibilitar a operação desta. O módulo contém os seguintes elementos:

- membranas;
- estrutura de suporte da pressão, do vácuo ou da corrente elétrica aplicada ao sistema;
- canais de alimentação e remoção do permeado e do concentrado.

Os principais tipos de módulos comercializados no mercado são: módulos com placas, módulos tubulares, módulos espirais, módulos com fibras ocas e módulos com discos rotatórios.

3.3.4. Mecanismos de Rejeição de Solutos por Membranas

Os principais mecanismos de rejeição em membranas são:

- retenção física de partículas, íons ou moléculas com diâmetro maior do que os poros na superfície da membrana;
- bloqueio físico de poros por partículas ou moléculas com diâmetro semelhante ao diâmetro dos poros (formação de bolo);
- adsorção de material no interior dos poros;
- taxas reduzidas ou até mesmo impedimento de difusão de substâncias através do polímero da membrana.

Desta forma, partículas menores que o diâmetro da membrana são capazes de serem removidas. A retenção física de material particulado é o principal mecanismo de rejeição em membranas de MF e UF.

3.3.5. Membranas para Tratamento de Água para Consumo Humano

A degradação da qualidade dos mananciais de abastecimento, o aumento da demanda e o estabelecimento de padrões mais restritivos fizeram necessária a adição de novas tecnologias aos tratamentos convencionais de água, como a filtração com membranas. A partir da década de 1990 a filtração com membranas passou a ser também utilizada como única etapa de tratamento, principalmente devido ao desenvolvimento de membranas de MF e UF (LIBÂNIO, 2010).

No tratamento de água para consumo humano, as membranas de MF e UF são empregadas para remover, principalmente, partículas e microrganismos de água doce

superficial (SDT <1000 mg/L), sendo a configuração mais comum a de fibras ocas e filtração frontal com retrolavagem (para remover o material acumulado na superfície da membrana que causa entupimento). São aplicadas pressões típicas de 0,2 a 1,0 bar para gerarem fluxos em torno de 30 a 170 L/m²h. Essa tecnologia também é considerada operacionalmente mais simples se comparada com a filtração granular, sendo uma boa alternativa para pequenas comunidades (CRITTENDEN et al., 2012).

A filtração com membranas necessita de bombas que consomem energia elétrica para aplicar pressões capazes de gerar fluxo considerável ao tratar água, além de manutenção e adição de agentes químicos para proceder a limpeza. Todos esses processos auxiliares tornam mais caro o sistema de filtração que a própria membrana. Para a MF e UF estima-se que a aquisição das membranas corresponda a 17% dos custos totais de implementação e operação, 27% é para a edificação e equipamentos auxiliares, 3% com produtos químicos, 16% com energia elétrica durante a vida útil do sistema, a qual estima-se em cinco a oito anos, e o restante (37%) estão relacionados à construção, mão de obra e substituição das membranas (CÔTÉ, SIMON, MOURATO, 2001 apud LIBÂNIO, 2010, p. 418).

Considerando todos os gastos envolvidos, a Companhia de Saneamento Básico do estado de São Paulo (Sabesp) estima menor custo de produção de água do sistema convencional (da ordem de R\$ 0,20/m³) comparado ao sistema de UF em membrana (da ordem de R\$ 0,40/m³) (LIBÂNIO, 2010).

Um estudo recente comparou os custos de mão de obra (operação), produtos químicos e energia elétrica entre os tratamentos de água por tecnologia convencional de dupla filtração e membranas de UF, que possuíam semelhantes capacidades de produção. Não foram considerados os gastos relativos aos processos de manutenção e tratamento e disposição dos resíduos gerados. Como resultado, o custo mensal do tratamento por UF foi 11% menor que do sistema de dupla filtração. Porém, se considerado os fatores que não foram avaliados nesta comparação, possivelmente, o custo da tecnologia de membrana de UF seria mais elevada (BRAGA et al., 2018).

Uma alternativa para diminuir os custos envolvidos com o processo de filtração por membranas para gerar água para consumo humano para pequenas comunidades é a possibilidade de serem operadas por gravidade.

3.4. MEMBRANAS OPERADAS POR GRAVIDADE

3.4.1. Membranas para Separação de Água e Óleo

As membranas acionadas pela gravidade têm sido amplamente estudadas e aplicadas no mundo para processos de separação de água e óleo. Um dos primeiros estudos e mais relevantes foi desenvolvido por Kota *et al.* (2012).

Tecnologias de membranas já eram aplicadas para a demulsificação, ou seja, separação da emulsão em duas fases livres – água e óleo, porém elas sempre requeriam uma etapa seguinte de separação por gravidade ou escumação. A separação de água e óleo com membranas sem a necessidade de intenso uso de energia (apenas por gravidade) só foi possível devido ao uso de membranas com superfícies higro-responsivas, que são superhidrofílicas e superoleofóbicas tanto no ar quanto debaixo da água (KOTA *et al.*, 2012).

3.4.2. Membranas para Tratamento de Água no Ponto de Uso

A filtração por membrana é uma tecnologia já bastante desenvolvida e é um dos processos mais eficazes de tratamento de água potável (POOI; NG, 2018). Clasen *et al.* (2006) concluíram que a filtração com membrana é um dos meios mais eficazes de prevenir diarreia, promovendo uma barreira absoluta para os microrganismos.

As mesmas membranas de nível industrial usadas em estações de tratamento de água em grande escala em todo o mundo tem sido empregadas em sistemas de POU e POE para melhorar a qualidade da água (PETER-VARBANETS *et al.*, 2009).

Na década passada, projetos inovadores e otimização permitiram que os fabricantes produzissem sistemas de filtro de membrana acionados sem o uso de eletricidade (POOI; NG, 2018).

Alguns sistemas comercializados já desenvolvidos para tratar a água localmente são o SkyJuice (Figura 3.3 e Figura 3.5) e o LifeStraw[®] (Figura 3.4). Estes sistemas podem ser operados com pressões muito baixas (100-150 mbar), apresentam capacidade de produção de 20-30 L/dia (LifeStraw[®]) e 10000 L/dia (SkyJuice) e requerem pouca manutenção se comparada com a operação convencional de UF (PETER-VARBANETS *et al.*, 2009).

Para o controle de incrustações e prevenção de biofilmes, retrolavagens e desinfecção com tabletes de cloro são usadas no LifeStraw[®] (CLASEN *et al.*, 2009) e limpeza química manual é aplicada no SkyJuice (SKYJUICE FOUNDATION, 2019).

Figura 3.3 - Filtro SkyJuice.



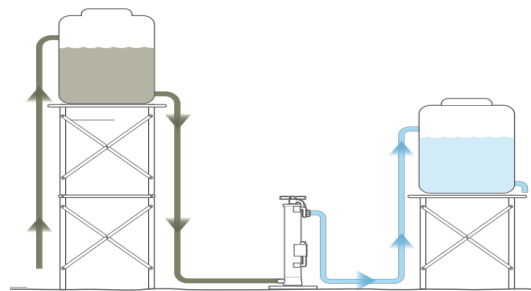
Fonte: SkyJuice (2019).

Figura 3.4 - Filtro LifeStraw®.



Fonte: Clasen *et al.* (2009).

Figura 3.5 - Representação esquemática do funcionamento do filtro SkyJuice.



Fonte: SkyJuice (2019).

O uso de filtros LifeStraw® reduziu a diarreia em cerca de um terço em três ensaios de ambientes de baixa renda com fontes de água não melhoradas (CLASEN et al., 2015).

Na segunda rodada de avaliações de sistemas de tratamento de água domésticos com uso de membranas filtrantes, desenvolvido por WHO (2019), foram analisados três sistemas. A seguir são apresentados os que fizeram uso membranas de UF e MF.

O Grifaid M3 (Figura 3.6), fabricado pela *Safe Water Trust* (Reino Unido), emprega uma membrana de UF de fibras ocas operada por bombeamento manual. O filtro é preso a um recipiente que contém água bruta. O filtro não possui um espaço de armazenamento de água limpa integrado e é necessário um recipiente separado (WHO, 2019). Apresenta uma vazão de 90 L/h, necessita de manutenção diária e tem uma vida útil de 5 anos (GRIFAID, 2016). O teste deste produto seguiu os requisitos do Protocolo de Tecnologia de Filtragem por Membrana em Batelada (WHO, 2018). Os testes investigaram a capacidade do Grifaid M3 de reduzir bactérias (*Escherichia coli*) e vírus (colifagos MS2 e phiX174). O desempenho contra cistos de protozoários (*C. parvum*) foi atribuído com base na redução bacteriana alcançada. O sistema apresentou pouca ou nenhuma proteção contra microrganismos (WHO, 2019).

Figura 3.6 - Sistema Grifaid M3.



Fonte: GRIFAID (2019).

O Uzima Filter UZ-1 (Figura 3.7), fabricado pela *Uzima Water Filters* (EUA), faz uso de um módulo de fibra oca com membrana de MF operada por gravidade. O conjunto de filtros é composto por dois baldes de 20 L colocados um sobre o outro. Estes baldes servem como recipientes para armazenar água bruta e filtrada. O filtro está localizado no fundo do balde de água bruta. O filtro deve ser lavado após cada uso e apresenta uma vida útil de 10 anos. O mesmo protocolo de teste foi aplicado ao sistema de Uzima Filter UZ-1. Como resultado, o filtro apresentou retenção de bactérias e protozoários com remoção de pelo menos 2 log (WHO, 2019).

Figura 3.7 - Sistema Uzima Filter UZ-1.



Fonte: UZIMA (2019).

No Brasil, Yamaguchi *et al.* (2014) testaram a eficiência de remoção de *Escherichia coli* (*E.coli*) e cloro livre utilizando um módulo de membrana plana polimérica (3 μm) acionada por gravidade com uma pressão de 3,1 m.c.a. (0,3 bar) por 8 h. Nas seis primeiras horas de funcionamento a membrana apresentou uma remoção de

cloro entre 20% a 65%, e nas duas últimas horas de operação se atingiu remoções superiores a 90%. No tempo inicial do experimento (0,5 h) a remoção de *E. coli* foi de cerca de 60% e no final (8 h), em torno de 99%. A menor remoção microbiológica inicial em comparação à final pode ser justificada pelo fato que a membrana sem uso não apresenta os poros obstruídos, assim, a *E. coli* pode atravessar os poros da membrana que estão desobstruídos.

3.5. MEMBRANAS OPERADAS POR GRAVIDADE CONTROLADAS PELO BIOFILME

Filtros de membranas operados por gravidade (do inglês *Gravity-Driven Membrane – GDM*) com filtração frontal (*dead-end*) e desenvolvimento e manutenção de biofilme têm sido investigados por mais de 10 anos. Essa tecnologia é caracterizada não apenas pela baixa pressão aplicada através da membrana, que pode ser acionada pela gravidade, mas também pelo fenômeno de estabilização do fluxo devido ao desenvolvimento de uma camada microbiológica na superfície da membrana (PRONK et al., 2019).

Em comparação com os filtros de areia “*biosand*” amplamente utilizados, que também empregam o biofilme incorporado para obter alta eficiência de remoção orgânica, o processo de filtração GDMBC não requer limpeza física periódica. Comparado a processos de MF e UF convencional (pressurizados ou a vácuo), a filtração por GDMBC é livre de limpeza química e requer pouco consumo de energia, isto é, a energia necessária para elevar a água até o nível de alimentação. As condições operacionais iniciais e a insignificante limpeza química também devem levar a uma vida útil prolongada da membrana, com registros de até dois anos de filtração contínua (WU et al., 2017a).

A tecnologia GDMBC usa membranas poliméricas de MF e UF com tamanhos de poros de algumas centenas de nanômetros (LEE et al., 2019) e pressão através da membrana da ordem de 0,04 a 0,1 bar (0,4-1,0 m.c.a.), com um fluxo permeado estabilizado variando de 2 a 10 L/m²h, dependendo da qualidade da água de alimentação (PRONK et al., 2019).

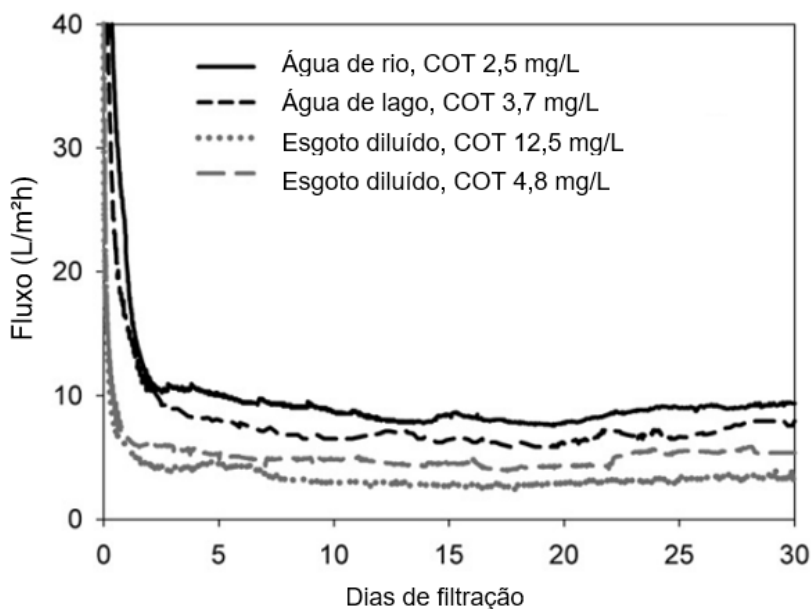
3.5.1. O Fluxo Estabilizado e Pressão Aplicada

Peter-Varbanets *et al.* (2010) identificaram pela primeira vez o fenômeno de estabilização do fluxo. Em seu estudo, quatro tipos de água foram testados: do rio Chriesbach (Suíça), do lago Greifensee (Suíça), e água residuária doméstica coletada da

estação de tratamento da cidade de Dübendorf (Suíça) - após o decantador primário e gradeamento (2 mm) - e diluída com água do rio em duas proporções diferentes.

Módulos de membranas planas de UF foram operados com filtração frontal, sem retrolavagem ou limpeza, com uma pressão gravitacional de 65 mbar (0,65 m.c.a.). A Figura 3.8 mostra que o fluxo permeado diminui consideravelmente durante os dias 2 a 3 e estabiliza a um valor de 7-10 L/m²h depois de 7 a 9 dias de filtração da água do rio. Estabilização do fluxo com valores ligeiramente mais baixos (5-6 L/m²h) foram observados durante a filtração da água do lago. Quando as águas residuárias diluídas foram usadas como solução de alimentação, a estabilização do fluxo ocorre a um valor de 4-7 L/m²h. O fluxo permaneceu estável durante o período experimental, que foi de 120 dias, com todos os tipos de água de alimentação (PETER-VARBANETS et al., 2010).

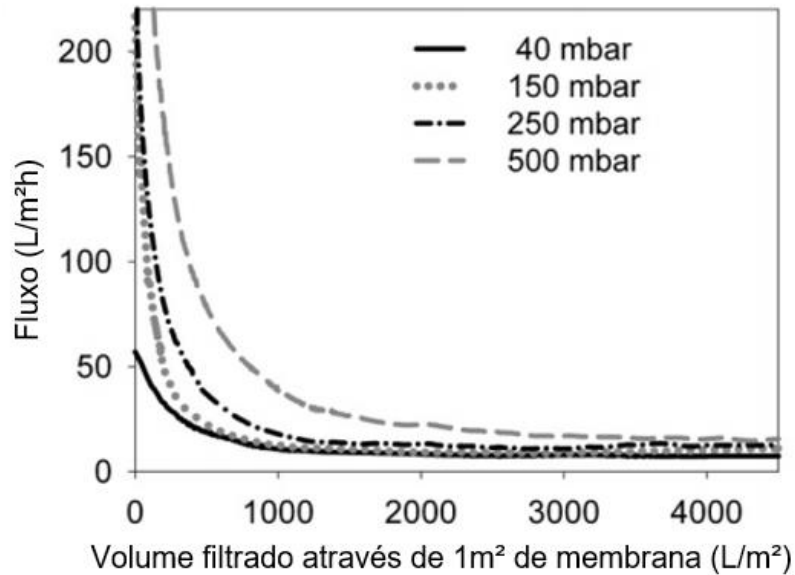
Figura 3.8 - Fluxo através da membrana de UF de 100 kDa durante 30 dias de operação com filtração frontal e pressão de 65 mbar para diferentes tipos de água a 20°C.



Fonte: adaptado de Peter-Varbanets *et al.* (2010).

Experimentos com 40 mbar (0,4 m.c.a.), 150 mbar (1,5 m.c.a.), 250 mbar (2,5 m.c.a.) e 500 mbar (5 m.c.a.) mostraram que o nível de estabilização do fluxo não dependeu significativamente da pressão (Figura 3.9). Porém, as maiores cargas hidráulicas precisaram filtrar um maior volume de água até atingirem a estabilização do fluxo.

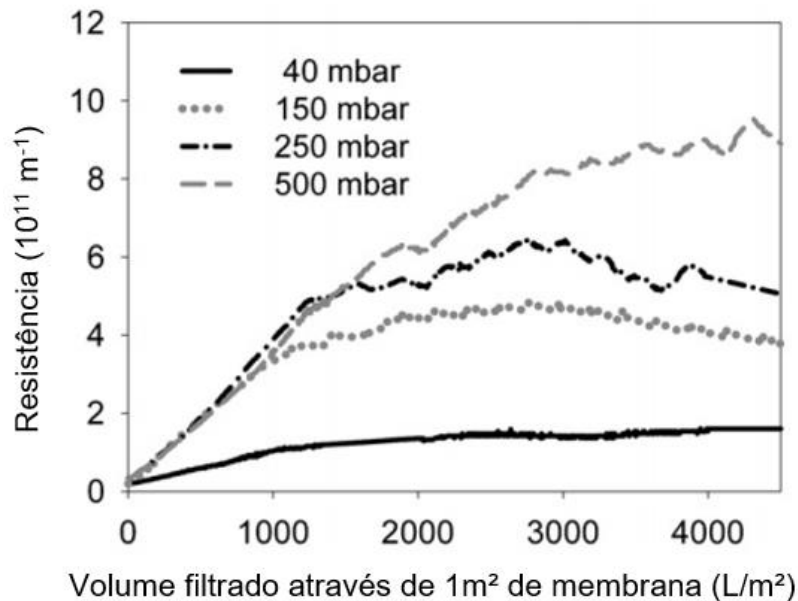
Figura 3.9 - Fluxo através da membrana de UF de 100 kDa durante filtração frontal da água do rio a 20°C sob diferentes pressões.



Fonte: adaptado de Peter-Varbanets *et al.* (2010).

A Figura 3.10 apresenta que a resistência total da membrana incrustada aumenta com o aumento da pressão durante operação a longo prazo (PETER-VARBANETS *et al.*, 2010).

Figura 3.10 - Resistência total da membrana de UF de 100 kDa durante filtração frontal da água do rio a diferentes pressões.



Fonte: adaptado de Peter-Varbanets *et al.* (2010).

Akhondi *et al.* (2015) avaliaram o efeito da pressão no sistema GDMBC para pré-tratar a água do mar para aplicação em processo de OI. Foram testadas duas cargas

hidráulicas, de 40 mbar e 100 mbar. Como resultado, o fluxo permeado estabilizou a $3,4 \pm 0,1$ L/m²h para 40 mbar e $4,4 \pm 0,2$ L/m²h para 100 mbar (20 °C).

A aplicação de duas cargas hidráulicas a uma membrana de UF resultou em um menor valor de fluxo por unidade de pressão para a maior coluna de água, 50 L/m²h.bar para carga hidráulica de 2,84 m.c.a. e 150 L/m²h.bar para 0,88 m.c.a. (DERLON et al., 2016), entretanto, a maior pressão aplicada encontra-se fora da faixa de valores para o sistema GDMBC.

O valor médio do fluxo estabilizado, em estudos realizados por Tang *et al.* (2016), em uma membrana de fibra oca de UF de massa molar de corte de 100 kDa usada para tratar água de rio foram de 6,6 L/m²h, 8,1 L/m²h e 8,6 L/m²h para as pressões de 65, 120 e 200 mbar, respectivamente.

3.5.2. Biofilme

Durante a filtração por GDMBC, microrganismos, matéria orgânica coloidal e particulada e material inorgânico na água de alimentação podem ser rejeitados pela membrana e se acumular na superfície. Essas substâncias retidas tendem a formar uma camada de biofilme, que é considerado um “mini sistema ecológico”. A caracterização do biofilme é um assunto complexo, pois necessita de conhecimentos de diferentes campos como: (1) morfologia; (2) atividade biológica, composição da comunidade e sua distribuição espacial; (3) composição dos constituintes orgânicos e inorgânicos e sua distribuição espacial (PRONK et al., 2019).

A presença de uma comunidade microbiana na água de alimentação leva à formação de uma camada de biofilme na membrana, enquanto o comportamento de movimento e predação de organismos eucarióticos no biofilme realiza uma "limpeza biológica" para reduzir a sua resistência, ou seja, formar uma heterogeneidade aberta e camada de incrustação porosa (WU et al., 2017a). Assim, as atividades dos microrganismos são responsáveis pela formação de uma camada heterogênea, com cavidades e canais dentro do biofilme, após uma semana de operação (PETER-VARBANETS et al., 2010). Com o passar do tempo de filtração o biofilme torna-se mais espesso, heterogêneo e poroso, aumentando de maneira linear até aproximadamente 80 µm de espessura após 105 dias de operação (AKHONDI et al., 2015).

O sistema composto pela membrana e biofilme apresenta várias vantagens em comparação à membrana isolada, como a estabilização do fluxo e melhora da qualidade do permeado (DERLON et al., 2016).

Substâncias orgânicas e inorgânicas acumuladas na camada de incrustação desempenham diferentes funções: (1) são considerados como nutrientes para o crescimento bacteriano; (2) podem causar incrustação que influenciam no fluxo permeado; (3) sua presença pode influenciar na morfologia da matriz do biofilme (PRONK et al., 2019).

Pronk *et al.* (2019) compilaram o resultado de vários estudos prévios que avaliaram a estrutura morfológica do biofilme durante a filtração pelo sistema GDMBC. Como descoberta, a estrutura do biofilme, ou seja, rugosidade e porosidade desenvolvidas na superfície da membrana sofreu mudanças dinâmicas ao longo do tempo de filtração, quase independentemente do tipo de água de alimentação. Akhondi *et al.* (2015) encontraram aproximadamente 600 genes diferentes de bactérias na comunidade microbiana fixada na superfície da membrana, sendo as espécies dominantes dependentes do tempo e da temperatura.

Derlon *et al.* (2016) comprovaram que uma mudança repentina na carga hidráulica resulta em uma alteração instantânea e reversível na resistência do biofilme, e, conseqüentemente no fluxo permeado. Porém, a longo prazo, mudanças na pressão apresentam pequenas alterações na resistência do biofilme, resultando em valores de fluxos estabilizados semelhantes. Assim, a resposta do biofilme a mudanças da pressão aplicada possui duas fases: uma variação imediata da resistência devido à compressão/relaxamento e uma resposta a longo prazo em razão da adaptação do biofilme/crescimento.

A magnitude do fluxo permeado está associada com o efeito combinado da espessura e estrutura da camada de biofilme. Mudanças nesta foram atribuídas (1) ao movimento e comportamento predatório dos organismos eucariotos que aumentam a heterogeneidade do biofilme; (2) o resíduo celular bacteriano gerado pela predação dos eucariotos que reduzem a porosidade (3) mudanças significativas das espécies bacterianas dominantes ao longo do tempo que podem ter influenciado a estrutura da camada de biofilme (AKHONDI et al., 2015).

O biofilme desenvolvido gera uma resistência no sistema. A comparação da resistência de biofilmes para modelar as camadas de incrustações indicou que esta é, principalmente, devido à matriz de substâncias extracelulares poliméricas (DERLON et al., 2016). Portanto, o biofilme cresce na superfície da membrana, reduz sua permeabilidade e aumenta a resistência, entretanto é este processo que mantém o fluxo constante por um longo período sem a necessidade de retrolavagem ou limpeza.

3.5.3. Os Parâmetros que Influenciam o Fluxo Estabilizado e o Biofilme

3.5.3.1. Água de alimentação

Geralmente, a água de alimentação que contem maior concentração de substâncias orgânicas resulta em um biofilme com maior resistência, levando a um fluxo permeado menor de acordo com a ordem: água residuária (diluída)/água cinza < água da chuva < água de rio/mar (PRONK et al., 2019).

Conforme observado no experimento de Peter-Varbanets *et al.* (2010), descrito no item 3.5.1, o tipo de água de alimentação influi no valor do fluxo estabilizado. Um menor valor de estabilização de fluxo é alcançado para águas com maiores concentrações de carbono orgânico total (COT) em sua composição.

Conclusões semelhantes foram observadas por Lee *et al.* (2019). O fluxo médio no tratamento de água com baixo conteúdo de matéria orgânica foi de aproximadamente 5 L/m²h e diminuiu para cerca de 2 L/m²h para águas com elevadas concentrações de matéria orgânica. Assim, o fluxo estabilizado possui alta dependência da qualidade da água de alimentação em termos de matéria orgânica.

O tipo de matéria orgânica também interfere no fluxo. De acordo com Lee *et al.* (2019), a acumulação de biopolímeros derivados de algas foi responsável por um declínio no fluxo, formando biofilmes com maior resistência. Quando a água de alimentação passou a conter baixa concentração desta substância e maiores valores de matéria orgânica facilmente biodegradável, houve aumento no fluxo permeado médio estabilizado devido ao desenvolvimento de um biofilme heterogêneo e, conseqüentemente, com menor resistência (LEE et al., 2019).

Peter-Varbanets *et al.* (2011a) investigaram o efeito da matéria inorgânica particulada na estabilização do fluxo. Foi adicionado caulim à água de rio a duas concentrações (30 mg/L e 300 mg/L) e comparadas com a água do rio sem a adição desse material. Como resultado, não se notou influência no nível de estabilização do fluxo. Além disso, quando a turbidez do rio aumentou para cerca de 30 UNT (correspondendo a 30 mg/L de caulim) durante períodos de chuva, nenhuma alteração do fluxo foi observada. Isso indica que a deposição de partículas inorgânicas não influenciou na resistência da camada incrustada.

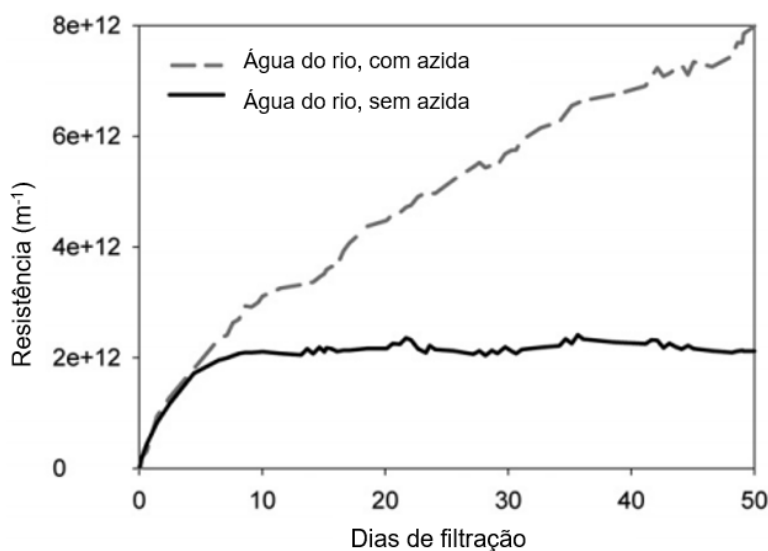
A água de alimentação também influencia na composição e desenvolvimento do biofilme, conforme mencionado no item anterior. Uma alta concentração de compostos de baixa massa molar biodegradáveis na água de alimentação intensifica o crescimento

biológico, causando um maior consumo de matéria orgânica e conduzindo a um declínio da concentração de oxigênio dissolvido (OD) (PETER-VARBANETS et al., 2011a).

3.5.3.2. Impacto da atividade biológica

Peter-Varbanets *et al.* (2010) investigaram o impacto da atividade biológica na estabilização do fluxo. Para isto filtraram água de rio através de dois sistemas operados em paralelo, sendo que em um deles foi adicionada azida de sódio a fim de prevenir o crescimento biológico e diminuir sua atividade. A Figura 3.11 apresenta que a resistência total da membrana aumenta continuamente com o passar dos dias de filtração no sistema que não desenvolveu biofilme (água do rio com azida de sódio), enquanto que para a água não desinfetada observa-se a estabilização da resistência total da membrana devido o estabelecimento de um biofilme.

Figura 3.11 - Resistência total da membrana de UF de 100 kDa sem e com supressão da atividade biológica com azida de sódio à pressão de 65 mbar.



Fonte: adaptado de Peter-Varbanets *et al.* (2010).

Klein *et al.* (2016) verificaram o efeito da presença de dois tipos de metazoários, o oligochaeta *Aelosoma hemprichi* e o nematoide *Plectus aquatilis*, no aumento do fluxo permeado. A adição desses metozoários resultou em um aumento de 50% do fluxo na presença de oligochaetas (*Aelosoma hemprichi*) e um aumento de fluxo de 119% e 164% (dependendo da dose) na presença de nematoides (*Plectus aquatilis*) em comparação ao sistema operado sem metazoários. A variação no fluxo resultou de (1) uma mudança na estrutura do biofilme, de um biofilme homogêneo em forma de bolo para uma estrutura porosa mais heterogênea e (2) uma redução significativa na espessura da camada basal.

Assim, esses organismos desempenham um controle biológico do biofilme, pois a adição desses predadores afeta a composição das comunidades de protistas e bactérias.

3.5.3.3. *Temperatura*

Em sistemas de GDMBC a temperatura é um parâmetro importante, pois influencia no crescimento microbiano e em sua atividade, além de interferir na viscosidade da água do permeado, o que influencia no fluxo e resistência total da membrana (PRONK et al., 2019).

Akondi *et al.* (2015) mediram que, quando a temperatura de operação variou de 21 ± 1 °C para 29 ± 1 °C, a resistência total da membrana incrustada foi reduzida em 25% na carga hidráulica de 40 mbar e 21% na de 100 mbar, o que contribuiu para o aumento do fluxo do permeado. Esse resultado foi observado com um tempo de filtragem mais prolongado, onde o biofilme desempenhou um papel mais importante.

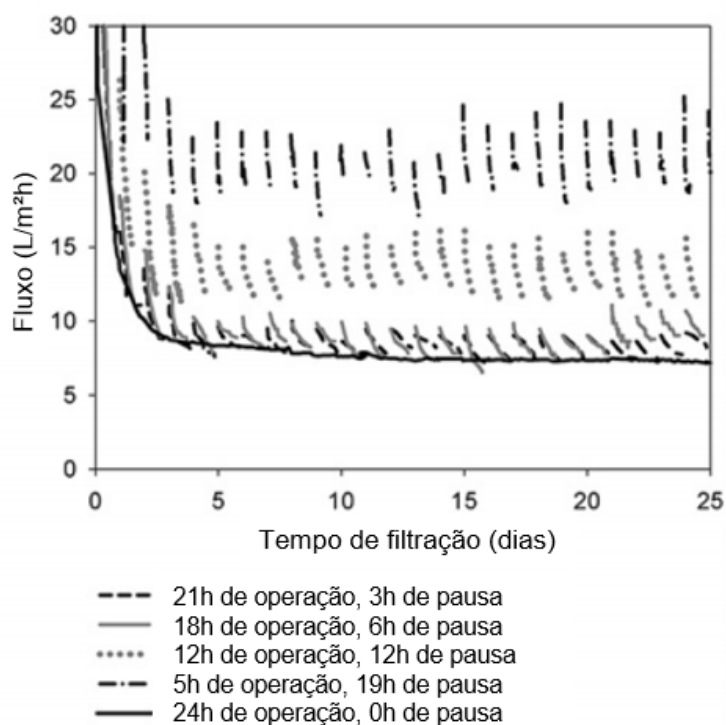
3.5.3.4. *Operação intermitente*

Para estudar o impacto da operação intermitente no fluxo estabilizado, módulos de membranas de UF de 100 kDa foram operados continuamente por 10 e 21 dias e depois o fluxo foi interrompido por diferentes períodos de pausa, variando de 3 a 12 h. Após o período de parada, os sistemas foram operados continuamente até o fluxo estabilizar. Independente do período de operação contínua (10 ou 21 dias), quanto maior o tempo de parada maior o valor do fluxo na retomada da operação. Depois de cerca de dois dias de operação contínua após o tempo de pausa, o fluxo diminuiu e estabilizou para o mesmo valor de estabilização de fluxo observado antes do período de parada (PETER-VARBANETS; GUJER; PRONK, 2012).

Também se testou o efeito da lavagem da membrana no fluxo de estabilização após os mesmos períodos de paradas analisadas acima. Um maior valor de fluxo foi verificado após a retomada da operação para um mesmo período de parada se comparado ao experimento anterior. A estabilização do fluxo também retornou ao mesmo valor observado antes do período de parada (PETER-VARBANETS; GUJER; PRONK, 2012).

Se operado a longo prazo de maneira intermitente com diferentes períodos de parada e operação, porém sempre totalizando um ciclo de 24 h, verifica-se que não é atingido um fluxo de estabilização dentro do ciclo de operação, porém a faixa de oscilação do fluxo diário tende a se manter constante se analisado a longo prazo (Figura 3.12) (PETER-VARBANETS; GUJER; PRONK, 2012).

Figura 3.12 - Fluxo através da membrana durante UF com água de rio à pressão de 65 mbar e operação intermitente com lavagem



Fonte: adaptado de Peter-Varbanets; Gujer e Pronk (2012).

Tang *et al.* (2016) também avaliaram o efeito da filtração intermitente no fluxo do permeado. Em seu experimento, quatro sistemas GDMBC foram operados com pressão constante de 65 mbar, sendo um deles com filtração contínua e os outros três com diferentes tempos de filtração ao longo do dia, sendo eles 3 h, 6 h e 12 h. O estudo chegou a conclusões semelhantes ao apresentado por Peter-Varbanets, Gujer e Pronk (2012). Quanto menor o tempo de operação, maior é o fluxo gerado e o volume produzido tende a ser aproximadamente constante ao longo do tempo.

3.5.3.5. Concentração de oxigênio dissolvido

Microrganismos necessitam da presença de oxigênio para se desenvolver. Portanto, um aumento no conteúdo de oxigênio por oxigenação intensifica o crescimento biológico no sistema. Assim, se comparada uma água residuária misturada com água de rio com três diferentes diluições que passaram pelo processo de oxigenação com uma que não recebeu oxigênio, verifica-se que a primeira apresenta um COT menor e um OD maior que a segunda para as mesmas taxas de diluição (PETER-VARBANETS *et al.*, 2011a). Como consequência, as águas (residuária + rio) com baixa concentração de oxigênio ($OD \leq 0,5$ mg/L) apresentaram valores de estabilização de fluxo menor, na ordem de 0,8 a 1,9 L/m²h. Águas (residuária + rio) que

foram oxigenadas (OD entre 1 a 3,7 mg/L) apresentaram fluxo mais elevados, variando de 3,9 a 6,3 L/m²h (PETER-VARBANETS et al., 2011a).

Condições limites de oxigênio impedem o desenvolvimento de estruturas de canais na camada incrustação, resultando em uma estrutura mais compactada e com maior resistência (PETER-VARBANETS et al., 2011a).

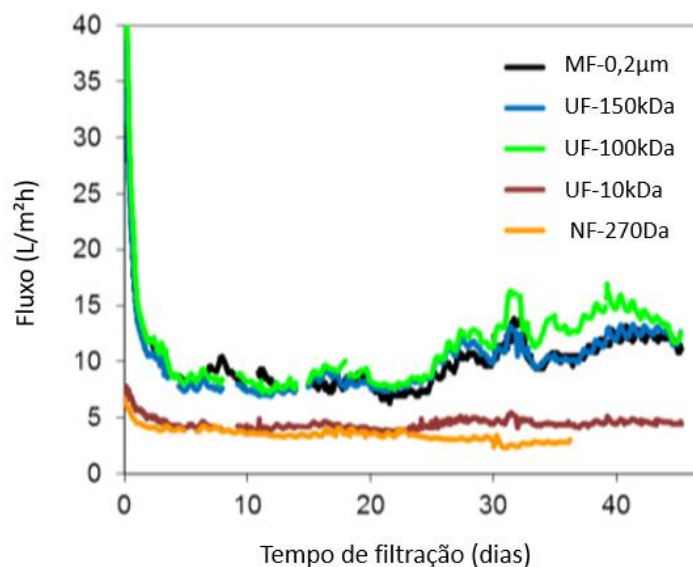
Ding *et al.* (2017) testaram o efeito da aeração no biofilme e no fluxo permeado para tratar água cinza. Para isso operam reatores com (6,0-6,5 mg/L de O₂) e sem aeração (0,4-0,6 mg/L de O₂), com pressões de 50 mbar e membranas de UF com massa molar de corte de 150 kDa. O sistema com maior concentração de OD apresentou um fluxo estabilizado superior (2 L/m²h) ao com menor quantidade de OD (1 L/m²h), o que foi explicado como sendo devido a uma menor carga de substâncias poliméricas extracelulares. Em comparação com o sistema aerado, o biofilme cultivado sem aeração exibiu uma atividade biológica mais baixa, foi mais espesso e tinha uma rugosidade superficial menor.

A concentração de OD não apenas influencia, como também é influenciado por uma série de fatores, como a atividade biológica que o consome.

3.5.3.6. Tipo de membrana e configuração do módulo

Em tecnologias de filtração GDMBC o fluxo de estabilização não dependeu do tamanho de poro/ massa molar de corte para as membranas de MF e UF (MF-0,2 µm; UF-150 kDa; UF-100 kDa) testadas para filtrar água de rio a uma pressão de 65 mbar. A membrana de UF com um tamanho de 10 kDa operada a 65 mbar e NF com 270 Da operada a 900 mbar apresentaram fluxo permeado inicial mais baixo se comparado aos outros tipos de membranas avaliados. Consequentemente os valores de estabilização de fluxo foram menores e com uma diferença pequena do seu fluxo inicial, conforme observado na Figura 3.13, o que pode indicar pouco desenvolvimento do biofilme. Assim, de maneira geral, os resultados mostraram que qualquer tipo de membrana pode ser usada na filtração GDMBC desde que o fluxo inicial da membrana seja maior que o valor do fluxo estabilizado (PETER-VARBANETS et al., 2011b).

Figura 3.13 - Influência do tamanho de poro/ massa molar de corte no fluxo permeado durante filtração com água de rio à pressão de 65 mbar e 900 mbar para a membrana de NF-270 Da.



Fonte: adaptado de Peter-Varbanets *et al.* (2011b).

Diferentes módulos de membranas, plana submersa e fibras ocas, foram testadas por Wu *et al.* (2017) para pré tratar a água do mar, com uma pressão hidrostática de 40 mbar e temperatura de 21 ± 1 °C. Comparadas às membranas de fibras ocas, as membranas de placa plana alcançaram fluxos de permeado estabilizados ligeiramente mais altos nos reatores GDMBC em escala piloto e em escala laboratorial. Para uma mesma configuração de reator (escala laboratorial), diferentes membranas feitas de poli(fluoreto de vinilideno) (PVDF), com tamanhos de poro de 0,08 µm e 0,22 µm, apresentaram resultados semelhantes de estabilização de fluxo.

Três membranas de UF (PES-100 kDa, PVDF-120 kDa, e PVDF-100 kDa) e uma membrana de MF (PTFE-0,3 µm) foram testadas para tratar água de lago com concentrações de matéria orgânica variável devido ao crescimento de algas. A pressão aplicada foi de 65 mbar e o sistema operou continuamente por 500 dias. Os fluxos estabilizados foram semelhantes para as quatro membranas testadas durante todo o processo de filtração GDMBC, indicando que a propriedade da membrana tem um pequeno efeito no fluxo (LEE *et al.*, 2019).

3.5.4. Eficiência de Tratamento

Em processos de GDMBC, espera-se que a membrana rejeite partículas maiores ou coloidais e que o biofilme desenvolvido na superfície da membrana atue nas substâncias orgânicas dissolvidas (biopolímeros, ácidos húmicos, compostos de baixo

peso molecular, “*building blocks*”), pois o biofilme pode servir como uma membrana secundária (função de separação) ou realizar biodegradação de substâncias orgânicas (PRONK et al., 2019).

Em estudos desenvolvidos por Peter-Varbanets *et al.* (2011a), apenas a parcela dos biopolímeros e ácidos húmicos da matéria orgânica natural (MON) foram retidos no sistema de GDMBC. Os biopolímeros tiveram uma retenção de cerca de 70%-90% e os ácidos húmicos de 10%-40%, onde os valores oscilaram de acordo com a concentração inicial de ácidos húmicos presente na água do rio. De maneira geral, uma maior concentração de ácidos húmicos implicou maior valor de retenção desse composto.

Wu *et al.* (2017) investigaram a qualidade do efluente em reatores de GDMBC em escala laboratorial após a filtração por membranas planas de PVDF e tamanhos de poro 0,08 μm e 0,22 μm . Como resultado, a concentração de carbono orgânico dissolvido (COD) foi de $1,73 \pm 0,36$ mg/L para a membrana de menor tamanho de poro e de $1,61 \pm 0,31$ mg/L para a de maior poro em comparação a $1,68 \pm 0,30$ mg/L da água de alimentação do sistema. Segundo os autores, essa baixa diferença da concentração do COD entre a água de alimentação e os filtrados ocorre possivelmente devido à hidrólise do material orgânico em suspensão e à atividade de fixação de carbono no biofilme microbiano. Apesar da má remoção do COD, a turbidez caiu de $2,3 \pm 1,3$ UNT para $0,09 \pm 0,01$ UNT e $0,07 \pm 0,01$ UNT para as membranas de tamanho de poro 0,08 μm e 0,22 μm , respectivamente.

Lee *et al.* (2019) mediram uma eficiência de remoção de *E. coli* maior que 5 log, enquanto que a eficiência de remoção do total de células bacterianas foi de 1 log a 2 log para todas as quatro membranas testadas (ver item 3.5.3.6), sendo que as menores eficiências de remoção foram obtidas com um maior tempo de filtração. Segundo o autor, as membranas empregadas costumam apresentar remoções totais de células superior a 3,5 log. A baixa eficiência de remoção obtida no experimento (1 log-2 log) pode ser devido ao crescimento bacteriano após a filtração. Vírus (MS2) foi removido a 2,4 log e 1,5 log pelas membranas de UF (PES) e MF (PTFE), respectivamente.

A remoção de cátions por membrana de UF com massa molar de corte de 100 kDa foi negligenciável. Entretanto, aproximadamente 99% da turbidez foi removida (de $23,6 \pm 2,0$ UNT a $0,17 \pm 0,03$ UNT), o que sugere que a maioria das partículas e coloides são removidas pelo sistema GDMBC. Os níveis de COT no permeado foram maiores ou próximos ao da água de alimentação. Nos sistemas operados com pressão hidrostática maior (100 mbar) verificou-se melhor remoção de COT se comparado a

pressões mais baixas (40 mbar) (AKHONDI et al., 2015). O aumento da concentração de COT no permeado pode ser explicado pela excreção de matéria orgânica por microalgas que podem se propagar em células de filtração (DISCART et al., 2014).

À temperatura de 21 ± 1 °C, a concentração de biopolímeros e “*building blocks*” (que são partes genéticas – genes, transmissores e promotores – compostas de proteínas e enzimas) no permeado (112-125 e 199-237 µg/L, respectivamente) foram menores que na água de alimentação (167 µg/L e 371 µg/L, respectivamente). Entretanto, a 29 ± 1 °C, o permeado teve um aumento na concentração de biopolímeros (386-427 µg/L) e “*building blocks*” (337-368 µg/L) em comparação a água de alimentação (339 µg/L e 278 µg/L, respectivamente). Quase não houve diferença na concentração de ácidos húmicos no permeado e na água de alimentação. Os compostos de baixo peso molecular apresentaram o dobro da concentração da água de alimentação para a temperatura mais baixa e 2,5 vezes maior para a temperatura mais alta. Esse fenômeno de aumento da matéria orgânica no permeado pode estar associado a fixação do carbono pela atividade microbiana do biofilme (AKHONDI et al., 2015).

Ding *et al.* (2017) obtiveram cerca de 90% de remoção do COT (de 100 mg/L para 10 mg/L) ao tratar água cinza sintética após vinte dias de operação em ambos reatores estudados (com e sem aeração). Posteriormente a concentração de COT foi maior no sistema sem aeração. Uma remoção média de 95% foi atingida depois de 50 dias. O valor do COD diminuiu de 80 mg/L da água de alimentação para 20 mg/L no dia 22 nos dois reatores. Resultados similares foram obtidos por Dong *et al.* (2009), apresentando eficiência de remoção de COD na ordem de 94,5% e 96% com concentrações de OD de 0,5 mg/L e 4 mg/L, respectivamente.

Também foram estudados por Ding *et al.* (2017) a influência da presença de microrganismos na qualidade da água tratada. Eles analisaram o permeado após passar por uma membrana de UF nova (sem biofilme/ microrganismo) e após o reator GDMBC no seu 114 dia de operação (com biofilme maturado). Como resultado, a membrana de UF nova rejeitou biopolímeros a uma fração de 44-47,7% enquanto o reator GDMBC, a baixa e alta concentrações de OD, rejeitou 93,9% a 95,9%, respectivamente. As substâncias húmicas também apresentaram maior retenção no sistema GDMBC em comparação com apenas a membrana de UF sem biofilme (48,1-51,6% vs. 31,2-38,1%). Assim, a presença de microrganismos aumentou a eficiência de remoção dessas substâncias, porém não foi quantificado a concentração de microrganismos necessários para causar esse efeito.

Outros autores a estudar o uso do sistema GDMBC com água de rio foram Tang *et al.* (2016), que mediram remoções médias da turbidez e COD de 97% e 42%, respectivamente.

3.5.5. Aplicações

Foi relatado que o sistema GDMBC é aplicado para tratar água de rio para uso potável descentralizado, água da chuva e água cinza para uso não potável descentralizado, água residuária para descarte seguro no meio ambiente e como pré-tratamento para a dessalinização da água do mar (PRONK *et al.*, 2019).

O sistema de GDMBC de UF foi aplicado em campo para purificar a água do lago Victoria em três escolas de Uganda. Os quiosques de água GDMBC tratam até 6000 L/d, com uma área de membrana de 75 m². O sistema é constituído por três tanques, um para armazenar a água bruta, outro para conter a membrana e o último para armazenar a água limpa. De todas as amostras coletadas após a membrana, no tanque de armazenamento de água e diretamente da torneira, 97,3%, 92,8% e 95%, respectivamente, apresentaram baixo risco de contaminação fecal, com a maioria das amostras mostrando 0 ou 1 *E. coli*/100 mL. Além de suprir água de qualidade a tecnologia requer pouca manutenção, é simples de operar e manter, e com um time de suporte treinado localmente o sistema oferece sustentabilidade de operação em áreas remotas de baixa renda (PETER-VARBANETS *et al.*, 2017).

Outro sistema GDMBC em escala real para tratar água para grupos de 200 a 500 pessoas em áreas remotas em situação de desastres naturais foi desenvolvido pela Universidade de Kassel e recebeu o nome de mochila de água (“*waterbackpack*”). A estrutura é pequena, fácil de transportar, pois pode ser carregada nas costas de um adulto, e qualquer pessoa pode operar ou manter. O sistema possui uma membrana plana polimérica de MF com tamanho de poro de 100 nm e área superficial de 6 m². Ele foi operado com pressão de 80 mbar por aproximadamente 78 dias. Testes com água do rio contaminada com esgoto em tempos de chuva intensa apresentou um fluxo estabilizado de 5 L/m²h. Apenas nos dias 21, 17 e 49 foi removido totalmente bactérias do grupo coliformes, *E. Coli* e *Intestinal enterococci*, nos demais dias foram alcançadas remoções médias de 3 log (FRECHEN *et al.*, 2011).

O GDMBC usado no domicílio geralmente é operado de forma manual, porém para sistemas de pequena a média escala é necessário o uso de bombas para transportar a água a ser tratada até o sistema. Apesar da diminuição dos custos com energia, a

capacidade de produção é baixa, portanto não é apropriado para tratar água em sistemas de grandes escalas, pois demandaria muita área de membrana e espaço (PRONK et al., 2019).

3.6. CONTAMINANTES DE PREOCUPAÇÃO EMERGENTE

Contaminação é definida como “a introdução, no meio, de elementos em concentrações nocivas à saúde humana, tais como organismos patogênicos, substâncias tóxicas ou radioativas” (ACIESP, 1980). Este termo é usado muitas vezes como sinônimo de poluição, porém a contaminação apresenta efeitos sobre a saúde do homem (AMADOR, 1990).

Diferentes abordagens são utilizadas para a definição de Contaminantes de Preocupação Emergente (CPE), também chamados de contaminantes emergentes ou micropoluentes, mas de uma forma geral eles são explicados como substâncias ou microrganismos que não possuem padrão regulatório, foram encontrados recentemente no ambiente e cujos efeitos sobre a saúde humana e ecossistemas ainda são incertos (ANKLEY et al., 2008).

Os CPE podem ser compostos recentemente introduzidos no meio ambiente como, por exemplo, medicamentos aprovados por autoridades competentes e que, devido ao seu consumo entram no ambiente, ou ainda, podem ser compostos que estão no meio ambiente há muito tempo, mas sua presença foi detectada recentemente. O termo emergente pode englobar também um conjunto de poluentes já existentes e legislados, mas que devido aos novos dados de sua ocorrência, destino ou efeitos adversos, tornaram-se objeto de atenção e estudo (DAUGHTON, 2005).

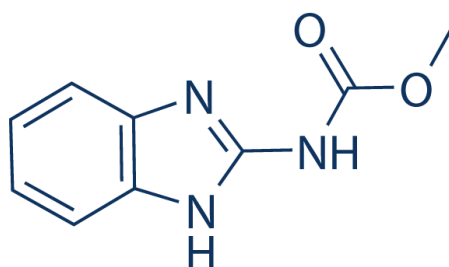
Os CPE consistem em uma vasta e crescente variedade de substâncias antropogênicas e naturais. Isso inclui produtos farmacêuticos, produtos para cuidados pessoais, hormônios esteróides, produtos químicos industriais, pesticidas e muitos outros. Eles estão comumente presentes nas águas em concentrações traço, variando de alguns ng/L a vários µg/L. A baixa concentração e a diversidade de micropoluentes não apenas complicam os procedimentos de detecção e análise associados, mas também criam desafios para os processos de tratamento de água e efluentes (LUO et al., 2014).

As principais fontes desses poluentes são os esgotos domésticos, efluentes de hospitais, aquicultura, efluente industrial, escoamento superficial em áreas agrícolas, escoamento de criadouros de animais confinados, dentre outros (LUO et al., 2014).

3.6.1. O Fungicida Carbendazim

Dentre os numerosos ingredientes ativos de defensivos agrícolas existentes, este estudo teve como foco o carbendazim (CBZ). O fungicida benzimidazólico metil-2-benzimidazole-carbamato (MBC) - fórmula molecular $C_9H_9N_3O_2$ - conhecido popularmente como carbendazim (ANVISA, 2019) é legalizado no Brasil e amplamente utilizado. Sua fórmula estrutural é demonstrada na Figura 3.14.

Figura 3.14 - Fórmula estrutural do carbendazim.



Fonte: ANVISA (2019).

Segundo as especificações da Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA) o CBZ é um fungicida de classe toxicológica III com modalidade de emprego nas folhas das culturas de algodão, citros, feijão, maçã, milho, soja e trigo, além de aplicação em sementes de algodão, arroz, feijão, milho e soja (ANVISA, 2019).

De acordo com o Relatório de Comercialização de Agrotóxicos publicado pelo IBAMA (2020), o CBZ foi o 16º composto ativo mais comercializado no Brasil em 2019 e o quinto fungicida mais usado, correspondendo a menos de 1% (5.343,63 toneladas de ingrediente ativo) do total de defensivos agrícolas comercializados. O estado que mais consumiu o pesticida foi o Mato Grosso, sendo o Rio Grande do Sul (RS) o 3º maior consumidor do país.

Além de ser o principal ingrediente ativo de diversos produtos (Derosal 500 SC, Bendazol, Rodazim, Imperador BR, Carbomax 500 SC, dentre outros), o CBZ também é subproduto de outros fungicidas, como o benomil e tiofanato-metílico (COSTA, 2017).

O CBZ tem sido detectado em concentrações que variam entre $4 \cdot 10^{-5}$ $\mu\text{g/L}$ a 156 $\mu\text{g/L}$, em águas superficiais, subterrâneas, efluentes domésticos e até mesmo em água tratada no Brasil, incluindo Porto Alegre e outros municípios do estado do RS e países da América do Sul e Europa (BURKHARDT et al., 2007; LOEWY et al., 1999; MONTAGNER et al., 2014; PALMA et al., 2004; RABIET et al., 2010; RIBEIRO et al.,

2013; CCANCCAPA et al., 2016; CARAZO-ROJAS et al., 2018; CORCORAN et al., 2020; REPÓRTER BRASIL, 2018).

O CBZ tem baixa toxicidade em mamíferos e não se espera que se bioacumule. No entanto, é relatado como tóxico para a reprodução/desenvolvimento. O potencial carcinogênico e desregulador endócrino na saúde humana é desconhecido. Ele pode causar problemas no fígado e aumento da produção de estrogênio e atividade da aromatase (IUPAC, 2021).

3.6.2. Remoção de Contaminantes de Preocupação Emergentes por Membranas

A retenção de CPE nos processos de membrana pode ser obtida por exclusão de tamanho, adsorção na membrana e repulsão de carga (LUO et al., 2014). Esses mecanismos de remoção dependem de vários fatores, como tipo de processo de membrana, características da membrana, condições operacionais, características específicas dos CPE e incrustação da membrana (SCHÄFER; AKANYETI; SEMIÃO, 2011).

Em estudos conduzidos por Luo *et al.* (2014), que testaram a remoção de CPE com o uso de membrana, verificou-se uma eficiência de remoção de até 97% de atrazina por NF. Devido à predominância de adsorção na superfície da membrana, em contrapartida à separação por exclusão de tamanho, pode haver variação na eficiência de remoção obtida pelas técnicas de UF e MF (LUO et al., 2014).

Jermann *et al.* (2009) examinaram o destino do ibuprofeno e estradiol durante um processo de UF. A UF com membrana hidrofílica mostrou remoção insignificante para o ibuprofeno e baixa remoção (8%) para o estradiol, enquanto a membrana hidrofóbica reteve uma quantidade muito maior de estradiol (até 80%) e ibuprofeno (até 25%). A maior retenção de estradiol deveu-se ao maior valor do coeficiente de partição carbono-água do composto, o qual indica uma maior afinidade do estradiol com a membrana que o ibuprofeno.

Tanto a UF quanto a MF podem apresentar remoções eficientes de CPE que apresentam tamanhos menores que os dos poros ou massa molar de corte da membrana. Isto pode ser explicado pelo fato que CPE podem estar adsorvidos a partículas ou à matéria orgânica coloidal, que são retidas pelas membranas (SNYDER et al., 2003).

Entretanto, a presença de matéria orgânica nem sempre é garantia de maior remoção de contaminantes, pois pode não haver a adsorção do CPE a ela. Elevadas

remoções de antibióticos com UF e MF apenas serão possíveis mediante adsorção destes à matéria orgânica (GIACOBBO et al., 2018).

3.7. PADRÕES DE POTABILIDADE DA ÁGUA PARA CONSUMO HUMANO

A Portaria GM/MS nº888, de 4 de maio de 2021 estabelece os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade (BRASIL, 2021).

O Artigo 4 do Capítulo I estabelece que “toda água destinada ao consumo humano proveniente de solução alternativa individual de abastecimento de água, independentemente da forma de acesso da população, está sujeita à vigilância da qualidade da água” (BRASIL, 2021).

Na Portaria, são estabelecidos os limites máximos permitidos de dezenas de parâmetros, que precisam ser respeitados em toda água para consumo humano distribuída no território nacional. Alguns destes valores limites, utilizados neste estudo, são apresentados na Tabela 3.2.

Tabela 3.2 - Valores limites estabelecidos pela Portaria GM/MS nº 888/ 2021.

Parâmetro	Valor Máximo Permitido (VMP)
pH	6,0 a 9,0
Turbidez	1,0 UNT para filtração lenta
Coliformes Totais	Ausência em 100 mL
<i>E. Coli</i>	Ausência em 100 mL
Sólidos Dissolvidos Totais	500 mg/L
Cor Aparente	15 mg Pt-Co/L
Carbendazim	120 µg/L
Fluoreto	1,5 mg/L
Cloreto	250 mg/L
Nitrito	1 mg/L
Nitrato	10 mg/L
Sulfato	250 mg/L
Sódio	200 mg/L

Fonte: Portaria GM/MS nº888/21.

No RS a Portaria Estadual nº 10/1999 estabelece valores mais restritivos de concentração de íon fluoreto na água para abastecimento público, com teores variando de 0,6 a 0,9 mg/L (RIO GRANDE DO SUL, 1999). Por esta razão, a remoção de fluoreto foi também avaliada neste estudo.

A concentração de COT para a água potável não é contemplado pela Portaria GM/MS nº888/21, mas outros países, como os Estados Unidos, por meio da USEPA (Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos), apresentam requerimentos de

remoção mínimos de COT mostrados na Tabela 3.3. Estes requerimentos estão relacionados a prevenção de formação de subprodutos da desinfecção em águas com matéria orgânica durante o tratamento em ETA.

Tabela 3.3 - Remoção de COT estabelecido pela USEPA.

COT da fonte de abastecimento (mg/L)	Remoção de COT (%)		
	Alcalinidade da fonte de abastecimento (mg CaCO ₃ /L)		
	0 a 60	60,1 a 120	> 120
2,0 a 4,0	35	25	15
4,1 a 8,0	45	35	25
>8,0	50	40	30

Fonte: Di Bernardo; Dantas e Voltan (2017).

4. MATERIAS E MÉTODOS

Nesta seção será apresentada a metodologia utilizada na realização deste trabalho, descrevendo-se os materiais, técnicas e equipamentos utilizados, além do detalhamento dos procedimentos experimentais adotados.

4.1. MATERIAIS

4.1.1. Configuração do Experimento

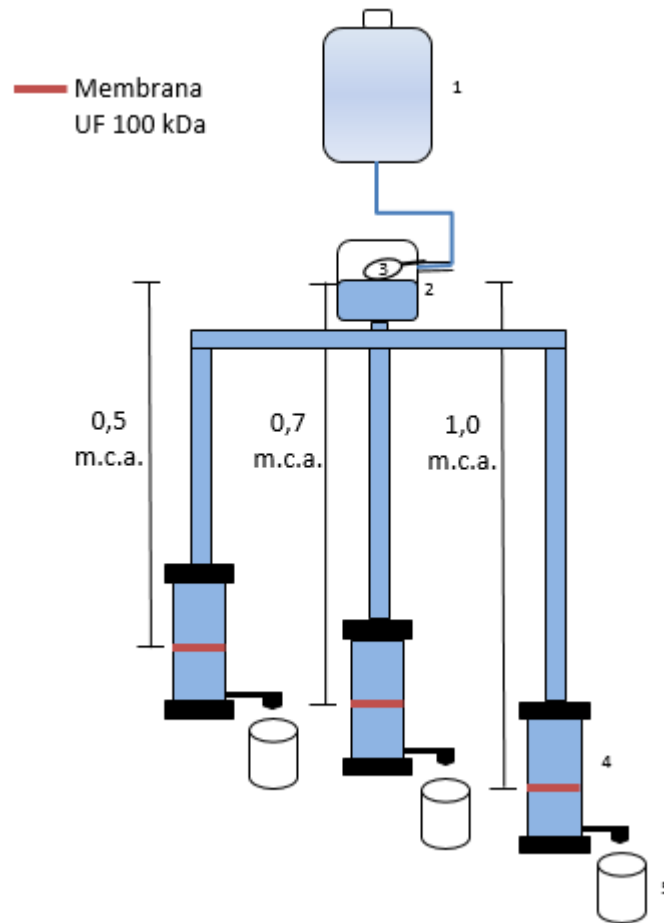
A realização do experimento foi dividida em duas fases, com diferenças nas condições de contorno do sistema experimental. Primeiramente testou-se o uso de distintas alturas de coluna de água (Sistema A) e depois o emprego de diferentes tipos de membrana (Sistema M), a fim de verificar suas influências na qualidade do efluente final, bem como no fluxo do permeado.

As Figuras 4.1 e 4.2 representam esquematicamente cada modo de operação. Os Sistemas foram compostos por um tanque principal com capacidade de 20 L (1) que armazenava água a ser tratada. Este tanque supria o recipiente de alimentação (2), aberto para a atmosfera, que continha uma válvula regulada por uma boia (3) para manter o nível de água constante. Assim, controlava-se a altura de coluna d'água do sistema e consequentemente a pressão sobre a membrana. O tanque principal foi conectado ao recipiente de alimentação através de uma mangueira de poli(cloreto de vinila) (PVC) flexível transparente.

O recipiente de alimentação distribuía a água aos módulos (4) através de conexões em tubos marrons de PVC soldável com bitola de 32 mm. A membrana plana foi posicionada no final dos módulos de maneira perpendicular ao fluxo, caracterizando uma filtração frontal. As estruturas que suportavam a membrana também foram constituídas por material de PVC. As águas que passaram através das membranas foram coletadas por meio de frascos de vidro (5) posicionados no final do sistema. Para mais detalhes, ver ANEXO 9.1.

O Sistema A foi operado com três diferentes aplicações de carga hidráulica (0,5 m.c.a. [50 mbar]; 0,7 m.c.a. [70 mbar] e 1,0 m.c.a. [100 mbar]) e fluxo frontal, todas constituídas por um mesmo modelo de membrana de UF com massa molar de corte de 100.000 Da (Figura 4.1). Ele foi avaliado em triplicata, portanto houve nove módulos funcionando paralelamente.

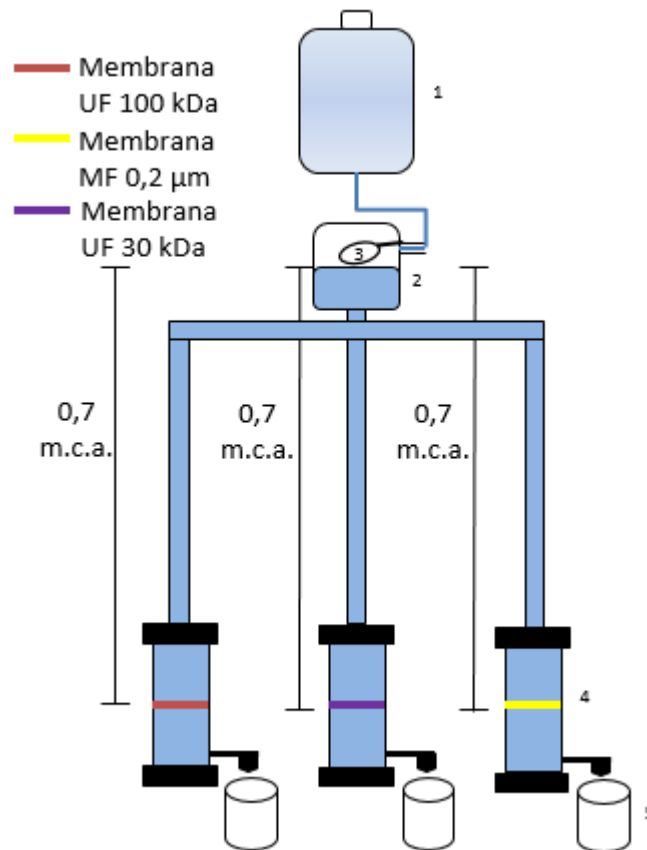
Figura 4.1 - Sistema de filtração com diferentes alturas de coluna de água e membrana de UF de 100 kDa (Sistema A).



Fonte: própria do autor.

Depois de finalizada a operação do primeiro sistema e aproveitando as mesmas estruturas, operou-se o segundo (Sistema M). Nele foram empregados três diferentes tipos de membranas: UF com pesos moleculares de corte de 100.000 Da e 30.000 Da e MF de tamanho de poro de 0,2 μm . A carga hidráulica aplicada foi de 0,7 m.c.a.. Ele também foi estudado em triplicada. A Figura 4.2 mostra a representação esquemática deste sistema.

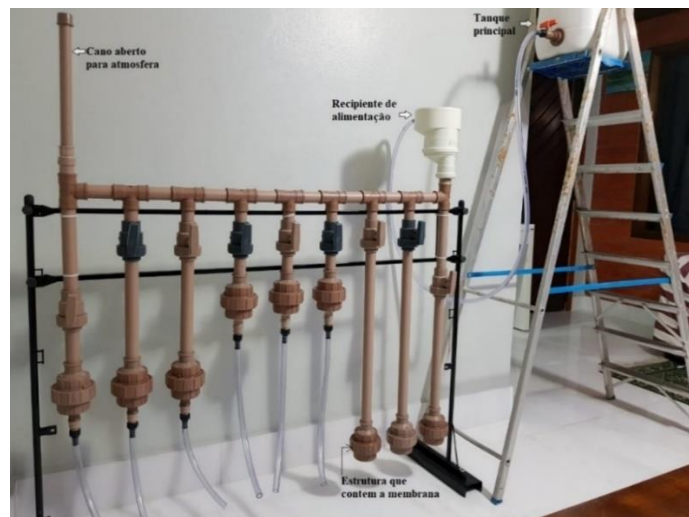
Figura 4.2 - Sistema de filtração com diferentes membranas e carga hidráulica de 0,7 m.c.a. (Sistema M).



Fonte: própria do autor.

A Figura 4.3 apresenta uma fotografia do sistema montado para operação com diferentes cargas hidráulicas (Sistema A) e a Figura 4.4, para o sistema com diferentes membranas (Sistema M).

Figura 4.3 - Configuração do Sistema A.



Fonte: própria do autor.

Figura 4.4 - Configuração Sistema M.



Fonte: própria do autor.

4.1.2. Membranas

Para a realização do experimento, foram utilizadas membranas porosas de material polimérico e módulo placa plana com tamanho de poro na faixa da MF e UF da fabricante *Synder Filtration*, EUA. As características das membranas utilizadas são apresentadas na Tabela 4.1.

Tabela 4.1 - Características das membranas filtrantes empregadas no experimento.

Membrana	Tipo	Material	Massa molar de corte (Da)	Tamanho de poro (μm)
LY	UF	PES ¹	100.000	-
PZ	UF	PAN ²	30.000	-
V0.2	MF	PVDF ³	-	0,2

¹ Polietersulfona; ² Poliacrilonitrila; ³ Poli(fluoreto de vinilideno)

Fonte: Synder (2019).

As membranas empregadas têm como característica serem úmidas, ou seja, elas são adquiridas pelo fabricante em uma solução de 2% de metabissulfito de sódio em água.

Para cada módulo usou-se uma nova membrana plana com diâmetro interno de 5,3 cm, totalizando uma área de filtragem de aproximadamente 22 cm².

4.1.3. Água do Poço

A água utilizada para a operacionalização foi retirada do poço artesiano conhecido como Fonte da Bica - Diamantina localizado na Rua Marcelino Pacheco, bairro Santa Isabel, Viamão/RS, sob as coordenadas 30°03'48''S e 51°06'18''O.

A Figura 4.5 apresenta o mapa da localização do poço artesiano e Fonte da Bica e a Figura 4.6 mostra a imagem da estrutura externa da Fonte da Bica.

Figura 4.5 - Mapa da localização do poço artesiano e Fonte da Bica.



Fonte: Própria do autor.

Figura 4.6 – Estrutura externa e coleta da água do poço na Fonte da Bica.



Fonte: Própria do autor.

Não existe estudo a respeito do perfil do poço e monitoramento da qualidade da água. De acordo com relatos populares, o poço artesiano apresenta uma profundidade de cerca de 70 metros e diâmetro que varia de 100 mm na superfície a 75 mm no fundo. Ele é revestido por tubos de aço galvanizado, porém não se sabe com exatidão sua altura. O poço foi perfurado através do método de sondagem a percussão.

A estrutura no entorno da Fonte da Bica é constituída por pedras de basalto. O poço artesiano encontra-se enterrado em uma área de acesso limitado e sem apontamento de sua localização.

Na Tabela 4.2 estão apresentados os resultados das análises da qualidade da água do poço realizadas no Laboratório de Saneamento do IPH, nos dias 15 de fevereiro de 2020 e 09 de novembro de 2020. As características físico-químicas e microbiológicas da amostra em exame revelam que a água é própria para o consumo humano, com atendimento aos padrões de potabilidade. Houve ausência de *E. coli*, porém periódica presença de coliformes totais.

Tabela 4.2 - Resultado da caracterização da qualidade da água do poço coletada na Fonte da Bica realizada no Laboratório de Saneamento do IPH.

Parâmetro	Unidade	Amostra 15/02/20	Amostra 09/11/20
pH	-	6,36	6,42
Turbidez	UNT	2,07	0,21
SDT	mg/L	211	239
Cor	mg Pt-Co/L	0	0,19
Temperatura da água	°C	22,8	22,0
Alcalinidade	mg/L CaCO ₃	50,91	43,26
Cond. Elétrica	µS/cm	336	335
Fluoreto	mg/L	0,16	0,25
Fosfato (P-PO ₃)	mg/L	2,06	ND*
Cloreto	mg/L	26,19	33,42
Brometo	mg/L	ND*	ND*
Nitrito (como N)	mg/L	ND*	ND*
Nitrato (como N)	mg/L	10,7	ND*
Sulfato	mg/L	5,5	ND*
Coli. totais	P/A em 100 mL	Ausente	Ausente em 2/3
<i>E. coli</i>	P/A em 100 mL	Ausente	Ausente

*ND: não detectável

Fonte: própria do autor.

No aspecto geológico, o poço artesiano se localiza em depósitos aluviais sobrepostos à unidade granítica Granito Viamão (BRITO, 2018). Quanto a hidrogeologia, o poço está localizado no embasamento granítico-gnáissico pré-cambriano pertencente ao Batólito de Pelotas, onde ocorre Sistema Aquífero Fraturado Pré-Cambriano (SAFP)

(BRITO, 2018). Neste Sistema, a interação água/rocha é fraca, ou seja, as características da água não apresentam relação com a composição química e mineralógica do aquífero. Porém, pode haver a dissolução ou hidrólise de minerais que preenchem fraturas e falhas, como carbonatos e fluoritas, que são mais solúveis (ROISENBERG et al., 2003).

4.1.4. Efluente do Decantador Secundário

O efluente utilizado para contaminar a água do poço com microrganismos foi obtido no vertedor do decantador secundário da Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) São João Navegantes, em Porto Alegre/RS.

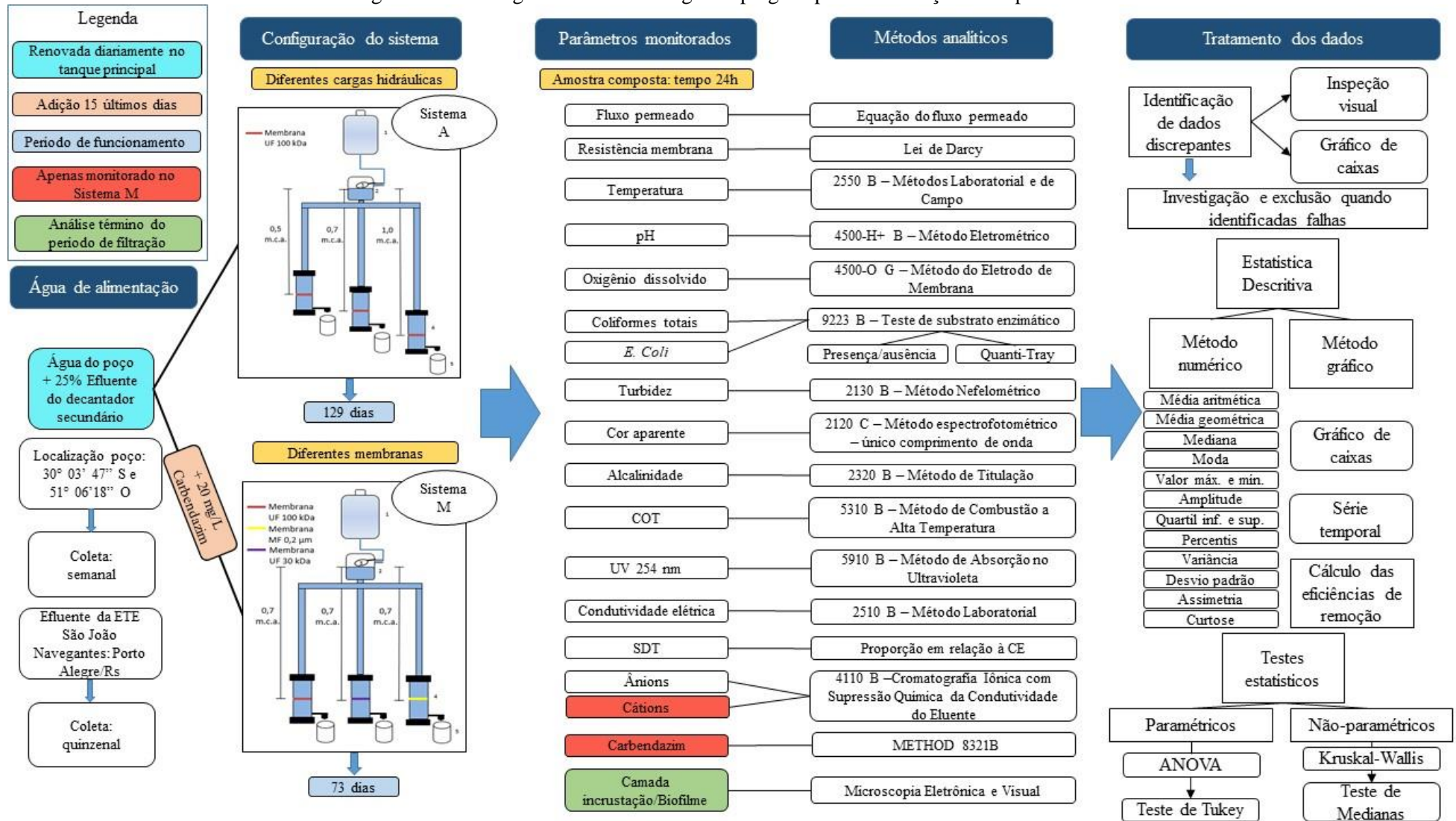
A ETE São João Navegantes emprega o processo de Lodos Ativados Convencional sem decantação primária para tratar esgotos sanitários e eventuais contribuições industriais. Ela é composta por dois módulos operantes, com vazão nominal de 222 L/s cada. Cada módulo é constituído por: tanques com aeração por ar difuso, recirculação de lodo, decantadores secundários, adensamento do equalizado através de centrífugas, tratamento de lodo por digestão anaeróbia e desidratação através de centrífugas (PORTO ALEGRE, 2013).

No decantador secundário ocorre a última etapa do tratamento, portanto o seu efluente já passou por prévia remoção de matéria orgânica e de sólidos em suspensão. O efluente do decantador secundário apresentou concentrações médias de $10,5 \times 10^4 \pm 3,3 \times 10^4$ NMP/100 mL para coliformes totais e $1,7 \times 10^4 \pm 8,8 \times 10^3$ NMP/100 mL para *E. coli* durante a operação do Sistema A e $17,5 \times 10^4 \pm 14,8 \times 10^4$ NMP/100 mL para coliformes totais e $3,6 \times 10^4 \pm 3,5 \times 10^4$ NMP/100 mL para *E. coli* durante a operação do Sistema M.

4.2. MÉTODOS

O experimento foi conduzido no Laboratório de Saneamento do Instituto de Pesquisas Hidráulicas (IPH) da Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS), localizado no Campus do Vale em Porto Alegre. A Figura 4.7 apresenta um resumo do procedimento metodológico utilizado.

Figura 4.7 - Fluxograma da metodologia empregada para a realização do experimento.



4.2.1. Água de Alimentação

4.2.1.1. Coleta e Armazenamento

Tanto a água do poço quanto o efluente do decantador secundário foram coletados segundo metodologias descritas pelo Guia Nacional de Coleta e Preservação de Amostras (ANA; CETESB, 2011).

Semanalmente coletou-se cerca de 40 a 60 L de água do poço de maneira manual para a realização do experimento. A coleta foi realizada durante o período da manhã com galões de polietileno de alta densidade (PEAD) com capacidade de 20 L devidamente higienizadas, sendo captada diretamente do vertedor, conforme apresentado na Figura 4.6.

A água do poço jorra constantemente, assim não foi necessário aguardar a eliminação da água estagnada na tubulação. No momento da coleta mediu-se a temperatura da água, a qual manteve-se aproximadamente a 22 °C durante todo o período experimental. Após, ela foi conduzida ao Laboratório de Saneamento para ser armazenada sob refrigeração a 4 °C por até uma semana.

Quinzenalmente foram coletados 20 a 40 L de efluente do decantador secundário, utilizado no preparo da água de alimentação. A tomada do efluente foi realizada no vertedor do decantador secundário por meio de balde de aço inox e uma corda amarrada a este. O conteúdo foi transferido para garrafas de material PEAD com capacidade de 1 L devidamente higienizados.

Após, o efluente foi levado ao Laboratório de Saneamento onde permaneceu sob refrigeração de 4 a 10 °C por até quinze dias. Os frascos foram guardados verticalmente, pois dessa forma possíveis partículas de lodo poderiam sedimentar até o momento de seu uso, e, portanto, evitar sua introdução no sistema.

Neste momento não houve a intenção de preservar integralmente as características da água do poço e efluente do decantador secundário, pois a sua composição foi analisada diariamente (ver item 4.2.1.3).

4.2.1.2. Preparação

A água de alimentação foi composta pela mistura de 75% de água do poço e 25% de efluente do decantador secundário. O volume preparado variou de acordo com o período experimental.

A adição do efluente do decantador secundário fez-se necessária para garantir a constante presença de microrganismos.

A água do poço e o efluente do decantador secundário eram retirados da refrigeração no final da tarde do dia anterior à preparação da água de alimentação, a fim de ficarem a temperatura ambiente. A partir da segunda semana de operação do Sistema M, apenas nas sextas-feiras a água do poço e o efluente eram tirados da refrigeração com dois dias de antecedência à preparação, a qual ocorriam nas segundas-feiras; nos demais dias eles eram retirados no final da tarde do dia anterior à composição da água de alimentação.

A contaminação da água do poço com efluente do decantador secundário, nas proporções já descritas, foi realizada pela manhã, imediatamente antes de sua reposição no tanque principal.

A água de alimentação utilizada nas últimas duas semanas de operacionalização do Sistema M, além da contaminação com o efluente do decantador secundário, recebeu a adição do CPE carbendazim (CBZ).

A solução de água do poço com CBZ foi preparada a uma concentração de 26,7 mg/L do CPE. O CBZ, por se tratar de um defensivo agrícola, é de difícil dissolução em pH próximo da neutralidade. Dessa forma, abaixou-se o pH para aproximadamente 2,5 com solução de H_2SO_4 e se deixou agitar por cerca de 24 h; após, ajustou-se o pH para entorno de 6,8 com solução de NaOH. A Figura 4.8 apresenta os equipamentos e materiais utilizados durante a agitação e ajuste do pH da solução.

A preparação desta solução foi realizada duas vezes na semana. Depois de pronta, ela foi mantida sob refrigeração até o momento de seu uso.

A água do poço + CBZ também foi contaminada com o efluente do decantador secundário, a uma concentração de 25%, antes de sua reposição no sistema, resultando em uma concentração final de 20,0 mg/L de CBZ na água de alimentação.

Figura 4.8 – Instrumentos utilizados para o ajuste do pH da solução água do poço + CBZ.



Fonte: Própria do autor.

4.2.1.3. Inserção no sistema e amostragem de parâmetros

A água alimentação foi diariamente adicionada ao tanque principal, sendo misturada com a água já presente dentro deste, o qual possuía um volume morto de cerca de 5 L. Apenas uma vez na semana a água de alimentação dentro do galão foi completamente renovada.

O volume adicionado foi variável, pois se inseria a quantidade de água de alimentação necessária para a sua completa filtragem durante o período de um dia. A partir da segunda semana de operação do Sistema M, nas sextas-feiras foram adicionados o volume suficiente para a filtragem durante o período do final de semana; porém, nos demais dias da semana foram adicionados o volume para filtragem durante um dia.

Imediatamente após a reposição da água de alimentação no galão, coletava-se com o auxílio de um Becker cerca de 400 mL de amostra desta água por meio da abertura da torneira presente no tanque principal. A amostra foi mantida ao lado deste e envolta por papel alumínio, a fim de simular e garantir as mesmas condições ambientais de dentro do galão, até o dia seguinte, onde foi analisada junto com o seu filtrado.

Os parâmetros analisados na amostra da água de alimentação foram: carbono orgânico total (COT), absorção de luz ultravioleta a 254 nm (UV_{254}), potencial de hidrogênio (pH), turbidez, oxigênio dissolvido (OD), sólidos dissolvidos totais (SDT), *Escherichia coli* (*E. coli*), coliformes totais, cor aparente, temperatura da água, alcalinidade, condutividade elétrica (CE), íons (fluoreto, cloreto, brometo, nitrito, nitrato, fosfato, sulfato, lítio, sódio, amônio, potássio, magnésio e cálcio) e CBZ. O pH, OD e

temperatura foram medidos duas vezes, uma após a tomada da amostra e outra no dia seguinte, junto com o filtrado. Os parâmetros foram analisados com diferentes frequências, as quais serão melhor apresentadas nos itens 4.2.2.1 e 4.2.2.2.

4.2.2. Metodologia Experimental

Antes de iniciar a operação, a estrutura foi limpa com detergente neutro e enxaguado com água corrente, deixando secar ao sol. Após, lavou-se três vezes com água deionizada antes de instalar as membranas.

Para remover os agentes de conservação, as novas membranas permaneceram imersas em água deionizada por pelo menos 24 h. Após a instalação das membranas na estrutura, elas filtraram pelo menos 1 L de água deionizada sob as pressões usadas nos Sistemas. A eficiência deste procedimento foi avaliada por medições de carbono orgânico dissolvido (COD) do permeado de água deionizado (HUBER; FRIMMEL, 1992a; HUBER; FRIMMEL, 1992b).

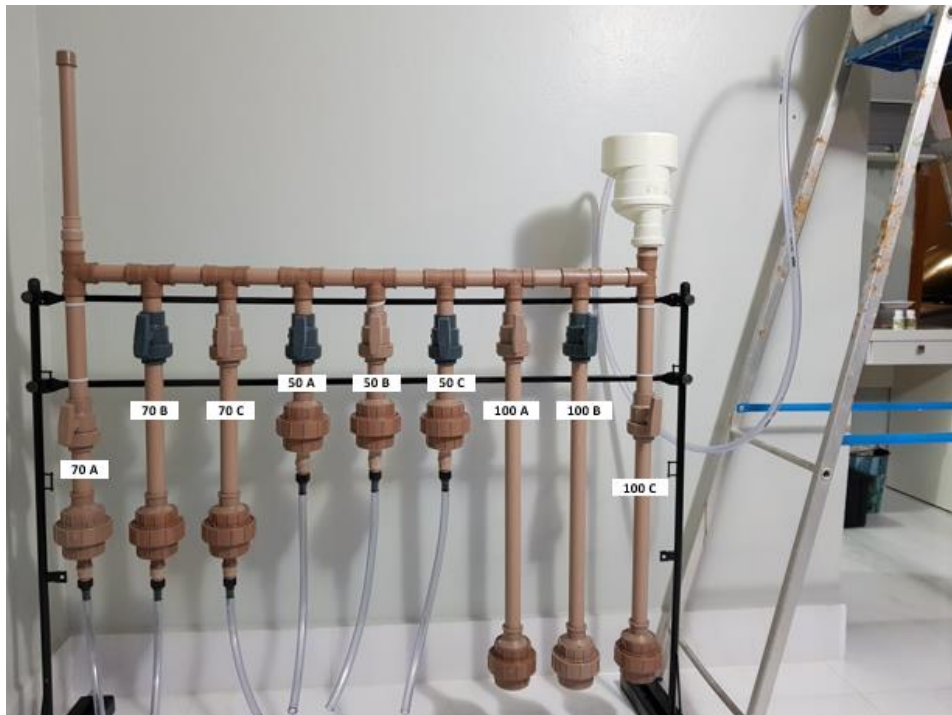
Ambos os Sistemas (Sistema A e Sistema M) não receberam manutenção ou limpeza nas membranas, como retrolavagem e limpeza química, durante o período experimental. Porém, para minimizar os impactos dos sedimentos e partículas acumuladas no fundo do tanque principal, este foi limpo regularmente uma vez na semana (LEE et al., 2019), juntamente com as mangueiras transparentes.

4.2.2.1. Sistema A: diferentes cargas hidráulicas

O Sistema A filtrou continuamente a água de alimentação por um período de 129 dias, com início em 18 de fevereiro de 2020 e término em 26 de junho de 2020, sob temperatura ambiente controlada, através do uso de ar-condicionado, entre 20 a 25 °C.

Cada módulo foi nomeado de acordo com a pressão em 50, 70 e 100 para as cargas hidráulicas aplicadas de 0,5 m.c.a., 0,7 m.c.a. e 1,0 m.c.a., respectivamente. As triplicatas foram denominadas pelas letras “A”, “B” e “C”, sendo o último o mais próximo da alimentação, conforme apresentado na Figura 4.9.

Figura 4.9 - Nomenclatura dos módulos no Sistema A.



Fonte: Própria do autor.

As amostras de cada módulo foram coletadas durante um período de filtração aproximado de 24 h, portanto, trata-se de uma amostra composta no tempo. Junto com as amostras filtradas, também foi analisado a água de alimentação (branco), cuja coleta foi realizada no tanque principal no dia anterior às análises.

Os parâmetros monitorados para a avaliação do desempenho do sistema e a frequência semanal das análises são apresentados na Tabela 4.3. A análise da água de alimentação seguiu as mesmas frequências das amostras filtradas.

Tabela 4.3 - Frequência semanal de análise dos parâmetros monitorados durante o período experimental do Sistema A com água do poço + efluente do decantador secundário.

Parâmetro	Frequência	Parâmetro	Frequência	Parâmetro	Frequência
COT	6	<i>E. coli</i> P/A*	5	Alcalinidade	1
UV ₂₅₄	3	Coli. Totais P/A*	5	CE	2
pH	7	<i>E. coli</i> QT**	1	Fluxo permeado	7
Turbidez	6	Coli. Totais QT**	1	Resistência total da membrana	7
OD	7	Cor aparente	2	Ânions (fluoreto, cloreto, brometo, nitrito, nitrato, fosfato, sulfato)	3
SDT	2	Temperatura da água	7		

* P/A: Teste de presença e ausência microbiológica

** QT: Teste quantitativo de microrganismos

As amostras de biofilmes formados nas superfícies das membranas foram obtidas no término do período experimental do Sistema A (para mais informações, ver item 4.2.3.11).

As análises dos parâmetros monitorados ocorreram durante os períodos de 18 de fevereiro de 2020 a 21 de março de 2020 (32 dias) e 21 de junho de 2020 a 26 de junho de 2020 (5 dias). Entre estes dois períodos, os módulos permaneceram filtrando continuamente a água de alimentação, porém não foram efetuadas avaliações de quantidade e qualidade da água filtrada. Isto deveu-se ao fechamento dos laboratórios da universidade devido à pandemia do coronavírus.

Durante o período de pausa das análises, que durou 92 dias, a água de alimentação foi reposta ao sistema duas vezes na semana e manteve-se a rotina de limpeza do tanque principal e mangueiras.

4.2.2.2. Sistema M: diferentes membranas

O Sistema M operou durante um período de 73 dias, com início em 10 de novembro de 2020 e término em 22 de janeiro de 2021, sob temperatura ambiente.

Cada módulo foi nomeado de acordo com o tipo de membrana em PZ, LY e V0 para as membranas de UF de 30.000 Da, UF de 100.000 Da e MF de 0,2 μm , respectivamente. As triplicatas foram denominadas pelas letras “A”, “B” e “C”, sendo o último o mais próximo da alimentação, conforme apresentado na Figura 4.10.

Figura 4.10 - Nomenclatura dos módulos no Sistema M.



Fonte: Própria do autor.

Os módulos PZ e LY filtraram continuamente a água de alimentação durante todo o período experimental. Na primeira semana de operação do Sistema M, os módulos V0 filtraram a água de alimentação através da membrana por cerca de 7 h, no restante do tempo eles permaneceram com suas válvulas fechadas, pois a vazão de passagem foi muito alta. Após este período, os V0 passaram a filtrar continuamente.

As amostras geradas foram compostas no tempo, sendo o tempo de composição dos módulos V0 diferentes dos demais. As águas filtradas dos PZ e LY foram coletadas durante um período aproximado de 24 h. O período de amostragem dos V0 variou em três momentos, na primeira semana as amostras foram compostas por um tempo de filtragem de $1,4 \pm 0,3$ h, após este período, o tempo de amostragem oscilou entre cerca de 24 h e 16 h, dependendo da quantidade de fluxo permeado.

Os parâmetros avaliados foram os mesmos do Sistema A, com a adição de cátions (lítio, sódio, amônio, potássio, magnésio e cálcio) e CBZ nas duas últimas semanas de operação. A frequência semanal de análise dos parâmetros monitorados variou ao longo do período experimental.

Os parâmetros e frequências de análises durante o período em que se operou apenas com água do poço e efluente do decantador secundário são mostrados nas Tabelas 4.4 e 4.5. A Tabela 4.4 apresenta a frequência de análises realizadas durante as primeiras duas semanas de funcionamento.

Tabela 4.4 - Frequência semanal de análise dos parâmetros monitorados nas primeiras duas semanas de operação do Sistema M com água do poço + efluente do decantador secundário.

Parâmetro	Frequência	Parâmetro	Frequência	Parâmetro	Frequência
COT	3	<i>E. coli</i> P/A*	2	Alcalinidade	1
UV ₂₅₄	3	Coli. Totais P/A*	2	CE	2
pH	7	<i>E. coli</i> QT**	1	Fluxo permeado	7
Turbidez	3	Coli. Totais QT**	1	Resistência total da membrana	7
OD	7	Cor aparente	2	Ânions e cátions	2
SDT	2	Temperatura da água	7		

* P/A: Teste de presença e ausência microbiológica

** QT: Teste quantitativo de microrganismos

Após este período, as amostragens passaram a ser realizadas em 4 dias da semana (terça-feira a sexta-feira), seguindo a frequência apresentada na Tabela 4.5, a qual os

parâmetros que possuíam frequência de análises diárias passaram a ser realizados 4 vezes na semana.

Tabela 4.5 - Frequência semanal de análise dos parâmetros monitorados durante as próximas três semanas de operação do Sistema M com água do poço + efluente do decantador secundário.

Parâmetro	Frequência	Parâmetro	Frequência	Parâmetro	Frequência
COT	3	<i>E. coli</i> P/A*	2	Alcalinidade	1
UV ₂₅₄	3	Coli. Totais P/A*	2	CE	2
pH	4	<i>E. coli</i> QT**	1	Fluxo permeado	4
Turbidez	3	Coli. Totais QT**	1	Resistência total da membrana	4
OD	4	Cor aparente	2	Ânions e cátions	2
SDT	2	Temperatura da água	4		

* P/A: Teste de presença e ausência microbiológica

** QT: Teste quantitativo de microrganismos

Após a adição do CBZ à água de alimentação, a frequência de análise passou a seguir o descrito na Tabela 4.6.

Tabela 4.6 - Frequência semanal de análise dos parâmetros monitorados no Sistema M durante operação com água do poço + efluente do decantador secundário+CBZ.

Parâmetro	Frequência	Parâmetro	Frequência	Parâmetro	Frequência
COT	4	<i>E. coli</i> P/A*	2	Alcalinidade	1
UV ₂₅₄	4	Coli. Totais P/A*	2	CE	2
pH	4	<i>E. coli</i> QT**	1	Fluxo permeado	4
Turbidez	4	Coli. Totais QT**	1	Resistência total da membrana	4
OD	4	Cor aparente	4	Ânions	2
SDT	2	Temperatura da água	4	CBZ	4

* P/A: Teste de presença e ausência microbiológica

** QT: Teste quantitativo de microrganismos

Assim como no Sistema A, também houve um período de pausa das análises dos parâmetros monitorados, porém o sistema continuou filtrando e a água de alimentação foi repostada duas vezes na semana. As amostragens dos filtrados quando operados com água do poço + efluente do decantador secundário ocorreram durante os períodos de 10 de novembro de 2020 a 11 de dezembro de 2020 (31 dias) e 4 de janeiro de 2021 a 8 de janeiro de 2021 (4 dias). Entre estes dois períodos houve o período de pausa de

24 dias, pois o objetivo foi verificar se o sistema continuaria a se comportar de maneira semelhante mesmo após quase um mês de filtragem contínua.

Ao final deste período, uma triplicata de cada tipo de membrana (PZA, LYA e V0A) teve sua membrana retirada para a análise do biofilme formado, a fim de servir de comparação ao biofilme que recebeu influência do defensivo agrícola CBZ.

A operação da água de alimentação contaminada com CBZ ocorreu entre 9 de janeiro de 2021 a 22 de janeiro de 2021 (13 dias) apenas nas triplicatas “B” e “C”. No término de funcionamento, houve a amostragem do biofilme formado na superfície da membrana (para mais detalhes ver item 4.2.3.11).

4.2.3. Metodologia Analítica

As análises foram realizadas segundo metodologias descritas pelo *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA; AWWA; WEF, 2017), *United States Environmental Protection Agency* (USEPA, 2007) e referência indicada pelos equipamentos utilizados. Os métodos analíticos, equipamentos e respectivas referências para cada parâmetro avaliado são apresentados na Tabela 4.7.

Tabela 4.7 - Parâmetros, métodos analíticos e equipamentos utilizados para o monitoramento dos Sistemas.

(continua)

Parâmetro	Método analítico	Equipamento	Referência
COT	5310 B – Método de Combustão a Alta Temperatura	TOC-LCPH da SHIMADZU	APHA, AWWA e WEF, 2017 SHIMADZU, 2003
UV ₂₅₄	5910 B – Método de Absorção no Ultravioleta	UV-1600 da Pró-análise – Espectrofotômetro	APHA, AWWA e WEF, 2017
Cor aparente	2120 C – Método espectrofotométrico – único comprimento de onda		
Alcalinidade	2320 B – Método de Titulação		
Turbidez	2130 B – Método Nefelométrico	2100N da HACH – Turbidímetro	
pH	4500-H ⁺ B – Método Eletrométrico	WA-2015 da LUTRON – Medidor multiparâmetro e SX836 da AKSO – Medidor multiparâmetro	APHA, AWWA e WEF, 2017 LUTRON, 2015 AKSO, [s.d.]
OD	4500-O G – Método do Eletrodo de Membrana		
Temperatura da água	2550 B – Métodos Laboratorial e de Campo		
CE	2510 B – Método Laboratorial		
SDT	Proporção em relação à CE		

Tabela 4.7 - Parâmetros, métodos analíticos e equipamentos utilizados para o monitoramento dos Sistemas.

(conclusão)			
Parâmetro	Método analítico	Equipamento	Referência
Coliformes Totais	9223 B – Teste de substrato enzimático	Colilert, Quanti-Tray/2000, ReadyCult coliforms P/A e luz UV	APHA, AWWA e WEF, 2017 IDEXX, 2019 MILLIPORE, 2019
<i>E. coli</i>			
Fluxo permeado	Equação do fluxo permeado	SF-400 – Balança digital	-
Resistência total da membrana	Lei de Darcy	-	-
Ânions (Fluoreto, Cloreto, Brometo Nitrito, Nitrato, Fosfato, Sulfato)	4110 B –Cromatografia Iônica com Supressão Química da Condutividade do Eluente	Eco IC da METROHM – Cromatógrafo iônico e ICS-3000 da DIONEX – Cromatógrafo iônico	APHA, AWWA e WEF, 2017 METROHM, 2021 DIONEX, 2008
Cátions (Lítio, Sódio, Amônio, Potássio, Magnésio, Cálcio)			
CBZ	METHOD 8321B	LC-20A Prominence da SHIMADZU – Cromatógrafo Líquido de Alto Desempenho	USEPA, 2007
Biofilme	Visual e Microscopia Eletrônica	MEV JSM 6060 da JEOL	-

A maioria dos parâmetros foram analisados imediatamente após a coleta. Os parâmetros que não seguiram essa regra foram preservados e armazenados de acordo com os procedimentos descritos pelo Guia Nacional de Coleta e Preservação de amostras (ANA; CETESB, 2011). Os prazos de análises e armazenamento são apresentados na Tabela 4.8.

Tabela 4.8 - Armazenamento e preservação de amostras para ensaios físico-químicos inorgânicos e químicos orgânicos.

Parâmetro	Preservação	Armazenamento	Prazo para análise
COT	H ₂ SO ₄ 1+1 até pH≤2. Resfriamento (em gelo)	Refrigeração a 4 °C ± 2 °C	7 dias
Cloreto, Fluoreto e Sulfato	Resfriamento (em gelo)	Refrigeração a 4 °C ± 2 °C	28 dias
Nitrito, Nitrato e Ortofosfato	Resfriamento (em gelo)	Refrigeração a 4 °C ± 2 °C	48 horas
Hidrocarboneto Policíclico Aromático	Resfriamento (em gelo)	Refrigeração a 4 °C ± 2 °C	7 dias

Fonte: ANA e CETESB (2011)

4.2.3.1. *Carbono Orgânico Total*

A análise de COT foi realizada no TOC-LCPH (Figura 4.11) equipado com um injetor automático de amostra (ASI-L). Segundo a fabricante SHIMADZU (2003), para a análise de carbono total (CT) primeiramente ocorre a oxidação de todas as formas de carbono, através da combustão catalítica (680 °C), para a forma de dióxido de carbono. Este é enviado ao detector por infravermelho não dispersivo (NDIR) para realizar a sua quantificação. A análise de carbono inorgânico é realizada através da conversão do carbonato e bicarbonato em dióxido de carbono pela acidificação da amostra com ácido clorídrico. Após a acidificação e conversão a amostra é enviada ao NDIR para realizar a sua quantificação. O valor de concentração de COT é obtido através da Equação 4.1.

$$\text{COT} = \text{CT} - \text{CIT} \quad (4.1)$$

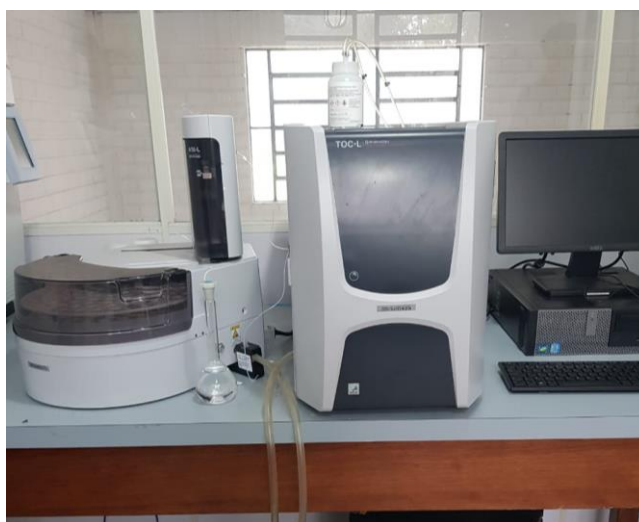
Onde,

COT: Carbono Orgânico Total (mg/L)

CT: Carbono Total (mg/L)

CIT: Carbono Inorgânico Total (mg/L)

Figura 4.11 - TOC-LCPH.



Fonte: própria do autor.

4.2.3.2. *Cor aparente e Absorção de luz ultravioleta a 254 nm*

As determinações de cor aparente e UV₂₅₄ foram realizadas no espectrofotômetro modelo UV-1600 da marca Pró-análise (Figura 4.12) com cubeta de quartzo (Figura 4.13). A determinação da cor aparente foi efetuada em um comprimento de onda de 450 nm (APHA; AWWA; WEF, 2017). Antes de iniciar as leituras das amostras, o

equipamento foi tarado com o valor do branco (água deionizada). Os valores de absorvância das amostras foram inseridos na curva de calibração previamente desenvolvida no equipamento. Para a formação da curva de calibração utilizou-se soluções padrão de Platina Cobalto, expressa na unidade de mg Pt-Co/L. As curvas de calibração utilizadas no Sistema A e Sistema M são apresentadas nas Equações 4.2 e 4.3, respectivamente.

$$C = 4261,1 * \text{abs} - 9,9404 \quad (4.2)$$

$$C = 2006,4 * \text{abs} - 1,8123 \quad (4.3)$$

Onde,

C: Cor aparente (mg Pt-Co/L)

abs: absorvância no comprimento de onda 450 nm

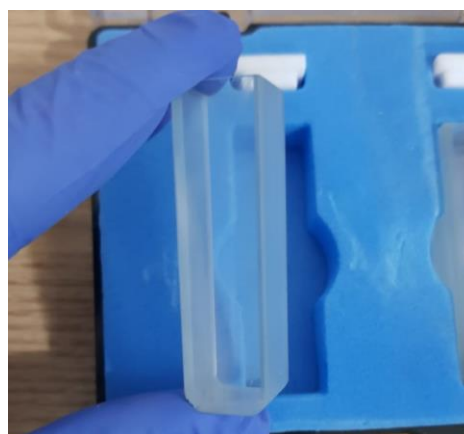
A medida agregada de compostos orgânicos comumente encontrados em água (como ligninas, taninos, substâncias húmicas e vários compostos aromáticos) foi avaliada por meio da absorção da luz ultravioleta no comprimento de onda de 254 nm (UV₂₅₄) (APHA; AWWA; WEF, 2017). Antes da leitura das amostras, o espectrofotômetro também foi tarado com o branco (água deionizada). Neste método, não se é determinado um valor exato de concentração do conteúdo orgânico presente. As medidas geradas são comparadas com a leitura da água de alimentação, a fim de determinar a proporção de matéria orgânica dissolvida adicionada ou removida.

Figura 4.12 - Espectrofotômetro.



Fonte: própria do autor

Figura 4.13 - Cubeta de quartzo.



Fonte: própria do autor.

4.2.3.3. Alcalinidade

A alcalinidade foi avaliada de acordo com o método 2320 B do *Standard Methods* (APHA; AWWA; WEF, 2017), que consistiu na titulação da amostra até o valor de pH 4,5, que representa o ponto de neutralização total de todas as bases presentes na amostra. A unidade utilizada para expressar alcalinidade é o mg/L de carbonato de cálcio (mg/L CaCO₃).

A concentração do ácido sulfúrico (H₂SO₄) é um valor aproximado, assim é necessário realizar a sua padronização para determinar o fator de correção. Para isso, secou-se cerca de 1 g de Na₂CO₃ em estufa por 2 h, e após deixou-se esfriar no dessecador. Então pesou-se uma massa de Na₂CO₃ entre 0,25 a 0,30 g e avolumou-se (com água deionizada) em um balão de 100 mL. A normalidade da solução de Na₂CO₃ foi determinada pela Equação 4.4.

$$\text{Normalidade do Na}_2\text{CO}_3 = \frac{\text{massa pesada}}{5,2995} \quad (4.4)$$

Com um balão volumétrico de 1 L, adicionou-se 20 mL de solução de H₂SO₄ ~ 1 N e completou-se o volume com água deionizada. Para a determinação da normalidade da solução de H₂SO₄ ~ 0,02 N preparada, foi realizada a titulação com a solução de Na₂CO₃.

O ácido foi introduzido em uma bureta previamente ambientada e com uma pipeta volumétrica adicionou-se 15 mL da solução padrão de Na₂CO₃ em um Erlenmeyer junto com duas gotas de alaranjado de metila. Titulou-se até a mudança de coloração do laranja claro para um laranja mais forte (quase rosado). A titulação foi realizada em triplicata. A normalidade (N) da solução H₂SO₄ ~ 0,02 N foi determinada pela Equação 4.5, onde o volume (V) de ácido foi o volume médio titulado.

$$N(\text{H}_2\text{SO}_4) \cdot V(\text{H}_2\text{SO}_4) = N(\text{Na}_2\text{CO}_3) \cdot V(\text{Na}_2\text{CO}_3) \quad (4.5)$$

O procedimento acima foi realizado duas vezes. O fator de correção (*f*), calculado pela Equação 4.6, do Sistema A foi de *f*=0,8932 e do Sistema M, *f*=1,0814.

$$f = \frac{\text{Normalidade do H}_2\text{SO}_4}{0,02} \quad (4.6)$$

Para a determinação da alcalinidade as amostras foram tituladas com a solução padrão de H₂SO₄ ~ 0,02 N. O ácido foi introduzido em uma bureta previamente

ambientada. Cerca de 100 mL de amostra foram introduzidas em um Becker e, com o auxílio de um agitador magnético e um pHmetro calibrado com solução tampão 7 e 4, titulou-se até o pH da amostra estar em 4,5. Anotou-se o volume gasto de ácido. A Equação 4.7 apresenta o procedimento do cálculo utilizado para determinar a alcalinidade.

$$\text{Alcalinidade} = \frac{V(\text{H}_2\text{SO}_4) * 0,02 * f * 50.000}{V(\text{amostra})} \quad (4.7)$$

Onde,

Alcalinidade: mg/L CaCO₃

V: volume (mL)

f: fator de correção

A Figura 4.14 apresenta os instrumentos utilizados para a titulação: bureta, Becker, agitador magnético, pHmetro e ácido.

Figura 4.14 - Instrumentos utilizados para a titulação.



Fonte: própria do autor.

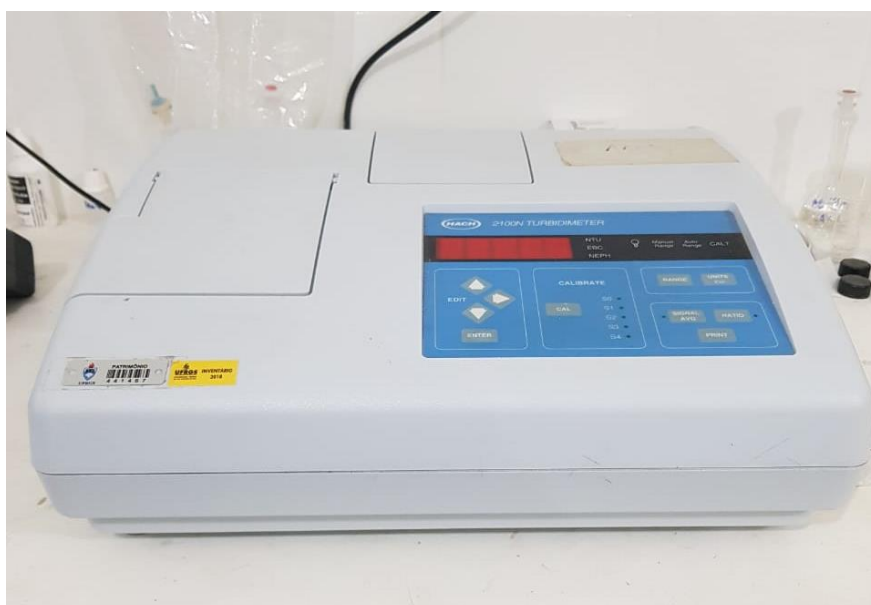
4.2.3.4. Turbidez

A medida de turbidez foi realizada seguindo o método 2130 B do *Standard Methods* (APHA; AWWA; WEF, 2017) no turbidímetro da marca HACH e modelo 2100N (Figura 4.15) calibrado com padrões de turbidez de 0,2; 2 e 20 unidades nefelométrica de turbidez (UNT).

Para a leitura, as amostras foram mantidas sob agitação com auxílio de agitador magnético e em seguida inseridas no tubo de vidro transparente próprio do equipamento. Em cada troca de amostra, o tubo foi lavado três vezes com água deionizada e ambientado com o líquido a ser analisado. Após a introdução da amostra, o vidro foi devidamente seco com papel toalha. Em toda o procedimento de análise evitou-se tocar no corpo do recipiente diretamente com as luvas para não causar interferências no valor lido.

A medida de turbidez tomada foi a correspondente à passagem do primeiro feixe de luz após a colocação do tubo de vidro no equipamento. Antes da inserção deste no turbidímetro, o feixe de luz foi bloqueado, assim o primeiro registro levava cerca de 3 segundos para ocorrer. Este procedimento foi realizado a fim de diminuir a interferência causada por possíveis bolhas. A leitura de cada amostra foi efetuada em triplicata.

Figura 4.15 – Turbidímetro.



Fonte: própria do autor.

4.2.3.5. pH, Oxigênio Dissolvido, Temperatura, Condutividade Elétrica e Sólidos Dissolvidos Totais

Durante a operação do Sistema A as medidas de pH, OD, temperatura, CE e SDT foram efetuadas no medidor multiparâmetros modelo WA-2015 da marca LUTRON

(Figura 4.16) e durante o funcionamento do Sistema M, no medidor multiparâmetros modelo SX836 da marca AKSO (Figura 4.17).

A temperatura da água foi medida imediatamente após a coleta das amostras filtradas com a sonda TP-07 no medidor WA-2015 e no SX836 com a sonda 201T-Q, que também fornecia a leitura de pH.

O eletrodo de pH foi calibrado semanalmente com soluções padrão em três faixas de pH: 4, 7 e 10. Para a leitura de pH com o medidor WA-2015 o eletrodo, modelo PE-03, foi inserido junto com a sonda de temperatura.

O OD foi medido através das sondas OXPB-11 (WA-2015) e DO500 (SX836), sendo que esta última também pode registrar temperatura. A unidade de medida de concentração de OD é mg/L de O₂. A calibragem do eletrodo de OD não necessitava de um padrão, podendo ser realizado no ar. A calibração foi realizada diariamente, imediatamente antes das leituras das amostras.

A mesma sonda foi utilizada para determinar as concentrações de CE e SDT, sendo elas CDPB-03 no medidor WA-2015 e 2301T-Q no medidor SX836. A unidade de medida de concentração da CE é $\mu\text{S}/\text{cm}$ e o SDT é expresso em ppm (mg/L). Para a calibração do eletrodo, foi utilizada uma solução padrão de CE de $1.413 \mu\text{S}/\text{cm}$ para uma leitura na faixa de $2.000 \mu\text{S}/\text{cm}$. A calibração da medição de CE ajusta automaticamente a medição de SDT (LUTRON, 2015; AKSO, [s.d.]). Este procedimento foi realizado uma vez na semana.

Figura 4.16 - Medidor multiparâmetros WA-2015.



Fonte: própria do autor.

Figura 4.17 - Medidor multiparâmetros SX836.



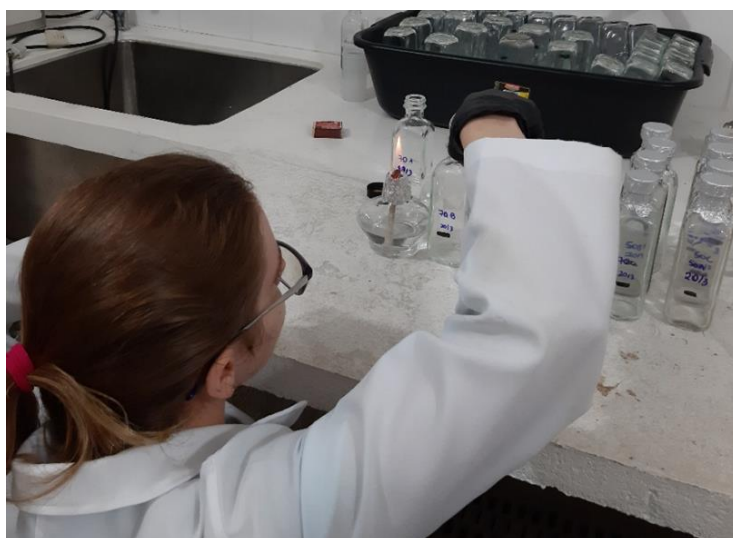
Fonte: própria do autor.

4.2.3.6. Coliformes totais e *Escherichia coli*

As análises de coliformes totais e *E. coli* seguiram metodologias prescritas pelo método 9223 B do *Standard Methods* (APHA; AWWA; WEF, 2017) e orientações dos fabricantes dos testes enzimáticos. Foram efetuados ensaios de presença e ausência (P/A) e quantitativos.

As ferramentas utilizadas para a realização dos testes (vidrarias com e sem água de diluição e ponteiras) foram devidamente limpas e autoclavadas. O procedimento de autoclavagem foi realizado uma vez na semana com pressão de 1,5 bar durante 30 minutos. Ao longo da realização dos ensaios (quantitativo e P/A) o ambiente de trabalho foi mantido esterilizado com o uso de lamparina a álcool (Figura 4.18).

Figura 4.18 - Uso da chama durante teste de P/A de microrganismos.



Fonte: própria do autor.

Para identificar a presença ou ausência (P/A) de microrganismos foi utilizado o meio de cultura ReadyCult Coliforms 100. Adicionou-se o substrato a uma amostra de 100 mL em um vidro transparente esterilizado e não fluorescente, incubando a $35 \pm 0,5$ °C por 24 h e depois aferiu-se a mudança de cor e existência de fluorescência (MILLIPORE, 2019).

Esse método utiliza dois nutrientes indicadores, o substrato cromogênio X-GAL e o substrato fluorogênico MUG. A cor muda de amarelo claro para azul esverdeado na presença de coliformes totais (Figura 4.19). Na presença de *E. coli* forma-se uma fluorescência azul sob a luz UV (365 nm). As espécies do grupo coliformes identificáveis com a mudança de cor são: *E. coli*, *Citrobacter freundii* e *Klebsiella pneumoniae* (MILLIPORE, 2019).

Figura 4.19 - Teste de P/A para identificação de coliformes totais e *E. coli*.



Fonte: própria do autor.

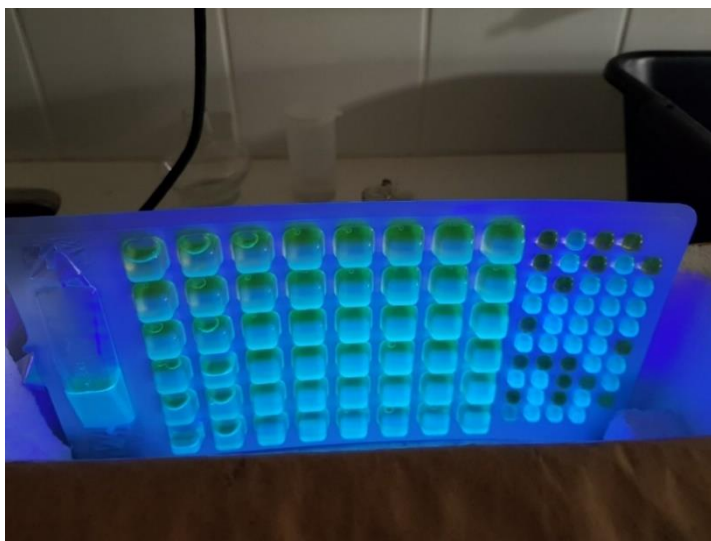
A quantificação de coliformes totais e *E. coli* foi medida com o kit teste da marca Colilert, que se baseia na tecnologia de substrato definido da IDEXX. O princípio do método é similar ao descrito, porém o outro nutriente indicador, além do MUG, é o ONPG. Quando o coliforme total metaboliza o indicador ONPG ocorre a coloração da amostra para a cor amarela (Figura 4.20). *E. coli* metaboliza o indicador MUG, tornando a amostra fluorescente (Figura 4.21) (IDEXX, 2019).

Figura 4.20 - Teste Quanti-Tray para coliformes totais.



Fonte: própria do autor.

Figura 4.21 - Teste Quanti-Tray para *E. coli*.



Fonte: própria do autor.

Para quantificar os microrganismos presentes, após dissolvido o meio de cultura em 100 mL de amostra (diluída ou não) em um recipiente estéril, a mistura foi colocada em uma cartela, denominada Quanti-Tray/2000, e selada com a seladora IDEXX Quanti-Tray. A seguir, a cartela foi posta em uma estufa a temperatura de $35 \pm 0,5$ °C durante 24 h (IDEXX, 2019). As diluições empregadas para a quantificação foram de 1% para a água bruta e não foi realizada diluição para o filtrado (100%), a menos que no dia anterior à análise quantitativa o teste de P/A apontasse positivo para presença de coliformes totais. Neste caso, foi realizado uma diluição de 10% da amostra.

Depois, realizou-se a contagem dos quadrados que alteraram de cor e fluorescência da cartela plástica, sendo os resultados introduzidos no Software *IDEXX Water MPN Generator* junto com a diluição da amostra para encontrar o número mais provável (NMP) de microrganismos. A unidade utilizada é NMP/100 mL.

4.2.3.7. Fluxo permeado

O fluxo permeado foi calculado dividindo a massa da água filtrada durante o período de amostragem pela área de membrana, tempo de filtração e massa específica do líquido (Equação 4.8). A água filtrada foi pesada através da balança digital modelo SF-400 (Figura 4.22).

Figura 4.22 - Balança digital.



Fonte: própria do autor.

O fluxo permeado, cuja unidade é L/m²h, foi normalizado para a temperatura de 20 °C, para fins de comparação (Equação 4.11). A massa específica da água líquida a diferentes temperaturas foi estimada pela Equação 4.9 (DINGMAN, 2002). A viscosidade

da água foi calculada através de uma equação empírica (Equação 4.10) desenvolvida pela USEPA (USEPA, 2005).

$$J = \frac{M}{\rho_{\text{água}} * A * t} \quad (4.8)$$

$$\rho_{\text{água}} = 1000 - 0,019549 * (T - 3,98)^{1,68} \quad (4.9)$$

$$\mu = 1,784 - (0,0575 * T) + (0,0011 * T^2) - 10^{-5} * T^3 \quad (4.10)$$

$$J_{20^{\circ}\text{C}} = (J_T \mu_T) / \mu_{20^{\circ}\text{C}} \quad (4.11)$$

Onde,

J: fluxo do permeado (L/m²h)

M: massa do líquido (g)

$\rho_{\text{água}}$: massa específica da água na temperatura do líquido (g/L)

A: área da membrana (m²)

t: tempo (h)

μ : viscosidade da água (g/m.s ou cP ou mPa.s)

T: temperatura (°C)

4.2.3.8. Resistência total da membrana

O cálculo da resistência total da membrana foi baseado na equação da Lei de Darcy, conforme apresentado na Equação 4.12.

$$R = \frac{P}{\mu * J} \quad (4.12)$$

Onde,

R: resistência total da membrana (1/m)

P: pressão hidrostática (Pa)

4.2.3.9. Ânions e Cátions

Os ânions (fluoreto, cloreto, brometo, nitrito, nitrato, fosfato e sulfato), durante a operação do Sistema A, foram analisados através do cromatógrafo iônico modelo Eco IC com amostrador automático compacto 863 da METROHM (Figura 4.23). A coluna analítica para a análise dos ânions foi a Metrosep A supp5[®]. Foi utilizado como fase móvel uma solução de carbonato de sódio 3,2 mmol/L e bicarbonato de sódio 1,0 mmol/L com modo de eluição isocrática e com vazão de 1,0 mL/min. (METROHM, 2021).

Os ânions e cátions (lítio, sódio, amônio, potássio, magnésio e cálcio) no Sistema M foram realizadas no cromatógrafo modelo ICS-3000 DC acoplado a um detector de CE da DIONEX, com exceção das duas últimas semanas de análises, a qual foram efetuadas pelo Eco IC. As colunas usadas no ICS-3000 DC para ânions e cátions foram IonPac® AS23 2 × 250 mm e IonPac® CS12A 2 × 250 mm, respectivamente. O eluente para a análise de ânions consistiu em uma solução de 4,5 mmol/L Na₂CO₃ e 0,8 mmol/L NaHCO₃, enquanto para a detecção de cátions foi usada uma solução de 11 mmol/L H₂SO₄ (DIONEX, 2008).

Figura 4.23 - Cromatógrafo iônico Eco IC.



Fonte: própria do autor.

4.2.3.10. Carbendazim

O método de análise do CBZ teve como base a metodologia da Agência de Proteção Ambiental Norte Americana METHOD 8321B – *Solvent-extractable nonvolatile compounds by high-performance liquid chromatography/thermospray/mass spectrometry (HPLC/TS/MS) or ultraviolet (UV) detection* (USEPA, 2007).

O CBZ foi determinado com o uso de Cromatografia Líquida de Alta Eficiência (do inglês *High Performance Liquid Chromatography*, HPLC) modelo LC-20AT da SHIMADZU equipado com um detector de matriz de diodos (DAD) modelo SPD-M20AV e amostrador automático SIL-20A (Figura 4.24), operado em modo

isocrático com volume de injeção de amostra de 20 μ L. O comprimento de onda do DAD foi de $\lambda = 281$ nm e o tempo de retenção 4,1 minutos.

A fase estacionária foi uma coluna C18 (Shim-pack XR-ODS, 3,0 mm ID \times 50 mm, SHIMADZU), e a fase móvel foi composta por 30% de acetonitrila e 70% de tampão fosfato, a uma vazão de 1 mL/min.

Figura 4.24 – HPLC.



Fonte: própria do autor.

4.2.3.11. Biofilme

Para avaliar os biofilmes foram realizados procedimentos de Microscopia Eletrônica de Varredura (MEV) para determinar a densidade, grau de desenvolvimento e grupos de microrganismos presentes.

A análise de MEV ocorreu no Centro de Microscopia e Microanálise (CMM) no Campus do Vale da UFRGS em microscópio da marca JEOL modelo JSM 6060 (Figura 4.25).

Figura 4.25 - Microscópio Eletrônico de Varredura.



Fonte: CMM (2020).

As etapas de preparação de amostra biológica para a análise pelo MEV são constituídas pela: fixação, desidratação, dessecação em ponto crítico e metalização. Os procedimentos de preparação seguiram o protocolo fornecido pelo CMM.

A fixação é a primeira etapa de preparo da amostra e tem como objetivo tornar a superfície resistente e manter a exata forma do estado vivo. A solução de fixação foi preparada com 12% de glutaraldeído de concentração 25%, 50% de tampão fosfato 0,2 mol/L e 38% de água deionizada (CMM, 2019).

O tampão fosfato 0,2 mol/L foi preparado com o fosfato de sódio bibásico anidro P.A. (P.M.: 141,96) e fosfato de sódio monobásico anidro 98% P.A. (P.M: 119,98), ambos da marca NEON. As massas de 28,392 g de fosfato de sódio bibásico e 23,996 g de fosfato de sódio monobásico foram dissolvidos com água deionizada em um balão de 1 L cada. Dentro de um Becker, mantido sob agitação com auxílio de agitador magnético, colocou-se aproximadamente 700 mL da solução de fosfato de sódio bibásico e completou-se com solução de fosfato de sódio monobásico até o pH estar entre 7,2 a 7,4. No Sistema A, o pH final da solução de tampão fosfato 0,2 mol/L foi de 7,39 e no Sistema M, 7,30.

Imediatamente após a retirada das membranas do sistema, elas foram cortadas em quadrados de cerca de 0,5 cm e imersas na solução de fixação dentro de tubos de eppendorf de 1,5 mL de volume (Figura 4.26). De cada membrana, retirou-se 3 quadrados que foram armazenados individualmente. No Sistema A esse procedimento ocorreu no dia 26 de junho de 2020 e no Sistema M, nos dias 9 de janeiro de 2021 e 23 de janeiro de 2021 para as operações antes e depois da adição do CBZ, respectivamente.

Figura 4.26 - Membrana + biofilme imersos em solução de fixação.



Fonte: própria do autor.

As recomendações indicam que a amostra permaneça imersa na solução de fixação por pelo menos uma semana. As amostras de biofilme de ambos os Sistemas ficaram sob solução de fixação por aproximadamente 5 meses (até dia 30 de novembro de 2020 – Sistema A e 10 de junho de 2021 – Sistema M), devido à restrição de acesso ao laboratório de análise provocada pela pandemia do coronavírus. Uma vez ao mês foi realizada a renovação da solução de fixação dos tubos de eppendorf.

Após a etapa de fixação, as amostras passaram por 3 lavagens de 30 minutos cada com solução tampão fosfato 0,2 mol/L e água destilada na proporção de 1:1. Em seguida foi realizada a desidratação com uso de etanol absoluto da marca MERCK. Para a desidratação são empregadas sete lavagens com diferentes concentrações de etanol (CMM, 2019), conforme apresentado na Tabela 4.9.

Tabela 4.9 - Procedimento de desidratação.

Lavagem	Volume de etanol (%)	Tempo de imersão (min)
1 ^a	30	10
2 ^a	50	10
3 ^a	70	10
4 ^a	90	10
5 ^a	90	20
6 ^a	100	10
7 ^a	100	20

Fonte: adaptado CMM (2019).

As etapas de dessecação em ponto crítico e metalização foram efetuadas pelo técnico responsável pelo laboratório do CMM, nos equipamentos de Ponto Crítico e Metalizadora pertencentes ao próprio centro. Após a dessecação, as amostras foram

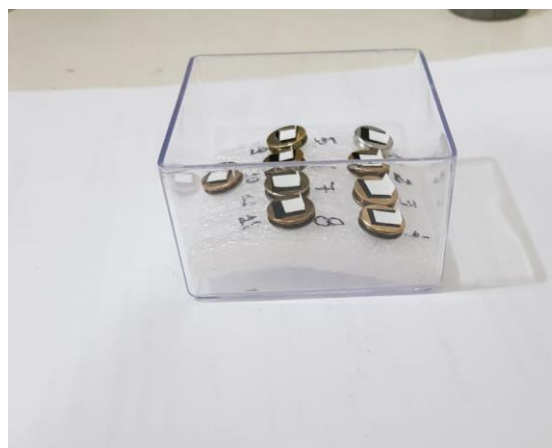
fixadas com fita de carbono sobre os *Stubs* com uma das pontas dobradas para cima (Figura 4.27 e Figura 4.28). As imagens de MEV foram geradas nas ampliações de 1000x (superfície), 600x (lateral) e 10Kx (células).

Figura 4.27 - Vista superior das amostras montadas sobre os *Stubs*.



Fonte: própria do autor.

Figura 4.28 - Vista lateral das amostras montadas sobre os *Stubs*.



Fonte: própria do autor.

4.3. TRATAMENTO ESTATÍSTICO DOS DADOS

Os dados obtidos foram organizados em planilhas eletrônicas (*Microsoft Excel*) em ordem cronológica de monitoramento. As metodologias a seguir seguiram o descrito por Von Sperling, Verbyla e Oliveira (2020).

Os dados identificados como discrepantes (outliers), através de inspeção visual e gráfico de caixas, foram cuidadosamente investigados. As informações em que se constataram possíveis falhas no equipamento e/ou contaminação durante a medição foram deletadas.

Como etapa inicial do tratamento estatístico dos dados foi realizado uma caracterização geral do conjunto de informações de cada condição de contorno (diferentes cargas hidráulicas e membranas) e da água de alimentação com o cálculo das estatísticas básicas (que compreendeu a média aritmética, média geométrica, mediana, moda, valor máximo, valor mínimo, amplitude, quartil inferior, quartil superior, percentil de 10%, percentil de 90%, variância, desvio padrão, assimetria e curtose) e representação gráfica destas estatísticas preliminares com o uso de gráficos de caixas (*box and whiskers plots*) para cada um dos parâmetros avaliados.

Após esta etapa, foram calculadas as eficiências de remoção dos parâmetros avaliados e construídos gráficos de séries temporais.

O tabulamento, tratamento dos dados e a construção dos gráficos utilizados para a apresentação dos resultados analíticos descritos acima foram efetuados com o auxílio do programa *Microsoft Excel* versão 2016.

Foram efetuados testes paramétricos e não-paramétricos para verificar a existência de diferenças significativas entre as médias e medianas dos grupos avaliados. Fazendo uso do programa *Statistica* versão 13.5, foram realizados testes de Análise de Variância (ANOVA), teste de Tukey, Kruskal-Wallis e testes de medianas. Antes de aplicar os testes estatísticos, foram examinadas as distribuições dos dados de cada parâmetro. Quando o comportamento destoou de uma distribuição normal, porém apresentou distribuição log-normal, transformou-se os dados através do uso de logaritmo na base 10, para, então, executar a ANOVA. Para os parâmetros que não apresentaram distribuição normal e nem log-normal se aplicou o teste não-paramétrico de Kruskal-Wallis.

Os testes (ANOVA ou Kruskal-Wallis) foram aplicados individualmente para cada um dos parâmetros analisados. Os dois critérios (variáveis independentes) empregados foram a data e as diferentes cargas hidráulicas (para a primeira fase) ou membranas (para a segunda fase). Após a aplicação da ANOVA, quando visto que as diferenças entre as médias dos grupos foram significativas (valor de $p < 0,05$), aplicou-se o teste de Tukey para descobrir quais as pressões/membranas aplicadas e dias foram distintos dos demais grupos. Já para o teste de Kruskal-Wallis, após verificado a distinção entre as medianas dos grupos ($p < 0,05$), foi aplicado a comparação múltipla de classes para todos os grupos.

As correlações de alguns parâmetros foram testadas através do coeficiente de Pearson (r), quando a distribuição dos dados foi normal, e Spearman (r_s), para distribuição não-normal.

Como última etapa para avaliação dos Sistemas, procedeu-se a montagem de uma tabela para cada fase analisada com todos os parâmetros (inclusive fluxo permeado e resistência total da membrana) e as três diferentes cargas hidráulicas (Sistema A) e membranas (Sistema M), a fim de verificar qual condição de contorno apresentou melhor performance. Para cada parâmetro, cada filtro recebeu uma nota de 1 a 3, onde 1 correspondeu ao melhor desempenho e 3 ao pior. O fluxo permeado recebeu peso 2. Os parâmetros que não apresentaram diferenças estatísticas entre concentrações e eficiências de remoções das diferentes condições de contorno receberam a mesma nota. Após, realizou-se o somatório dos pontos, onde a menor nota correspondeu ao filtro com melhor desempenho.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Nesta seção serão apresentados os resultados obtidos neste trabalho, bem como a discussão acerca desses resultados. A sequência de apresentação iniciará pelos resultados de fluxo em água deionizada em ambos os Sistemas estudados, seguido pela caracterização geral do conjunto de dados para cada parâmetro avaliado através do cálculo das estatísticas básicas de cada condição de contorno. Depois, serão mostrados os valores de fluxos e resistências totais da membrana ao longo do período de operação e, após, serão expostas as eficiências de remoção e atendimento aos padrões de potabilidade dos contaminantes estudados, bem como séries temporais de suas concentrações. Por último, serão apresentados os aspectos visuais das camadas de incrustações e biofilmes desenvolvidos nas superfícies das membranas.

5.1. FLUXO EM ÁGUA DEIONIZADA

5.1.1. Sistema A

No Sistema A foram utilizadas 3 diferentes cargas hidráulicas, todas operando com um mesmo tipo de membrana de UF de 100 kDa. As cargas hidráulicas foram identificadas como 50 (0,5 m.c.a.), 70 (0,7 m.c.a.) e 100 (1,0 m.c.a.).

O fluxo médio em água limpa (água deionizada) para cada uma das pressões do Sistema A é apresentado na Tabela 5.1.

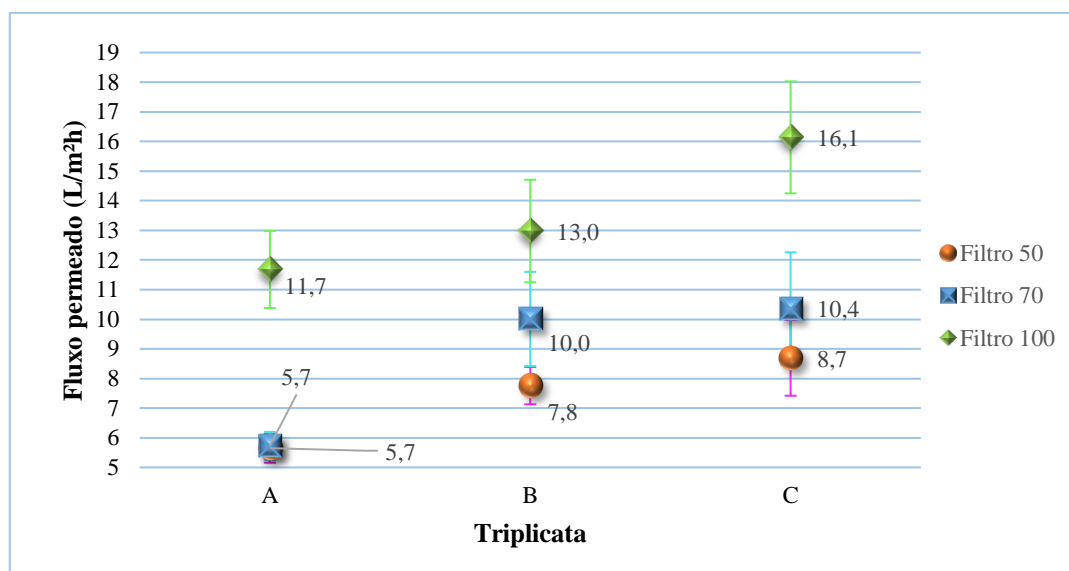
Tabela 5.1 - Fluxo médio em água deionizada nas diferentes cargas hidráulicas durante filtração pela membrana de UF de 100 kDa a 20°C – Sistema A.

Carga Hidráulica (m.c.a.)	Fluxo permeado (L/m ² h)
0,5	7,4 ± 1,5
0,7	8,8 ± 2,5
1,0	13,5 ± 2,5

O sistema operou durante dez dias com água deionizada, do dia 9 de fevereiro de 2020 a 18 de fevereiro de 2020, pois durante este período foram realizados ajustes na configuração e sanados vazamentos na estrutura, além da remoção de agentes químicos conservantes da membrana.

Os fluxos gerados apresentaram ordem decrescente em cada uma das triplicatas, no sentido da alimentação ao tubo aberto para atmosfera (suspiro). O valor médio do fluxo permeado durante os dez dias de funcionamento e seus respectivos desvios padrões em cada uma das triplicatas para cada carga hidráulica são apresentados na Figura 5.1.

Figura 5.1 - Fluxo permeado médio em água deionizada para cada triplicata durante filtração com diferentes cargas hidráulicas e membrana de UF de 100 kDa – Sistema A.



Os dados de cada grupo (pressão) apresentaram distribuição normal, por esta razão aplicou-se a ANOVA para verificar a semelhança entre as médias das triplicatas de cada carga hidráulica. Todas as três cargas hidráulicas apresentaram valores de p menor que 0,05; indicando, portanto, que há diferenças estatisticamente significativas entre as triplicatas.

Para descobrir qual triplicata apresentou diferença, realizou-se o teste de Tukey. Nas cargas hidráulicas de 0,7 m.c.a. e 1,0 m.c.a. apenas uma triplicata destoou das demais, sendo a triplicata “A” e a triplicata “C”, respectivamente. Na carga hidráulica de 0,5 m.c.a. todas as triplicatas foram distintas.

Diante de tais resultados, buscou-se investigar a razão desse comportamento. A primeira hipótese relacionava-se à pressão, a qual acreditou-se que ao longo da tubulação havia perda de carga suficiente para causar diferença significativa na pressão entre as triplicatas.

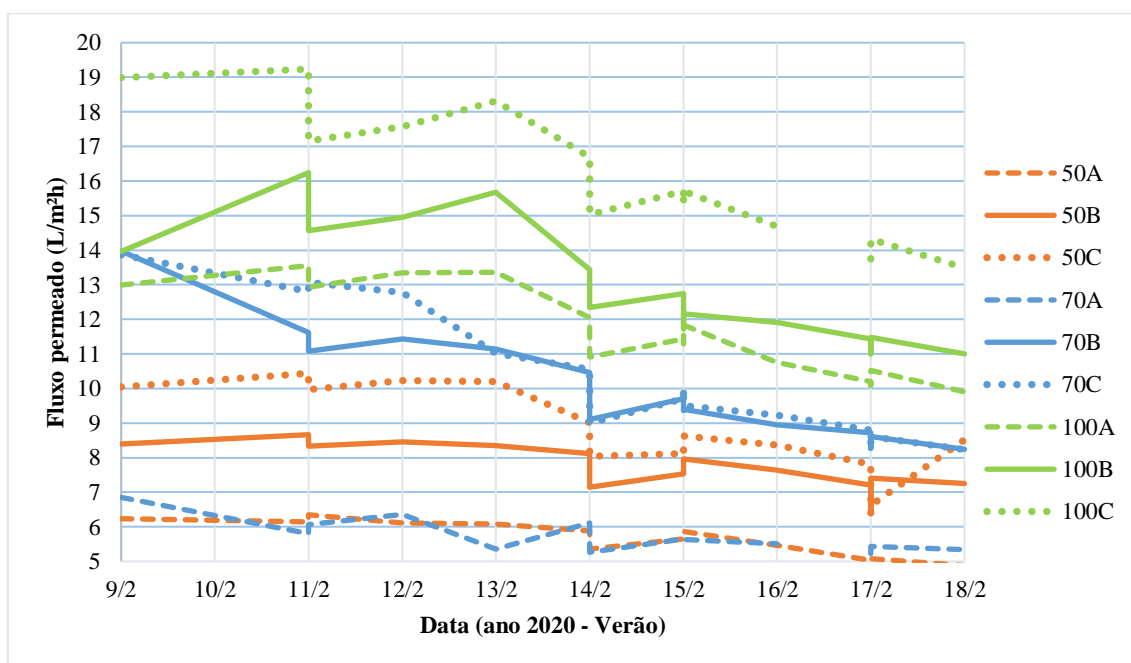
No quarto dia de funcionamento, nivelou-se o sistema para que a parte de alimentação ficasse ligeiramente mais alta em relação ao cano aberto para atmosfera, compensando alguma possível perda de carga. Depois instalou-se uma nova alimentação onde antes era a tubulação aberta para atmosfera. Portanto o sistema foi alimentado dos dois lados nos dias 14/02 a 15/2. A seguir a água passou a entrar no equipamento apenas pela nova alimentação, até o dia 16/02. Nenhuma diferença no fluxo foi observada durante estes testes.

Na segunda hipótese investigou-se a possibilidade de haver heterogeneidades nas membranas, para isso trocou-se as posições dos filtros 50A com 50C e 100A com 100B nos dias 15/2 a 18/2 e 70A com 100C nos dias 16/2 a 18/02. Como resultado, os fluxos do permeado não sofreram alterações. Eles continuaram filtrando a mesma quantidade de água, apesar de estarem em posições diferentes. Portanto a razão de tal comportamento não se relaciona à carga hidráulica, mas à característica da estrutura da membrana, a qual deve apresentar variação na distribuição de poros ao longo da sua folha.

De acordo com Bernardo (2017), membranas utilizadas em escala laboratorial empregam pequenas áreas de permeação, acarretando maiores variações no valor de fluxo permeado se comparado com módulos industriais, que possuem áreas de permeação maiores. Isso ocorre porque em pequenos pedaços cortados de uma folha maior fica mais evidente as variações nos perfis de distribuição de poros, mesmo que tomadas todas as medidas necessárias para manter a fabricação uniforme.

Apesar de ter passado apenas água deionizada através das membranas, observou-se visualmente o aparecimento de uma camada de incrustação na superfície da membrana, o que justificaria a diminuição do fluxo permeado ao longo do período de operação. As medidas de fluxos registradas ao longo do tempo de funcionamento para cada módulo podem ser observadas na Figura 5.2.

Figura 5.2 – Série temporal do fluxo permeado em água deionizada para cada triplicata durante filtração com diferentes cargas hidráulicas – Sistema A.



O valor mais baixo de fluxo permeado no filtro 50C no dia 17/02 foi devido à vazamentos na peça da união. A quantidade de água passada através da membrana nos filtros 70A e 50A foram próximas ao longo do tempo de operação com água limpa.

Também foram tomadas medidas de temperatura da água. Não se verificou grande dependência do fluxo gerado com a temperatura da água, pois possivelmente o biofilme estava começando a se desenvolver. Assim, como o biofilme contribui para alterar o comportamento do fluxo, causando sua redução e depois o estabelecimento de uma filtração constante, este pode ter influenciado de forma mais significativa, neste primeiro momento, do que a temperatura da água.

Para cada filtro houve um valor de correlação de Pearson distinto. A correlação média de todos os módulos foi de $0,17 \pm 0,59$, com variância de 0,35, amplitude de 1,76 e mediana de 0,33.

5.1.2. Sistema M

No Sistema M foram utilizados 3 tipos de membranas, todas operando com carga hidráulica de 0,7 m.c.a.. As membranas foram identificadas como PZ (UF de 30 kDa), LY (UF de 100 kDa) e V0 (MF de 0,2 μm).

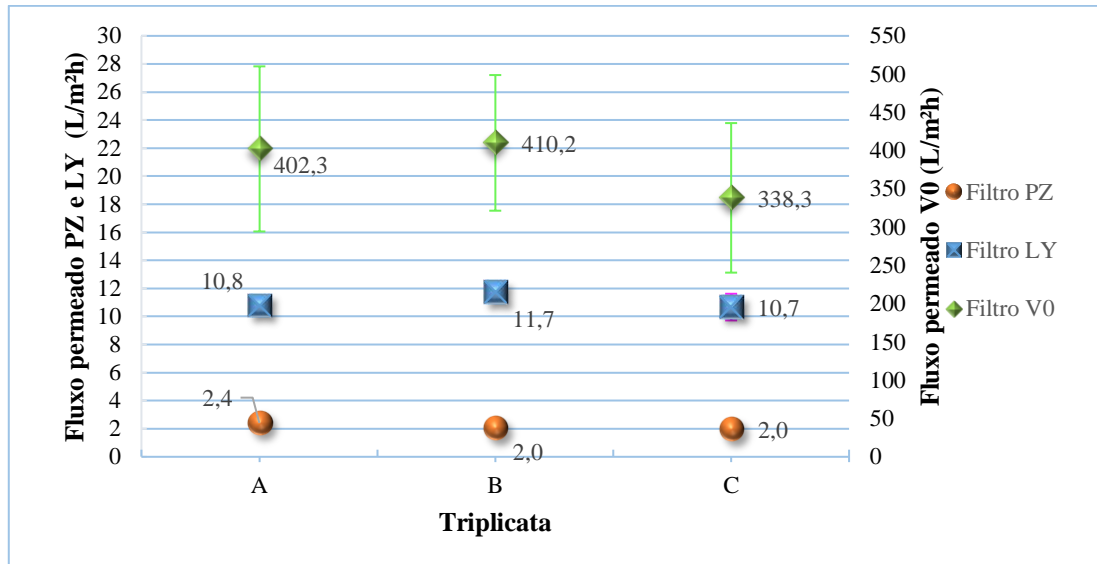
O Sistema M operou com água deionizada durante quatro dias, do dia 6 de novembro de 2020 a 10 de novembro de 2020. O fluxo médio em água limpa para cada uma das membranas no Sistema M durante o tempo de funcionamento é apresentado na Tabela 5.2.

Tabela 5.2 - Fluxo médio em água deionizada nas diferentes membranas durante filtração com carga hidráulica de 0,7 m.c.a. a 20°C – Sistema M.

Membrana	Fluxo permeado (L/m ² h)
UF 30 kDa	$2,1 \pm 0,3$
UF 100 kDa	$11,1 \pm 0,8$
MF 0,2 μm	383 ± 91

O valor médio do fluxo permeado em cada uma das triplicatas (A, B e C) dos diferentes tipos de membranas e seus respectivos desvios padrões são apresentados na Figura 5.3. O Sistema M apresentou menor variação nos valores de fluxos permeados entre as triplicatas de mesma membrana, para os filtros PZ e LY, assim como os desvios padrões, se comparado aos valores do Sistema A.

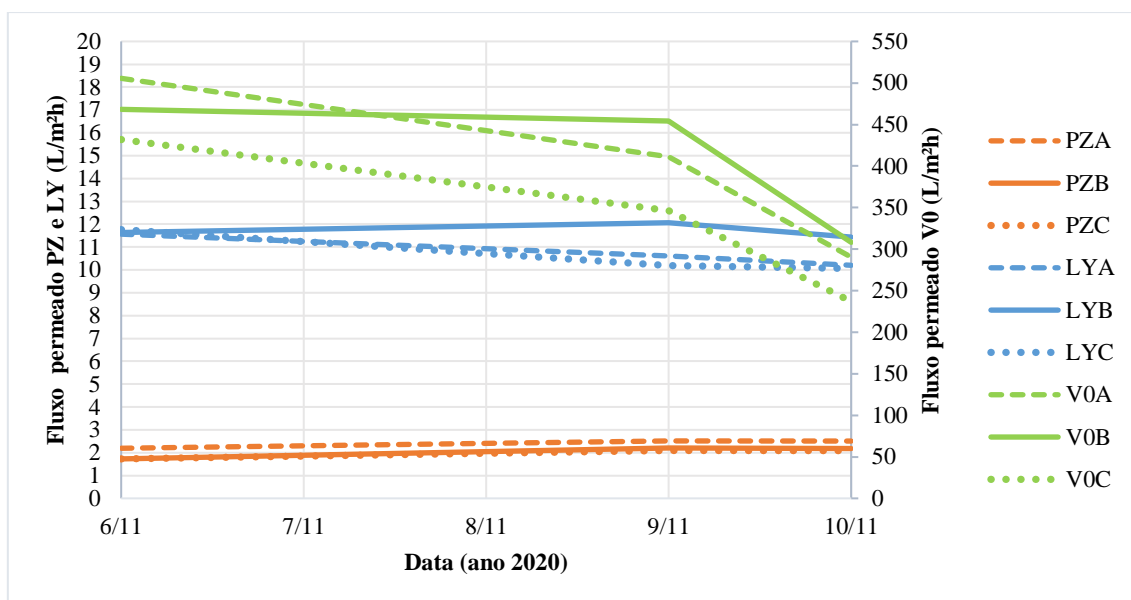
Figura 5.3 - Fluxo permeado médio em água deionizada para cada triplicata durante filtração com diferentes membranas e carga hidráulica de 0,7 m.c.a. – Sistema M.



Devido ao elevado fluxo, a diferença observada entre os valores das triplicatas “A”, “B” e “C” do filtro V0 pode parecer grande, entretanto o teste estatístico ANOVA com um fator revelou um valor de p de 64%, indicando que a média entre elas são iguais. Além disso, houve maior variação nos dados de fluxo permeado dentro de cada triplicata de V0 ao longo do tempo de amostragem, justificando seu elevado desvio padrão. As triplicatas dos filtros PZ e LY também foram estatisticamente semelhantes em cada tipo de membrana.

As medidas de fluxos registradas ao longo do tempo de funcionamento para cada módulo podem ser observadas na Figura 5.4. No dia 10 de novembro nota-se significativo decaimento no fluxo permeado nos módulos do filtro V0, que empregam membranas de MF com tamanho de poro de 0,2 μm , correspondendo a cerca de 30% de redução em relação ao dia anterior.

Figura 5.4 - Série temporal do fluxo permeado em água deionizada para cada triplicata durante filtração com diferentes membranas – Sistema M.



A dependência entre a temperatura da água e o fluxo permeado apresentou um coeficiente de correlação média para cada tipo de membrana apresentado na Tabela 5.3. A relação entre a temperatura da água e a quantidade de líquido filtrado entre as membranas de maior tamanho de poro/ massa molar de corte apresentaram fraca correlação negativa, enquanto para a membrana que empregou a menor massa molar de corte (filtro PZ) mostrou grande influência da temperatura da água no fluxo permeado, ou seja, um incremento na temperatura elevou a quantidade de água que passa através da membrana.

Tabela 5.3 - Correlação entre temperatura da água e fluxo permeado em água deionizada – Sistema M.

Membrana	Correlação
UF 30 kDa (PZ)	~ 1
UF 100 kDa (LY)	-0,58
MF 0,2 μm (V0)	-0,68

Assim como ocorreu no Sistema A, os fluxos gerados pelas membranas de UF de 100 kDa e MF de 0,2 μm podem ter apresentado pouca correlação com a temperatura da água, neste primeiro momento, devido ao início da formação de um biofilme, que pode ser evidenciada pela diminuição do fluxo permeado ao longo do tempo de filtração (Figura 5.4). Já o filtro PZ, que mostrou pouca variação do fluxo, indicando baixa formação de biofilme, teve seu fluxo permeado influenciado principalmente pela temperatura, a qual interfere na viscosidade da água.

5.2. CARACTERIZAÇÃO GERAL DO CONJUNTO DE DADOS

5.2.1. Sistema A

As estatísticas descritivas dos parâmetros avaliados para cada condição de contorno e a água de alimentação, composta por água de poço contaminada a 25% com efluente do decantador secundário, para a primeira fase de operação são apresentadas na Tabela 5.4 e nos gráficos de caixas da Figura 5.5 a Figura 5.23.

Tabela 5.4 - Estatística descritiva do conjunto de dados dos parâmetros avaliados no Sistema A.

Parâmetro	Estatística	Água de alimentação	Condição de contorno (Filtro)		
			50	70	100
Fluxo permeado a 20 °C (L/m ² h)	Média aritm.		4,67	4,98	7,00
	D. padrão		0,99	0,93	1,39
	Mediana		4,66	4,95	6,43
	Valor máx.		8,17	8,08	12,87
	Valor mín.		3,24	3,71	5,44
Resistência total da membrana a 20 °C (1/m)	Média aritm.		4,0x10 ¹²	5,1x10 ¹²	5,2x10 ¹²
	D. padrão		8,0x10 ¹¹	8,6x10 ¹¹	8,1x10 ¹¹
	Mediana		3,8x10 ¹²	5,0x10 ¹²	5,5x10 ¹²
	Valor máx.		5,5x10 ¹²	6,7x10 ¹²	6,5x10 ¹²
	Valor mín.		2,2x10 ¹²	3,1x10 ¹²	2,8x10 ¹²
Temperatura da água (°C)	Média aritm.	21,1	21,1	21,1	20,7
	D. padrão	1,9	1,7	1,6	1,8
	Mediana	21,1	21,3	21,3	20,9
	Valor máx.	24,2	23,8	23,8	23,5
	Valor mín.	17,0	17,8	17,8	17,1
pH	Média aritm.	7,42	7,90	7,88	7,61
	D. padrão	0,16	0,11	0,09	0,15
	Mediana	7,42	7,92	7,88	7,61
	Valor máx.	7,73	8,04	8,08	7,95
	Valor mín.	7,13	7,28	7,55	7,29
Turbidez (UNT)	Média aritm.	2,94	0,84	0,76	1,47
	D. padrão	1,78	0,71	0,47	0,81
	Mediana	2,39	0,60	0,62	1,40
	Valor máx.	8,78	5,04	3,98	3,97
	Valor mín.	0,56	0,30	0,35	0,25
COT (mg/L)	Média aritm.	2,02	1,61	1,77	1,79
	D. padrão	0,92	0,86	1,05	0,80
	Mediana	1,96	1,43	1,45	1,63
	Valor máx.	4,03	4,77	4,79	3,85
	Valor mín.	0,32	0,34	0,21	0,36

Tabela 5.4 - Estatística descritiva do conjunto de dados dos parâmetros avaliados no Sistema A.

(continua)

Parâmetro	Estatística	Água de alimentação	Condição de contorno (Filtro)		
			50	70	100
UV ₂₅₄ (1/cm)	Média aritm.	0,09	0,06	0,06	0,08
	D. padrão	0,03	0,01	0,01	0,02
	Mediana	0,09	0,06	0,06	0,08
	Valor máx.	0,14	0,09	0,09	0,13
	Valor mín.	0,04	0,04	0,04	0,03
CE (µS/cm)	Média aritm.	324	319	324	324
	D. padrão	6,9	9,1	8,8	7,9
	Mediana	325	322	324	325
	Valor máx.	333	329	340	334
	Valor mín.	313	297	308	311
SDT (mg/L)	Média aritm.	215	213	215	216
	D. padrão	4,7	6,0	5,9	5,1
	Mediana	217	214	216	218
	Valor máx.	222	219	227	223
	Valor mín.	207	198	205	208
Cor aparente (mg Pt-Co/L)	Média aritm.	90	29	26	45
	D. padrão	53,3	12,7	9,8	21,4
	Mediana	68	24	27	44
	Valor máx.	189	74	50	84
	Valor mín.	23	18	6	13
Alcalinidade (mg/L CaCO ₃)	Média aritm.	48	46	47	48
	D. padrão	2,9	1,4	2,1	2,6
	Mediana	49	46	46	48
	Valor máx.	50	49	50	53
	Valor mín.	44	45	44	44
Fluoreto (mg/L)	Média aritm.	0,36	0,27	0,27	0,28
	D. padrão	0,04	0,13	0,12	0,16
	Mediana	0,33	0,33	0,32	0,35
	Valor máx.	0,40	0,47	0,47	0,50
	Valor mín.	0,33	0,01	0,06	0,01
Cloreto (mg/L)	Média aritm.	37	36	37	38
	D. padrão	10,2	10,8	11,1	12,1
	Mediana	33	32	32	33
	Valor máx.	59	65	64	67
	Valor mín.	21	18	20	20
Fosfato (mg/L)	Média aritm.	2,1	2,2	2,2	2,1
	D. padrão	1,1	1,1	1,0	0,9
	Mediana	2,4	2,5	2,6	2,4
	Valor máx.	4,2	4,3	4,1	4,1
	Valor mín.	0,6	0,3	0,4	0,6

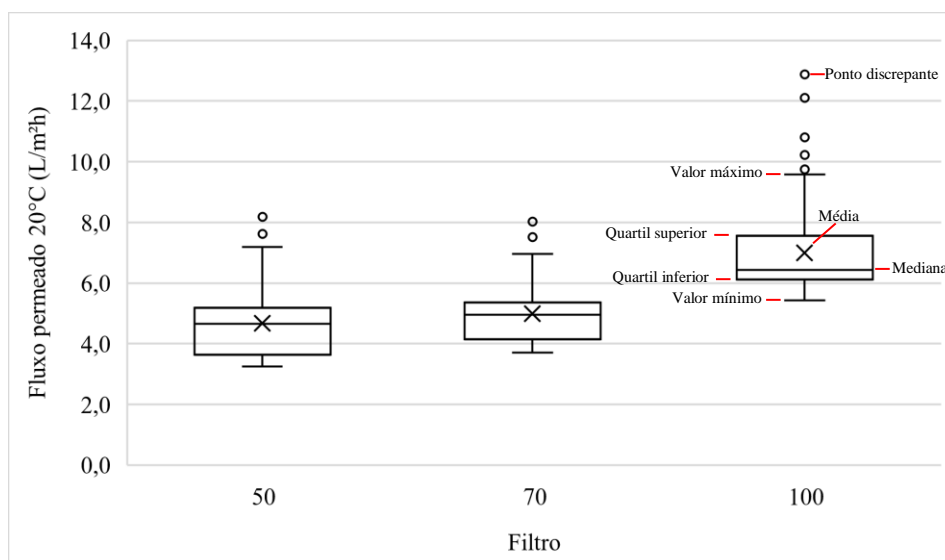
Tabela 5.4 - Estatística descritiva do conjunto de dados dos parâmetros avaliados no Sistema A.

(conclusão)

Parâmetro	Estatística	Água de alimentação	Condição de contorno (Filtro)		
			50	70	100
Sulfato (mg/L)	Média aritm.	11,4	11,6	11,6	12,0
	D. padrão	3,4	3,4	3,1	3,5
	Mediana	11,2	11,1	11,2	11,3
	Valor máx.	20,3	21,7	20,7	22,1
	Valor mín.	7,6	6,8	7,3	7,2
Coliformes totais (NMP/100 mL)	Média aritm.	12819,0	3,6	615,7	3,2
	D. padrão	9981,6	4,2	1343,1	4,1
	Mediana	12215,0	1,0	8,2	1,0
	Valor máx.	24196,0	10,0	3873,0	10,0
	Valor mín.	2650,0	1,0	1,0	1,0
<i>E. coli</i> (NMP/100 mL)	Média aritm.	959,0	1,0	1,0	1,0
	D. padrão	825,8	0	0	0
	Mediana	993,0	1,0	1,0	1,0
	Valor máx.	1750,0	1,0	1,0	1,0
	Valor mín.	100,0	1,0	1,0	1,0

Os fluxos permeados, já normalizados para a temperatura de 20 °C, tiveram os valores médios e medianos próximos entre os filtros 50 e 70. Os pontos discrepantes identificados na Figura 5.5 são referentes aos primeiros dias de funcionamento. Em especial para as cargas hidráulicas 0,5 m.c.a. e 0,7 m.c.a., os pontos fora da curva pertencem às triplicatas “C”, na qual já apresentavam fluxos consideravelmente altos durante a filtração com água deionizada (item 5.1.1). Após este período, o valor entre triplicatas do mesmo filtro passou a ser próximo.

Figura 5.5 - Gráfico de caixa para o fluxo permeado a 20 °C - Sistema A.



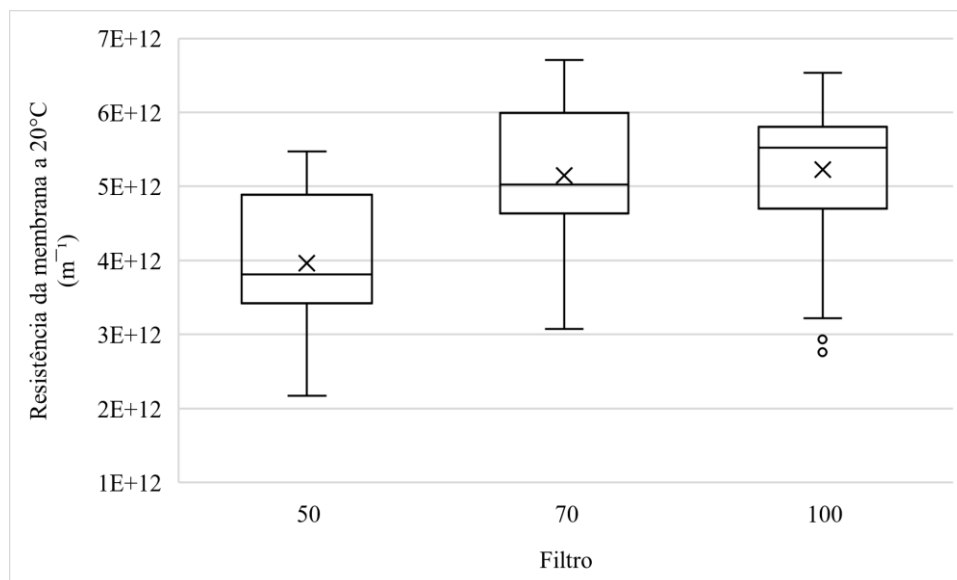
O comportamento de diminuição do fluxo e posterior estabilização a valores mais baixos com o tempo de operação é esperado para sistema de membrana operado por gravidade controlada pelo biofilme (GDMBC).

Os três conjuntos de dados apresentaram assimetrias e curtoses positivas para o fluxo permeado a 20 °C, indicando que na maior parte do tempo os dados se concentraram nos valores mais baixos e, portanto, que os valores de fluxo permeado se mantiveram constantes. Além disso, a distância entre quartis foi pequena (inferior a 1,6 L/m²h) para as três pressões aplicadas (sendo a menor no filtro 70), ou seja, 50% dos dados gerados situam-se dentro de uma pequena faixa de variação. As posições dos percentis 90% para os filtros 50, 70 e 100 são de, respectivamente, 5,9 L/m²h, 6,1 L/m²h e 8,9 L/m²h, ou seja, 90% dos dados possuem valores abaixo destes fluxos permeados.

A resistência total da membrana a 20 °C apresentou valores médios semelhantes entre os filtros 70 e 100, porém distintas medianas. As assimetrias das cargas hidráulicas 0,7 m.c.a. e 1,0 m.c.a. foram negativas, indicando que os valores resistência total da membrana mantiveram-se elevados na maior parte do tempo. Quando analisado a curtose destes, o filtro 70 apresentou valor negativo e o 100, valor positivo. Neste último caso, o pico do conjunto de dados foi menor que a distribuição normal, ou seja, eles estão mais dispersos. Portanto, o filtro 100 apresentou valores resistências da membrana menos constante ao longo do período de operação em relação aos demais filtros. Estes fatores justificam a maior mediana do filtro 100 em relação ao 70. O filtro 50 apresentou assimetria positiva e curtose negativa, ou seja, apresentou a maioria dos dados concentrados nos menores valores de resistência total da membrana.

Os valores discrepantes identificados no filtro 100 (Figura 5.6) correspondem aos primeiros dias de funcionamento da triplicata “C”, a qual apresentou os maiores valores de fluxo permeado, indicando, portanto, uma baixa resistência total da membrana. A amplitude da resistência total da membrana entre os filtros 50 e 70 foram semelhantes. De maneira geral, o filtro 70 foi o que apresentou maior resistência à passagem do fluxo de água, principalmente devido à contribuição da triplicata “A”.

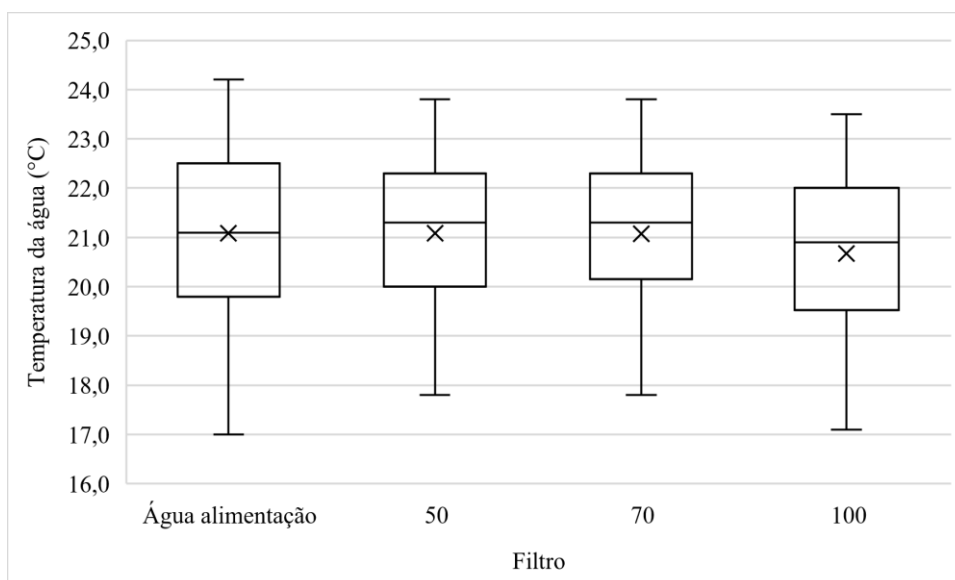
Figura 5.6 - Gráfico de caixa para a resistência total da membrana a 20 °C - Sistema A.



Os dados de temperatura registrados tanto na água de alimentação como entre as diferentes condições de contorno foram próximos entre si. Os valores médios e medianos de cada conjunto de dados também foram parecidos e a dispersão dos dados (desvio padrão) foi baixa, oscilou entre $\pm 1,64$ a $\pm 1,86$ °C, indicando que a temperatura da água se manteve constante na maior parte do tempo.

Apesar de registada uma amplitude térmica de 6 a 7 graus (Figura 5.7), 50% dos dados de temperatura da água mantiveram-se acima de 20 °C e abaixo de 23 °C. O filtro 100 registrou os valores mais baixos em comparação com os demais, enquanto os filtros 50 e 70 tiveram praticamente o mesmo comportamento.

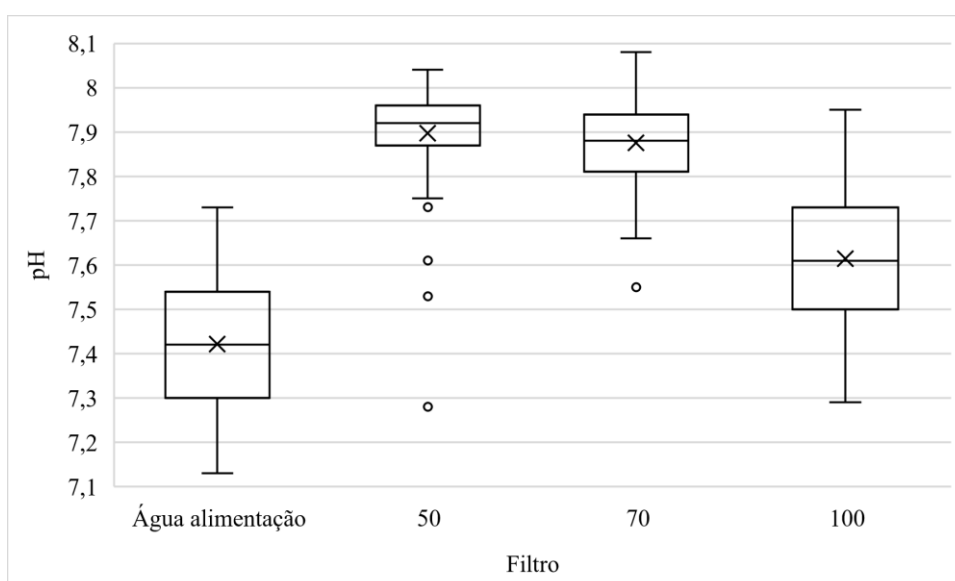
Figura 5.7 - Gráfico de caixa para a temperatura da água - Sistema A.



O pH apresentou os valores médios e medianos próximos para os conjuntos de dados da água de alimentação e filtros 70 e 100. Os pontos fora da curva no filtro 50 contribuíram para abaixar a sua média.

Os dados discrepantes identificados nos filtros 70 e 50 (Figura 5.8), apesar de fora da curva, fazem parte do conjunto de dados, pois neste dia também foram registrados os maiores valores de turbidez e concentrações de carbono orgânico total (COT).

Figura 5.8 - Gráfico de caixa para o pH - Sistema A.



Na Figura 5.8 percebe-se um incremento no valor do pH após a passagem da água pelos filtros, sendo os valores mais altos identificados nas cargas hidráulicas 0,5 m.c.a. e

0,7 m.c.a.. Além disso, a distância entre quartis no filtro 50 foi baixa e assimetria negativa e curtose positiva elevada, indicando pouca variabilidade no valor registrado e maior concentração dos dados em pH altos. Apesar da maior variabilidade nos demais conjunto de dados, se comprada com o filtro 50, os valores de pH foram próximos ao longo do tempo de operação, com desvios padrões entre $\pm 0,09$ a $\pm 0,16$ e amplitude máxima de 0,6.

Os testes de presença/ausência e quantificação de coliformes totais e *E. coli* foram realizados em dias alternados. As Figuras abaixo trazem informações apenas sobre a quantificação efetuada para estas bactérias.

Para uma melhor visualização dos dados, as concentrações de coliformes totais da água de alimentação foi apresentada separadamente dos filtros. Na Figura 5.9 é possível perceber uma grande oscilação da concentração dos coliformes totais na água de alimentação ao longo do tempo de operação, com uma amplitude maior que 20 mil NMP/100 mL. Percebeu-se que o decréscimo da concentração ocorreu de forma consecutiva ao longo das semanas, porém os fatores que contribuíram para este comportamento ainda são desconhecidos, podendo estar relacionado as características do efluente do decantador secundário.

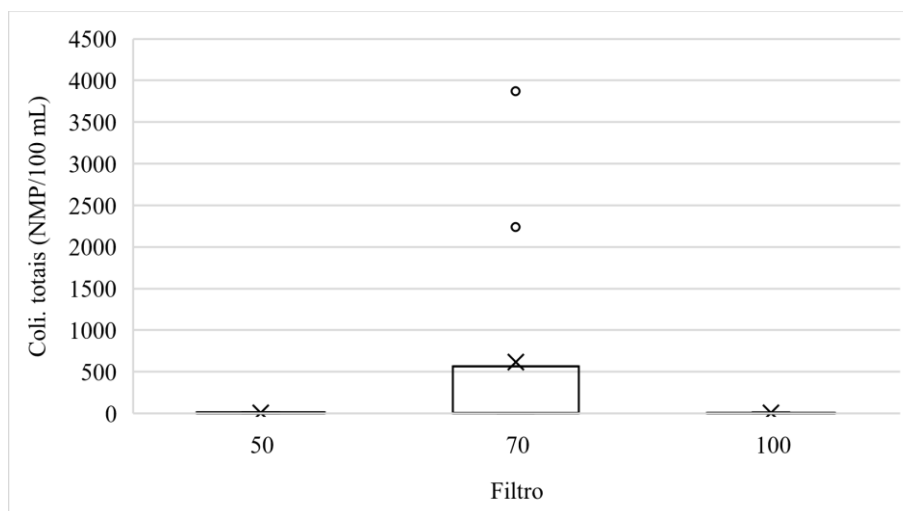
Figura 5.9 - Gráfico de caixa para coliformes totais na água de alimentação - Sistema A.



Em todos os dias de análise a triplicata “B” do filtro 70 apresentou presença de coliformes totais e concentrações significativamente elevadas em relação as demais triplicatas do mesmo filtro. Somente após 4 meses de operação se pode verificar uma concentração inferior a 10 NMP/100 mL. Em alguns casos, a concentração no filtrado do

70B apresentou valores mais elevados que a água de alimentação. Estes e demais pontos que se verificaram possíveis contaminação de materiais foram descartados das análises, resultando no comportamento apresentado na Figura 5.10.

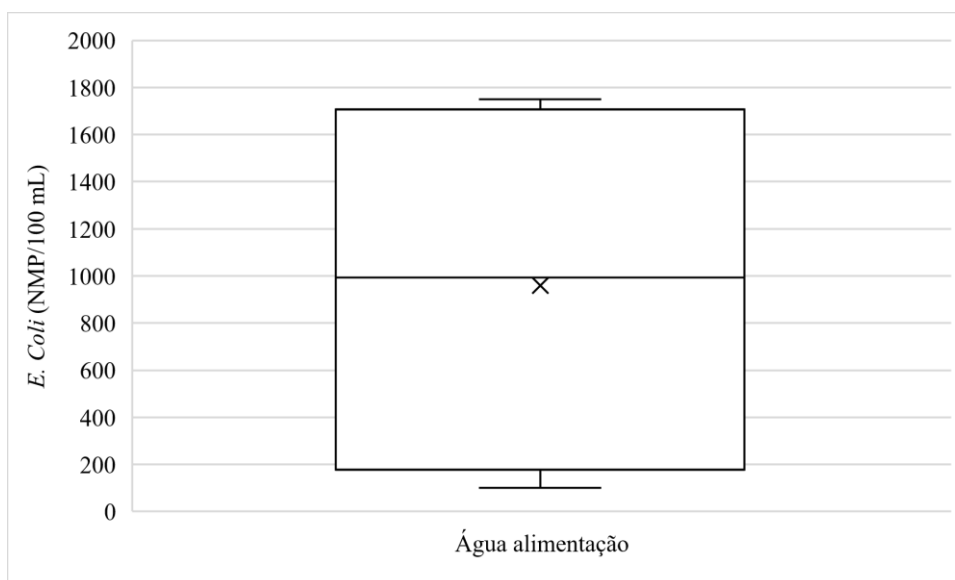
Figura 5.10 - Gráfico de caixa para coliformes totais nos filtrados - Sistema A.



Apesar de não perceptíveis na Figura 5.10, as concentrações de coliformes totais nos filtros 50 e 100 situaram-se entre 1 a 10 NMP/100 mL, sendo na maior parte do tempo com valores inferiores a 1 NMP/100 mL. Os dados discrepantes apresentados no filtro 70 são devido à triplicata 70B, nas demais triplicatas os valores oscilaram entre 1 a 10 NMP/100 mL.

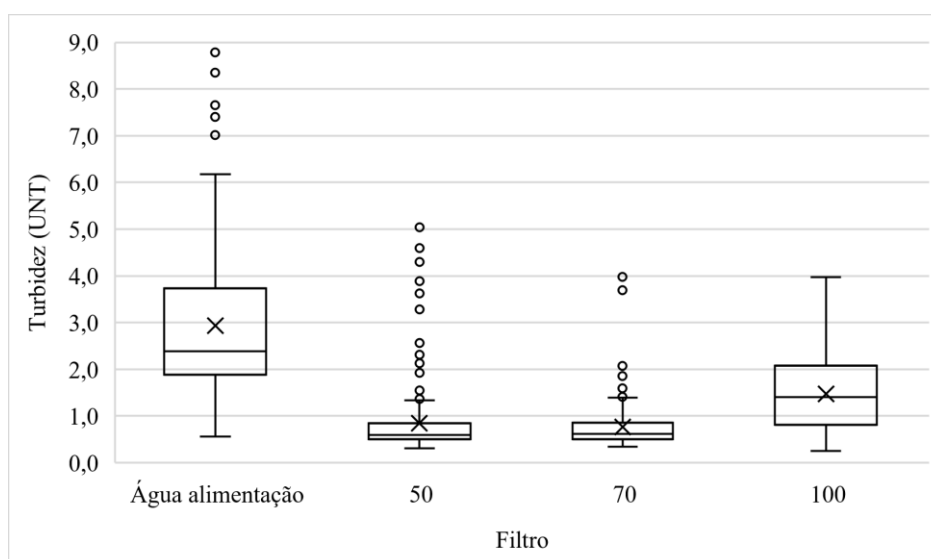
A Figura 5.11 apresenta apenas as concentrações medidas da bactéria *E. coli* na água de alimentação. Todos os filtros apresentaram valores inferiores a 1 NMP/100 mL e ausência desses microrganismos em todas as análises. Assim como ocorreu para os coliformes totais, houve diminuição contínua da concentração de *E. coli* ao longo das semanas de operação na água de alimentação. Entre o valor mais alto e o mais baixo houve uma diferença de mais de 1,6 mil NMP/100 mL.

Figura 5.11 - Gráfico de caixa para *E. coli* na água de alimentação - Sistema A.



Os dados discrepantes identificados na Figura 5.12 para a turbidez, apesar de fora da curva, fazem parte do conjunto de dados, pois eles são referentes principalmente à primeira semana de funcionamento. Além disso, os valores mais elevados de turbidez foram identificados no mesmo dia em todos os filtros e na água de alimentação.

Figura 5.12 - Gráfico de caixa para a turbidez - Sistema A.



Os filtros 50 e 70 registraram os menores dados de turbidez e apresentaram medianas próximas entre si e pequenas distancias entre quartis, conforme observado na Figura 5.12. Além disso, estes filtros possuem forte assimetria e curtose positiva. Tudo isso indica grande concentração de dados a valores baixos e pouca dispersão, sendo que 75% dos valores estão abaixo de 0,9 UNT.

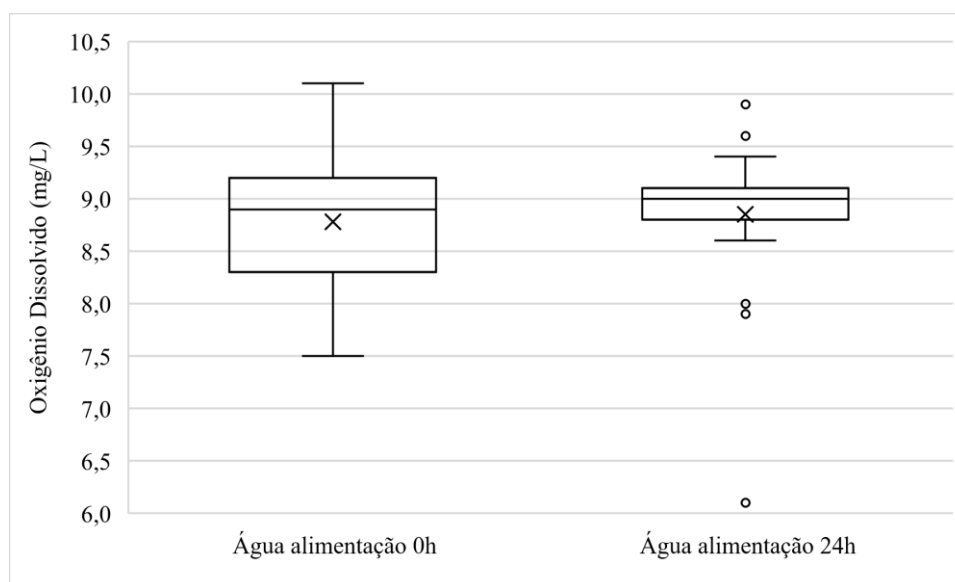
Os dados de turbidez para o filtro 100 apresentaram grande amplitude ao longo do período de funcionamento, sendo os valores mais altos registrados na primeira semana de operação e os mais baixos, na última. Na maior parte do tempo os dados encontraram-se abaixo de 1,5 UNT, porém apenas 25% registraram valores inferior a 0,8 UNT. Já para a água de alimentação, 75% dos dados registrados estão abaixo de 3,7 UNT e apenas 10% apresentaram valores inferiores a 1,1 UNT.

O oxigênio dissolvido (OD) foi medido apenas na água de alimentação e em dois momentos, logo após a reposição desta no sistema e após 24 h. As estatísticas descritivas e representação em gráfico de caixas não apresentados na Tabela 5.5 e Figura 5.13.

Tabela 5.5 - Estatística descritiva do oxigênio dissolvido - Sistema A.

Parâmetro	Estatística	Água de alimentação	
		Tempo 0h	Tempo 24h
OD (mg/L)	Média aritm.	8,78	8,85
	D. padrão	0,60	0,71
	Mediana	8,90	9,00
	Valor máx.	10,10	9,90
	Valor mín.	7,50	6,10

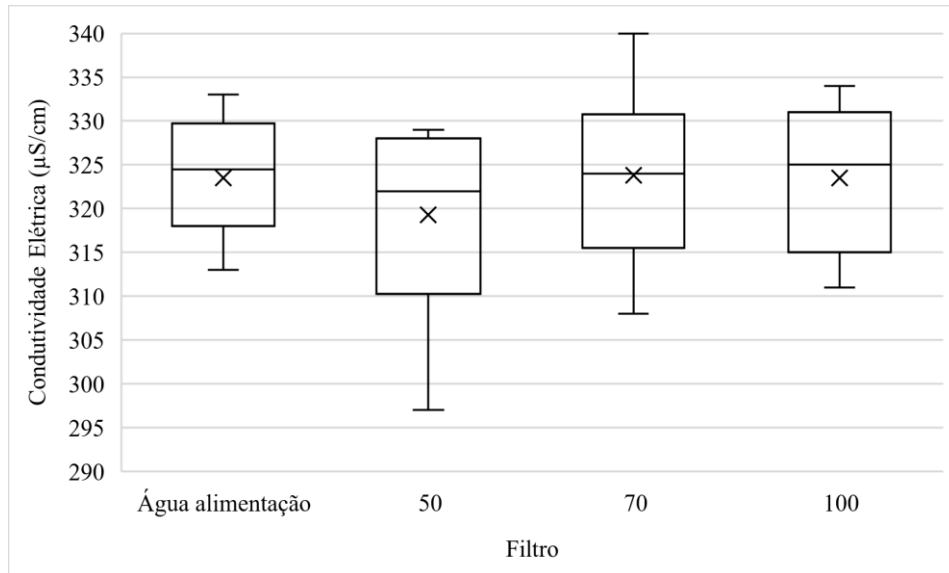
Figura 5.13 - Gráfico de caixa para o oxigênio dissolvido - Sistema A.



Os dados apontam valores médios e medianos semelhantes para o OD medido na água de alimentação nos tempos 0 h e 24 h, além de baixa desvio padrão. A água de alimentação no dia em que se registrou o ponto discrepante de 6,1 mg/L no tempo 24 h apresentou odor característico a “peixe”.

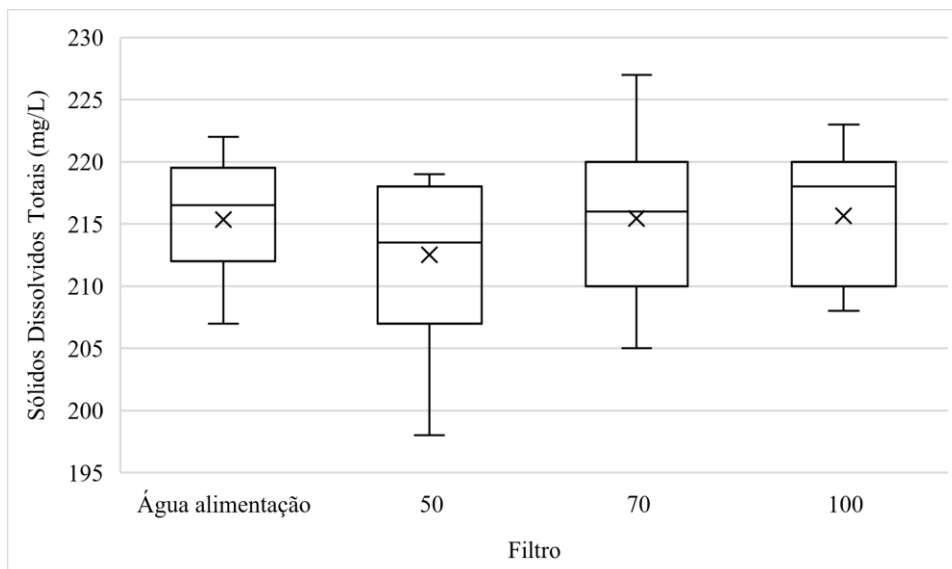
A condutividade elétrica (CE) apresentou valores médios e medianos próximos entre os filtros e a água de alimentação (Figura 5.14). Além disso, os dados também apresentaram baixa variabilidade ao longo do tempo de monitoramento, com pequenos desvios padrões e amplitudes.

Figura 5.14 - Gráfico de caixa para condutividade elétrica - Sistema A.



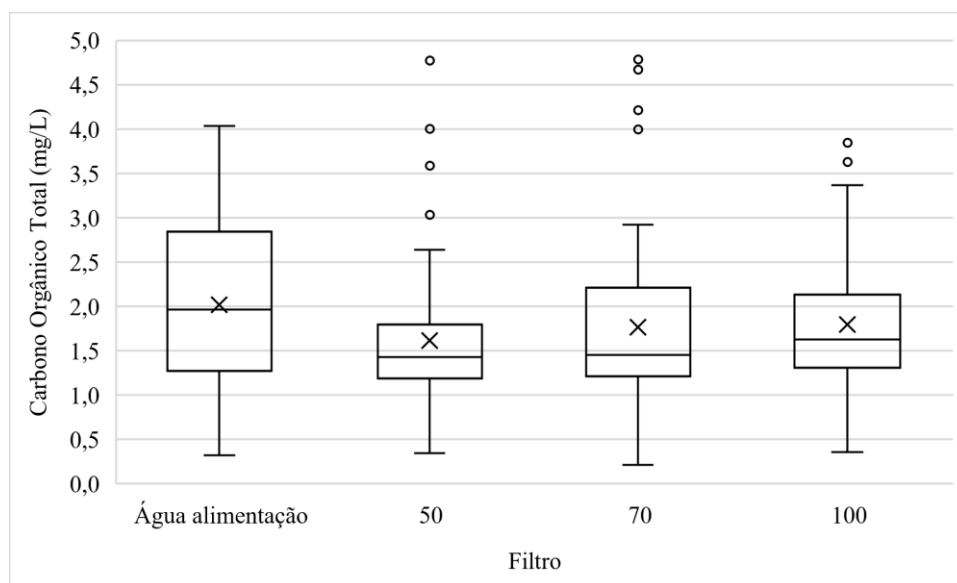
Como a concentração de sólidos dissolvidos totais (SDT) está relacionado à CE, esse parâmetro apresentou comportamento semelhante ao descrito para CE, conforme visto na Figura 5.15.

Figura 5.15 - Gráfico de caixa para sólidos dissolvidos totais - Sistema A.



Os dados extremamente discrepantes de COT foram excluídos, pois possivelmente tratava de contaminação cruzada, uma vez que não se encontrou justificativa para o comportamento anômalo. A Figura 5.16 apresenta o comportamento final dos conjuntos de dados.

Figura 5.16 - Gráfico de caixa para o carbono orgânico total - Sistema A.



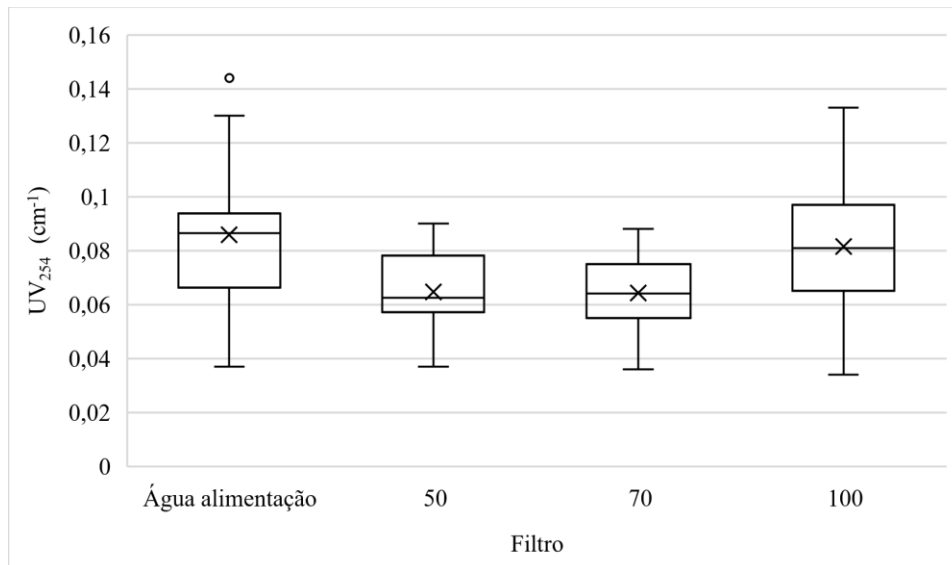
Os pontos fora da curva identificados na Figura 5.16 foram mantidos, pois, em alguns deles, todas as triplicatas e a água de alimentação apresentaram valores elevados nos mesmos dias, ou seja, foram proporcionalmente altos. Aqueles dados discrepantes que registraram valores semelhantes de concentração de COT em dias consecutivos em um mesmo filtro também foram permanecidos, apesar de proporcionalmente diferente das demais triplicatas.

A água de alimentação apresentou maiores valores médios e medianos de COT em comparação aos filtros. As cargas hidráulicas 0,5 m.c.a. e 0,7 m.c.a. apresentaram valores medianos semelhantes entre si. Os três filtros apresentaram assimetria positiva, indicando que a maioria dos dados estão concentrados a valores mais baixos. No filtro 50, que apresentou as menores concentrações, 75% dos valores estão abaixo de 1,8 mg/L e apenas 10% estão acima de 2,6 mg/L. No caso do filtro 100, 10% dos valores estão acima de 3,2 mg/L. O filtro 70 apresentou maior variabilidade nos dados registrados, conforme observado na distância entre quartis.

Com relação ao UV_{254} , os valores médios e medianos foram próximos para cada filtro e água de alimentação. As cargas hidráulicas 0,5 m.c.a. e 0,7 m.c.a. registraram as menores absorvâncias e amplitudes. A água de alimentação e o filtro 100 apresentaram

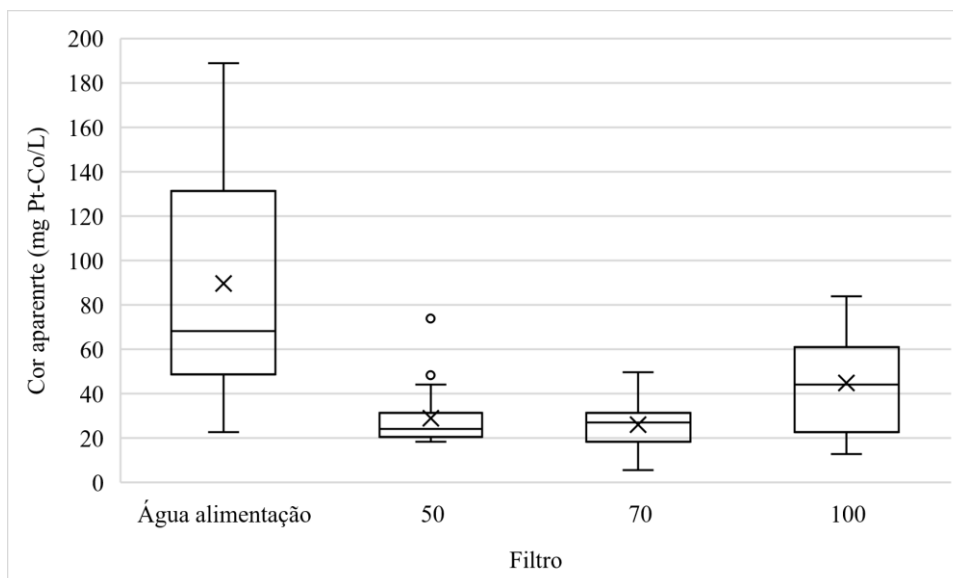
maior variabilidade dos registros se comparado com os demais. O dado discrepante identificado na água de alimentação (Figura 5.17) corresponde ao dia em que se registou o maior valor de turbidez.

Figura 5.17 - Gráfico de caixa para o UV_{254} - Sistema A.



Na Figura 5.18 são apresentadas as concentrações de cor aparente registradas nos filtros e água de alimentação. O dado discrepante mais elevado identificado no filtro 50, apesar de anômalo, faz parte do conjunto de dados, pois nesta triplicata também foi registrado turbidez e absorção de UV_{254} elevados. O outro ponto marcado como fora da curva no filtro 50 corresponde ao dia de amostragem onde verificou-se valores elevados de cor aparente para todas os filtrados.

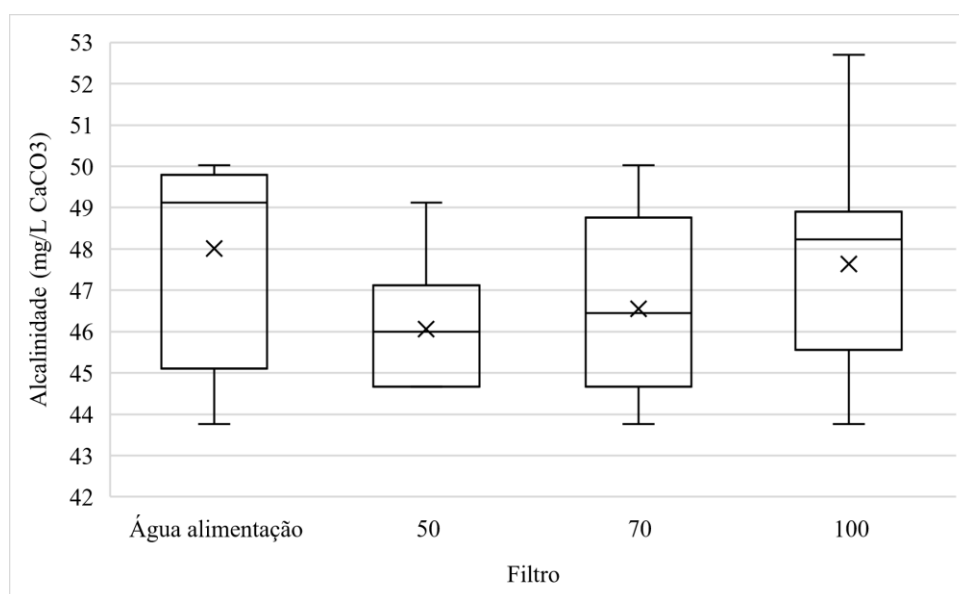
Figura 5.18 - Gráfico de caixa para a cor aparente - Sistema A.



Os filtros 50 e 70 registraram os menores valores de cor aparente e pequena distância entre quartis (Figura 5.18), indicando que os valores registrados ao longo do período de amostragem foram próximos, apesar da grande variância da concentração de cor aparente da água de alimentação.

Os valores de alcalinidade registrados ao longo do período de operação mantiveram-se praticamente constantes, com uma amplitude média de 6,5 mg/L CaCO₃ e valores médios e medianos semelhantes em cada conjunto de dados. Na Figura 5.19 observa-se que o filtro 50 apresentou os menores valores de alcalinidade e menor variabilidade de dados. A maior dispersão dos dados no filtro 70 ocorre devido à influência da triplicata 70A, a qual registrou alcalinidades relativamente elevadas em comparação as demais. Entre os filtros, o 100 apresentou concentrações mais elevadas de alcalinidade.

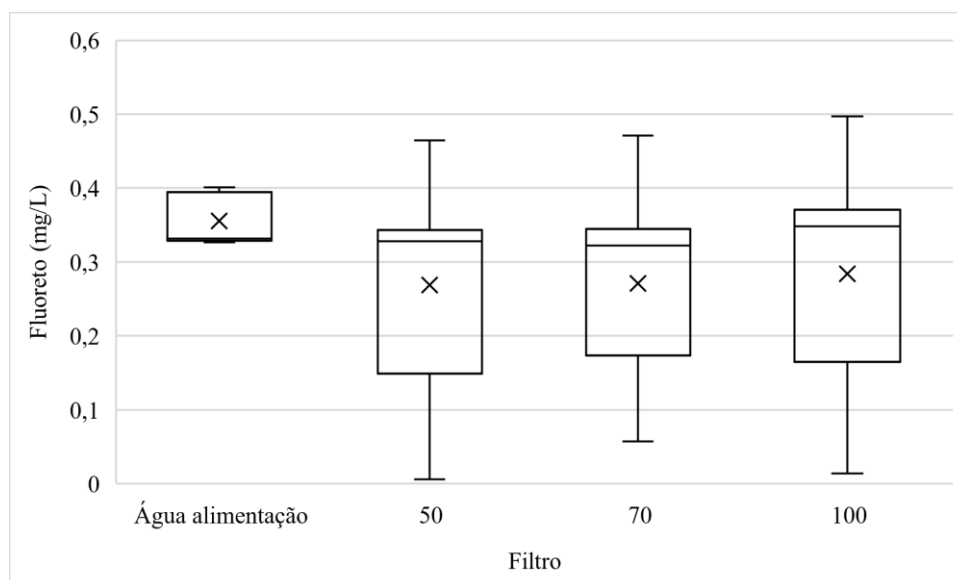
Figura 5.19 - Gráfico de caixa para a alcalinidade - Sistema A.



Durante as análises de ânions não foi identificada a presença de brometo nas amostras. Os íons nitrito e nitrato não foram apresentados devido à baixa consistência dos dados.

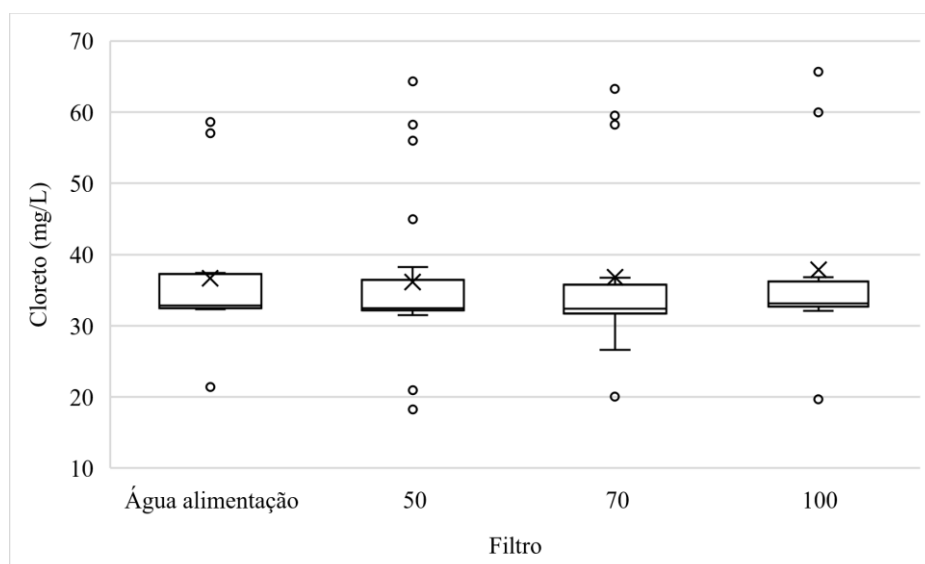
O fluoreto, que é um íon importante em termos de saúde, apresentou valores médios e medianos semelhantes entre os três filtros, além de assimetria negativa, ou seja, grande parte dos dados encontram-se a concentrações mais elevadas de fluoreto. Os valores encontrados na água de alimentação apresentaram média mais elevada em comparação aos filtros, porém similar mediana; além disso a amplitude dos dados foi pequena, conforme observado na Figura 5.20.

Figura 5.20 - Gráfico de caixa para o fluoreto - Sistema A.



Os dados discrepantes identificados na Figura 5.21 para o cloreto ocorreram nos mesmos dias, ou seja, os dados foram proporcionalmente altos/baixos em todos os filtros e água de alimentação. Os valores médios e medianos para os quatro conjuntos de dados foram semelhantes entre si; assim como a distância entre quartis, que foram pequenas. A maioria dos dados concentraram-se entre uma faixa média de 32,3 mg/L a 36,4 mg/L.

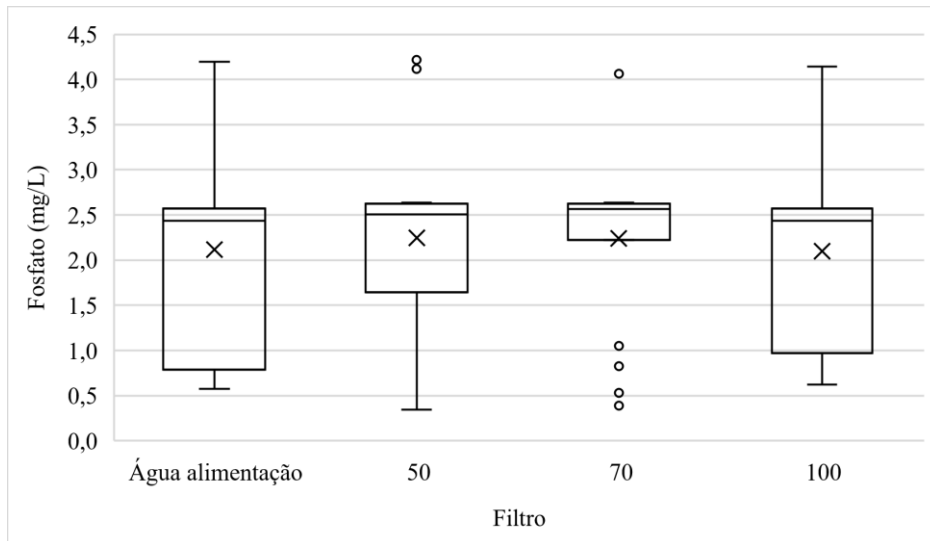
Figura 5.21 - Gráfico de caixa para o cloreto - Sistema A.



Na Figura 5.22 são apresentadas as concentrações de fosfato na água de alimentação e filtrados. Os pontos fora da curva mais elevados correspondem às primeiras semanas de funcionamento e os mais baixos, às últimas. Assim como para o cloreto, os

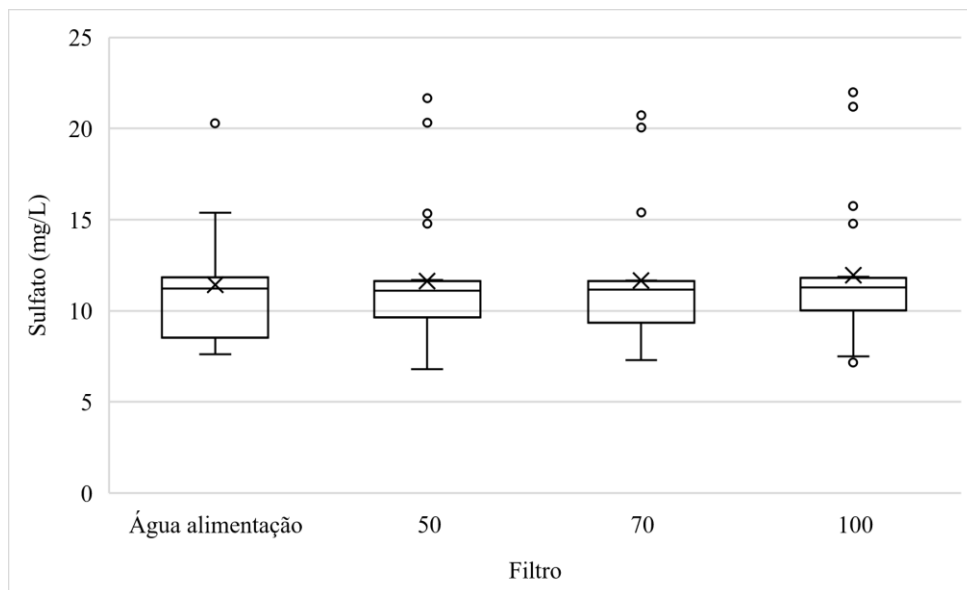
valores médios e medianos para os quatro conjuntos de dados foram semelhantes entre si, como também as amplitudes.

Figura 5.22 - Gráfico de caixa para o fosfato - Sistema A.



As concentrações de sulfato são mostradas na Figura 5.23. Os dados discrepantes foram registrados nos mesmos dias para os quatro conjuntos de dados. Assim como para os íons anteriores, os valores médios e medianos para os três filtros e a água de alimentação foram semelhantes entre si. A maioria dos dados concentraram-se entre uma faixa média de 9,4 mg/L a 11,7 mg/L.

Figura 5.23 - Gráfico de caixa para o sulfato - Sistema A.



5.2.2. Sistema M

As estatísticas descritivas dos parâmetros avaliados para cada condição de contorno e a água de alimentação para a segunda fase de operação são apresentadas na Tabela 5.6 e nos gráficos de caixas da Figura 5.24 a Figura 5.50.

Tabela 5.6 - Estatística descritiva do conjunto de dados dos parâmetros avaliados no Sistema M.

Parâmetro	Estatística	Água de alimentação	Condição de contorno (Filtro)		
			PZ	LY	V0
Fluxo permeado a 20 °C (L/m ² h)	Média aritm.		2,20	7,38	26,00
	D. padrão		0,24	1,15	18,57
	Mediana		2,08	7,20	20,97
	Valor máx.		2,65	11,89	122,08
	Valor mín.		1,93	5,74	12,59
Resistência total da membrana a 20 °C (1/m)	Média aritm.		1,1x10 ¹³	3,4x10 ¹²	1,2x10 ¹²
	D. padrão		1,2x10 ¹²	4,9x10 ¹¹	3,8x10 ¹¹
	Mediana		1,2x10 ¹³	3,5x10 ¹²	1,2x10 ¹²
	Valor máx.		1,3x10 ¹³	4,3x10 ¹²	2,0x10 ¹²
	Valor mín.		9,4x10 ¹²	2,1x10 ¹²	2,0x10 ¹¹
Temperatura da água (°C)	Média aritm.	22,4	22,3	22,2	22,1
	D. padrão	2,0	1,9	1,9	2,0
	Mediana	22,7	22,5	22,4	22,4
	Valor máx.	27,3	26,7	26,7	26,8
	Valor mín.	18,9	19,3	19,3	19,0
pH	Média aritm.	7,32	7,76	7,62	7,52
	D. padrão	0,16	0,12	0,16	0,16
	Mediana	7,32	7,79	7,66	7,51
	Valor máx.	7,70	7,96	7,90	7,83
	Valor mín.	6,99	7,39	7,12	7,01
Turbidez (UNT)	Média aritm.	6,00	1,76	0,71	0,66
	D. padrão	3,62	1,97	0,89	0,77
	Mediana	4,99	0,95	0,46	0,35
	Valor máx.	13,80	10,10	5,51	4,45
	Valor mín.	0,74	0,37	0,23	0,20
COT (mg/L)	Média aritm.	3,91	4,31	3,66	3,28
	D. padrão	3,15	3,28	2,85	2,70
	Mediana	1,96	2,11	1,85	1,68
	Valor máx.	9,56	9,98	10,49	10,45
	Valor mín.	1,50	1,18	0,43	0,37

Tabela 5.6 - Estatística descritiva do conjunto de dados dos parâmetros avaliados no Sistema M.

(continua)

Parâmetro	Estatística	Água de alimentação	Condição de contorno (Filtro)		
			PZ	LY	V0
UV ₂₅₄ (1/cm)	Média aritm.	0,19	0,14	0,11	0,11
	D. padrão	0,10	0,10	0,09	0,09
	Mediana	0,17	0,09	0,06	0,06
	Valor máx.	0,47	0,41	0,34	0,33
	Valor mín.	0,06	0,05	0,03	0,01
CE (µS/cm)	Média aritm.	501	486	491	494
	D. padrão	240	251	260	264
	Mediana	402	390	385	388
	Valor máx.	1133	1140	1186	1223
	Valor mín.	346	325	340	339
SDT (mg/L)	Média aritm.	357	348	350	352
	D. padrão	159	171	179	181
	Mediana	293	280	274	276
	Valor máx.	757	809	842	868
	Valor mín.	245	229	241	241
Cor aparente (mg Pt-Co/L)	Média aritm.	56	18	12	11
	D. padrão	61	21	16	13
	Mediana	30	10	6	8
	Valor máx.	223	125	90	66
	Valor mín.	6	0	0	0
Alcalinidade (mg/L CaCO ₃)	Média aritm.	48	45	42	41
	D. padrão	12,4	8,1	6,5	4,7
	Mediana	43	44	42	42
	Valor máx.	64	59	55	46
	Valor mín.	29	29	29	29
Fluoreto (mg/L)	Média aritm.	0,45	0,35	0,35	0,33
	D. padrão	0,46	0,21	0,22	0,25
	Mediana	0,34	0,34	0,34	0,33
	Valor máx.	1,75	1,23	1,31	1,27
	Valor mín.	0,03	0,08	0,13	0,03
Cloreto (mg/L)	Média aritm.	30,4	28,1	28,5	26,7
	D. padrão	17,5	15,4	14,7	15,0
	Mediana	39,1	38,6	37,8	37,5
	Valor máx.	49,4	43,8	41,5	41,9
	Valor mín.	5,5	4,6	5,5	5,5
Sulfato (mg/L)	Média aritm.	310,4	138,4	145,4	143,0
	D. padrão	471,3	328,1	343,9	336,1
	Mediana	11,0	6,9	9,2	10,3
	Valor máx.	941,6	940,5	976,8	941,5
	Valor mín.	1,7	1,7	1,7	1,3

Tabela 5.6 - Estatística descritiva do conjunto de dados dos parâmetros avaliados no Sistema M.

(continua)

Parâmetro	Estatística	Água de alimentação	Condição de contorno (Filtro)		
			PZ	LY	V0
Lítio (mg/L)	Média aritm.	0,026	0,026	0,026	0,026
	D. padrão	0,0005	0,0007	0,0012	0,0012
	Mediana	0,026	0,026	0,026	0,026
	Valor máx.	0,027	0,027	0,031	0,031
	Valor mín.	0,026	0,024	0,025	0,025
Sódio (mg/L)	Média aritm.	24,9	24,9	25,1	24,4
	D. padrão	11,5	10,1	10,3	11,0
	Mediana	30,8	30,2	30,3	30,4
	Valor máx.	31,8	31,5	31,5	31,8
	Valor mín.	6,1	6,1	6,1	3,0
Amônio (mg/L)	Média aritm.	0,87	0,55	0,45	0,61
	D. padrão	0,31	0,39	0,30	0,47
	Mediana	0,87	0,44	0,30	0,41
	Valor máx.	1,32	1,31	0,98	1,41
	Valor mín.	0,44	0,08	0,11	0,10
Potássio (mg/L)	Média aritm.	5,19	5,83	4,91	4,80
	D. padrão	0,38	0,67	0,12	0,22
	Mediana	5,06	5,78	4,90	4,83
	Valor máx.	5,85	7,54	5,11	5,00
	Valor mín.	4,85	4,52	4,64	3,97
Magnésio (mg/L)	Média aritm.	7,34	7,05	7,17	7,25
	D. padrão	0,23	0,25	0,20	0,19
	Mediana	7,38	7,00	7,28	7,31
	Valor máx.	7,66	7,41	7,45	7,60
	Valor mín.	7,07	6,57	6,73	6,93
Cálcio (mg/L)	Média aritm.	23,67	22,95	23,25	23,36
	D. padrão	0,37	0,83	0,21	0,22
	Mediana	23,63	23,20	23,28	23,31
	Valor máx.	24,33	23,86	23,72	23,95
	Valor mín.	23,25	20,87	22,65	23,08
CBZ (mg/L)	Média aritm.	6,07	3,72	4,46	5,13
	D. padrão	0,68	0,38	0,68	0,79
	Mediana	6,10	3,68	4,40	5,14
	Valor máx.	5,20	3,20	3,35	3,78
	Valor mín.	2,10	1,16	2,27	2,34
Coliformes totais (NMP/100 mL)	Média aritm.	3854,1	37,2	173,8	9,8
	D. padrão	8977,5	75,4	581,8	28,1
	Mediana	310,0	10,0	7,4	1,0
	Valor máx.	24196,0	307,6	2419,6	125,0
	Valor mín.	100,0	1,0	1,0	1,0

Tabela 5.6 - Estatística descritiva do conjunto de dados dos parâmetros avaliados no Sistema M.

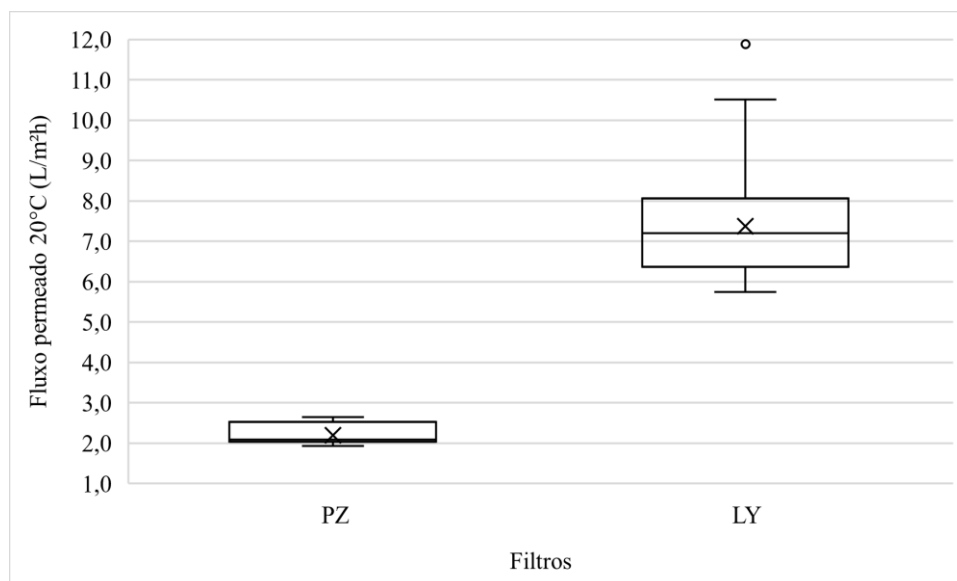
(conclusão)

Parâmetro	Estatística	Água de alimentação	Condição de contorno (Filtro)		
			PZ	LY	V0
<i>E. coli</i> (NMP/100 mL)	Média aritm.	940,3	5,7	4,3	2,1
	D. padrão	2289,2	4,6	4,5	2,8
	Mediana	100,0	10,0	1,0	1,0
	Valor máx.	6131,0	10,0	10,0	10,0
	Valor mín.	20,0	1,0	1,0	1,0

Para melhor visualização dos dados de fluxo permeado gerados para os diferentes tipos de membranas, os valores do filtro V0 foram apresentados separadamente dos demais.

Os valores médios e medianos de fluxo permeado, tanto para o filtro PZ quanto o LY, foram próximos. Conforme observado na Figura 5.24, a membrana de UF de 30 kDa (PZ) registrou baixa amplitude nos valores de fluxo permeado (0,7 L/m²h), indicando pouca variabilidade ao longo do período de monitoramento. O valor discrepante identificado na membrana UF de 100 kDa (LY) refere-se à triplicata “B” no primeiro dia de operação. Esta triplicata sempre apresentou valores mais elevados que as demais, porém, ao longo do período de funcionamento, sua diferença foi diminuindo.

Figura 5.24 - Gráfico de caixa para o fluxo permeado PZ e LY a 20 °C - Sistema M.

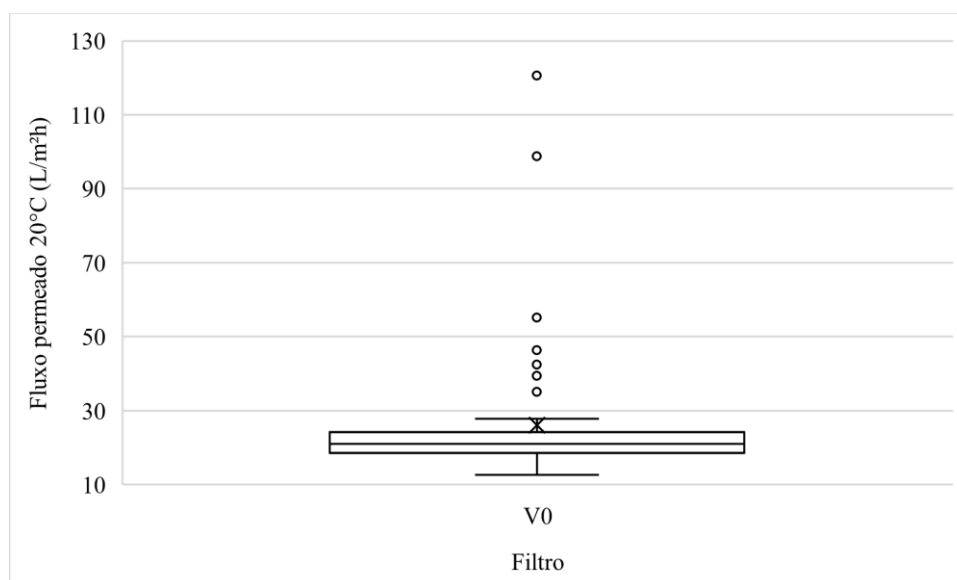


Cerca de 80% dos dados registrados de fluxo permeado no filtro LY situaram-se entre uma faixa de 6,2 L/m²h a 8,6 L/m²h; pois passados os primeiros dias de operação os valores de fluxo apresentaram pouca variabilidade. Conforme observado na Figura 5.24,

a diferença entre quartis não ultrapassou 1,7 L/m²h para a membrana de UF de 100 kDa, enquanto a amplitude atingiu valores de 6,1 L/m²h. Ambos os filtros apresentaram assimetria positiva, indicando maior concentração de dados nos valores mais baixos, o que é um comportamento esperado para sistemas GDMBC.

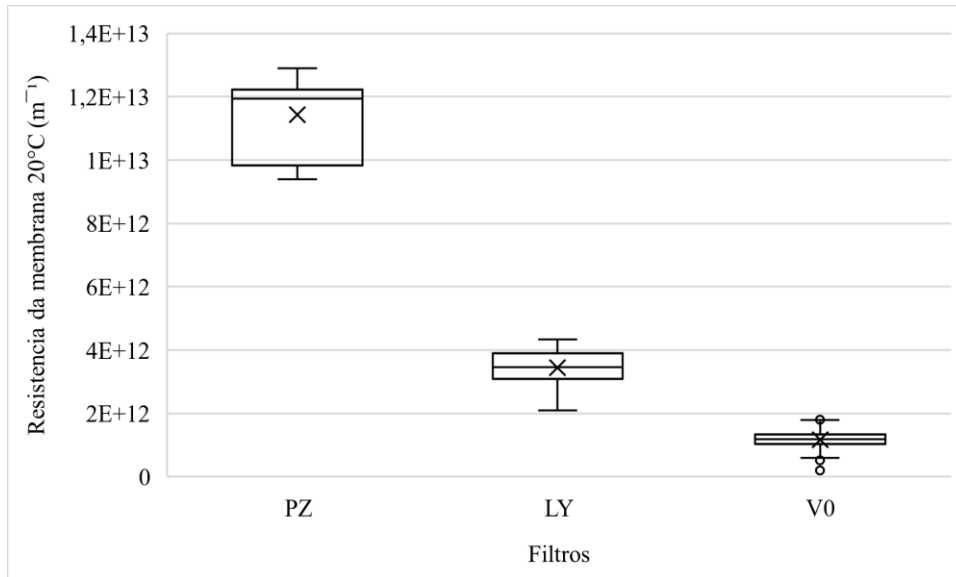
Os valores médio e mediano para o filtro V0 foram distintos, pois a média foi muito influenciada pelos pontos discrepantes elevados de fluxo permeado, portanto, o conjunto de dados do fluxo permeado no filtro V0 se distancia de uma distribuição normal, sendo melhor representado pelo seu valor mediano. Os dados discrepantes identificados referem-se aos cinco primeiros dias de operação, a qual se verificou uma queda brusca no fluxo permeado. Apesar da elevada amplitude dos dados, cerca de 110 L/m²h, observa-se uma pequena diferença entre quartis, a qual foi de cerca de 5,6 L/m²h, conforme mostrado na Figura 5.25. Assim, a maioria dos dados concentram-se a valores mais baixos de fluxo.

Figura 5.25 - Gráfico de caixa para o fluxo permeado V0 a 20 °C - Sistema M.



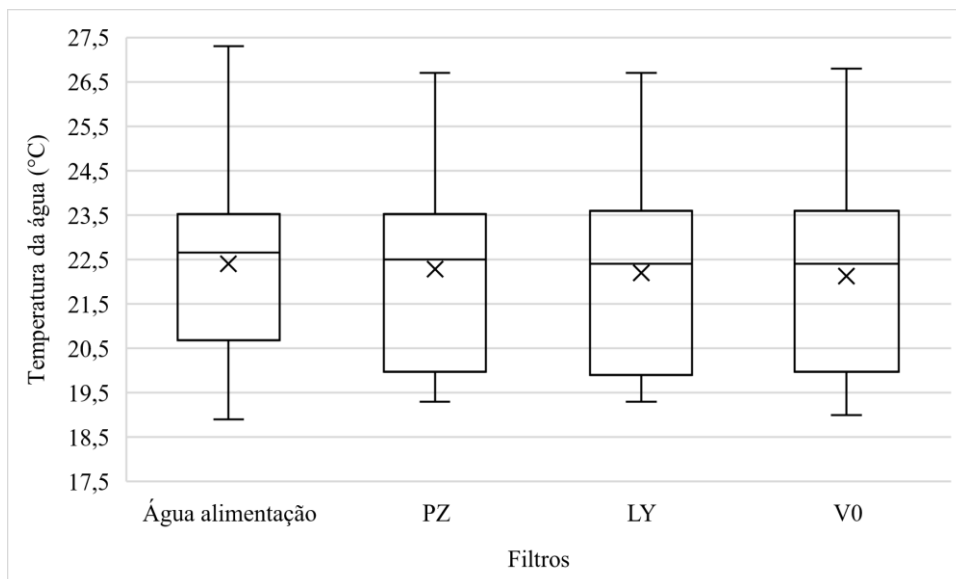
Conforme observado pela diferença entre quartis na Figura 5.26, o filtro PZ apresentou maior variabilidade de valores de resistência total da membrana, seguido pelo filtro LY e depois V0. Os dados discrepantes identificados no filtro V0 são referentes aos primeiros dias de operação (valores mais baixos) e aos últimos (valores mais elevados). Ambas as membranas apresentaram assimetria negativa, ou seja, houve maior concentração de dados nos valores mais elevados de resistência total da membrana, sendo a assimetria mais forte no filtro PZ.

Figura 5.26 - Gráfico de caixa para a resistência total da membrana a 20 °C - Sistema M.



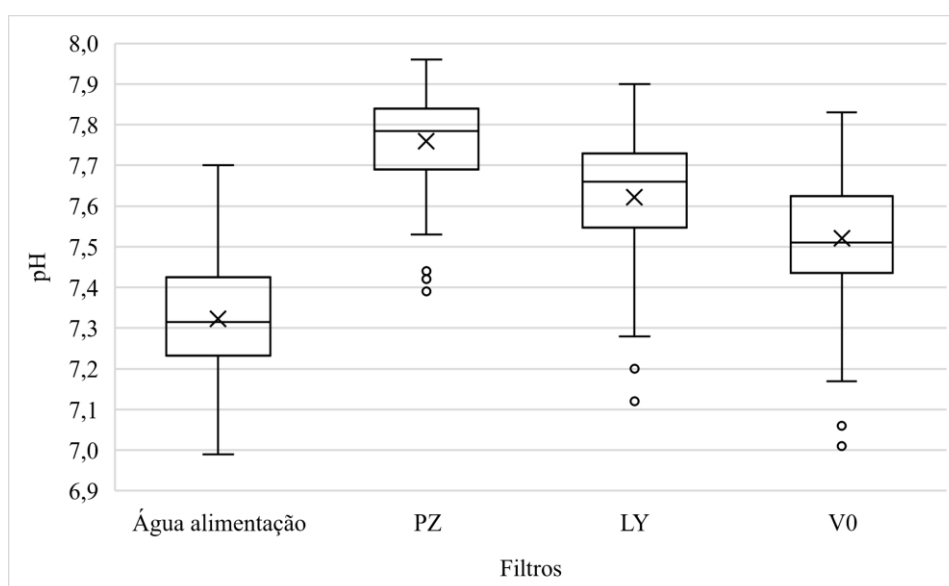
Os valores médios e medianos registrados de temperatura na água de alimentação e nos diferentes filtros foram próximos entre si e em cada conjunto de dados. Conforme apresentado na Figura 5.27, apesar de registrada uma amplitude média de cerca de 7,8 °C, a diferença entre quartis indica uma variação média de cerca de 3,4 °C, o que corresponde a uma pequena faixa de oscilação de temperatura ao longo do tempo de funcionamento, com desvio padrão médio de aproximadamente $\pm 1,96$ °C. Assim, embora não controlada a temperatura da água durante a operação da segunda fase, esta não apresentou significativa mudança, concentrando-se em uma pequena faixa de trabalho.

Figura 5.27 - Gráfico de caixa para a temperatura da água - Sistema M.



Conforme observado na Figura 5.28, houve elevação do pH após a passagem da água de alimentação pelos filtros, sendo os maiores valores registrados no filtro PZ, seguido pelo LY e V0. Entretanto, esse aumento foi na ordem de décimos de unidade de pH, portanto os valores foram próximos entre si. Os pontos fora da curva mais baixos identificados nos três filtros foram registrados todos no mesmo dia de operação, que foi o último (22/01/21). O valor discrepante de 7,39 do filtro PZ foi identificado na triplicata “B”, e neste dia também foram registrados valores anormalmente elevados de turbidez e UV₂₅₄. O mesmo também foi verificado para o dado discrepante de 7,20 para o filtro LY.

Figura 5.28 - Gráfico de caixa para o pH - Sistema M.



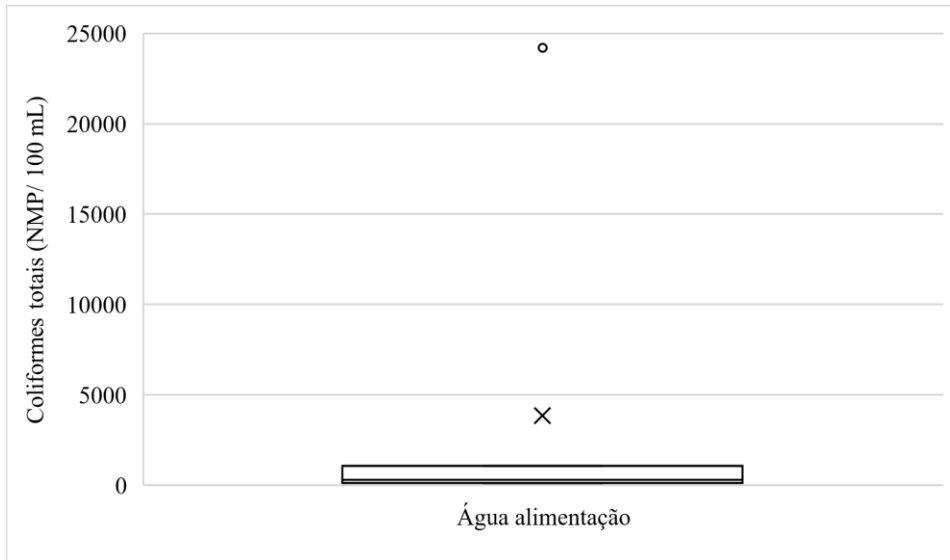
As amplitudes dos valores de pH registrados ficaram entre 0,82 (para o filtro V0) a 0,57 (para o filtro PZ), sendo que 50% dos dados tiveram oscilação média de cerca de 0,18 unidades de pH, conforme apresentado pela distância entre quartis na Figura 5.28, e desvio padrão médio de aproximadamente $\pm 0,15$.

Para uma melhor visualização dos dados, os gráficos de caixas para as concentrações de coliformes totais e *E. coli* da água de alimentação foram apresentados separadamente dos filtros. As Figuras abaixo trazem apenas informações sobre a quantificação efetuada para estas bactérias, a qual foram realizadas em dias alternados aos testes de presença/ausência.

Os dados discrepantes que apresentaram concentração de coliformes totais maiores que o da água de alimentação foram excluídos das análises, pois possivelmente tratou-se de contaminação.

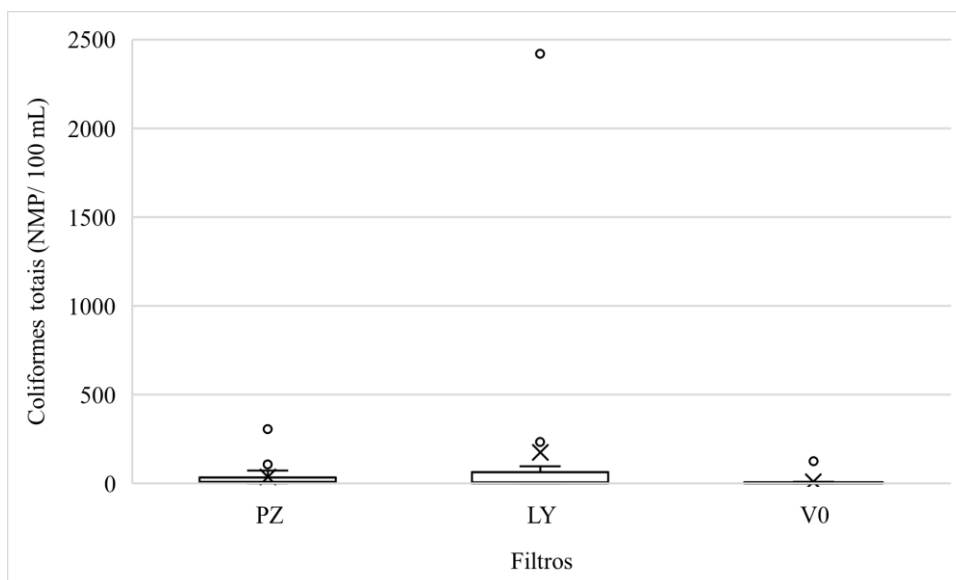
A água de alimentação apresentou grande variabilidade nas concentrações de coliformes totais ao longo do tempo de operação, oscilando entre a ordem de centenas a dezenas de milhares, sendo a maioria dos dados situados nos menores valores, conforme observado na Figura 5.29. Além disso, os valores médios e medianos foram muito distintos entre si, pois a média foi essencialmente influenciada pelo dado discrepante registrado.

Figura 5.29 - Gráfico de caixa para coliformes totais na água de alimentação - Sistema M.



Os três tipos de membranas apresentaram valores médios e medianos distintos para cada filtro (Figura 5.30). As concentrações fora da curva identificadas nos filtros PZ e LY ocorreram sempre na mesma triplicata “B” e em semanas consecutivas.

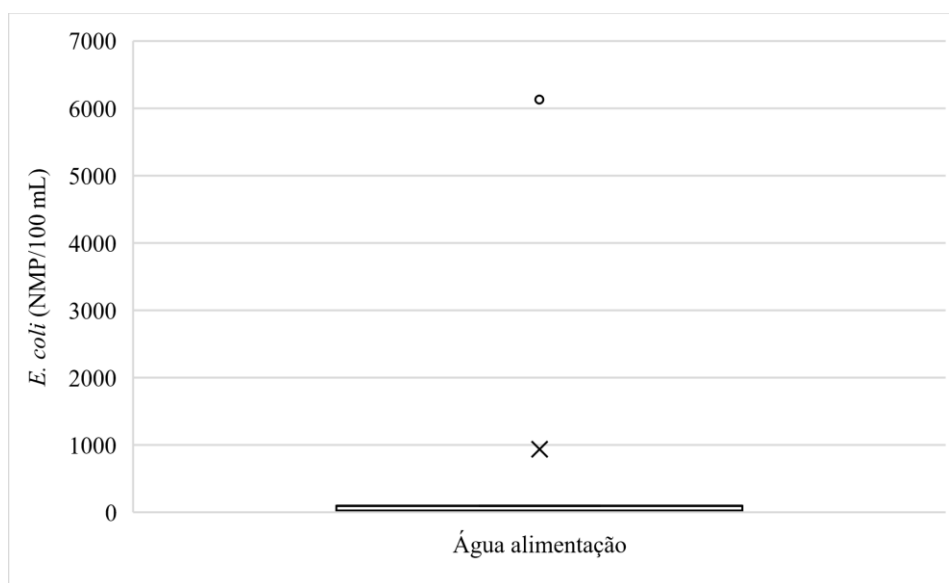
Figura 5.30 - Gráfico de caixa para coliformes totais nos filtrados - Sistema M.



De forma geral, o filtro V0 (MF de 0,2 μm) apresentou melhor desempenho se comparado aos demais, com 80% dos dados registrados situados em uma faixa entre 1 a 10 NMP/100 mL. Cerca de 50% dos dados encontraram-se entre uma faixa de 2,55 a 35 NMP/100 mL para o filtro PZ e 1,5 a 63,5 NMP/100 mL para o filtro LY. Além disso, 90% dos dados dos filtros PZ e LY apresentaram concentrações abaixo de 86,8 NMP/100 mL e 670,3 NMP/100 mL, respectivamente. O pior desempenho do filtro LY ocorreu devido à existência da concentração discrepante de 2419,6 NMP/100 mL.

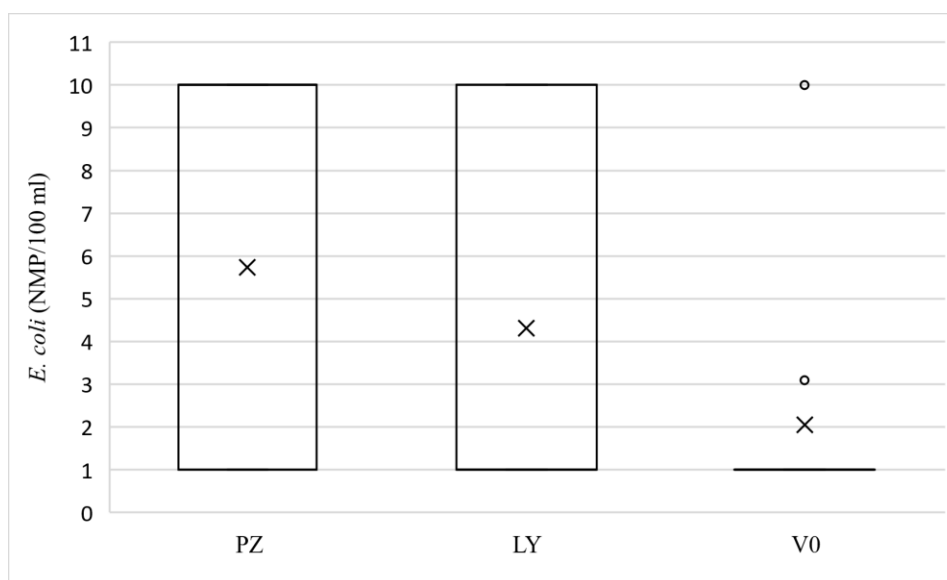
Assim como para os coliformes totais, as concentrações de *E. coli* registradas na água de alimentação também foram atipicamente baixas; com exceção de um dia, onde contabilizou-se uma concentração de 6131,0 NMP/100 mL (Figura 5.31), a qual ocorreu no mesmo dia onde foi medida a maior quantidade de coliformes totais. Por esta razão, os valores médio e mediano foram distintos entre si. Cerca de 50% dos dados situaram-se entre uma faixa de 31,0 a 100,0 NMP/100 mL.

Figura 5.31 - Gráfico de caixa para *E. coli* na água de alimentação - Sistema M.



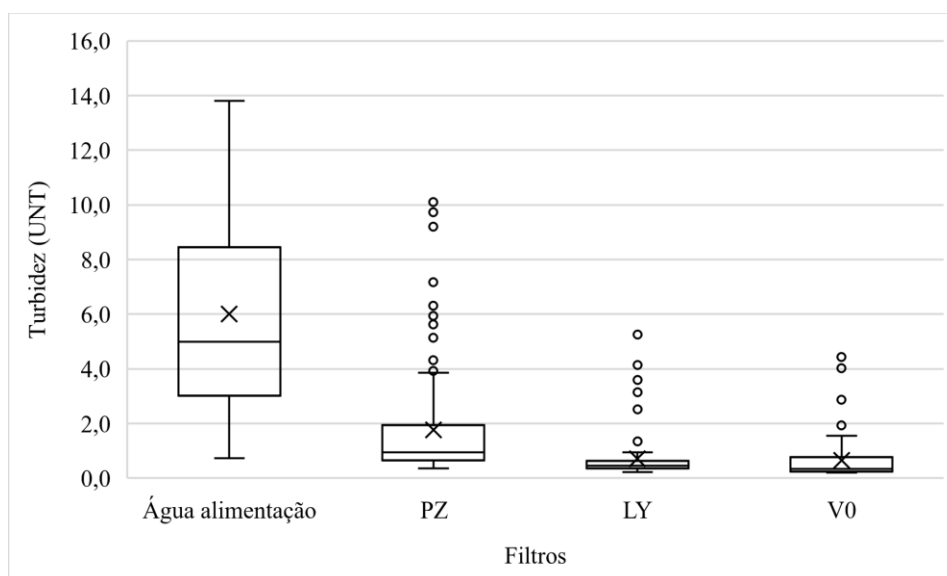
As concentrações de *E. coli* para as membranas de UF de 30 kDa (PZ) e UF de 100 kDa (LY) oscilaram entre 1 e 10 NMP/100 mL. O filtro V0 também variou entre estas faixas de valores, porém em uma triplicata registrou-se uma concentração de 3,1 NMP/100 mL (Figura 5.32).

Figura 5.32 - Gráfico de caixa para *E. coli* nos filtrados - Sistema M.



A turbidez medida na água de alimentação apresentou elevada amplitude durante o período de operação, variando cerca de 13 UNT entre o valor mais baixo ao mais alto. A metade dos dados gerados situaram-se entre uma ampla faixa de turbidez, variando de 3,0 UNT a 8,4 UNT, conforme observado na diferença entre quartis da Figura 5.33. Os valores médios e medianos verificados na água de alimentação também foram distintos.

Figura 5.33 - Gráfico de caixa para a turbidez - Sistema M.



Os valores de turbidez fora da curva identificados nos três filtros (Figura 5.33), apesar de discrepantes, fazem parte do conjunto de dados, pois nestes dias também foram verificadas elevações nas concentrações de cor aparente e UV_{254} , indicando, portanto, que

não houve falhas durante o processo de medição. Entretanto, as razões para estes comportamentos pontuais não puderam ser identificadas.

O filtro V0 registrou as menores concentrações mediana e média de turbidez, seguido do filtro LY e depois PZ. Na membrana de UF de 100 kDa, 80% dos dados situaram-se entre uma pequena faixa de variação, a qual oscilou de 0,30 a 0,84 UNT, enquanto a membrana de MF de 0,2 µm apresentou uma faixa de variação ligeiramente mais elevada, variando de 0,22 a 1,26 UNT. Já a membrana de UF de 100 kDa registrou ampla faixa de valores, com 80% dos dados localizados entre 0,51 a 4,32 UNT.

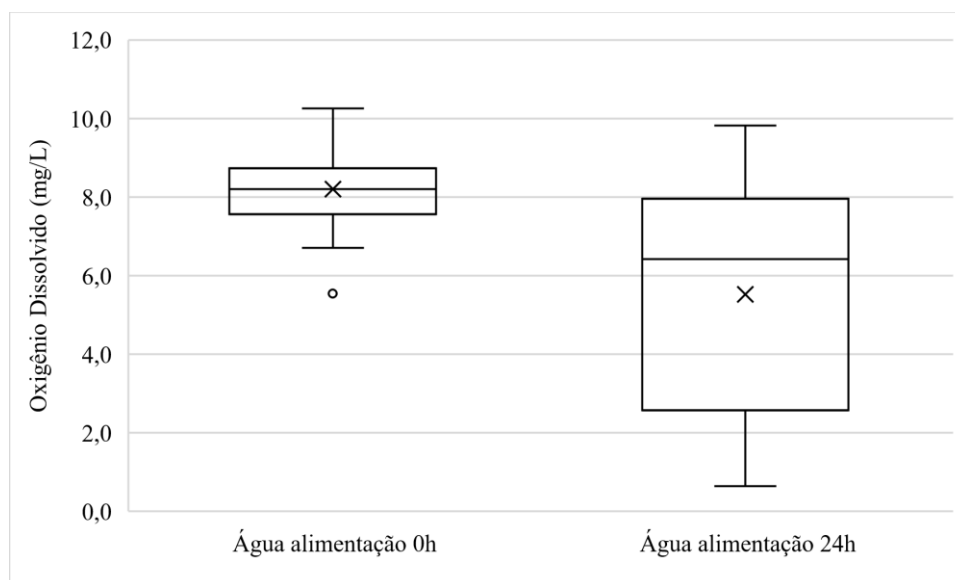
Tanto a água de alimentação quanto os filtros apresentaram assimetria positiva, indicando que na maior parte do tempo os dados se concentram a valores mais baixos de turbidez.

Como mencionado anteriormente, o OD foi medido apenas em dois momentos (0 h e 24 h) na água de alimentação. As estatísticas descritivas e representação em gráfico de caixas são apresentados na Tabela 5.7 e Figura 5.34, respectivamente.

Tabela 5.7 - Estatística descritiva do oxigênio dissolvido - Sistema M.

Parâmetro	Estatística	Água de alimentação	
		Tempo 0 h	Tempo 24 h
OD (mg/L)	Média aritm.	8,20	5,52
	D. padrão	0,94	2,97
	Mediana	8,20	6,42
	Valor máx.	10,25	9,82
	Valor mín.	5,54	0,64

Figura 5.34 - Gráfico de caixa para o oxigênio dissolvido - Sistema M.

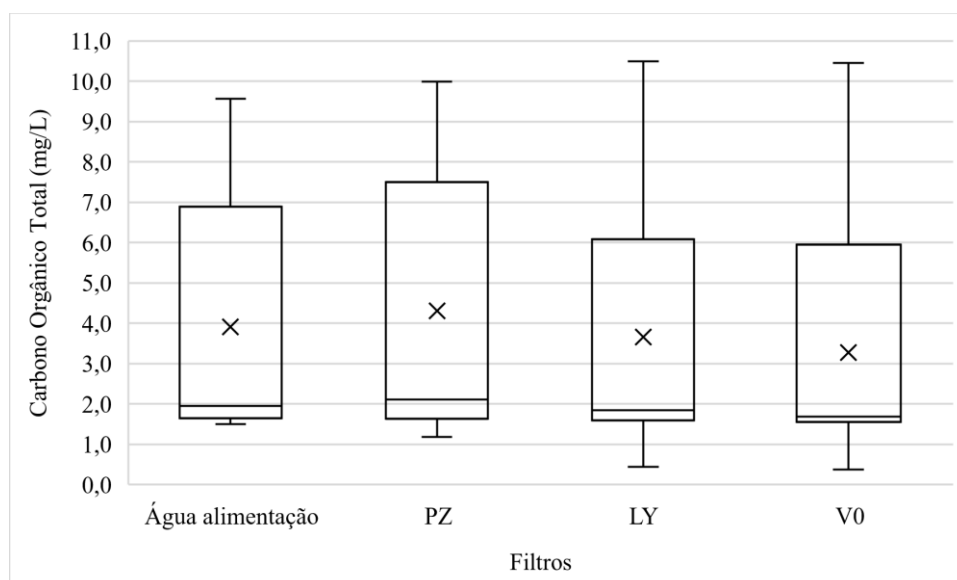


Os valores médio e mediano de OD no tempo 0 h foram muito semelhantes, enquanto no tempo 24 h foram distintos. Observou-se que menores valores de OD foram registrados após um período de 24 h se comparado com a mesma amostra no tempo 0 h. Este fenômeno não foi observado durante a operação da primeira fase, possivelmente porque a temperatura estava controlada. Percebeu-se que os dias que estavam mais quentes e com maior incidência de radiação solar registraram os menores valores de OD após 24 h. Além disso, nestes dias a água alimentação e alguns filtrados apresentaram-se mais turvos.

Conforme observado na Figura 5.34, a água de alimentação após 24 h registrou uma grande oscilação nos valores de OD medidos. Enquanto no tempo 0 h, 80% dos dados situaram-se entre uma faixa de 7,33 mg/L a 8,73 mg/L, no tempo 24 h a concentração oscilou entre 1,04 mg/L a 8,70 mg/L e 50% dos dados foram abaixo de 6,42 mg/L.

As concentrações de COT média e mediana para a água de alimentação e cada filtro foram distintos. O filtro PZ gerou os maiores valores médio e mediano, seguido da água de alimentação, do filtro LY e filtro V0. Conforme observado pela diferença entre quartis apresentado na Figura 5.35, os valores de COT apresentaram grande variabilidade de valores, com uma diferença média de 5,0 mg/L. Tanto a água de alimentação quanto os filtros apresentaram assimetria positiva, indicando maior concentração de dados nos valores mais baixos, sendo que 50% deles encontram-se abaixo de uma concentração de COT média de 1,9 mg/L.

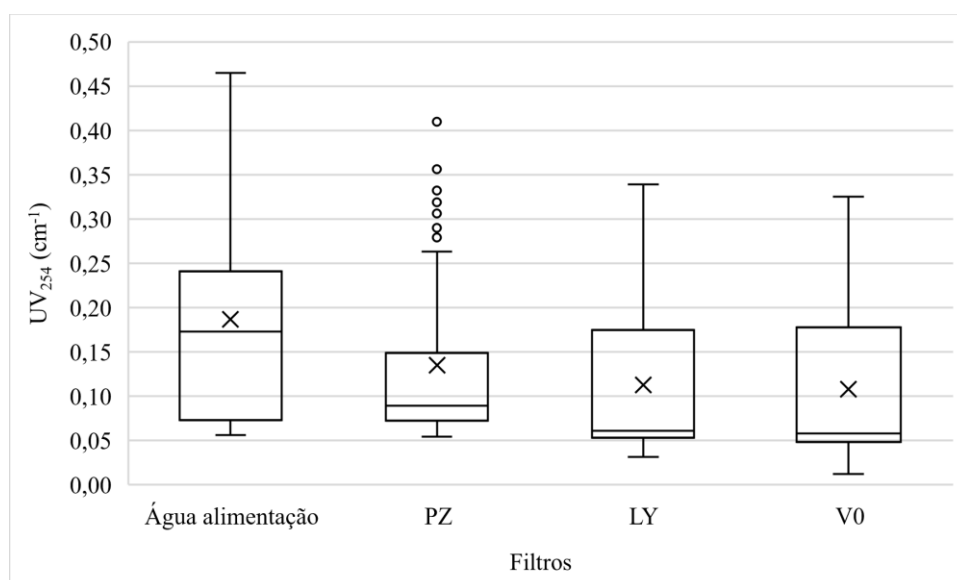
Figura 5.35 - Gráfico de caixa para o carbono orgânico total - Sistema M.



De maneira geral, a água de alimentação apresentou os maiores valores médio e mediano de absorvância UV_{254} , seguido do filtro PZ, LY e V0 (Figura 5.36).

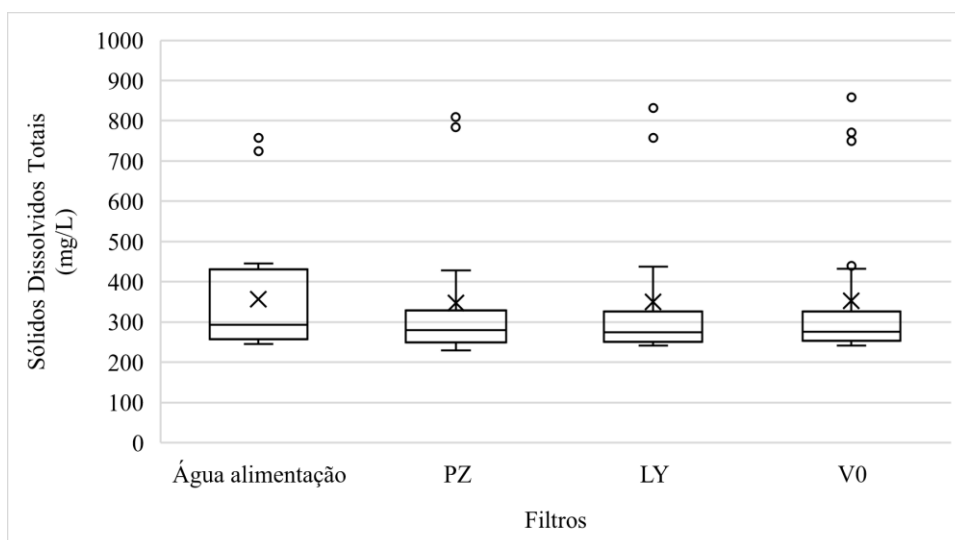
Os dados mais elevados de UV_{254} foram registrados após a inserção do contaminante carbendazim (CBZ), a qual apresentou um valor médio de todo o conjunto de dados para este período (água de alimentação e filtros) de 0,275 1/cm. Anteriormente a adição do contaminante, foi registrado um valor médio para todo o conjunto de dados de 0,082 1/cm. Por esta razão, conforme mostrado na Figura 5.36, tanto a água de alimentação quanto os filtros apresentaram elevada amplitude. Além disso, os valores discrepantes identificados no filtro PZ são referentes a esse período de adição de CBZ.

Figura 5.36 - Gráfico de caixa para o UV_{254} - Sistema M.



Assim como ocorreu nas leituras do UV_{254} , após a adição do contaminante CBZ verificou-se elevação nos dados registrados de SDT. A primeira semana de operação com o CBZ apresentou elevação média de cerca de 49% em relação à semana anterior. Na segunda, este valor passou a ser de 164% em relação a duas semanas atrás. Os dados discrepantes identificados na Figura 5.37 são referentes especialmente a segunda semana de operação com a inserção do CBZ.

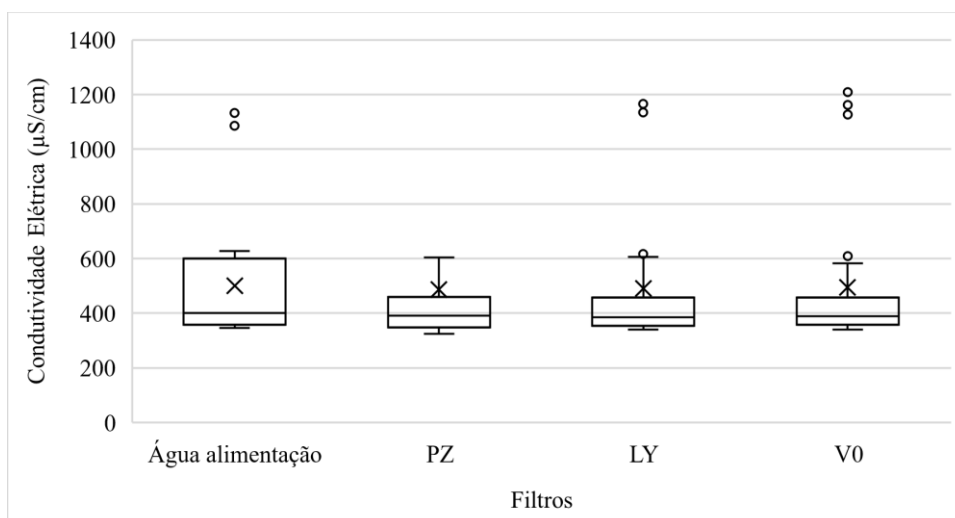
Figura 5.37 - Gráfico de caixa para os sólidos dissolvidos totais - Sistema M.



Devido à esta elevação de concentração de SDT nas últimas semanas de operação, os valores médio e mediano da água de alimentação e de cada filtro foram distintos. A água de alimentação apresentou as maiores concentrações média e mediana de SDT. O valor médio geral do conjunto de dados antes da aplicação do CBZ foi cerca de 270 mg/L e após, 626 mg/L.

Os dados de CE, mostrados na Figura 5.38, apresentaram comportamento semelhante aos de SDT, o que é esperado, pois estes dois parâmetros estão correlacionados entre si. Assim, os pontos fora da curva identificados também são referentes principalmente a segunda semana de operação com o contaminante CBZ. Os valores médio e mediano para cada filtro e a água de alimentação também foram diferentes, pois, a média é muito influenciada por estes valores mais elevados.

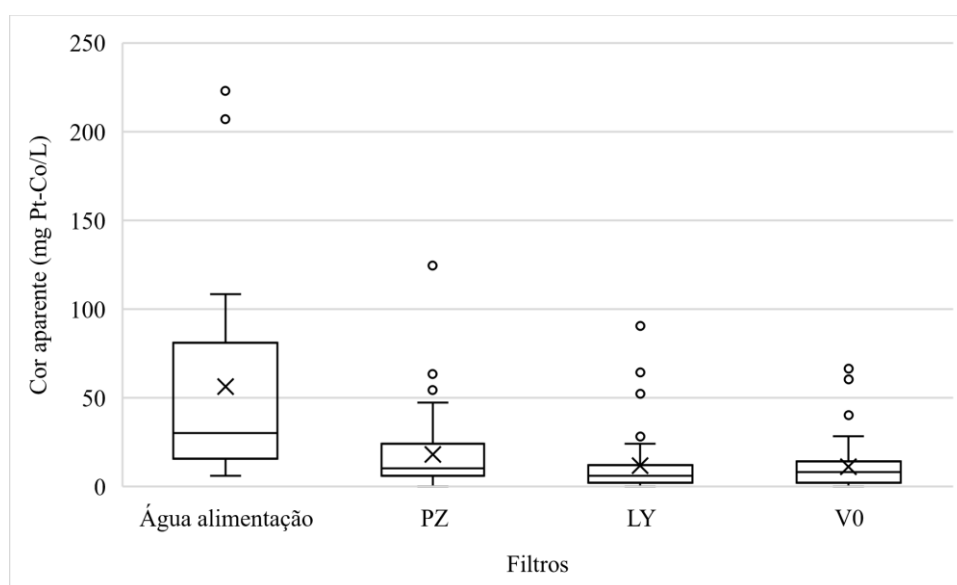
Figura 5.38 - Gráfico de caixa para a condutividade elétrica - Sistema M.



O valor médio do conjunto de dados para a CE antes da operação com CBZ foi de aproximadamente 378 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Após sua aplicação passou a ser cerca de 910 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

Os pontos fora da curva identificados na cor aparente, apesar de discrepantes fazem parte do conjunto de dados. Conforme observado na Figura 5.39, a água de alimentação gerou os maiores valores médio e mediano de cor aparente, além de apresentar maior variação nos dados registrados, a qual metade destes oscilaram entre uma faixa de 15,7 mg Pt-Co/L a 81,0 mg Pt-Co/L.

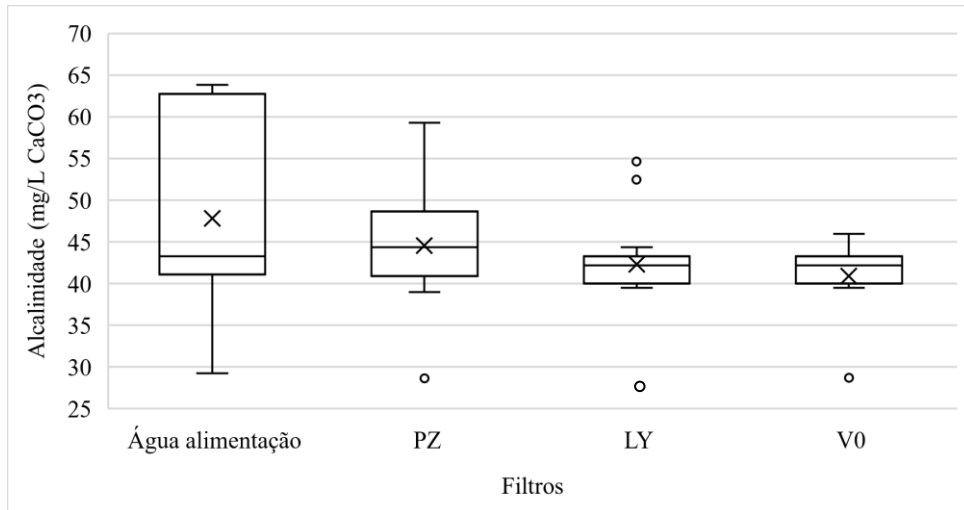
Figura 5.39 - Gráfico de caixa para a cor aparente - Sistema M.



O filtro PZ apresentou maior diferença entre quartis e valores médio e mediano em relação aos demais filtros, com 50% dos dados situados em uma faixa de 6,2 mg Pt-Co/L a 24,3 mg Pt-Co/L (Figura 5.39). Já para os filtros LY e V0, 75% dos pontos tiveram uma concentração inferior a 12,2 mg Pt-Co/L e 14,2 mg Pt-Co/L, respectivamente. Tanto a água de alimentação quanto os filtros apresentaram assimetria e curtose positivas.

Os pontos fora da curva mais baixos de alcalinidade (Figura 5.40) foram registrados no mesmo dia e em todas as amostras, o qual correspondem à primeira semana de operação com o contaminante CBZ.

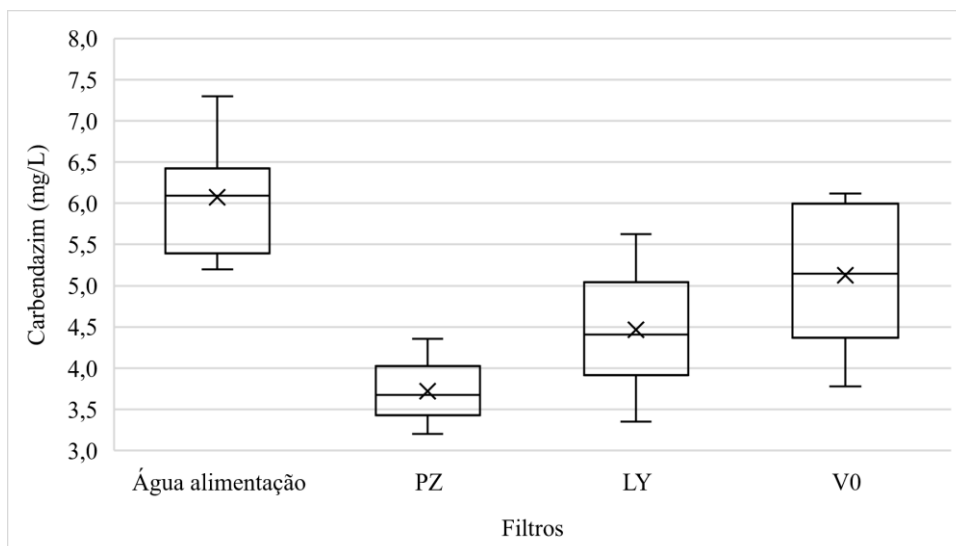
Figura 5.40 - Gráfico de caixa para a alcalinidade - Sistema M.



Tanto o filtro PZ quanto o LY apresentaram valores médio e mediano semelhantes. Dos filtros, o PZ foi o que registrou maior variação dos dados, conforme observado pela diferença entre quartis da Figura 5.40. A maior e menor amplitude ocorreram na água de alimentação e no filtro V0, respectivamente. Apesar disso, os filtros e água de alimentação apresentaram entre si valores medianos de alcalinidade próximos.

Os valores médio e mediano da concentração do contaminante CBZ registrados em cada filtro e na água de alimentação foram próximos. A água de alimentação apresentou os valores mais elevados, seguido do filtro V0, LY e PZ. Conforme observado na Figura 5.41, o filtro PZ apresentou menor distância entre quartis, indicando que 50% dos dados encontram-se em uma menor faixa de variação, enquanto o filtro V0 apresentou a maior diferença. Apesar disso, a amplitude registrada não ultrapassou duas unidades.

Figura 5.41 - Gráfico de caixa para o carbendazim - Sistema M.

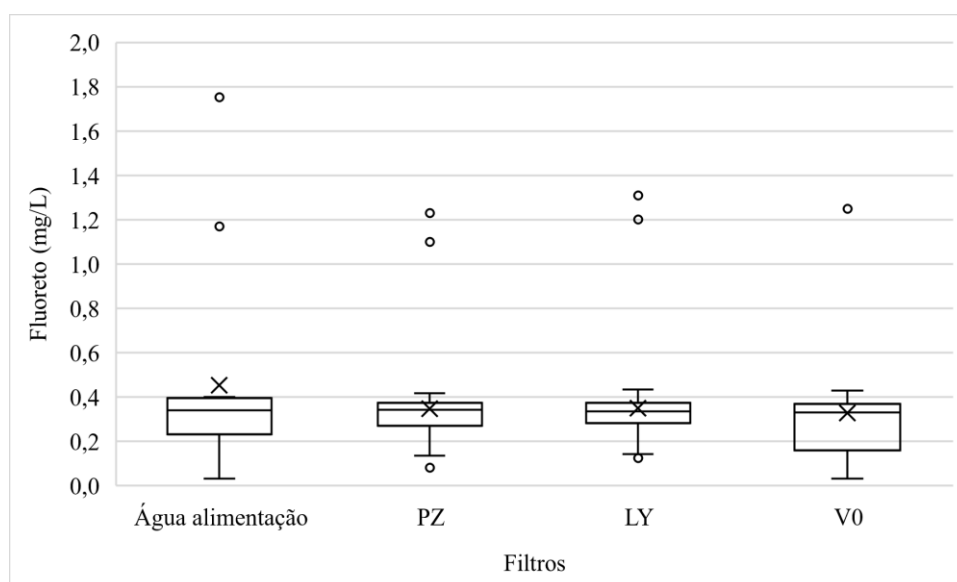


A água de alimentação foi preparada para apresentar uma concentração final de 20 mg/L de CBZ. Porém, o máximo valor medido durante a operacionalização do sistema foi de 7,3 mg/L. A razão para tal comportamento foi investigada, e descobriu-se que houve precipitação do contaminante dentro do tanque principal. O CBZ costuma apresentar baixa solubilidade em pH próximo à neutralidade, entretanto este é o pH comumente encontrado em água de poços para abastecimento.

Assim como na primeira fase, não foi identificada a presença de brometo nas amostras. Os íons nitrito, nitrato e fosfato não foram apresentados devido à baixa consistência dos dados gerados.

Os dados discrepantes mais elevados da concentração de fluoreto (Figura 5.42) ocorreram na última semana de operação do Sistema M (segunda semana de funcionamento com a aplicação do contaminante CBZ).

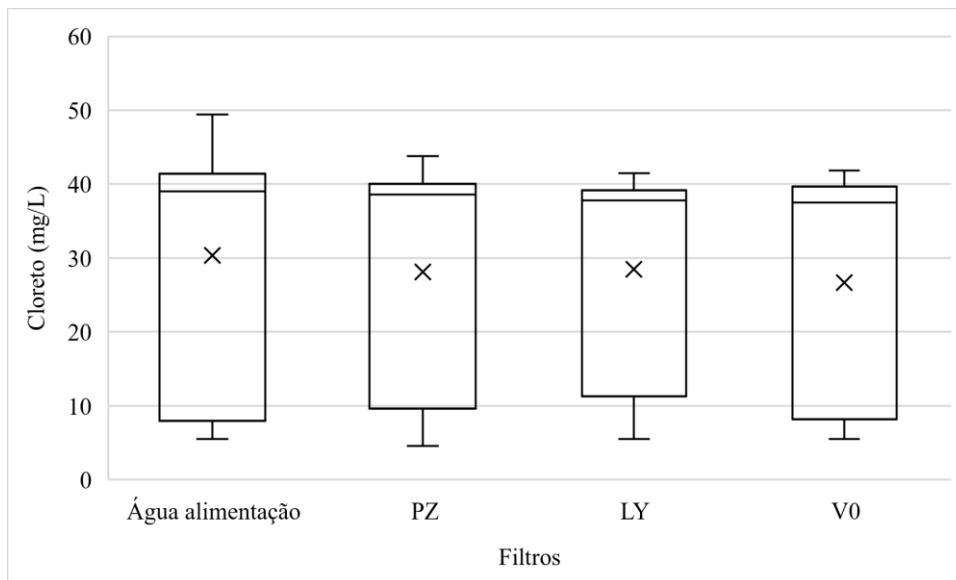
Figura 5.42 - Gráfico de caixa para o fluoreto - Sistema M.



Tanto a água de alimentação quanto os três filtros apresentaram valores medianos de fluoreto semelhantes entre si. A pequena diferença entre quartis observada na Figura 5.42, indica uma pequena oscilação nas concentrações registradas, a qual situaram-se a valores baixos (entre 0,16 mg/L a 0,39 mg/L).

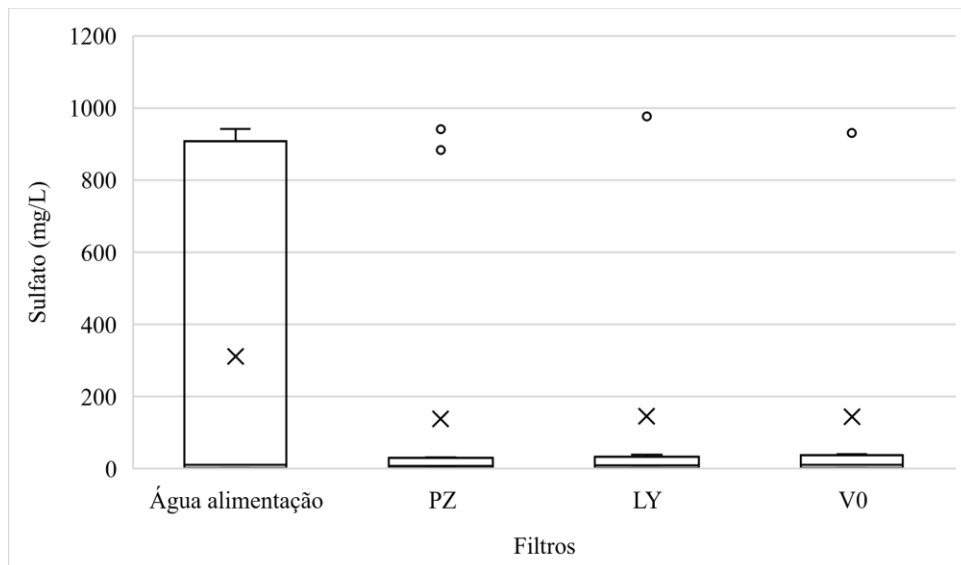
O cloreto apresentou valores médios e medianos semelhantes entre a água de alimentação e os três filtros, conforme observado na Figura 5.43. Verificou-se elevada amplitude nos dados registrados, com um valor médio de cerca de 38,9 mg/L. As concentrações mais elevadas ocorreram nas três primeiras semanas de funcionamento e na última.

Figura 5.43 - Gráfico de caixa para o cloreto - Sistema M.



A presença de sulfato foi identificada apenas nas três últimas semanas de operação do Sistema M, sendo que nas duas últimas foi adicionado o contaminante CBZ. Observou-se um significativo aumento consecutivo da concentração de sulfato ao longo das semanas, sendo que no último dia de análise obteve-se concentrações superiores a 930 mg/L nos filtros, resultando nos pontos discrepantes apresentados na Figura 5.44.

Figura 5.44 - Gráfico de caixa para o sulfato - Sistema M.



O conjunto de dados apresentou uma concentração média de sulfato de aproximadamente 1,8 mg/L na semana anterior a adição do CBZ. Enquanto na primeira semana após a adição do contaminante houve concentração média de cerca de 10,8 mg/L.

A razão para este comportamento atípico deve estar relacionado à adição do ácido (H_2SO_4) utilizado na preparação da água de alimentação com CBZ. Essa concentração de sulfato também poderia justificar as anomalias ocorridas no último dia de operação para os dados mais elevados de CE, cor aparente, SDT e turbidez e os menores valores pH registrados. Também pode ter havido algum dano na camada de biofilme (ver item 5.5.).

Não foi possível realizar a medição de cátions durante a operação com o contaminante CBZ. Na última semana em que se efetuou esta análise não foram detectadas a presença de cátions, com exceção do sódio.

As concentrações de lítio, potássio, magnésio e cálcio mantiveram-se aproximadamente constante durante todo o período de amostragem sem adição de CBZ. Além disso, as quantidades registradas na água de alimentação e filtros foram próximas entre si.

Conforme observado na Figura 5.45, as concentrações obtidas de lítio foram baixas. Apesar de parecer que houve elevada amplitude nos dados registrados, o menor e maior valor de todo o conjunto foram de 0,024 mg/L e 0,030 mg/L, respectivamente. O comportamento para o conjunto de dados para a concentração de potássio, magnésio e cálcio são mostrados na Figura 5.46, Figura 5.47 e Figura 5.48, respectivamente.

Figura 5.45 - Gráfico de caixa para o lítio - Sistema M.

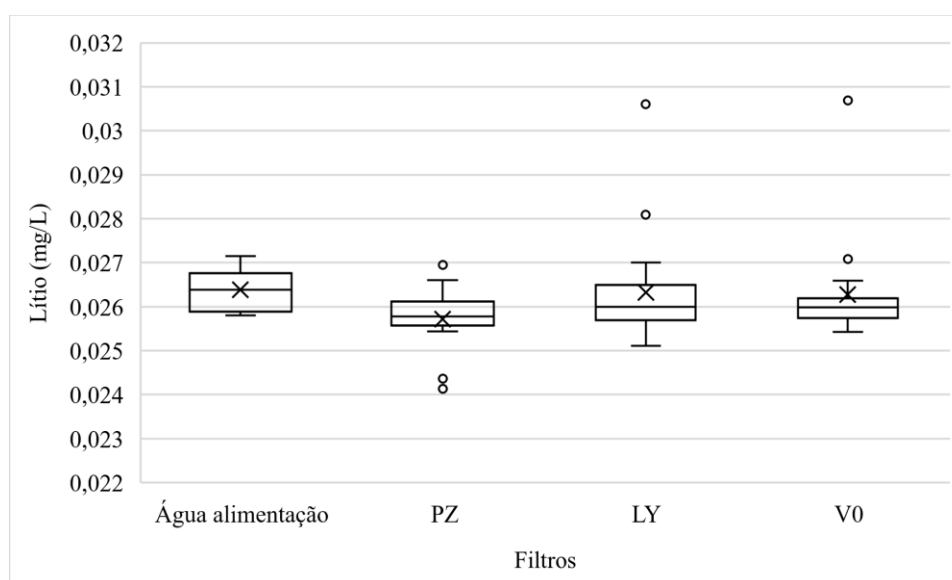


Figura 5.46 - Gráfico de caixa para o potássio - Sistema M.

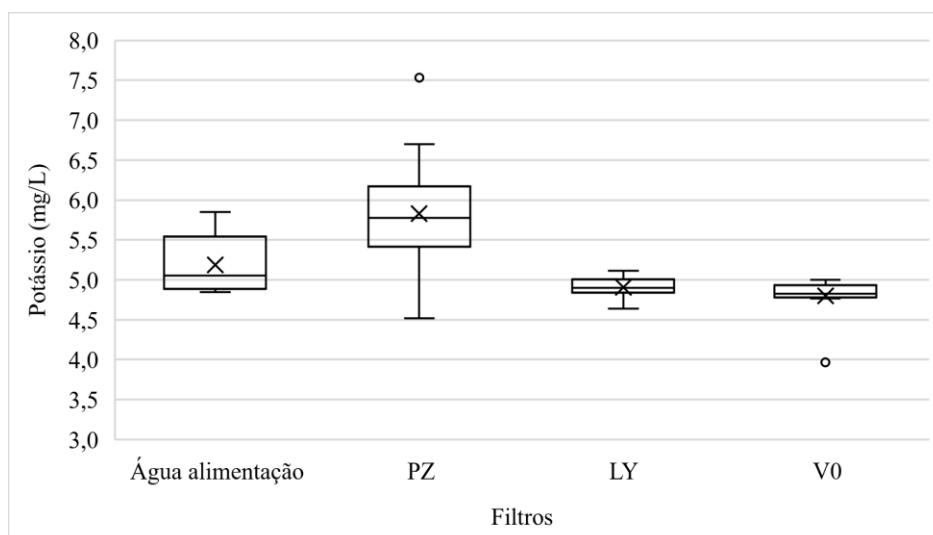


Figura 5.47 - Gráfico de caixa para o magnésio - Sistema M.

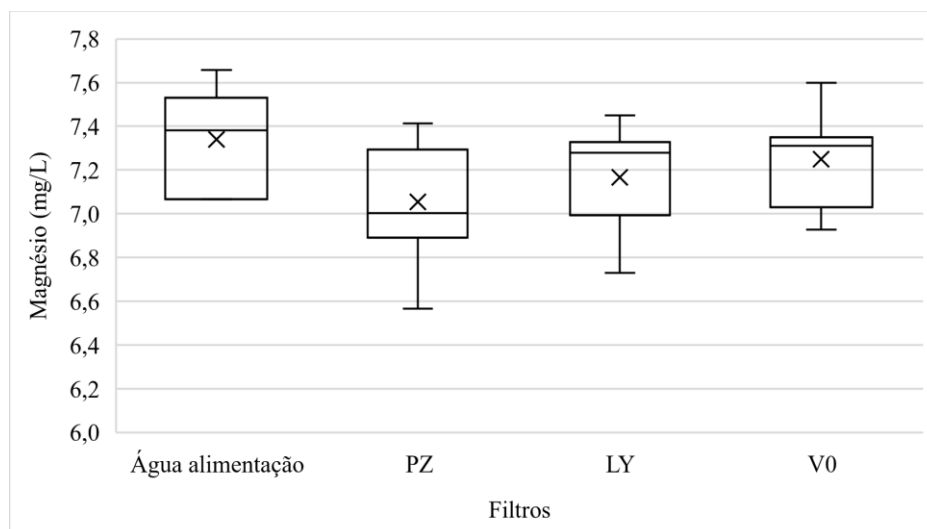
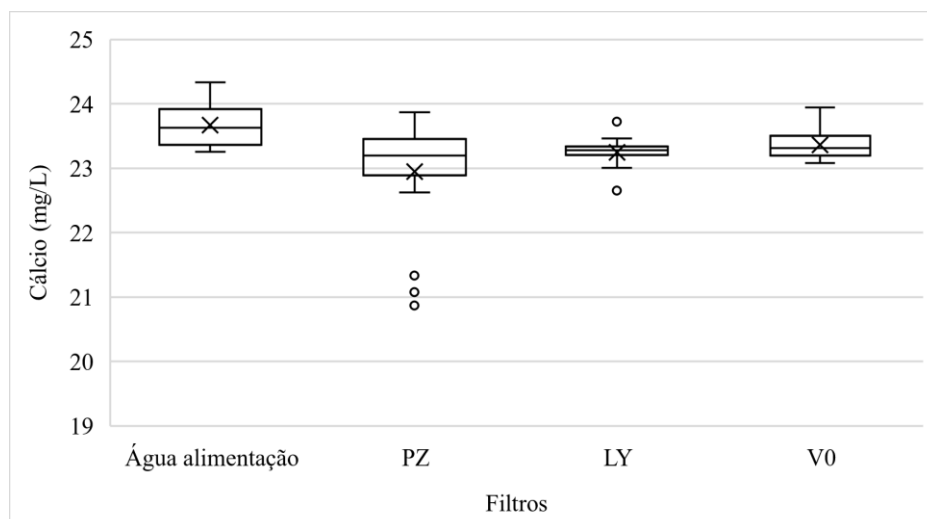
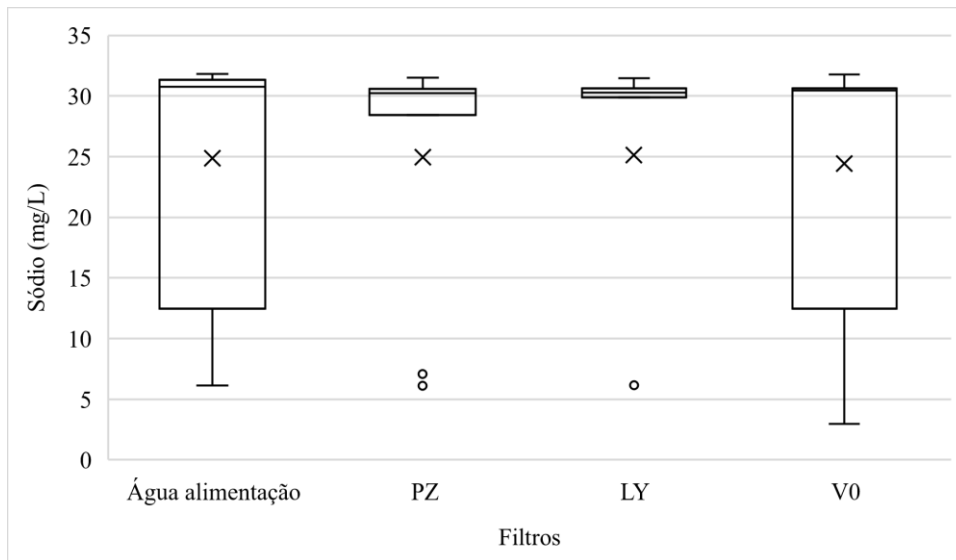


Figura 5.48 - Gráfico de caixa para o cálcio - Sistema M.



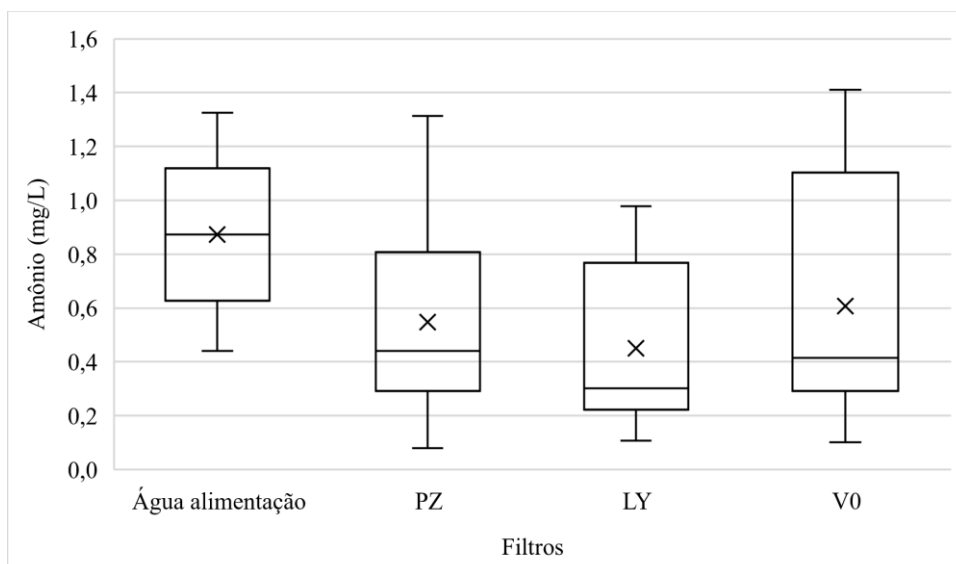
Na última semana de amostragem de cátions o sódio apresentou concentrações significativamente mais baixas, com um valor médio de todo o conjunto de dados de $6,2 \pm 0,8$ mg/L, se comparada as semanas anteriores, cuja concentração geral foi de $30,5 \pm 0,6$ mg/L. Por esta razão houve elevada amplitude da concentração de sódio e os valores médios foram distintos dos medianos para cada filtro e a água de alimentação, conforme observado pela Figura 5.49.

Figura 5.49 - Gráfico de caixa para o sódio - Sistema M.



O comportamento dos dados da concentração de amônio pode ser observado pela Figura 5.50. A água de alimentação apresentou maiores valores médio e mediano se comparado com os filtros.

Figura 5.50 - Gráfico de caixa para o amônio - Sistema M.

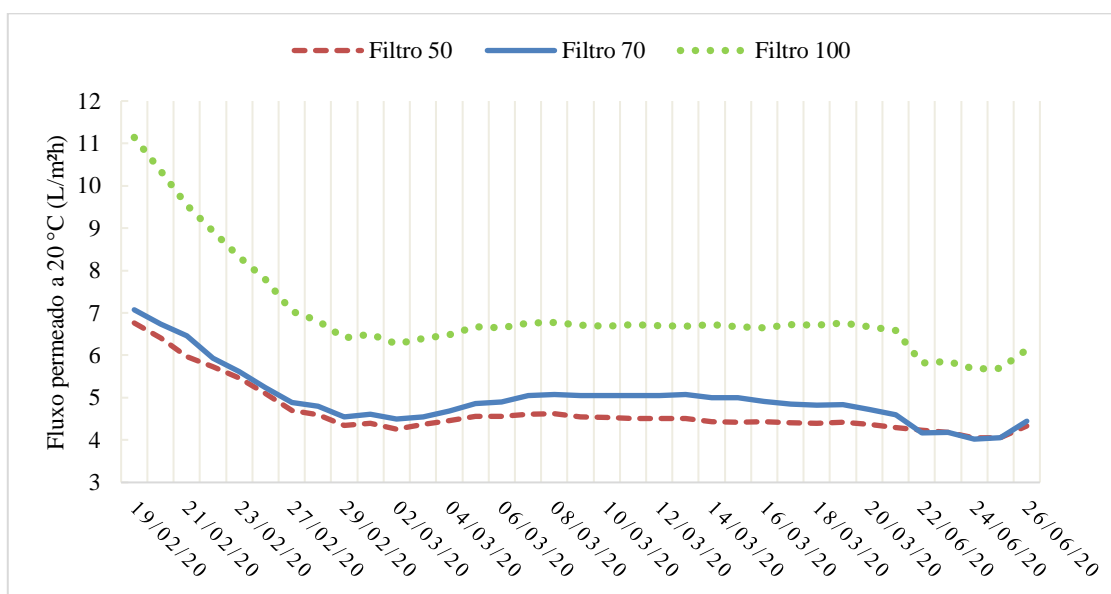


5.3. FLUXO PERMEADO E RESISTÊNCIA TOTAL DA MEMBRANA

5.3.1. Sistema A

O fluxo permeado apresentou redução significativa nos primeiros nove dias de operação com água do poço contaminada com efluente do decantador secundário a uma concentração de 10% nos três primeiros dias e com 25% nos restantes dos dias. Após este período, o fluxo permeado manteve-se praticamente constante e atingiu valores ainda mais baixos após quatro meses de filtragem contínua. Esse comportamento pode ser observado no gráfico de série temporal da Figura 5.51.

Figura 5.51 - Série temporal do fluxo permeado com a água de alimentação durante filtração com membrana de UF de 100 kDa e diferentes cargas hidráulicas (0,5 m.c.a.; 0,7 m.c.a.; 1,0 m.c.a.) a 20 °C - Sistema A.

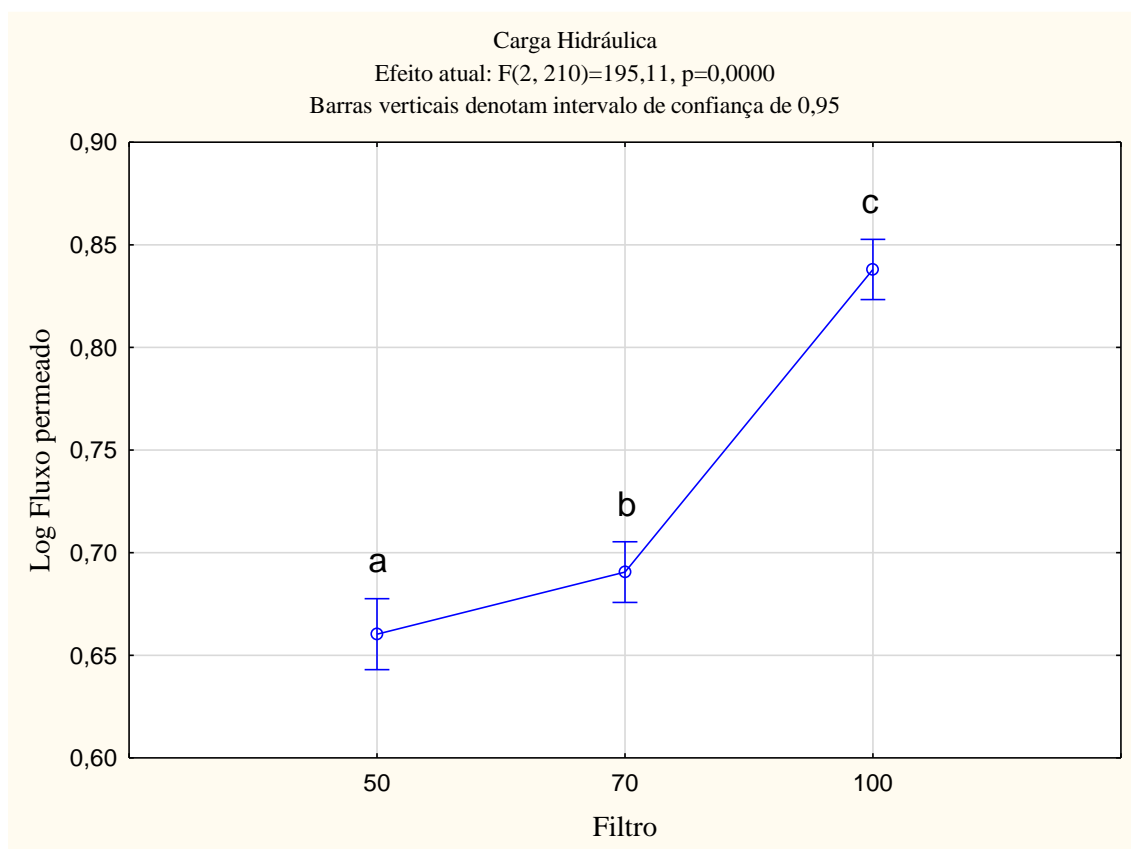


As reduções de fluxos permeados verificadas no nono dia em relação ao primeiro dia de operação para as cargas hidráulicas de 0,5 m.c.a. e 0,7 m.c.a. foram de 36% e 42% para a carga hidráulica de 1,0 m.c.a.. Após este período de diminuição, o fluxo permeado apresentou valores médios para os filtros 50, 70 e 100 de respectivamente: $4,40 \pm 0,15$ L/m²h, $4,73 \pm 0,33$ L/m²h e $6,48 \pm 0,35$ L/m²h.

Os dados de fluxo permeado apresentaram distribuição log-normal, por esta razão, eles foram convertidos para logaritmo de base 10 para poder aplicar a ANOVA com dois fatores (data e carga hidráulica). Como resultado, houve diferenças significativas entre as médias das diferentes cargas hidráulicas, ou seja, as pressões geraram valores de fluxo permeado estatisticamente distintos. O teste de Tukey revelou que as três pressões foram distintas entre si, conforme Figura 5.52. Portanto a carga hidráulica aplicada influenciou

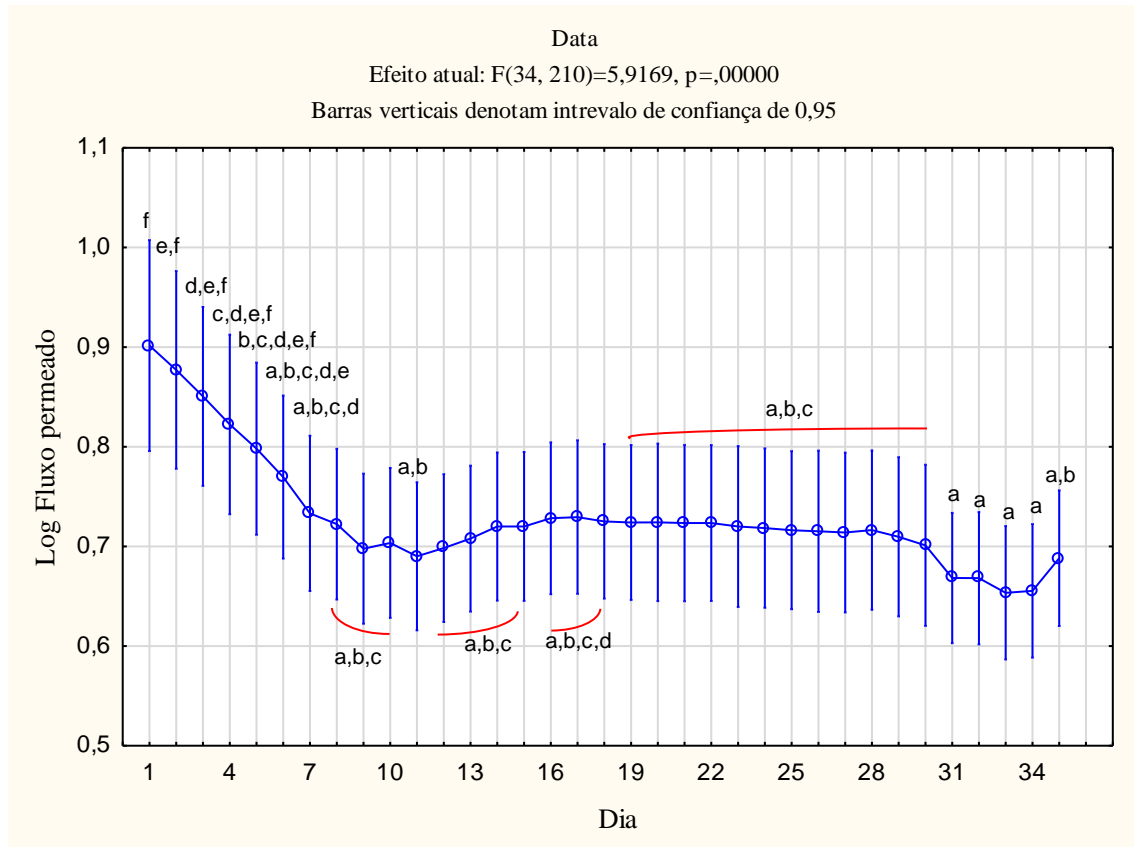
no fluxo permeado gerado. E, apesar das pressões 0,5 m.c.a. e 0,7 m.c.a. gerarem médias de quantidades filtradas próximas, principalmente nos últimos dias de operação, eles foram estatisticamente diferentes.

Figura 5.52 – Resultado do teste de Tukey para o fluxo permeado e cargas hidráulicas - Sistema A.



O critério data, a qual está atrelado intrinsecamente ao desenvolvimento de uma camada de incrustação/biofilme, também exerceu influencia estatisticamente significativa no fluxo permeado. Os cinco primeiros dias de operação foram estatisticamente semelhantes e completamente diferentes aos quatro penúltimos dias. A partir do sétimo dia de operação, verificou-se que a média do fluxo permeado passou a ser estatisticamente distinto aos primeiros dois dias, conforme observado na Figura 5.53. Portanto, houve o desenvolvimento de uma camada de incrustação/biofilme no sistema, a qual se tornou mais robusta após quatro meses de operação.

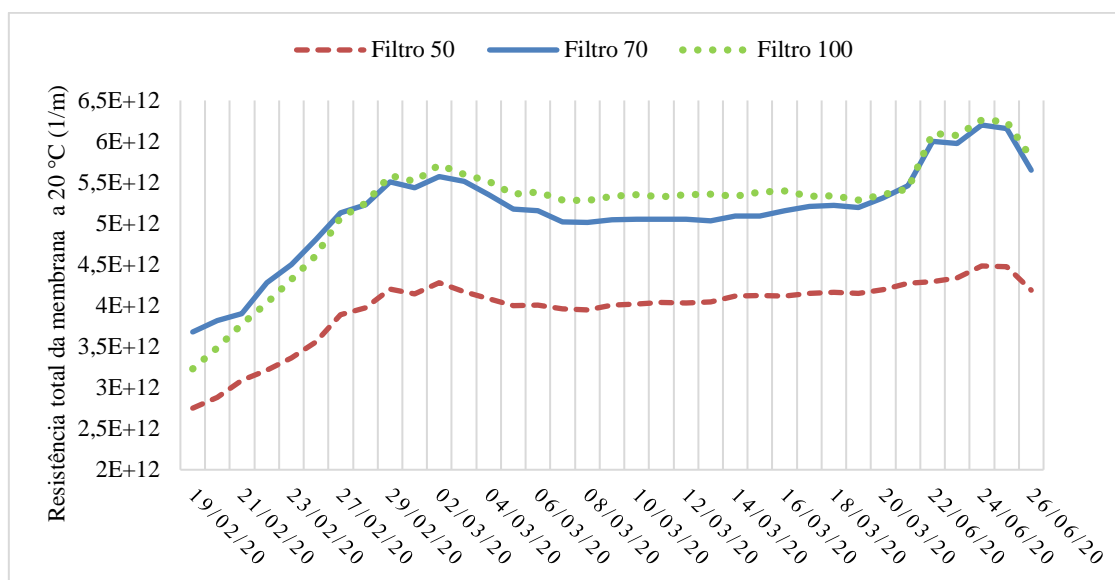
Figura 5.53 - Resultado teste de Tukey para o fluxo permeado e dias - Sistema A.



Os critérios dias e carga hidráulica, quando avaliados em conjunto, não foram significativos no fluxo permeado gerado.

Os dados de resistência total da membrana não apresentaram distribuição normal nem log-normal, portanto, aplicou-se o teste de Kruskal-Wallis, a qual revelou a existência de grupos distintos tanto para a carga hidráulica como para a data. As cargas hidráulicas de 0,7 m.c.a. e 1,0 m.c.a. apresentaram resistências totais da membrana estatisticamente semelhantes. A Figura 5.54 apresenta o comportamento da resistência total da membrana a 20 °C ao longo do tempo de operação.

Figura 5.54 - Série temporal da resistência total da membrana com a água de alimentação durante filtração com membrana de UF de 100 kDa e diferentes cargas hidráulicas (0,5 m.c.a.; 0,7 m.c.a.; 1,0 m.c.a.) a 20 °C - Sistema A.



Na Figura 5.54 percebe-se que os valores de resistência total da membrana para as cargas hidráulicas 0,7 m.c.a. e 1,0 m.c.a. mantiveram-se próximos na maior parte do tempo, com o filtro 70 apresentando maior resistência até o oitavo dia, onde foi superado pelo filtro 100 até a data de 19/03, a qual, a partir desta, praticamente registraram os mesmos valores de resistência total da membrana. Em todo o momento a carga hidráulica 0,5 m.c.a. apresentou valores de resistência total da membrana significativamente menores que os demais, o que pode estar atrelado a menor pressão aplicada.

Os valores médios de resistência total da membrana a 20 °C para os filtros 50, 70 e 100 após os nove primeiros dias de operação foram de: $4,2 \times 10^{12} \pm 1,4 \times 10^{11}$ 1/m; $5,4 \times 10^{12} \pm 3,6 \times 10^{11}$ 1/m e $5,5 \times 10^{12} \pm 3,0 \times 10^{11}$ 1/m, respectivamente.

Quando analisadas as datas, verifica-se que os dois primeiros dias apresentaram resistências totais da membrana média (das três cargas hidráulicas) estatisticamente distintas aos quatro penúltimos dias de operação, e o terceiro dia em relação aos penúltimos dois dias. A Tabela 5.8 apresenta com um “X” os grupos de dias que se mostraram diferentes.

Tabela 5.8 - Resultado da comparação múltipla entre dias para a resistência total da membrana - Sistema A.

Data	19/02/20	20/02/20	21/02/20
22/06/20	X	X	
23/06/20	X	X	
24/06/20	X	X	X
25/06/20	X	X	X

Portanto, na maior parte do tempo a resistência total da membrana, assim como o fluxo permeado, mantiveram-se com valores praticamente constantes, sendo percebida alguma diferença significativa apenas após quatro meses de operação.

Este indicativo é importante, pois permite inferir que o sistema pode operar por um longo período com mínima variação na quantidade de água filtrada, dispensando a necessidade de retrolavagem ou limpeza química.

Quando verificada a correlação existente entre os dados de fluxo permeado (não normalizados para a temperatura de 20 °C) e a temperatura da água, nota-se alta correlação após estabilização do fluxo, conforme apresentado na Tabela 5.9.

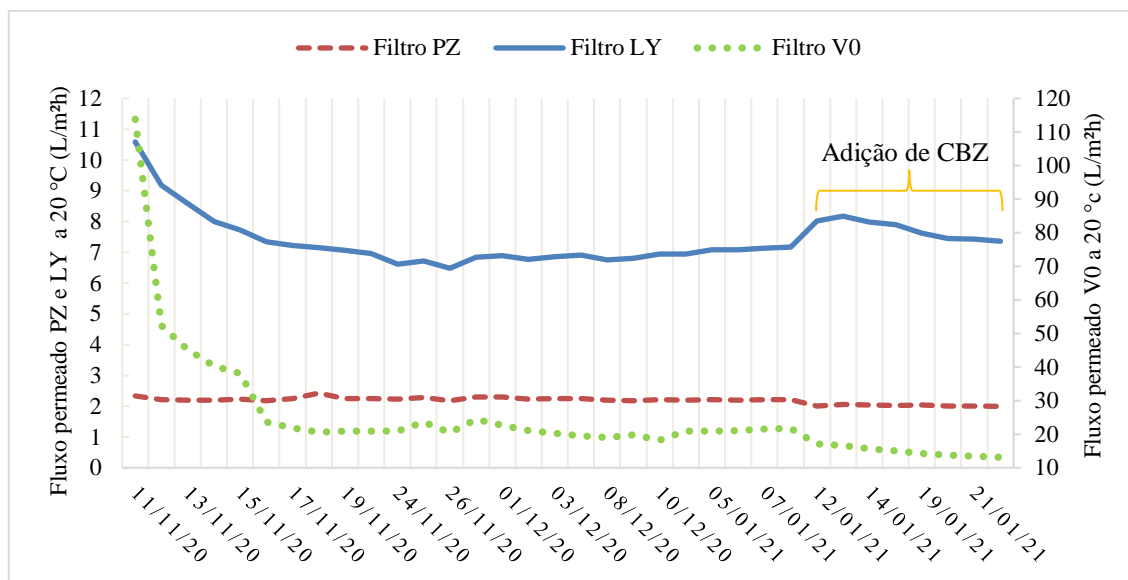
Tabela 5.9 - Correlação entre temperatura da água e fluxo permeado com a água de alimentação após estabilização – Sistema A.

Carga hidráulica (m.c.a.)	Correlação
0,5	0,90
0,7	0,84
1,0	0,82

5.3.2. Sistema M

O fluxo permeado normalizado para 20 °C apresentou diminuição acentuada nas membranas que empregaram maior massa molar de corte/tamanho de poro após uma semana de funcionamento, com uma redução média de 32% para o filtro LY e 82% para o filtro V0, sendo que no segundo dia de operação já houve uma atenuação de 54% para a membrana com maior tamanho de poro (V0). O filtro PZ apresentou pouca variabilidade de fluxo permeado ao longo do tempo de funcionamento e após uma semana de operação não se verificou redução significativa. Estes comportamentos podem ser observados na Figura 5.55.

Figura 5.55 - Série temporal do fluxo permeado com a água de alimentação durante filtração com pressão de 0,7 m.c.a. e diferentes membranas (UF de 30 kDa; UF de 100 kDa; MF de 0,2 μm) a 20 °C - Sistema M.



Assim, quanto maior for a massa molar de corte/ tamanho de poro da membrana empregada mais rapidamente e maior será a redução do fluxo permeado, pois permite a filtragem de grande quantidade de água, resultando em uma acelerada formação de camada de incrustação/biofilme que contribui para bloquear a passagem de água e conseqüentemente diminuir o fluxo permeado. A Figura 5.90, a qual será melhor discutida no seu respectivo item, apresenta o desenvolvimento de camadas de incrustação mais espessas nas membranas com maior massa molar de corte/tamanho de poro.

Após a primeira semana de operação, a membrana de MF de 0,2 μm apresentou um valor de fluxo permeado médio/mediano de aproximadamente 20,97 L/m²h e desvio padrão de $\pm 1,5$ L/m²h para filtragem da água de alimentação sem adição de CBZ; depois de adicionado o contaminante o fluxo permeado apresentou um valor médio de $14,89 \pm 1,5$ L/m²h (mediana de 14,61 L/m²h). Fluxos permeados ligeiramente mais baixos também foram verificados após a adição do CBZ na membrana de UF de 30 kDa (de $2,24 \pm 0,06$ L/m²h para $2,02 \pm 0,02$ L/m²h), porém essa redução correspondeu a apenas 10%, se comparado os valores médios e medianos dos dois períodos.

Já a membrana de UF de 100 kDa apresentou comportamento oposto às demais, pois após a adição do CBZ houve aumento no fluxo permeado. Os valores médio e mediano registrados durante operação apenas com água do poço e efluente do decantador secundário após a primeira semana de funcionamento foram de 6,90 L/m²h com desvio

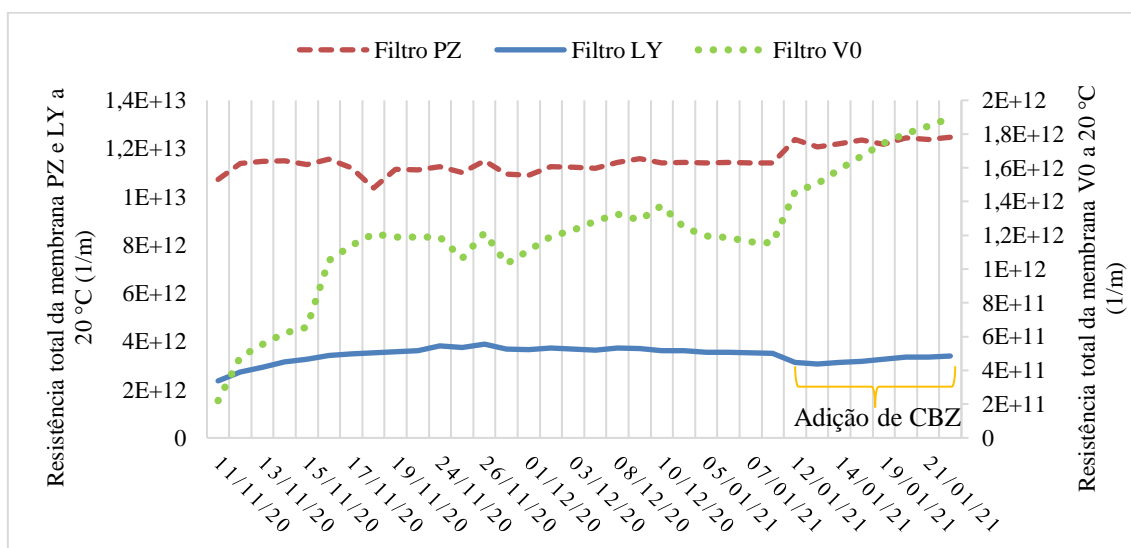
padrão de $\pm 0,19 \text{ L/m}^2\text{h}$ e durante a aplicação do contaminante foram de $7,74 \pm 0,31 \text{ L/m}^2\text{h}$ e $7,76 \text{ L/m}^2\text{h}$, respectivamente.

O conjunto de dados do fluxo permeado não apresentou distribuição normal e nem log-normal, assim aplicaram-se os testes de Kruskal-Wallis e comparação múltipla de classes para todos os grupos, a qual compara a mediana entre grupos. Como resultado, os três tipos de membranas empregados apresentaram valores de fluxos permeados estatisticamente distintos entre si.

Quando verificado o efeito do tempo no fluxo permeado gerado, a mediana dos dias amostrados (a qual incluem as três diferentes membranas) foram estatisticamente parecidos, ou seja, ao longo do tempo o fluxo permeado gerado considerando a mediana das diferentes membranas empregadas foi semelhante em todos os dias. Testando-se individualmente cada membrana também se chegou ao mesmo resultado. Assim, apesar da membrana V0 gerar valores elevados de fluxo durante os cinco dias iniciais, especialmente no primeiro, não houve distinção estatisticamente significativas entre os dias.

Os menores valores de fluxo permeado gerados no filtro PZ resultaram em maiores resistências totais da membrana a 20°C , pois estes dois parâmetros apresentaram uma relação oposta entre si. Assim, o filtro V0 registrou as menores resistências totais da membrana. Comparada às demais membranas, o PZ apresentou maior amplitude média e o LY, a menor. O comportamento dos dados ao longo do tempo de operação pode ser observado pela Figura 5.56.

Figura 5.56 - Série temporal da resistência total da membrana com a água de alimentação durante filtração com pressão de 0,7 m.c.a. e diferentes membranas (UF de 30 kDa; UF de 100 kDa; MF de $0,2 \mu\text{m}$) a 20°C - Sistema M.



Após os sete primeiros dias de funcionamento, a resistência total da membrana antes e depois da contaminação com CBZ para os filtros PZ, LY e V0 apresentou valor médio e mediano mostrados na Tabela 5.10.

Tabela 5.10 - Resistência total da membrana após uma semana de operação - Sistema M.

Filtro	Resistência total da membrana antes do CBZ (1/m)			Resistência total da membrana após o CBZ (1/m)		
	Média	Desv. Padrão	Mediana	Média	Desv. Padrão	Mediana
PZ	$1,1 \times 10^{13}$	$2,8 \times 10^{11}$	$1,1 \times 10^{13}$	$1,2 \times 10^{13}$	$1,4 \times 10^{11}$	$1,2 \times 10^{13}$
LY	$3,6 \times 10^{12}$	$1,0 \times 10^{11}$	$3,6 \times 10^{12}$	$3,2 \times 10^{12}$	$1,3 \times 10^{11}$	$3,2 \times 10^{12}$
V0	$1,2 \times 10^{12}$	$8,3 \times 10^{10}$	$1,2 \times 10^{12}$	$1,7 \times 10^{12}$	$1,6 \times 10^{10}$	$1,7 \times 10^{12}$

Na Tabela 5.10 percebe-se que os valores médios e medianos foram próximos, e após a adição do CBZ houve um aumento médio de 10% e 41% na resistência para os filtros PZ e V0, respectivamente, e redução de 12% no filtro LY.

Como resultado da aplicação dos testes não paramétricos de Kruskal-Wallis e comparação múltipla de classes para todos os grupos, as três diferentes membranas geraram valores de resistência total da membrana a 20 °C estatisticamente distintos entre si.

Assim como para o fluxo permeado, a influência do tempo foi testada para a mediana de cada uma das membranas individualmente e também para o conjunto. Como resultado, também não foi notado diferenças estatisticamente significativas na resistência total da membrana entre os grupos de dias.

Após uma semana de funcionamento, a correlação entre o fluxo permeado (não normalizado para 20 °C) e a temperatura da água é apresentado na Tabela 5.11. Conforme mostrado, a temperatura apresentou fraca correlação em relação ao fluxo permeado para a membrana de UF de 30 kDa, e alta para a membrana de UF de 100 kDa. O fluxo gerado no filtro V0 não sofreu influência da temperatura da água.

Tabela 5.11 - Correlação entre temperatura da água e fluxo permeado com a água de alimentação após estabilização – Sistema M.

Membrana	Correlação
UF 30 kDa (PZ)	0,43
UF 100 kDa (LY)	0,83
MF 0,2 µm (V0)	-0,09

5.3.3. Discussão

Os fluxos permeados, após suas estabilizações, registrados em cada carga hidráulica no Sistema A e pelas membranas de maior tamanho de poro (LY e V0) no Sistema M, foram estatisticamente iguais ao longo de todo o período amostrado, ou seja, mantiveram uma filtração constante. Não foi possível verificar a diminuição do fluxo permeado na membrana de UF de 30 kDa (Sistema M), sendo estatisticamente igual desde o início da operação.

Embora verificadas acentuadas diminuições no fluxo permeado nos primeiros dias de funcionamento, ocasionado pelo desenvolvimento de uma camada de incrustação/biofilme, este período de decaimento no Sistema M se mostrou semelhante aos demais dias dentro dos dois meses de operação. No Sistema A, apenas após quatro meses de filtragem que se notaram diferenças em relação aos dias iniciais.

Este comportamento é desejável, pois significa que o sistema é capaz de se manter filtrando por um longo período sem a necessidade de manutenção, como retrolavagem ou limpeza química.

As membranas de UF de 30 kDa e UF de 100 kDa apresentaram valores de fluxo permeado dentro da faixa reportada por Pronk *et al.* (2019) para membranas de UF. Peter-Varbanets *et al.* (2011b), ao empregarem membrana de MF de 0,2 µm para filtrar água de rio, obtiveram um fluxo estabilizado em torno de 10 L/m²h. Nesta pesquisa, a membrana de mesmo tamanho de poro gerou um fluxo de cerca de 20 L/m²h ao filtrar água de poço sem a adição de CBZ. Este valor foi mais próximo do encontrado por Wu *et al.* (2017) ao pré-tratar água do mar utilizando membrana de 0,22 µm e pressão de 0,40 m.c.a. cujo valor foi de 17,2 L/m²h.

Peter-Varbanets *et al.* (2010) e Derlon *et al.* (2012) obtiveram fluxo estabilizado de cerca de 10 L/m²h e 8 L/m²h, respectivamente, utilizando membranas planas de massa molar de corte de 100 kDa e cargas hidráulicas de 0,65 m.c.a. e 0,40 m.c.a., nesta ordem. Ambos autores usaram águas de rio, as quais apresentaram cargas orgânicas mais próximas das concentrações de COT desta pesquisa. Wu *et al.* (2016) chegaram a um fluxo permeado estável em torno de 4,5 L/m²h ao empregar membrana plana de 100 kDa e pressão de 0,40 m.c.a. ao pré-tratar água do mar.

A membrana de UF de 30 kDa (PZ) apresentou comportamento semelhante ao estudo de Peter-Varbanets *et al.* (2011b), que testou uma membrana de UF de 10 kDa com pressão similar (0,65 m.c.a.), onde observaram pouca diferença entre o fluxo inicial e estabilizado. Entretanto, os autores obtiveram valores de fluxo estável em torno de 5

L/m²h, ou seja, basicamente o dobro do registrado por esta pesquisa empregando uma membrana de massa molar de corte maior. Wang *et al.* (2017) chegaram a valores de fluxo estabilizado de 2 L/m²h e 4 L/m²h ao filtrarem água residuária de tratamento secundário diluída com concentração média de COT de 4,9 mg/L e 2,6 mg/L, respectivamente, empregando membrana plana de material PES de 20 kDa e carga hidráulica de 0,45 m.c.a..

Em sistemas de filtração com membranas que aplicam elevadas pressões e operam por um curto período, os valores de fluxo estável observados costumam ser 5% menores em relação ao valor do fluxo inicial (PETER-VARBANETS *et al.*, 2011b). Decaimentos superiores a 30% e 80% foram verificados neste estudo para as membranas de UF de 100 kDa (LY) e MF de 0,2 µm (V0), respectivamente. Valores ainda mais elevados de redução do fluxo permeado, em sistemas GDMBC, até a estabilização foram registrados pelos autores Peter-Varbanets *et al.* (2010), Derlon *et al.* (2013), Akhondi *et al.* (2015), entre outros autores já citados neste estudo. Apesar de empregarem membranas com a mesma massa molar de corte desta pesquisa e carga hidráulica similar, o fluxo inicial foi muito superior, possivelmente devido às diferenças das características estruturais das membranas entre fabricantes distintos.

Apesar do emprego de diferentes cargas hidráulicas (Sistema A) gerar fluxos significativamente distintos, ou seja, a pressão mostrou-se ser um parâmetro que influencia na quantidade de água a ser filtrada, a diferença de fluxo permeado gerado pelo Sistema A entre a carga hidráulica mais baixa (0,5 m.c.a.) e a mais alta (1,0 m.c.a.) foi de cerca de 2,0 L/m²h. Este valor pode parecer pouco se considerado processos de grande escala, porém para tratamentos domésticos locais pode ser um aumento considerável dada a pequena elevação de coluna de água e a facilidade em proporcioná-la.

Muitos autores consideraram que variações na carga hidráulica resultaram em um pequeno efeito no fluxo permeado estável. Akhondi *et al.* (2015) tiveram um incremento de 1,0 L/m²h entre a menor (0,4 m.c.a) e a maior pressão (1,0 m.c.a.), enquanto Tang *et al.* (2016) obtiveram um aumento de 1,5 L/m²h ao elevar a pressão de 0,65 m.c.a. para 1,2 m.c.a.. Ao serem testadas pressões superiores a 1,0 m.c.a. (PETER-VARBANETS *et al.*, 2010; KUS *et al.*, 2013; TANG *et al.*, 2016), de fato se verifica uma elevação pouco proporcional no valor do fluxo estável em relação a pressão (com incrementos inferiores a 0,5 L/m²h ao elevar em quase 1,0 m.c.a. a carga hidráulica). Por esta razão são recomendáveis que os sistemas GDMBC trabalhem com no máximo uma carga hidráulica de 1,0 m.c.a..

Várias pesquisas (PETER-VARBANETS et al., 2011b; WU et al., 2016; WU et al., 2017; LEE et al., 2019) relataram que os tamanhos de poros/ massas molares de corte influenciaram pouco no fluxo permeado estável, no caso de membranas acima de 100 kDa. No Sistema M, a membrana de MF de 0,2 μm (V0) gerou um fluxo três vezes maior que a de UF de 100 kDa (LY), a qual foram diferenças mais elevadas que as encontradas pelos demais autores.

Em ambos os Sistemas, também percebeu-se a estabilização da resistência total da membrana, apesar de não parecer tão notável pelas Figura 5.54 e Figura 5.56 devido aos efeitos de escala. Além disso, o aumento da pressão aplicada não necessariamente gerou maiores valores de resistência total da membrana incrustada, como pode ser observada pelos filtros 70 e 100 no Sistema A. Este fato contraria o que foram ditos por Peter-Varbanets *et al.* (2010) e Derlon *et al.* (2016), que mediram maiores valores da resistência total da membrana com incrementos da carga hidráulica aplicada. Entretanto, os autores também reconheceram a estabilização da resistência total da membrana devido ao desenvolvimento de uma camada de incrustação/biofilme.

Quando aplicadas diferentes membranas (Sistema M), percebe-se que quanto maior o tamanho de poro/ massa molar de corte, maior o fluxo permeado e menor é a resistência total da membrana incrustada. Já, quando testado o efeito de pressões distintas (Sistema A), percebe-se que o menor fluxo permeado gerou a menor resistência total da membrana (filtro 50), e para as maiores cargas hidráulicas (filtros 70 e 100) um maior fluxo permeado não resultou em maiores resistências totais de membrana, a qual foram semelhantes.

Durante a segunda fase de operação (Sistema M), verificou-se que o fluxo permeado gerado pela membrana de UF de 100 kDa (LY) após estabilização se assemelha com ao da carga hidráulica de 1,0 m.c.a. do Sistema A, ao invés do de 0,7 m.c.a., que corresponde a mesma pressão aplicada. Apesar disso, semelhantes proporções de decaimento do fluxo permeado até a estabilização foram obtidas em ambos os Sistemas que empregaram a membrana de UF de 100 kDa com carga hidráulica de 0,7 m.c.a..

A resistência total da membrana do filtro LY do Sistema M se assemelhou mais a carga hidráulica de 0,5 m.c.a (filtro 50) se comparado a pressão de 0,7 m.c.a. do Sistema A. Portanto, no Sistema M a membrana de UF de 100 kDa e carga hidráulica de 0,7 m.c.a. apresentou maiores valores de fluxo e menores resistências totais da membrana se comparado ao filtro de mesmas condições operacionais do Sistema A.

As membranas de UF de 100 kDa apresentaram elevadas correlações de fluxo permeado em relação a temperatura da água tanto durante a primeira fase quanto na segunda, o que indica que em locais mais quentes é possível obter maiores quantidades de água filtrada. As demais membranas (UF de 30 kDa e MF de 0,2 μ m) não apresentaram dependência significativa do fluxo permeado com a temperatura da água.

A correlação entre fluxo permeado e temperatura da água para a membrana de UF de 100 kDa com carga hidráulica de 0,7 m.c.a., foi semelhante entre os dois Sistemas. Na primeira fase, verifica-se que menores cargas hidráulicas conduziram a maiores dependências do fluxo permeado com a temperatura da água.

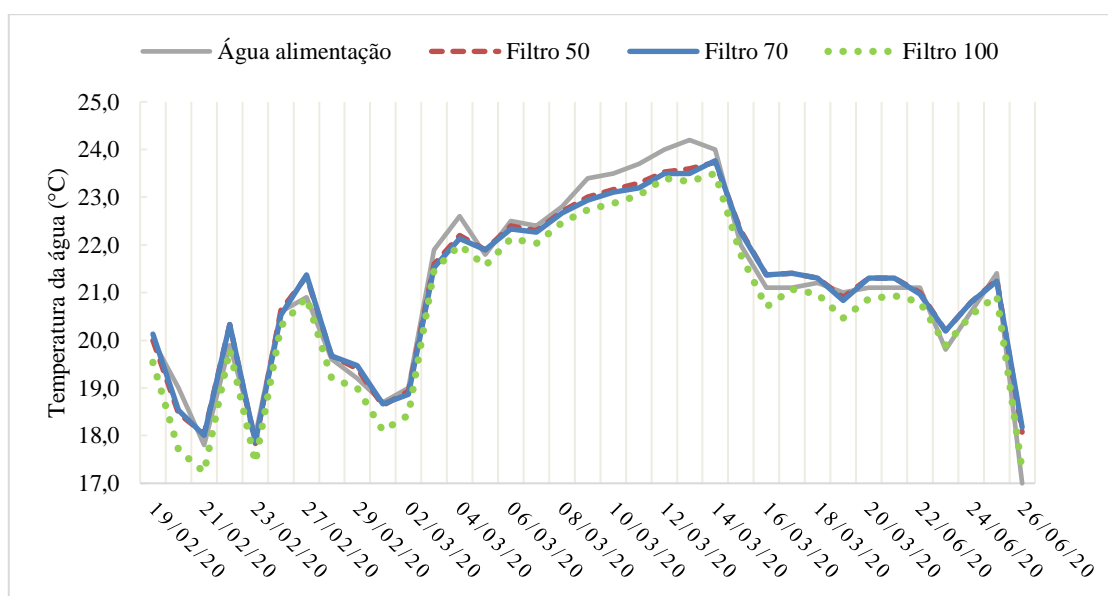
5.4. EFICIÊNCIAS DE REMOÇÃO E ATENDIMENTO DOS PADRÕES DE POTABILIDADE DA ÁGUA

Os valores dos parâmetros avaliados não apresentaram distribuição normal e nem log-normal, portanto foram empregados os testes não paramétricos de Kruskal-Wallis seguido pela comparação múltipla de classes para todos os grupos.

5.4.1. Sistema A

A Figura 5.57 apresenta os registros da temperatura da água ao longo do tempo de operação para a água de alimentação e as diferentes cargas hidráulicas, a quais foram denominadas como 50 (0,5 m.c.a.), 70 (0,7 m.c.a.) e 100 (1,0 m.c.a.). Observa-se que os quatro mantiveram valores próximos e semelhante comportamento, ou seja, elevações ou decréscimos ocorreram de forma simultânea na água de alimentação e filtros.

Figura 5.57 - Série temporal para a temperatura da água - Sistema A.

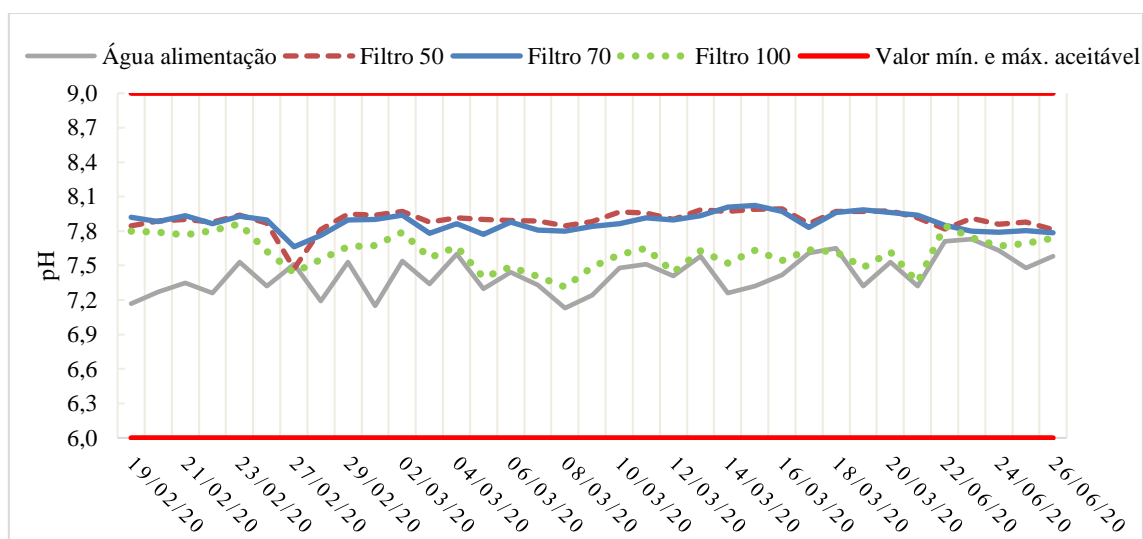


Percebe-se também que na maior parte do tempo o filtro 100 apresentou temperaturas ligeiramente mais baixas em relação aos demais e nos primeiros dias de funcionamento a temperatura manteve-se oscilando em cerca de dois graus durante dias consecutivos. As temperaturas mais baixas em todos os grupos foram registradas durante a primeira semana e último dia de funcionamento.

Como esperado, os testes estatísticos revelaram não haver diferenças significativas de temperatura entre os quatro grupos (água de alimentação e cargas hidráulicas).

A Figura 5.58 apresenta os dados de pH registrados ao longo do tempo de operação para as diferentes alturas e água de alimentação, bem como os valores máximos e mínimos de pH estabelecidos pela Portaria GM/MS nº888/21 (BRASIL, 2021). Em todo o momento os quatro grupos mantiveram-se dentro dos limites estabelecidos pela norma.

Figura 5.58 - Série temporal para o pH - Sistema A.



Observa-se na Figura 5.58 que, apesar de pequena a diferença nos valores registrados de pH, os comportamentos entre os grupos não foram totalmente semelhantes. Os filtros 50 e 70 mantiveram desempenhos e medidas próximas na maior parte do tempo, além de menor oscilação.

A água de alimentação e o filtro 100 apresentaram maiores oscilações entre dias, sendo mais significativas na água de alimentação. A água de alimentação registrou na maior parte do tempo os menores valores de pH, e em alguns momentos a carga hidráulica 1,0 m.c.a. apresentou dados próximos a esta. Assim, apesar de variar o pH da água de

alimentação, as alturas 0,5 m.c.a. e 0,7 m.c.a. mantiveram-se constante ao longo do funcionamento, além de geraram os maiores dados de pH.

Quando testado se houve diferença estatisticamente significativa para o pH entre as diferentes cargas hidráulicas e água de alimentação, verificou-se que apenas os filtros 50 e 70 foram semelhantes.

A Tabela 5.12 apresenta os resultados obtidos das análises de coliformes totais e *E. coli*, tanto para os testes de presença e ausência quanto para os testes quantitativos. Para este último, os resultados foram expressos em termos das eficiências médias de remoção. A legislação brasileira não estabelece um valor recomendado de eficiência de remoção, apenas indica que não se deve registrar presença microbiológica em 100 mL de amostra, e em caso positivo, realizar ações corretivas e análises em dias consecutivos até se obter ausência bacteriológica (BRASIL, 2021).

Tabela 5.12 - Eficiências médias de remoção e % de presença de microrganismos - Sistema A.

Parâmetro	Estatística	Água de alimentação	Condição de contorno		
			50	70	100
Coliformes Totais	Amostras com presença microbiológica (%)	100	11,1	55,6	7,9
	Eficiência média de remoção (%)		99,97	95,20	99,97
<i>E. Coli</i>	Amostras com presença microbiológica (%)	95,24	0	0	0
	Eficiência média de remoção (%)		99,90	99,90	99,90

Conforme observado na Tabela 5.12, obtiveram-se elevadas eficiências médias de remoção de coliformes totais para os filtros 50 e 100 e *E. coli* em todas as cargas hidráulicas, com mais de três unidades logarítmicas de remoção.

A altura 0,7 m.c.a. apresentou eficiência média de remoção de coliformes totais mais baixa se comparada aos demais filtros, além da presença desta bactéria em mais da metade das amostras. Isso ocorreu, pois, uma das triplicatas registrou concentrações significativamente mais altas e presença deste grupo de microrganismos em todos os dias amostrados, conforme já comentado no item de caracterização geral dos dados. Se desconsiderada esta triplicata das análises, o filtro 70 apresentaria uma eficiência média de remoção de 99,96% e registro de presença de coliforme totais em 33,3% das amostras.

Mesmo assim, o melhor desempenho para eliminação de coliformes totais foi verificado no filtro 100, pois apesar de apresentar mesma eficiência média de remoção que o filtro 50, registrou presença deste grupo de bactérias em uma menor quantidade de amostras.

Possivelmente as características da seção de membrana empregada do filtro 70B não permitiram uma boa retenção de coliformes totais. Além disso, este filtro registrou decaimento nos valores de fluxo permeado ao longo do tempo de operação mais lento se comparada as demais triplicatas, o que pode caracterizar dificuldade em desenvolver um biofilme/camada de incrustação robusto o suficiente para ser capaz de diminuir o tamanho dos poros para reter tal grupo de bactérias, a qual somente foi verificado após quatro meses de operação.

Os menores resultados de remoção para a *E. coli*, em comparação ao coliformes totais, são devidas as menores concentrações desta bactéria na água de alimentação, porém, em todos os filtros e dias analisados a concentração de *E. coli* foi <1 NMP/100 mL. E, em nenhum momento registrou-se a presença desta bactéria nas amostras após o processo de filtração.

Os testes estatísticos apresentaram que a quantidade de coliformes totais registrados nas diferentes cargas hidráulicas foram estatisticamente semelhantes entre si; e os filtros 50 e 100 foram distintos às concentrações registradas na água de alimentação, apesar da altura 0,7 m.c.a. mostrar-se semelhante a esta última.

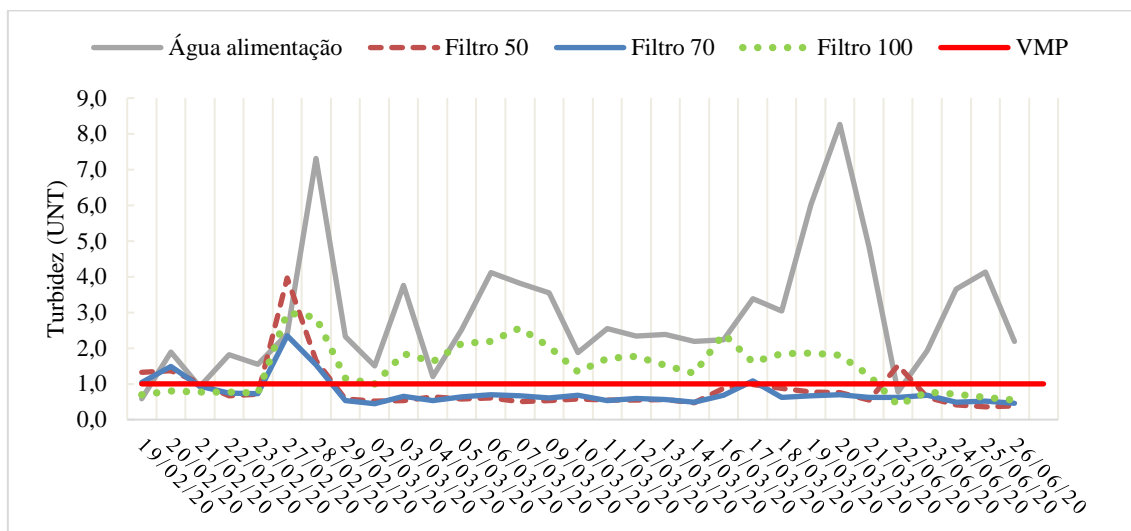
Realizando os mesmos procedimentos para a bactéria *E. coli*, as três cargas hidráulicas foram estatisticamente semelhantes entre si e distintas à água de alimentação.

O padrão de potabilidade da água, preconizado pela Portaria GM/MS nº 888/21, estabelece um valor de turbidez após filtração com membrana de 0,1 UNT em pelo menos 99% das medições realizadas no mês para amostras pontuais coletadas a cada duas horas em ETA. Porém, este limite não será adotado para fins de comparação com a legislação, uma vez que o sistema deste estudo é destinado para a aplicação no POU. Assim, o Valor Máximo Permitido (VMP) de turbidez usado foi o de filtração lenta, da mesma legislação, cujo valor é de 1,0 UNT (BRASIL, 2021).

Conforme observado na Figura 5.59, as concentrações de turbidez nas amostras filtradas das cargas hidráulicas de 0,5 m.c.a. e 0,7 m.c.a. permaneceram abaixo do limite estabelecido pela legislação na maior parte do tempo e em apenas três dias a turbidez na água de alimentação foi inferior ao VMP. Também se percebe grande oscilação dos

valores de turbidez registrados na água de alimentação ao longo do tempo, e, apesar disso, as concentrações nos filtros 50 e 70 permaneceram praticamente constantes.

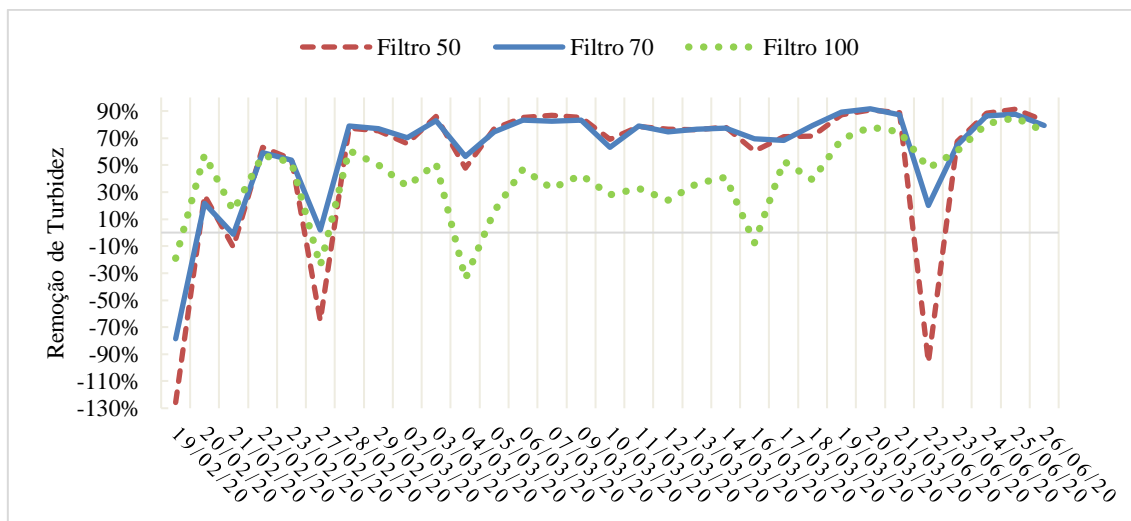
Figura 5.59 - Série temporal para a turbidez - Sistema A.



Na maior parte do tempo de funcionamento, os valores de turbidez registrados nos filtros 50 e 70 foram menores que o filtro 100 (Figura 5.59), com exceção aos primeiros dias de operação. Percebe-se também que após quatro meses de funcionamento todos os filtros passaram a ter concentrações de turbidez semelhantes.

Em alguns momentos, o valor de turbidez medido na água de alimentação foi inferior aos obtidos nas amostras filtradas (Figura 5.59), resultando em eficiências de remoção negativas, conforme apresentado na Figura 5.60.

Figura 5.60 - Série temporal para as eficiências de remoção de turbidez - Sistema A.



Conforme observado na Figura 5.60, na maior parte do tempo (75%) as alturas 0,5 m.c.a. e 0,7 m.c.a. apresentaram eficiências de remoção de turbidez acima de 60% e a carga hidráulica 1,0 m.c.a., acima de 28%. As eficiências médias e máximas de remoção para os filtros 50, 70 e 100 são apresentados na Tabela 5.13.

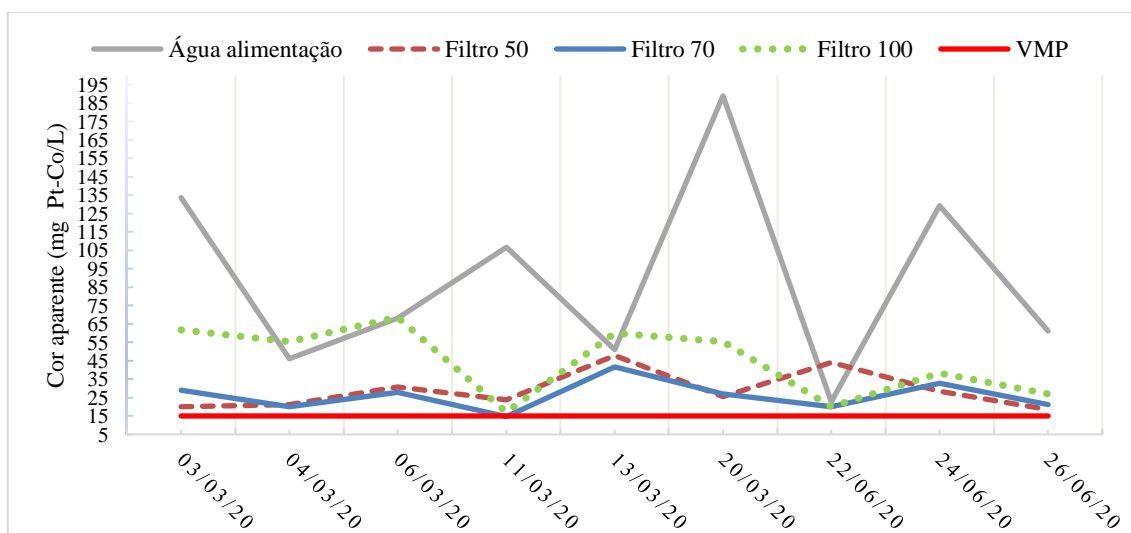
Tabela 5.13 - Eficiências de remoção média e máxima para turbidez - Sistema A.

Filtro	Remoção de turbidez	
	Eficiência média	Eficiência máxima
50	71,5%	91,3%
70	74,1%	91,6%
100	49,9%	85,0%

As alturas 0,5 m.c.a. e 0,7 m.c.a. apresentaram valores de turbidez e eficiências de remoção estatisticamente semelhantes, enquanto a carga hidráulica 1,0 m.c.a. foi distinto dos demais filtros. Os dados da água de alimentação foram diferentes das três cargas hidráulicas, portanto as eficiências de remoção foram significativas.

Na Figura 5.61 observa-se que não foi possível atingir a concentração máxima de cor aparente exigível pela legislação brasileira (BRASIL, 2021), a qual é de 15 mg Pt-Co/L, nas amostras filtradas. Apenas em um dia o filtro 70 registrou concentração em acordo com a normativa.

Figura 5.61 - Série temporal para a cor aparente - Sistema A.

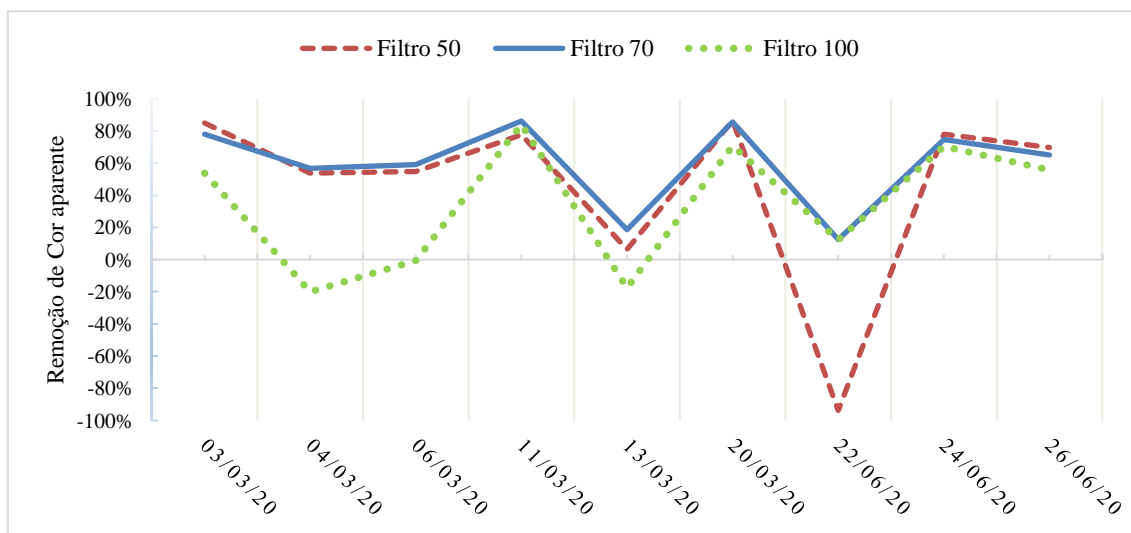


Na maior parte do tempo, o filtro 100 apresentou maior concentração de cor aparente se comparado aos demais (Figura 5.61). E, após quatro meses de operação, percebe-se que as três cargas hidráulicas passaram a registrar valores semelhantes. As alturas 0,5 m.c.a e 0,7 m.c.a., apesar de se situarem dentro de uma faixa média de

concentração de 17 mg Pt-Co/L a 45 mg Pt-Co/L, oscilaram pouco se comparada à água de alimentação.

Assim como ocorreu para a turbidez, houve momentos em que a concentração de cor aparente na água de alimentação foi menor que os filtrados (Figura 5.61), resultando, portanto, em valores de remoção negativos, como pode ser visto pela Figura 5.62. Em nenhum momento o filtro 70 apresentou eficiência de remoção negativa.

Figura 5.62 - Série temporal para as eficiências de remoção de cor aparente - Sistema A.



Em grande parte do tempo (60%) as eficiências de remoção de cor aparente foram superiores a 54,9%, 59,0% e 12,5% para os filtros 50, 70 e 100, respectivamente. A Tabela 5.14 mostra as eficiências médias e máximas de remoção obtidas em cada carga hidráulica.

Tabela 5.14 - Eficiências de remoção média e máxima para cor aparente - Sistema A.

Filtro	Remoção de cor aparente	
	Eficiência média	Eficiência máxima
50	67,8%	86,5%
70	71,0%	86,2%
100	50,0%	84,0%

Quando comparada a semelhança entre grupos, verifica-se que as concentrações de cor aparente nas alturas 0,5 m.c.a. e 0,7 m.c.a. foram estatisticamente iguais, assim como a água de alimentação e a carga hidráulica 1,0 m.c.a. foram semelhantes. Quando avaliadas as eficiências de remoção da cor aparente, as três cargas hidráulicas foram estatisticamente semelhantes.

Assim, apesar dos valores de cor aparente apresentarem concentrações superiores às exigíveis para a água potável, os filtros 50 e 70 apresentaram boa eficiência de remoção. O filtro 100, embora tenha apresentado eficiência de remoção relativamente alta e estatisticamente semelhante aos demais, não mostrou concentração de cor aparente distinta em relação à água de alimentação.

A Tabela 5.15 apresenta as diferenças de concentrações de alcalinidade entre afluente e filtrados, bem como as faixas médias máximas e mínimas da concentração deste constituinte verificadas ao longo do tempo de operação.

Tabela 5.15 - Diferença média entre afluente e filtrado e faixa de concentração para a alcalinidade - Sistema A.

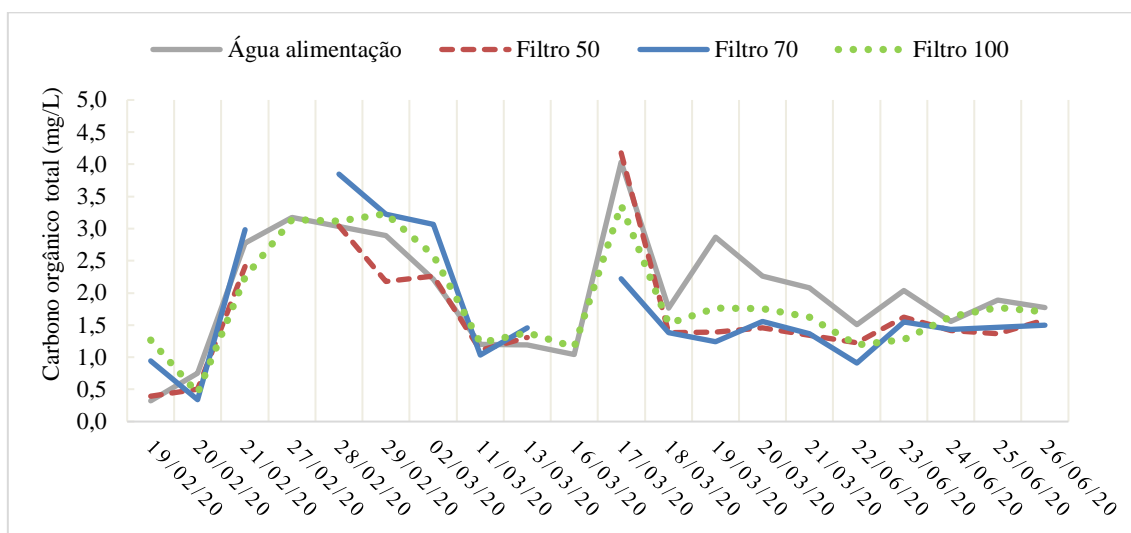
Parâmetro	Estatística		Água de alimentação	Condição de contorno		
				50	70	100
Alcalinidade	Diferença de concentração		-	-4,1%	-3,0%	-0,8%
	Faixa média (mg/L CaCO ₃)	Mínima	43,8	45,3	45,0	45,3
		Máxima	50,0	47,9	49,4	50,9

Quando aplicado os testes não-paramétricos, percebe-se que as concentrações de alcalinidade nos quatro grupos (água de alimentação e as três cargas hidráulicas) foram estatisticamente semelhantes.

Na normativa brasileira não existe padrão regulatório para COT. A USEPA apresenta faixas recomendáveis de remoção deste parâmetro em ETA baseadas nas concentrações de alcalinidade e COT presente na água de alimentação. Na maior parte do tempo a concentração de COT na água de alimentação deste estudo ficou abaixo de 2,0 mg/L, entretanto assumiu-se como padrão de remoção 35%, a qual é a menor faixa aceitável.

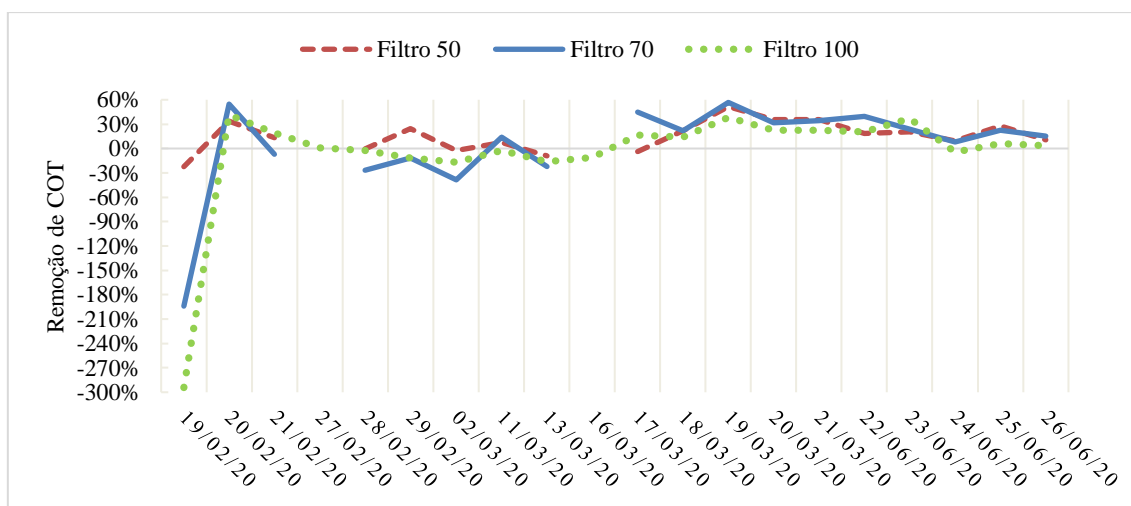
Na Figura 5.63 observa-se que as concentrações de COT nos filtrados e água de alimentação foram próximas na maior parte do tempo. Somente no dia 18/03/20 a 24/06/20 os valores da água de alimentação foram superiores aos das diferentes alturas.

Figura 5.63 - Série temporal para o carbono orgânico total - Sistema A.



Devido a esse fator, as eficiências de remoção foram baixas. E, apenas em três dias os filtros 50 e 100 atenderam à remoção esperada de 35% e o filtro 70, em quatro dias, conforme mostrado na Figura 5.64. Na maior parte do tempo (60%) as eficiências de remoção foram inferiores a 22% nas alturas 0,5 m.c.a. e 0,7 m.c.a., e na carga hidráulica 1,0 m.c.a., inferior a 15%.

Figura 5.64 - Série temporal para as eficiências de remoção de carbono orgânico total - Sistema A.



A Tabela 5.16 mostra as eficiências médias e máximas de remoção de COT obtidas nas diferentes alturas.

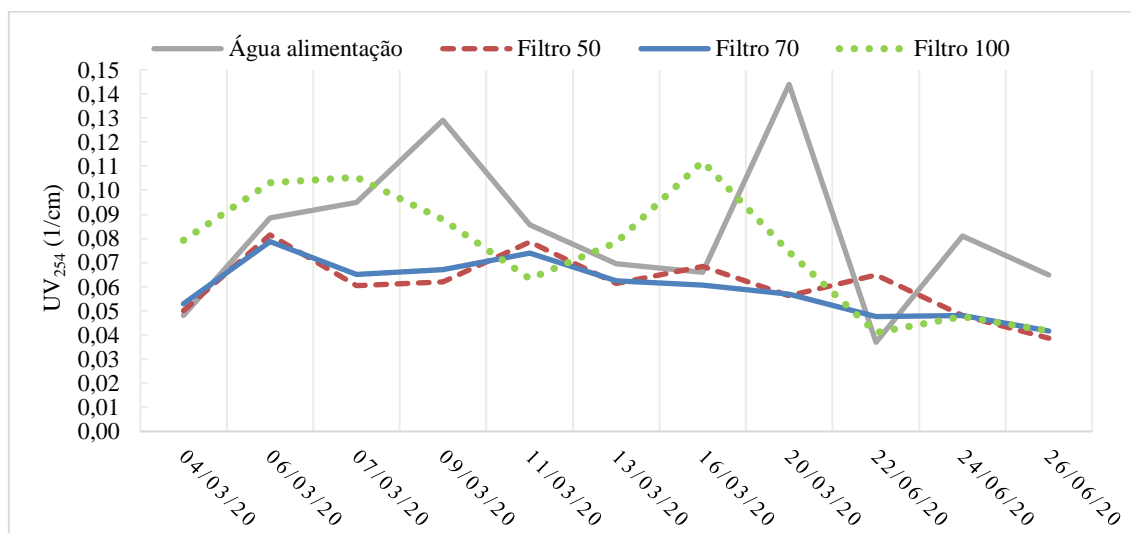
Tabela 5.16 - Eficiências de remoção média e máxima para COT - Sistema A.

Filtro	Remoção de COT	
	Eficiência média	Eficiência máxima
50	17,0%	51,5%
70	13,3%	56,7%
100	7,3%	41,3%

Tanto a água de alimentação quanto as três cargas hidráulicas não apresentaram diferenças estatisticamente significativas de concentração de COT. Portanto, as eficiências de remoção nas diferentes alturas, a qual também foram semelhantes, não foram relevantes.

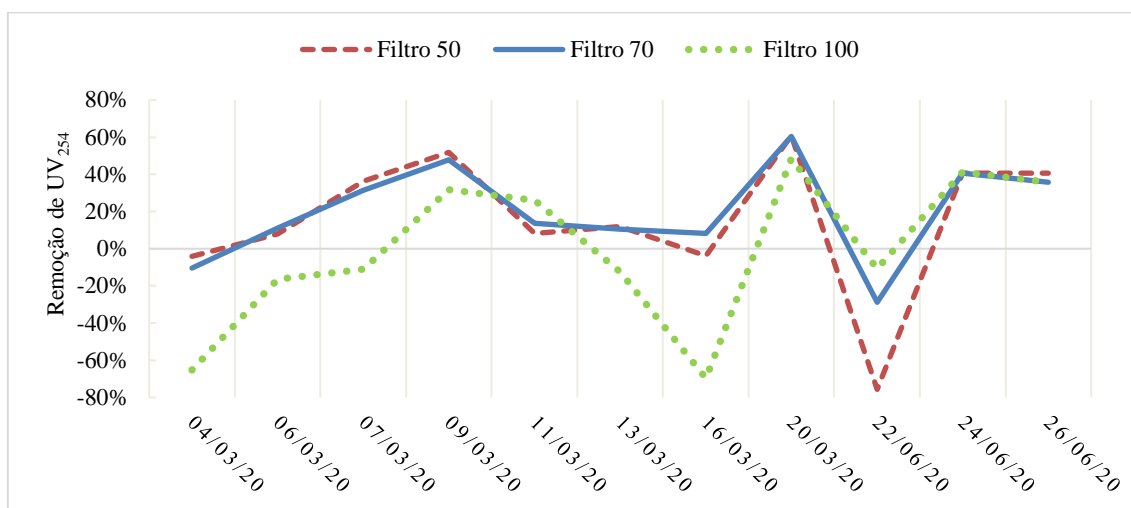
O parâmetro de absorção de luz ultravioleta no comprimento de onda 254 nm (UV_{254}), a qual é um indicativo de presença de compostos orgânicos aromáticos com dupla ligação, não é contemplado pela legislação brasileira. De acordo com a Figura 5.65, percebe-se grande variação nos dados de UV_{254} da água de alimentação, enquanto os filtros 50 e 70 mostraram-se quase constantes ao longo do tempo.

Figura 5.65 - Série temporal para o UV_{254} - Sistema A.



Em alguns momentos os valores de absorção registrados na água de alimentação foram inferiores aos filtrados (Figura 5.65), ocasionando, portanto, eficiências de remoção negativas, conforme observado na Figura 5.66. Na metade do tempo (50%), as eficiências de remoção foram inferiores a 12%, 14% e -11% para os filtros 50, 70 e 100, respectivamente.

Figura 5.66 - Série temporal para as eficiências de remoção de UV₂₅₄ - Sistema A.



A Tabela 5.17 mostra as eficiências médias e máximas de remoção de UV₂₅₄ obtidas em cada carga hidráulica.

Tabela 5.17 - Eficiências de remoção média e máxima para UV₂₅₄- Sistema A.

Filtro	Remoção de UV ₂₅₄	
	Eficiência média	Eficiência máxima
50	26,2%	60,9%
70	27,9%	60,4%
100	8,2%	48,4%

As absorvâncias do UV₂₅₄ registradas na água de alimentação foram estatisticamente semelhantes às três cargas hidráulicas, porém apenas o par de alturas 0,5 m.c.a. e 0,7 m.c.a. foram iguais. Também não houve diferenças entre as eficiências de remoção das três cargas hidráulicas. Portanto, as remoções não foram significativas. Apesar disso, maiores eficiências de remoção deste composto foram obtidas se comparado com o COT.

A CE (Figura 5.67) e a concentração de SDT (Figura 5.68) apresentaram praticamente o mesmo comportamento ao longo do período de funcionamento. A Portaria GM/MS n° 888/21 não estabelece valores limites de CE, apenas de SDT, cujo VMP é de 500 mg/L (BRASIL, 2021). Gama e Torres (2005) apresentam valores típicos de CE para água subterrânea de 200 a 1500 µS/cm. Além disso, Libânio (2010) estima que em soluções diluídas a relação entre SDT e CE seja algo em torno de SDT ≈ 0,5 CE, portanto o limite máximo de CE seria de 1000 µS/cm. Ambos os parâmetros encontraram-se em acordo com os limites estabelecidos pela legislação e literatura.

Figura 5.67 - Série temporal para a condutividade elétrica - Sistema A.

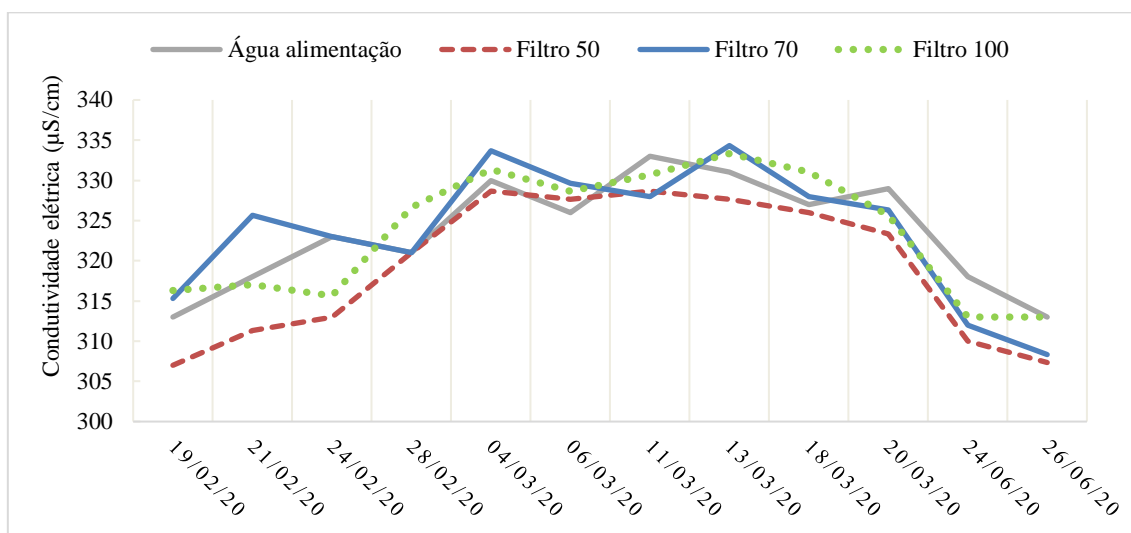
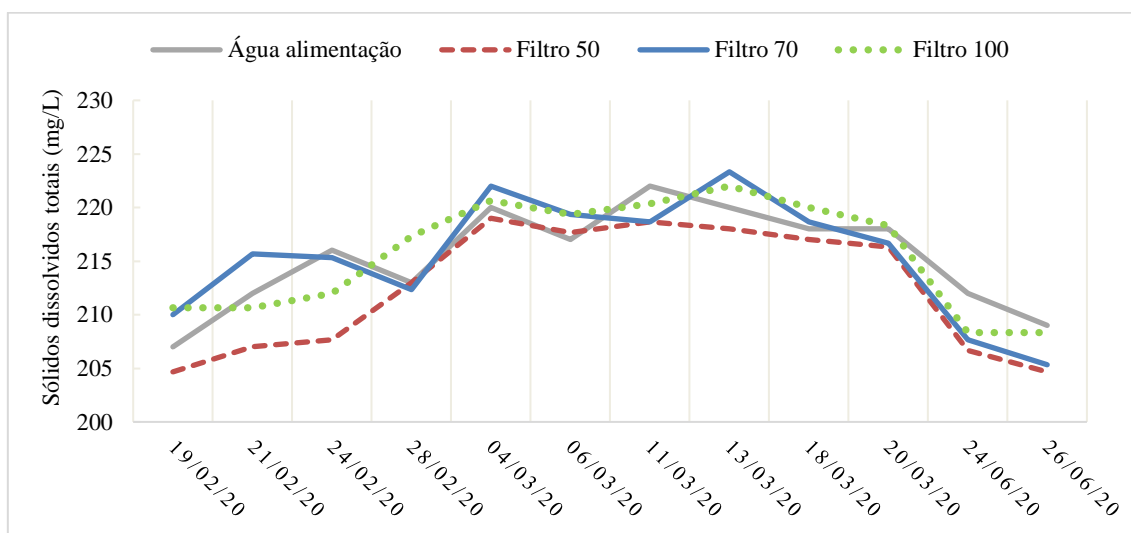


Figura 5.68 - Série temporal para os sólidos dissolvidos totais - Sistema A.



Quando comparado a semelhante entre os quatro grupos (água de alimentação e as três cargas hidráulicas), percebe-se não haver diferenças estatísticas tanto para o parâmetro CE quanto SDT. Portanto a passagem da água pelos filtros não causou mudanças nestes dois parâmetros.

A Tabela 5.18 apresenta a eficiência média de remoção registradas nas diferentes cargas hidráulicas para cada ânion avaliado, bem como a quantidade de amostras que apresentaram concentrações abaixo dos valores máximos permitidos das normativas consideradas.

Tabela 5.18 - Eficiências médias de remoção e atendimento ao padrão de potabilidade dos ânions - Sistema A.

Parâmetro	Eficiência média de remoção			Padrão de potabilidade				
	50	70	100	VMP	Amostras em conformidade			
					Água alim.	50	70	100
Fluoreto	14,8%	21,7%	17,9%	0,9 mg/L ⁽¹⁾	100%	100%	100%	100%
Cloreto	1,6%	0,2%	-2,5%	250 mg/L ⁽²⁾	100%	100%	100%	100%
Fosfato	-9,4%	-1,5%	-2,2%	-	-	-	-	-
Sulfato	-1,8%	-1,3%	-3,6%	250 mg/L ⁽²⁾	100%	100%	100%	100%

(1) Portaria Estadual nº 10/1999; (2) Portaria GM/MS nº 888/21.

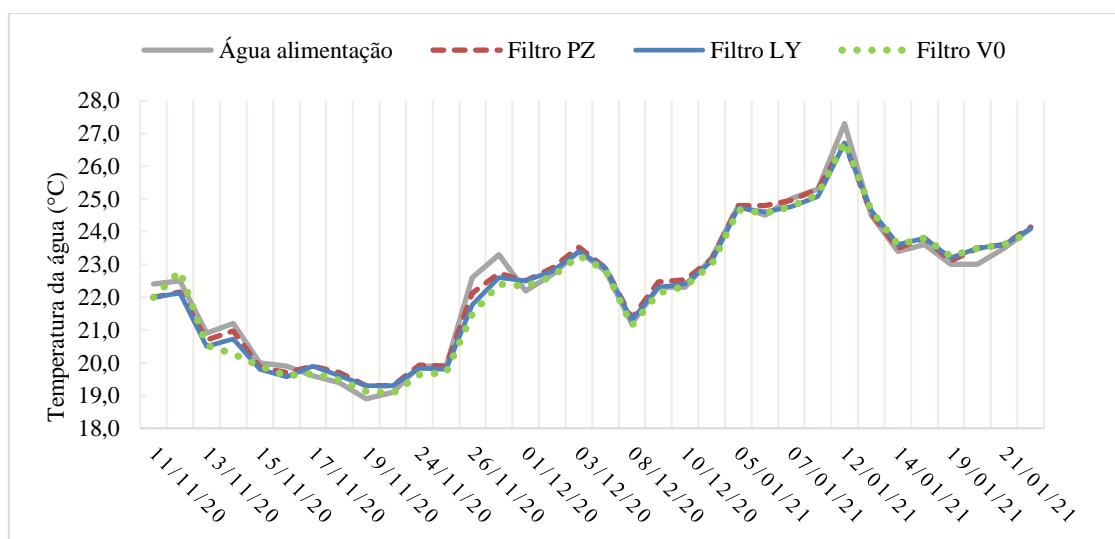
As concentrações de fluoreto, cloreto, fosfato e sulfato na água de alimentação e nas três diferentes alturas foram estatisticamente semelhantes. Portanto as eficiências de remoção verificadas para o fluoreto, a qual foi a maior em relação aos demais íons, não foram significativas.

Para os íons fluoreto, cloreto e sulfato, todas as amostras filtradas mantiveram-se abaixo dos valores estabelecidos pela legislação, inclusive a água de alimentação. Logo, não é possível atestar a eficiência do sistema para a remoção de íons, pois a água de alimentação já se enquadra dentro dos padrões.

5.4.2. Sistema M

A Figura 5.69 apresenta os registros da temperatura da água ao longo do tempo de operação para a água de alimentação e as diferentes membranas, as quais foram denominadas como PZ (UF de 30 kDa), LY (UF de 100 kDa) e V0 (MF de 0,2 µm). Assim como no Sistema A, a temperatura da água também apresentou comportamento semelhante e valores próximos para os quatro grupos.

Figura 5.69 - Série temporal para a temperatura da água - Sistema M.

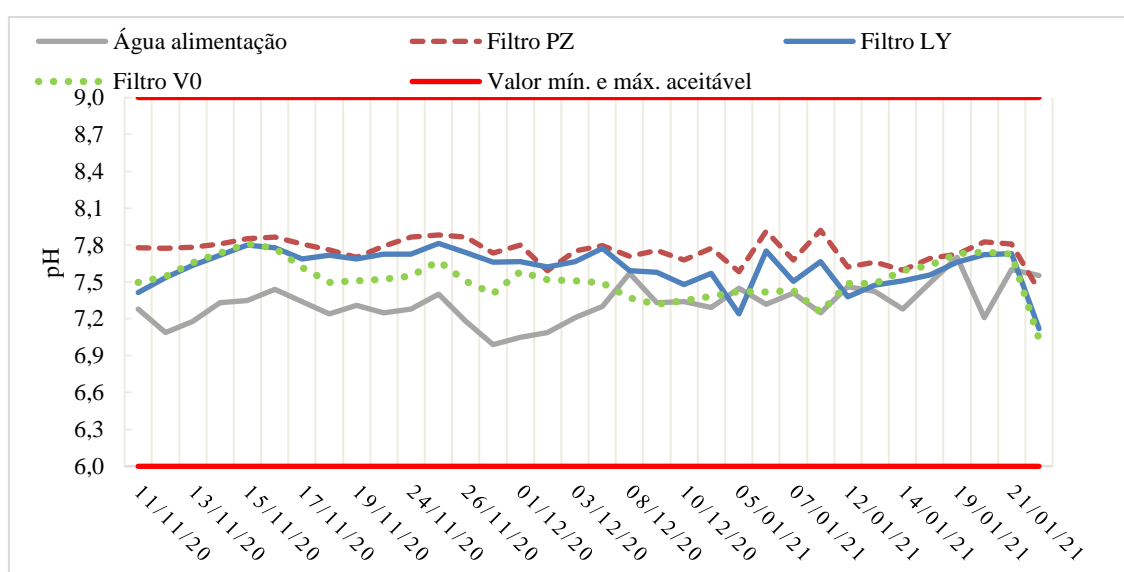


Como nesta fase não houve controle da temperatura, percebe-se um aumento consecutivo ao longo dos meses de funcionamento, conforme a mudança de estação. As temperaturas mais baixas foram registradas no mês de novembro de 2020 e as mais altas em janeiro de 2021.

Os testes não paramétricos revelaram não haver diferenças estatisticamente significativas entre os quatro grupos (água de alimentação e filtros PZ, LY e V0).

Na Figura 5.70 observa-se que tanto a água de alimentação quanto as diferentes membranas encontram-se dentro da faixa de pH 6 a 9, que são os valores limites aceitáveis pela legislação brasileira para a água potável (BRASIL, 2021), durante todo o período de operação

Figura 5.70 - Série temporal para o pH - Sistema M.



Os comportamentos dos valores de pH ao longo do tempo não foram completamente semelhantes entre os quatro grupos. Em todo o momento a membrana de UF de 30 kDa (PZ) registrou os maiores valores de pH e manteve-se constante se comparada as oscilações verificadas na água de alimentação.

Quando comparado estatisticamente os quatro grupos, nota-se que todos apresentaram distinções significativas. Assim, apesar de pequena a diferença dos dados de pH entre a água de alimentação e as diferentes membranas (na ordem de décimos), essas geraram valores de pH não semelhantes estatisticamente.

A Tabela 5.19 apresenta as eficiências médias de remoção obtidas através de cálculos das quantidades microbiológicas registradas, além da porcentagem de presença

de coliformes totais e *E. coli* verificadas na análise das triplicatas de cada tipo de membrana e para a água de alimentação.

Tabela 5.19 - Eficiências médias de remoção e % de presença de microrganismos - Sistema M.

Parâmetro	Estatística	Água de alimentação	Condição de contorno		
			PZ	LY	V0
Coliformes Totais	Amostras com presença microbiológica (%)	100	74,7	78,0	56,6
	Eficiência média de remoção (%)		99,04	95,49	99,75
<i>E. Coli</i>	Amostras com presença microbiológica (%)	88,23	3,0	0	2,2
	Eficiência média de remoção (%)		99,39	99,54	99,78

Observa-se pela Tabela 5.19 que se registrou presença de bactérias do grupo coliformes totais em elevado número de amostras para os três filtros, e em um único dia notou-se a presença de *E. coli* nas membranas de UF de 30 kDa e de MF de 0,2 µm (V0). Apesar disso, obteve-se altas eficiências médias de remoção de coliformes totais para os filtros PZ e V0 e *E. coli* em todas as membranas empregadas, com mais de duas unidades logarítmicas de remoção.

A membrana de UF de 100 kDa (LY) apresentou baixa eficiência média de remoção de coliformes totais, além de maior porcentagem de presença destes microrganismos se comparada às demais, portanto é a membrana que apresentou pior desempenho.

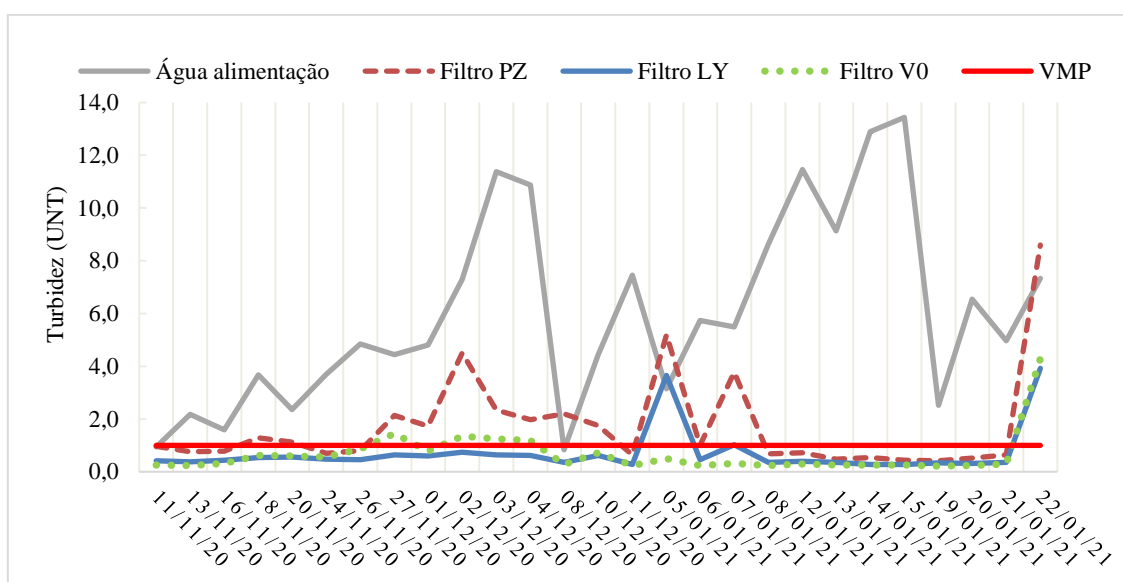
Apesar de possuir o maior tamanho de poro, a membrana de MF de 0,2 µm apresentou a melhor eficiência média de remoção microbiológica e menor registro de presença de coliformes totais em relação às demais. Apesar disso, o fato de haver existência de coliformes totais em mais da metade das amostras analisadas não é o ideal para a água segura ao consumo humano, segundo a legislação brasileira, a qual define que deve haver ausência microbiológica em 100 mL de amostra. Entretanto, a água filtrada, com baixas concentrações destes microrganismos, é muito mais segura que a ingestão de água contaminada sem qualquer forma de tratamento.

Em relação a remoção de *E. coli*, o filtro LY apresentou melhores resultados em relação ao filtro PZ. Além disso, alcançou-se eficiências médias de remoção de *E. coli* mais elevados se comparada aos coliformes totais.

Quando comparada as concentrações de coliformes totais e *E. coli* entre os quatro grupos, verifica-se que as três diferentes membranas geraram valores estatisticamente semelhantes entre si e distintos da água de alimentação.

Conforme observado na Figura 5.71, na maior parte do tempo as amostras filtradas das membranas de UF de 100 kDa (89%) e de MF de 0,2 μm (81%) mantiveram-se abaixo do VMP de turbidez estabelecido pela Portaria GM/MS n°888/21, a qual define os limites para o padrão de potabilidade da água. Em 52% do tempo o filtro PZ registrou valor de turbidez abaixo do limite estabelecido pela normativa nacional. A água de alimentação apresentou valor inferior a 1,0 UNT em apenas dois dias de operação.

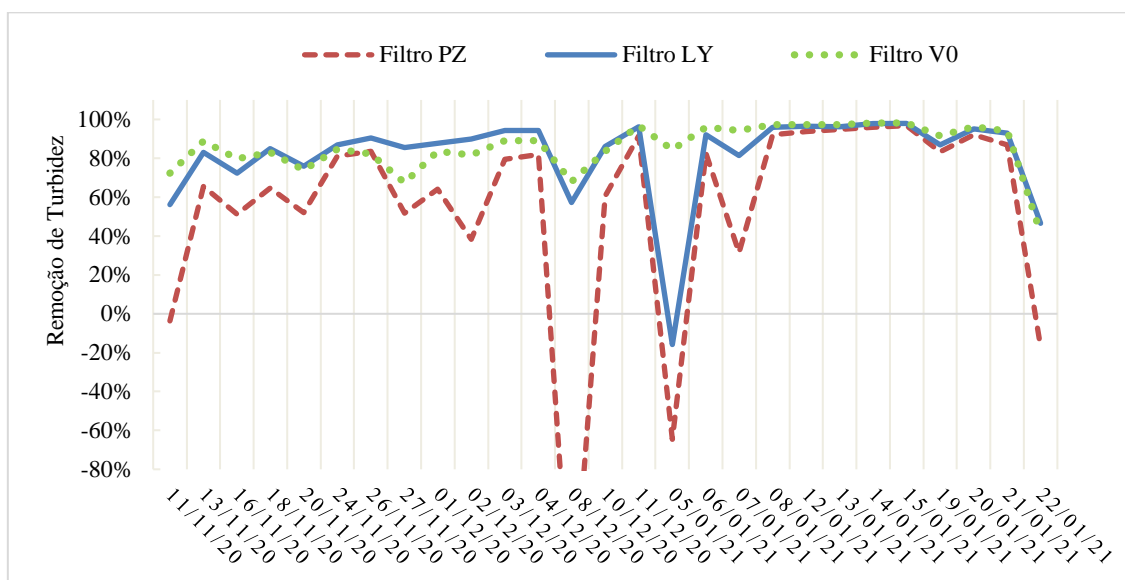
Figura 5.71 - Série temporal para a turbidez - Sistema M.



Ao longo do período de operação, os valores de turbidez na água de alimentação apresentaram grande oscilação, enquanto os filtros LY e V0 mantiveram-se praticamente constantes (Figura 5.71). Em todo o momento a membrana PZ registrou turbidez superior às demais amostras filtradas.

Em poucos momentos a concentração de turbidez na água de alimentação foi inferior aos filtrados (Figura 5.71), resultando em eficiências de remoção negativas (Figura 5.72). No dia 8/12/20 a eficiência de remoção no filtro PZ, a qual não aparece no gráfico da Figura 5.72 por fins estéticos, foi de -164,5%.

Figura 5.72 - Série temporal para as eficiências de remoção de turbidez - Sistema M.



De acordo com a Figura 5.72 as eficiências de remoção de turbidez obtidas pelos filtros foram elevadas, sendo que na maior parte do tempo (75%) as membranas de UF de 30 kDa, UF de 100 kDa e MF de 0,2 μm apresentaram remoções superiores à 51%, 81% e 82%, respectivamente. A Tabela 5.20 mostra o desempenho médio e máximo de cada membrana.

Tabela 5.20 - Eficiências de remoção média e máxima para turbidez - Sistema M.

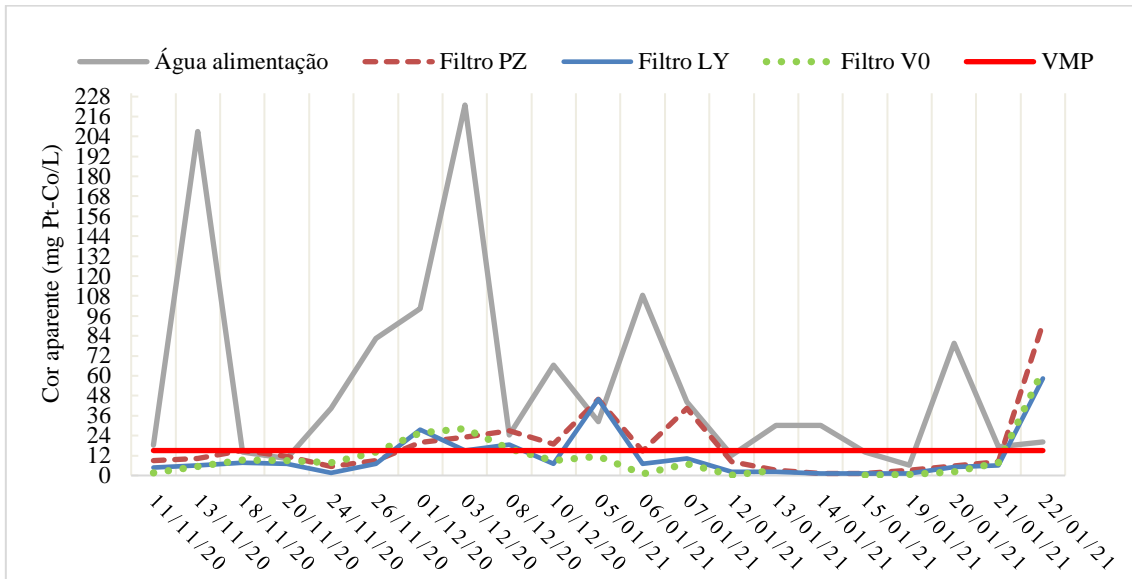
Filtro	Remoção de turbidez	
	Eficiência média	Eficiência máxima
PZ	71,2%	96,8%
LY	88,0%	97,9%
V0	88,8%	98,2%

Aplicando testes não paramétricos na concentração de turbidez para os quatro grupos, verifica-se que apenas as membranas de UF de 100 kDa e MF de 0,2 μm foram estatisticamente iguais. Portanto, como foram os filtros que registraram os menores valores de turbidez, são os que apresentaram melhor desempenho. Quanto as eficiências de remoção, a membrana de UF de 30 kDa apresentou diferenças significativas aos demais, e os filtros LY e V0 também foram iguais. Apesar de mais baixa a eficiência de remoção do filtro PZ em relação às demais membranas, ele também foi significativo, pois as concentrações de turbidez deste filtro e a água de alimentação foram distintas.

Na Figura 5.73 é possível verificar que os filtrados mantiveram-se abaixo da concentração máxima permitida de cor aparente (15 mg Pt-Co/L) estabelecida pela Portaria GM/MS nº888/21 por 67%, 81% e 80% do tempo para os filtros PZ, LY e V0,

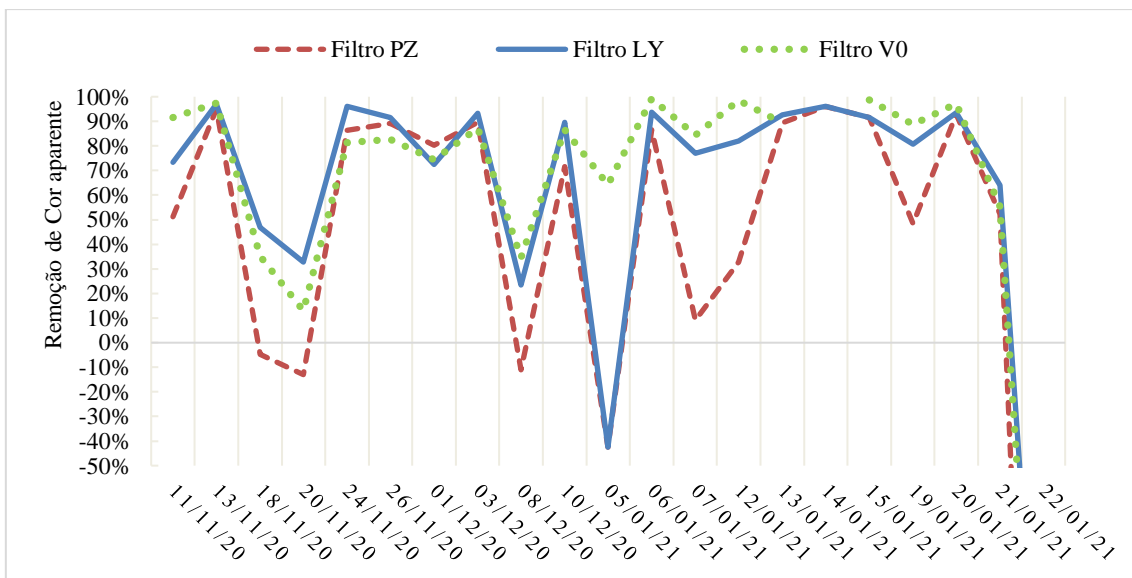
respectivamente. E, na maior parte do tempo, a água de alimentação apresentou concentrações superiores ao limite estabelecido pela legislação, com exceção apenas de cinco dias amostrados.

Figura 5.73 - Série temporal para a cor aparente - Sistema M.



As concentrações de cor aparente nas diferentes membranas oscilaram pouco se comparado à água de alimentação, indicando que o sistema reage bem a mudanças abruptas. Quando observado a Figura 5.74, percebe-se que os níveis de eficiências de remoção ao longo do tempo de operação não foram constantes, porém isso se deve a características da água de alimentação e não à resposta dos filtrados.

Figura 5.74 - Série temporal para as eficiências de remoção de cor aparente - Sistema M.



Apesar disso, foi possível garantir boas eficiências de remoção na maior parte do tempo (60%), cujos valores foram acima de 51%, 76% e 82% para as membranas de UF de 30 kDa, UF de 100 kDa e MF de 0,2 µm, respectivamente. A Tabela 5.21 mostra as eficiências médias e máximas de remoção de cor aparente obtidas em cada membrana.

Tabela 5.21 - Eficiências de remoção média e máxima para cor aparente - Sistema M.

Filtro	Remoção de cor aparente	
	Eficiência média	Eficiência máxima
PZ	68,5%	96,0%
LY	79,5%	97,0%
V0	80,2%	99,2%

As concentrações de cor aparente nos filtros foram estatisticamente semelhantes entre si, assim como as eficiências de remoção, e as três membranas foram distintos da água de alimentação. Portanto as eficiências de remoção de cor aparente pelos filtrados foram significativas.

A Tabela 5.22 apresenta as diferenças de concentrações de alcalinidade entre afluente e filtrados, bem como as faixas médias máximas e mínimas da concentração deste constituinte registradas durante o tempo de operação.

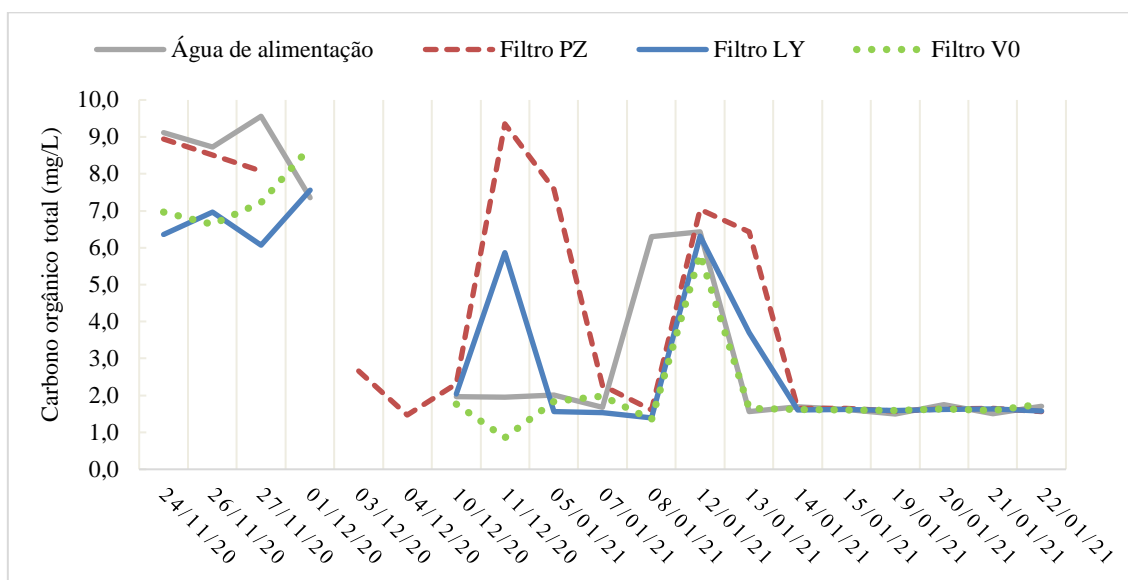
Tabela 5.22 - Diferença média entre afluente e filtrado e faixa de concentração para a alcalinidade - Sistema M.

Parâmetro	Estatística	Água de alimentação	Condição de contorno		
			PZ	LY	V0
	Diferença de concentração	-	-8,2%	-12,8%	-15,4%
Alcalinidade	Faixa média (mg/L CaCO ₃)	Mínima	29,2	28,8	28,9
		Máxima	63,8	58,0	53,3

Tanto a água de alimentação quanto as três diferentes membranas apresentaram concentrações de alcalinidade estatisticamente semelhantes.

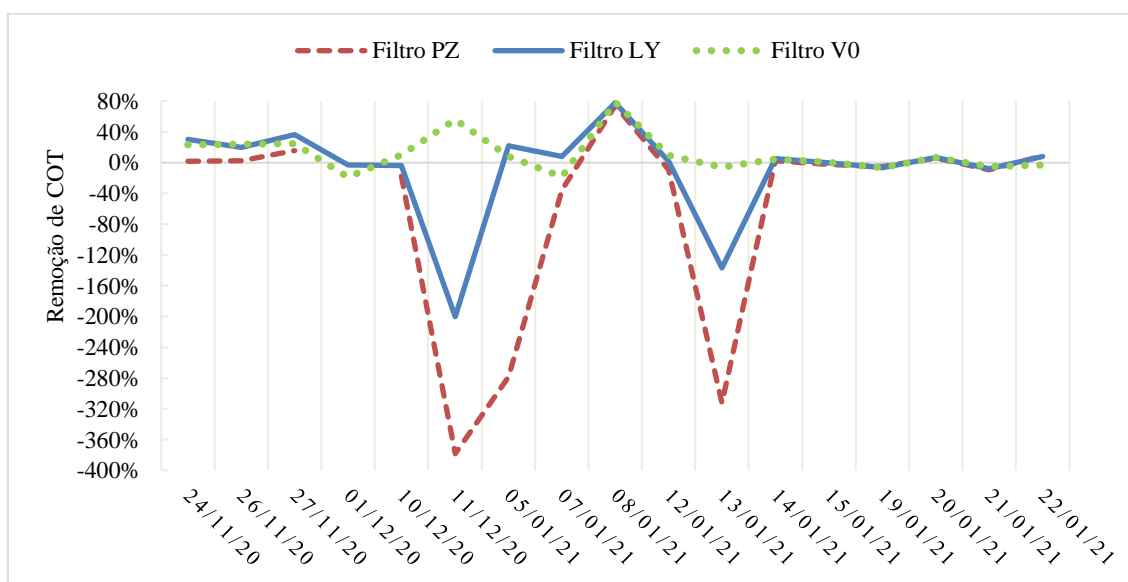
A USEPA estabelece os limites mínimos recomendáveis de remoção de COT baseados nas concentrações de alcalinidade e COT da fonte de abastecimento. Na Figura 5.75 observa-se grande variabilidade de concentração deste composto até o dia 14/01/21, onde as quantidades de COT passaram a ser constantes ao longo do tempo e similares entre a água de alimentação e as diferentes membranas, com um valor médio dos quatro grupos de $1,62 \pm 0,06$ mg/L.

Figura 5.75 - Série temporal para o carbono orgânico total - Sistema M.



Na maior parte do tempo a concentração de COT na água de alimentação foi próxima ou inferior aos filtrados (Figura 5.75), resultando, portanto, em baixas eficiências de remoção, conforme apresentado na Figura 5.76. A grande variabilidade da concentração de COT na água de alimentação resultou em distintas remoções mínimas recomendáveis ao longo do tempo (Figura 5.76), as quais variaram de 35% a 50%, de acordo com a USEPA. Em apenas um dia (08/01/21) as três diferentes membranas atenderam a remoção mínima esperada.

Figura 5.76 - Série temporal para as eficiências de remoção de carbono orgânico total - Sistema M.



Na maior parte do tempo (60%) as eficiências de remoção foram menores que 2%, 9% e 8% para os filtros PZ, LY e V0, respectivamente. A Tabela 5.23 mostra as eficiências médias e máximas de remoção obtidas de COT em cada tipo de membrana.

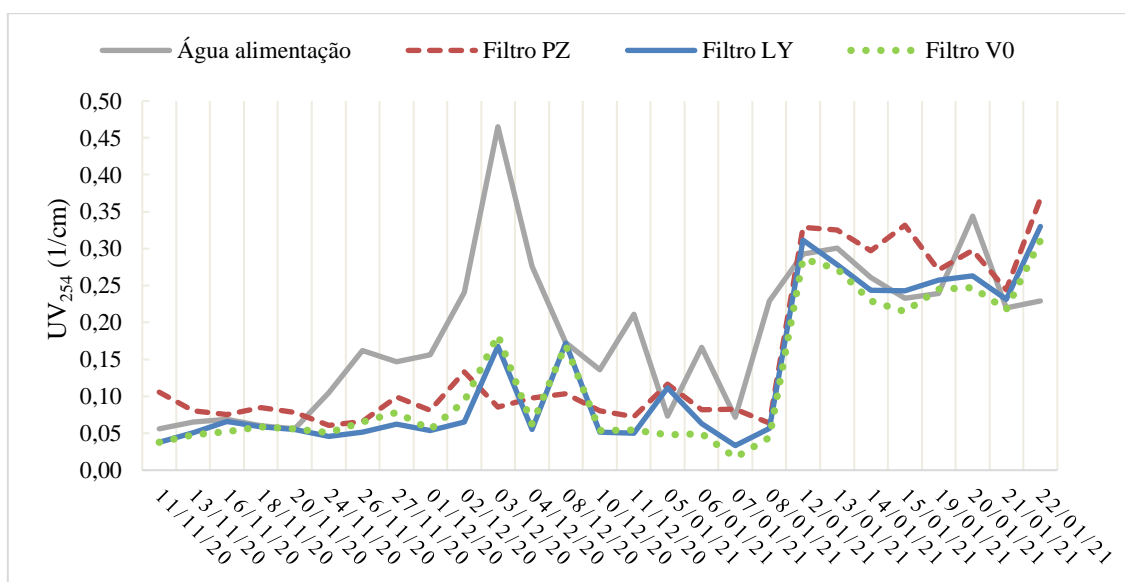
Tabela 5.23 - Eficiências de remoção média e máxima para COT - Sistema M.

Filtro	Remoção de COT	
	Eficiência média	Eficiência máxima
PZ	-8,0%	74%
LY	11,1%	78%
V0	17,8%	79%

A água de alimentação e as três diferentes membranas apresentaram concentrações de COT estatisticamente semelhantes. Quando testada as eficiências de remoção pelos filtros, verifica-se que o filtro PZ foi distinto dos demais, logo os filtros LY e V0 apresentaram melhores desempenhos em termos de remoção COT. Apesar disso, as eficiências de remoção foram insignificantes, uma vez que a concentração da água de alimentação foi parecida com os filtros.

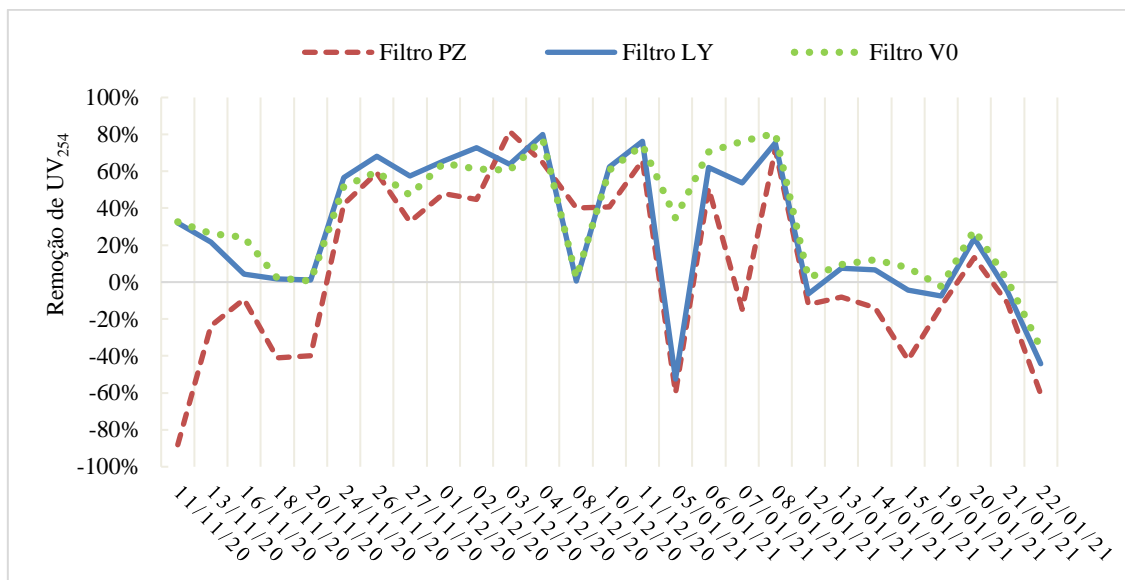
A absorbância da radiação UV₂₅₄ não apresenta valores de referências estabelecidos por norma. Na Figura 5.77 observa-se que o comportamento nos filtros LY e V0 foi parecido ao longo do tempo de funcionamento. E, após a adição do contaminante CBZ no dia 12/01/21, as quantidades de compostos aromáticos de ligação dupla registrados nos filtrados se elevou consideravelmente.

Figura 5.77 - Série temporal para o UV₂₅₄ - Sistema M.



As eficiências de remoção obtidas para o parâmetro UV₂₅₄ são apresentados na Figura 5.78. Após a adição do CBZ as absorbâncias registradas na água de alimentação e filtros foram próximas (Figura 5.77), gerando baixas eficiências de remoção. Nos demais dias também se verifica picos de pouca ou negativa eficiência de remoção.

Figura 5.78 - Série temporal para as eficiências de remoção de UV₂₅₄ - Sistema M.



Em 60% do tempo as eficiências de remoção foram abaixo de 39%, 56% e 51%, e acima de -12%, 7% e 25%, para as membranas de UF de 30 kDa, UF de 100 kDa e MF de 0,2 µm, respectivamente. A Tabela 5.24 mostra as eficiências médias e máximas de remoção de UV₂₅₄ obtidas em cada tipo de membrana.

Tabela 5.24 - Eficiências de remoção média e máxima para UV₂₅₄ - Sistema M.

Filtro	Remoção de UV ₂₅₄	
	Eficiência média	Eficiência máxima
PZ	18,4%	82%
LY	31,2%	80%
V0	34,5%	81%

As absorbâncias em UV₂₅₄ nos filtros LY e V0 foram estatisticamente iguais entre si e diferente da água de alimentação, já a membrana PZ mostrou-se análoga à água de alimentação. As eficiências de remoção verificadas pelas membranas LY e V0 também foram iguais e distintas do filtro PZ. Assim, estes dois filtros apresentaram remoções significativas de compostos aromáticos de ligação dupla.

Como esperado, o comportamento dos parâmetros CE (Figura 5.79) e SDT (Figura 5.80) foram praticamente idênticos. Conforme já discutido anteriormente, não há

valor regulamentado de CE, porém considera-se que as águas de poços possuam valores típicos entre 200 a 1500 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (GAMA; TORRES, 2005). A concentração de SDT máxima estabelecida pela Portaria GM/MS n°888/21 é de 500 mg/L. Libânio (2010) estima que haja uma relação entre estes dois parâmetros de aproximadamente $\text{SDT} \approx 0,5 \text{ CE}$. Assim, a CE apresentou concentrações acima de 1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ nos três últimos dias de operação, porém ainda permanece dentro dos limites esperados para a água de poço. Os filtrados também passaram a estar em desacordo com a normativa para os SDT a partir da segunda semana de operação com o CBZ. Esta elevação das concentrações pode estar atrelada tanto à presença do novo contaminante quanto ao ácido utilizado para a preparação da solução de CBZ.

Figura 5.79 - Série temporal para a condutividade elétrica - Sistema M.

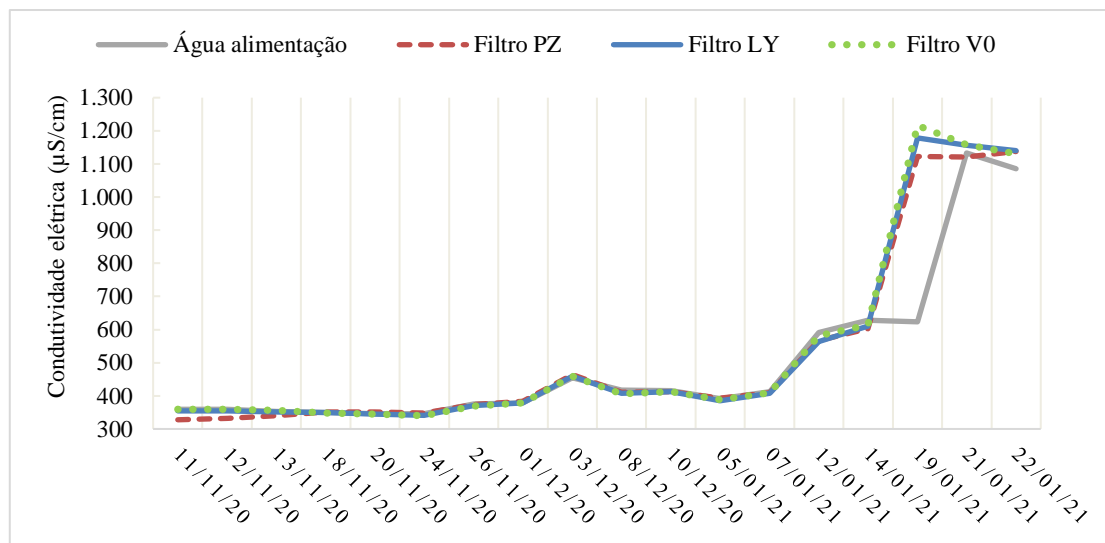
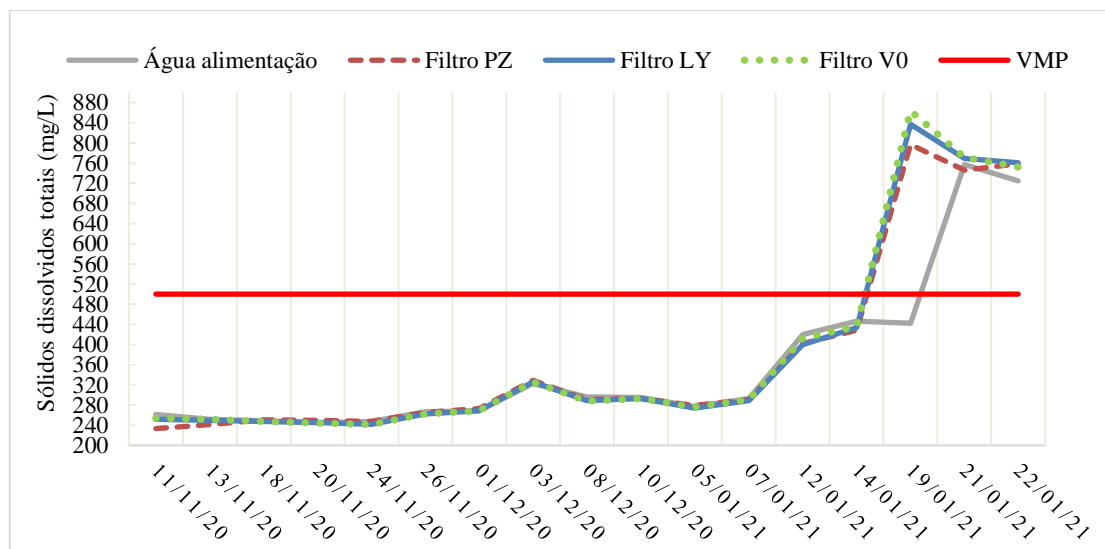


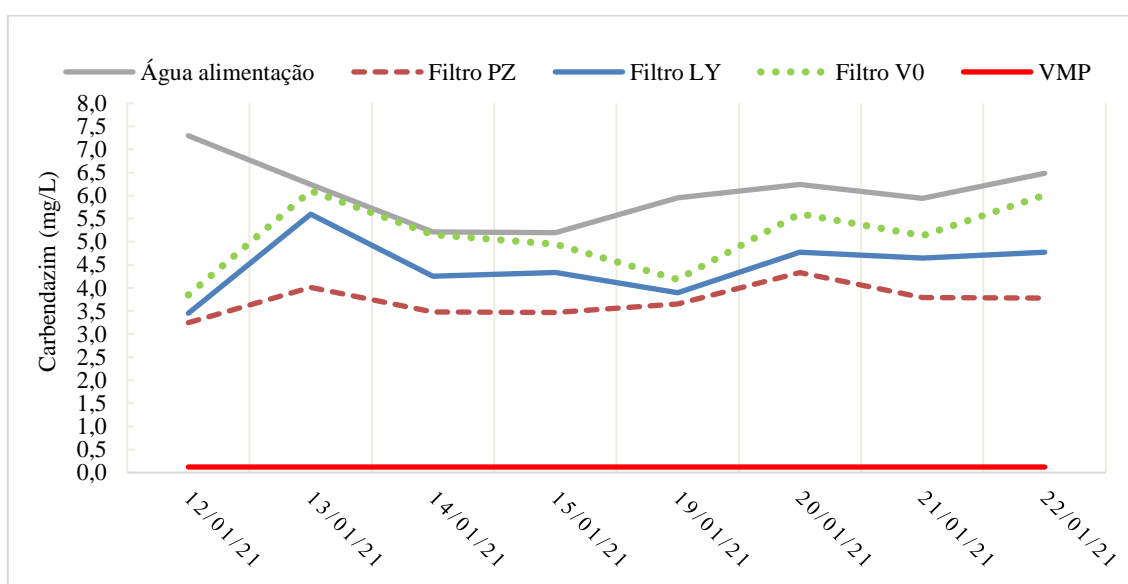
Figura 5.80 - Série temporal para os sólidos dissolvidos totais - Sistema M.



As concentrações de CE e SDT foram estatisticamente iguais nos quatro grupos (água de alimentação e as três diferentes membranas). Portanto os tratamentos da água pelos filtros não causaram alterações nestes dois parâmetros.

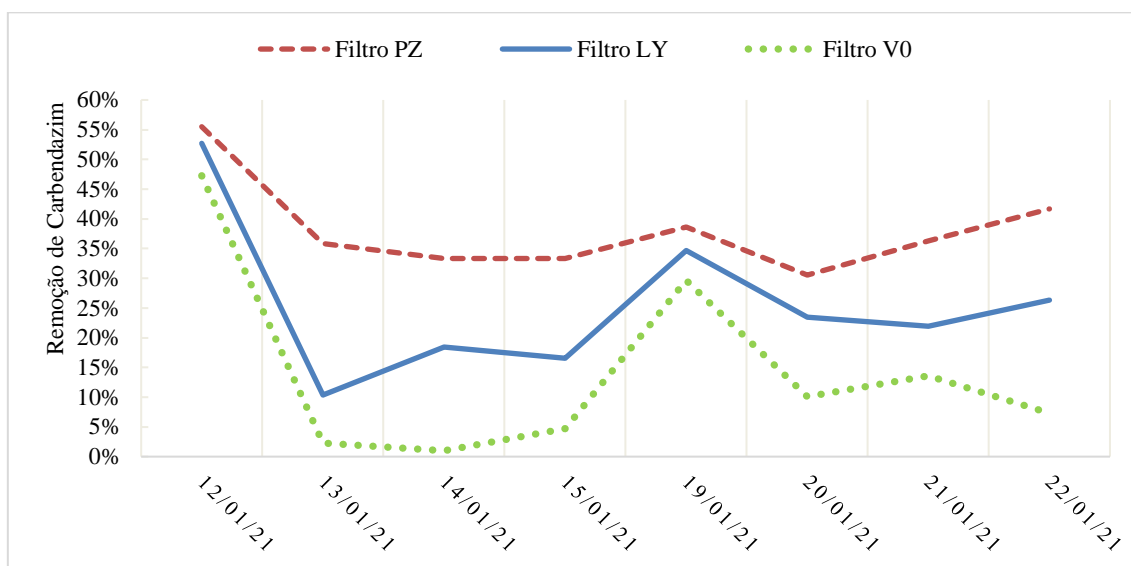
A Portaria GM/MS n°888/21 estabelece um limite máximo de concentração de CBZ na água potável de 120 µg/L (0,12 mg/L). Conforme observado na Figura 5.81, em nenhum momento este limite foi atendido. Percebe-se que as membranas com menor massa molar de corte (UF de 30 kDa) sempre registraram as menores concentrações de CBZ e o contrário ocorreu para a membrana de maior tamanho de poro (MF de 0,2 µm).

Figura 5.81 - Série temporal para o carbendazim- Sistema M.



Apesar de não atender ao padrão de potabilidade, o sistema obteve boas eficiências de remoção para o filtro PZ, conforme mostrado pela Figura 5.82. Em 75% do tempo, as eficiências de remoção de CBZ foram superiores à 33%, 17% e 3% para as membranas de UF de 30 kDa, UF de 100 kDa e MF de 0,2 µm, respectivamente.

Figura 5.82 - Série temporal para as eficiências de remoção de carbendazim - Sistema M.



A Tabela 5.25 apresenta as eficiências médias e máximas de remoção obtidas em cada membrana para o contaminante CBZ.

Tabela 5.25 - Eficiências de remoção média e máxima para o carbendazim - Sistema M.

Filtro	Remoção de CBZ	
	Eficiência média	Eficiência máxima
PZ	38,7%	56%
LY	26,5%	53%
V0	15,6%	47%

Os filtros PZ e LY apresentaram concentrações de CBZ estatisticamente similares entre si e distintas da água de alimentação. O filtro V0 foi semelhante a água de alimentação e também a membrana LY. A eficiência de remoção da membrana LY foi semelhante aos filtros PZ e V0, porém estes dois últimos foram diferentes entre si. Desta forma, as eficiências de remoção do contaminante foram significativas apenas nos filtros PZ e LY, sendo que o primeiro apresentou melhor desempenho.

A Tabela 5.26 apresenta as eficiências médias de remoção registradas nas diferentes membranas para cada ânion e cátion avaliado, bem como a quantidade de amostras que apresentaram concentrações abaixo dos valores máximos permitidos das normativas consideradas.

Tabela 5.26 - Eficiências médias de remoção e atendimento ao padrão de potabilidade dos ânions e cátions - Sistema M.

Parâmetro	Eficiência média de remoção			Padrão de potabilidade				
	PZ	LY	V0	VMP	Amostras em conformidade			
					Água alim.	PZ	LY	V0
Fluoreto	21,2%	19,6%	25,6%	0,9 mg/L ⁽¹⁾	86%	95%	95%	95%
Cloreto	10,3%	9,7%	15,4%	250 mg/L ⁽²⁾	100%	100%	100%	100%
Sulfato	48,1%	45,5%	46,3%	250 mg/L ⁽²⁾	67%	86%	86%	86%
Lítio	2,5%	0,2%	0,4%	-	-	-	-	-
Sódio	-0,3%	-1,1%	1,7%	200 mg/L ⁽²⁾	100%	100%	100%	100%
Amônio	40,2%	50,3%	33,7%	-	-	-	-	-
Potássio	-12,4%	5,5%	7,5%	-	-	-	-	-
Magnésio	3,9%	2,4%	1,2%	-	-	-	-	-
Cálcio	3,0%	1,8%	1,3%	-	-	-	-	-

(1) Portaria Estadual nº 10/1999; (2) Portaria GM/MS nº 888/21.

As concentrações identificadas na água de alimentação e nas três diferentes membranas para os ânions fluoreto, cloreto e sulfato mostraram-se estatisticamente iguais. Portanto, apesar de elevada a eficiência média de remoção verificada no sulfato e fluoreto, estas não foram significativas.

Quando testados os cátions, os valores de lítio, sódio e amônio foram semelhantes para os quatro grupos. No magnésio e cálcio, as concentrações registradas no filtro PZ e água de alimentação foram estatisticamente distintas, entretanto esta membrana apresentou baixa eficiência média de remoção para estes parâmetros. Para o potássio, o filtro PZ apresentou diferenças em relação aos filtros LY e V0, porém todas as membranas foram semelhantes à água de alimentação.

As amostras de fluoreto e sulfato que se apresentaram acima dos limites admissíveis pela legislação para a água potável ocorreram no último dia de análise.

5.4.3. Discussão

Em ambos os Sistemas as temperaturas da água registradas ao longo do tempo apresentaram diferenças estatisticamente significativas entre grupos de dias, indicando, portanto que ela não se manteve constante em todo o momento. Apesar disso, verifica-se uma amplitude térmica inferior a 4 °C entre dias consecutivos.

O que motivaram as mudanças de temperatura da água foi principalmente as oscilações da temperatura ambiente, portanto ela está relacionada a variações físicas e não a possíveis reações químicas que possam ter ocorrido dentro do sistema.

O Sistema M se manteve a temperaturas da água mais elevadas na maior parte do tempo em relação ao Sistema A, o que se deve ao fato de não haver o controle da temperatura ambiente e ter operado durante meses mais quentes. Esse fator pode ter contribuído para que as membranas de UF de 100 kDa gerassem um fluxo permeado estável mais elevado na segunda fase se comparado a primeira.

O pH interfere na solubilidade de diversas substâncias, influenciado a presença de íons de diferentes compostos químicos e na intensidade da cor, assim como o potencial de toxicidade de vários elementos (DI BERNARDO; DANTAS; VOLTAN, 2017).

As faixas de pH mantiveram-se entre 7 a 8, ou seja, ligeiramente alcalina, nas duas fases de operação. De maneira geral, os filtros que geraram os menores fluxos permeados estáveis resultaram em maiores valores de pH, como o caso das cargas hidráulicas 0,5 m.c.a. e 0,7 m.c.a. do Sistema A e a membrana de UF de 30 kDa do Sistema M.

Coliformes totais e *E. coli* são utilizados como indicadores de contaminação de origem fecal. A sua presença pode indicar a possibilidade de transmissão de doenças de veiculação hídrica (fecal-oral), afetando as pessoas que se abastecem ou tem contato com esta água (LIBÂNIO, 2010).

Os três tipos de membrana empregadas apresentam capacidade de reter bactérias (SCHNEIDER; TSUTIYA, 2001). Apesar de registrada elevada eficiência de remoção de coliformes totais nos filtros dos dois Sistemas (com exceção da membrana de UF de 100 kDa operando com pressão 0,7 m.c.a. nas duas fases), verifica-se a presença destas bactérias na maior parte do tempo nas amostras do Sistema M e no filtro 70 do Sistema A.

As membranas apresentam variações de suas características ao longo de seu comprimento, sendo mais perceptíveis quando empregadas em pequenas seções, como no caso deste estudo. Possivelmente irregularidade na distribuição do tamanho de poro/massa molar de corte pode ter contribuído para a passagem de bactérias pelas membranas, o que resultou em elevada porcentagem de presença destas nos filtrados, principalmente no Sistema M. Como as amostras foram analisadas após 24 h, pode também ter havido recontaminação da água filtrada, devido ao crescimento bacteriano de uma pequena fração de bactérias que atravessou a membrana.

Além disso, as características da água de alimentação utilizada na segunda fase, a qual apresentou menor concentração de coliformes totais, também contribuiu para as menores eficiências médias de remoção obtidas no Sistema M em comparação ao A.

A membrana de UF de 100 kDa com carga hidráulica de 0,7 m.c.a. apresentou eficiência média de remoção de coliformes semelhantes (95%) nas duas fases operacionais.

O Sistema M apresentou eficiência de remoção de *E. coli* inferior ao Sistema A, a qual se deve principalmente as características da água de alimentação que apresentou menor concentração deste grupo de bactérias durante a segunda fase. No entanto, os resultados mostraram-se satisfatórios em ambos os períodos operacionais, com ausência dessa bactéria.

Lee *et al.* (2019), ao testarem quatro diferentes tipos de membranas de MF e UF, alcançaram remoções de *E. coli* superiores a este estudo (na ordem de 5 log), porém a remoção de células bacterianas (1 a 2 log) foi semelhante ao obtido no Sistema M para coliformes totais. Para o autor, a baixa eficiência de remoção de células bacterianas foi devido ao crescimento após filtração, pois as amostras eram analisadas em até 24 h.

A turbidez na água é causada por sólidos suspensos e coloidais como argila, silte, matéria orgânica e inorgânica finamente dividida, plâncton e outros organismos microscópicos (APHA; AWWA; WEF, 2017).

Foi possível atender ao padrão de potabilidade da água estabelecido para a turbidez na maior parte do tempo para as cargas hidráulicas de 0,5 m.c.a. e 0,7 m.c.a. no Sistema A e as membranas de UF de 100 kDa e MF de 0,2 μm no Sistema M. De forma geral, maiores fluxos gerados pelo emprego de maiores tamanhos de poro/ massas molares de corte (Sistema M) resultaram em valores mais baixos de turbidez, e o contrário ocorreu ao se testar diferentes cargas hidráulicas.

Wu *et al.* (2017) também obtiveram valores de concentração de turbidez menores para as membranas de maior tamanho de poro empregadas. Eles atingiram eficiências de remoção mais elevadas (97%) se comparada à membrana de MF de 0,2 μm (89%) deste estudo, entretanto a concentração de turbidez na água de alimentação foi menor. Níveis mais altos de remoção de turbidez, 99% e 97%, foram verificados por Akhondi *et al.* (2015) e Tang *et al.* (2016), respectivamente.

Quando comparadas as membranas de UF de 100 kDa com carga hidráulica de 0,7 m.c.a. entre as duas fases, verifica-se valores de turbidez ligeiramente mais baixos no Sistema M em relação ao Sistema A, o que pode ter sido ocasionado pelo maior fluxo permeado estável registrado.

Um dos motivos que contribuiu para as maiores eficiências médias e máximas de remoções que ocorreram na segunda fase em relação a primeira foi a característica da água de alimentação, a qual apresentou valores de turbidez mais elevados.

A cor aparente é um parâmetro organoléptico que não necessariamente se relaciona com toxicidade ou contaminação patogênica da água. Entretanto, a cor pode gerar rejeição pelo consumidor (DE ZUANE, 1997). Geralmente em águas subterrâneas a cor é devido às presenças de ferro e manganês (GAMA; TORRES, 2005).

Não foi possível atender às exigências de cor aparente estabelecidas por lei para a água potável (BRASIL, 2021) no Sistema A. O Sistema M conseguiu obter resultado satisfatório no atendimento ao padrão de potabilidade para este parâmetro, apesar de os filtrados encontrarem-se acima do estabelecido em alguns momentos. Embora não agradável, concentrações de cor aparente acima do estabelecido não inviabilizam o uso da água desde que os demais parâmetros se encontrem de acordo com a normativa.

O sistema M apresentou eficiências média e máxima de remoção mais elevadas que o Sistema A quando comparada as membranas de UF de 100 kDa com carga hidráulica de 0,7 m.c.a.. A água de alimentação durante a segunda fase de operação também apresentou concentrações média e mediana de cor aparente mais baixas que a primeira, apesar de registrar picos mais elevados deste parâmetro.

Para a faixa de pH entre 4,4 a 8,3 das águas naturais, a alcalinidade é devida inteiramente aos bicarbonatos (bicarbonatos de cálcio e magnésio) (BLUMBERG; NETTO, 1956), logo a alcalinidade equivale à dureza. Segundo a normativa brasileira, o VMP de dureza total é 500 mg/L (BRASIL, 2021). Logo, o valor das amostras encontradas em todos os filtros está abaixo deste limite, inclusive a água de alimentação. Além disso, os tratamentos dos filtros em ambas as fases não geraram alterações na água de alimentação.

Águas subterrâneas costumam apresentar baixas concentrações de carbono orgânico (LIBÂNIO, 2010). As concentrações medianas de COT na água de alimentação em ambas as fases foram iguais (1,96 mg/L), apesar do Sistema M ter registrado valores em dias pontuais significativamente mais elevados (entre 6 a 10 mg/L) se comparado ao Sistema A.

Não se verificaram diferenças significativas entre a concentração de COT da água de alimentação e dos filtrados nos dois Sistemas. Portanto, independente da altura ou membrana empregada não foi possível remover COT. A presença de um biofilme sugeriria a diminuição da concentração de COT, devido à degradação microbológica,

porém essa redução esperada não ocorreu. Akhondi *et al.* (2015) e Song *et al.* (2020) chegaram à mesma conclusão deste estudo, que quase não houve rejeição de COT pela membrana. Estes autores atribuíram que o aumento de COT no permeado pode estar associado à matérias excretadas por microalgas.

A presença de COT na água pode ser responsável pela formação de trihalometanos (THM) e outros subprodutos da desinfecção (ANDREOLA, 2017). Logo, fontes de águas que apresentam baixa concentração de COT, como o caso de poços profundos, são ideais para posterior aplicação de agentes desinfetantes, garantindo melhor seguridade para prevenção da formação de THM e na inativação de microrganismos.

A matéria orgânica total existente na água serve como alimento para bactérias e algas, que por sua vez consomem o OD. Principalmente durante a segunda fase de operação se percebeu um consumo de OD após um período de 24 h, especialmente quando a temperatura e a radiação ambiente estavam mais elevadas. Nestas ocasiões, a água encontrava-se mais turva e com odor semelhante a “peixe”.

A matéria orgânica dissolvida composta por aromáticos de ligação dupla, medida através do UV_{254} , não apresentou remoções significativas durante a primeira fase de operação. Entretanto, na segunda, as membranas de UF de 100 kDa e MF de 0,2 μm apresentaram remoções, porém estas foram baixas. Wu *et al.* (2017) também não obtiveram boas remoções de compostos orgânicos dissolvidos ao empregarem membranas de 0,08 μm e 0,22 μm .

A água bruta com baixo UV_{254} é composta principalmente por materiais não húmicos, que são menos aromáticos e possuem uma massa molar inferior (EDZWALD; VAN BENSCHOTEN, 1990). As baixas concentrações de COT são indicativas de baixo teor de MON. Portanto, a matéria orgânica medida na água de alimentação teve baixa massa molar, o que pode ter contribuído para sua não retenção nas membranas de UF.

A quantidade de matéria orgânica dissolvida registrada na água de alimentação no Sistema M foi maior se comparada ao Sistema A, mesmo antes da adição do CBZ. Esse fator pode ter contribuído para as remoções mais significativas deste composto que ocorreram na segunda fase.

Verificou-se que após a adição do CBZ no Sistema M, houve aumento na concentração de compostos orgânicos dissolvidos (UV_{254}), porém não de COT, além de piora nas eficiências de remoção.

De acordo com APHA, AWWA e WEF (2017), existe forte correlação entre a absorção de luz UV com o COT e a cor aparente. Entretanto, ambas as fases apresentaram fraca correlação da luz UV₂₅₄ com estes dois parâmetros.

As diferentes cargas hidráulicas e membranas empregadas não interferiram na CE e SDT, ou seja, as concentrações registradas nos filtrados foram praticamente as mesmas da água de alimentação, mesmo quando estes parâmetros apresentavam elevadas concentrações, como foi o caso após a adição de CBZ no Sistema M. Portanto, o atendimento ao padrão de potabilidade para SDT ocorreu devido às características naturais da água de alimentação já estarem dentro do estabelecido.

Embora a CE não apresente valor limite na legislação brasileira e não está relacionado à saúde, ela se vincula ao teor de íons dissolvidos na água. (LIBÂNIO, 2010). As membranas de MF e UF não apresentam capacidade para reter ânions e cátions (SCHNEIDER; TSUTIYA, 2001).

As concentrações dos ânions fluoreto e cloreto na água de alimentação foram semelhantes entre o Sistema A e Sistema M (antes da adição do CBZ). O sulfato apresentou diminuição de sua quantidade na segunda fase em relação à primeira.

Como esperado, ambos os Sistemas não removeram cátions ou ânions. Assim, as concentrações registradas nos filtrados foram semelhantes à água de alimentação. Logo, o atendimento aos padrões de potabilidade verificados na maioria dos íons ocorreu devido às características naturais da água de alimentação, e não do tratamento empregado. Akhondi *et al.* (2015) também tiveram remoções de cátions negligenciáveis.

O sistema de filtração não foi capaz de atingir os níveis recomendáveis de CBZ para a água potável. Porém, a concentração do contaminante adicionada foi mais elevada que a comumente encontrada em corpos d'água. Apesar disso, verificou-se que houve remoção de CBZ, principalmente pelas membranas de menor massa molar de corte. Não se pode concluir se esta remoção foi devida à retenção na membrana/ camada de incrustação ou por degradação.

Para a faixa de pH 6,5 a 7,4 a solubilidade do CBZ em água é de -2,65 (logS) e a pH 7,4 o ponto isoelétrico apresenta carga 0 (CHEMICALIZE, 2019). Portanto, para o pH deste estudo, o CBZ apresenta solubilidade baixa e pouca interação eletrostática, ou seja, a capacidade de aderência a partículas presente na água é pequena.

A fim de verificar qual carga hidráulica e membrana apresentou o melhor desempenho durante o período experimental, procedeu-se a montagem de uma tabela para cada fase com todos os parâmetros e os três diferentes filtros (ver ANEXO 9.5.).

Como resultado, no Sistema A as cargas hidráulicas que resultaram em um melhor comportamento quando empregado uma membrana de UF com massa molar de corte de 100 kDa foram a de 0,5 m.c.a e 0,7 m.c.a, a qual tiveram mesma pontuação, e por último a 1,0 m.c.a. O que contribuiu para que a altura 0,7 m.c.a. não ficasse em primeiro lugar isolada foi principalmente a dificuldade que uma das triplicatas obteve para remover bactérias do grupo coliformes totais.

Apesar disto, esta foi a altura escolhida para operar a fase seguinte, pois o fluxo permeado gerado foi maior em relação ao filtro 50. Também, a aplicação da carga hidráulica de 0,5 m.c.a. poderia não gerar volume de amostra suficiente na membrana de menor massa molar de corte (UF de 30 kDa) para se efetuar as análises necessárias.

A membrana de MF de 0,2 μm (V0), a qual foi a maior empregada, apresentou o melhor desempenho geral. Em segundo e terceiro lugar ficaram as membranas de UF de 100 kDa (LY) e UF de 30 kDa (PZ), respectivamente. O filtro V0 apresentou não apenas a melhor qualidade, como também a maior quantidade de água gerada. O único parâmetro que ele apresentou menor eficiência de remoção em relação às demais membranas foi do contaminante CBZ.

5.5. CARACTERIZAÇÃO DO BIOFILME E CAMADA DE INCRUSTAÇÃO

5.5.1. Sistema A

As Figuras 5.83 e 5.84 apresentam as camadas de incrustações finais formadas ao término do período experimental. Verifica-se, visualmente, não haver diferenças notórias em relação às camadas geradas nos diferentes filtros, ou seja, as diferentes cargas hidráulicas empregadas não geraram alterações significativas nas camadas de incrustações desenvolvidas nas superfícies das membranas.

Figura 5.83 - Camada de incrustação desenvolvida na superfície da membrana nos filtros (a) 50A, (b) 50B, (c) 50C, (d) 70A, (e) 70B, (f) 70C.

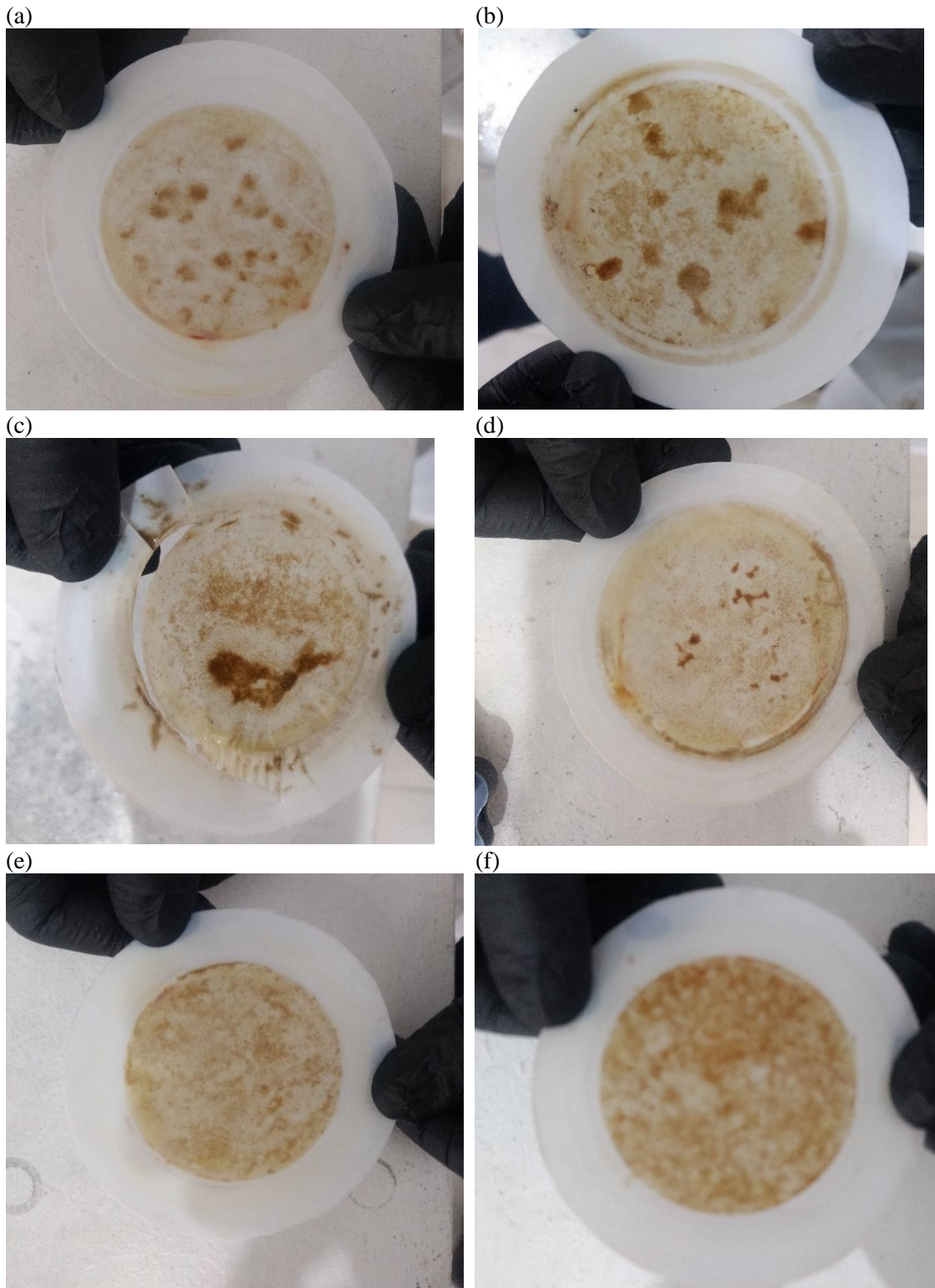
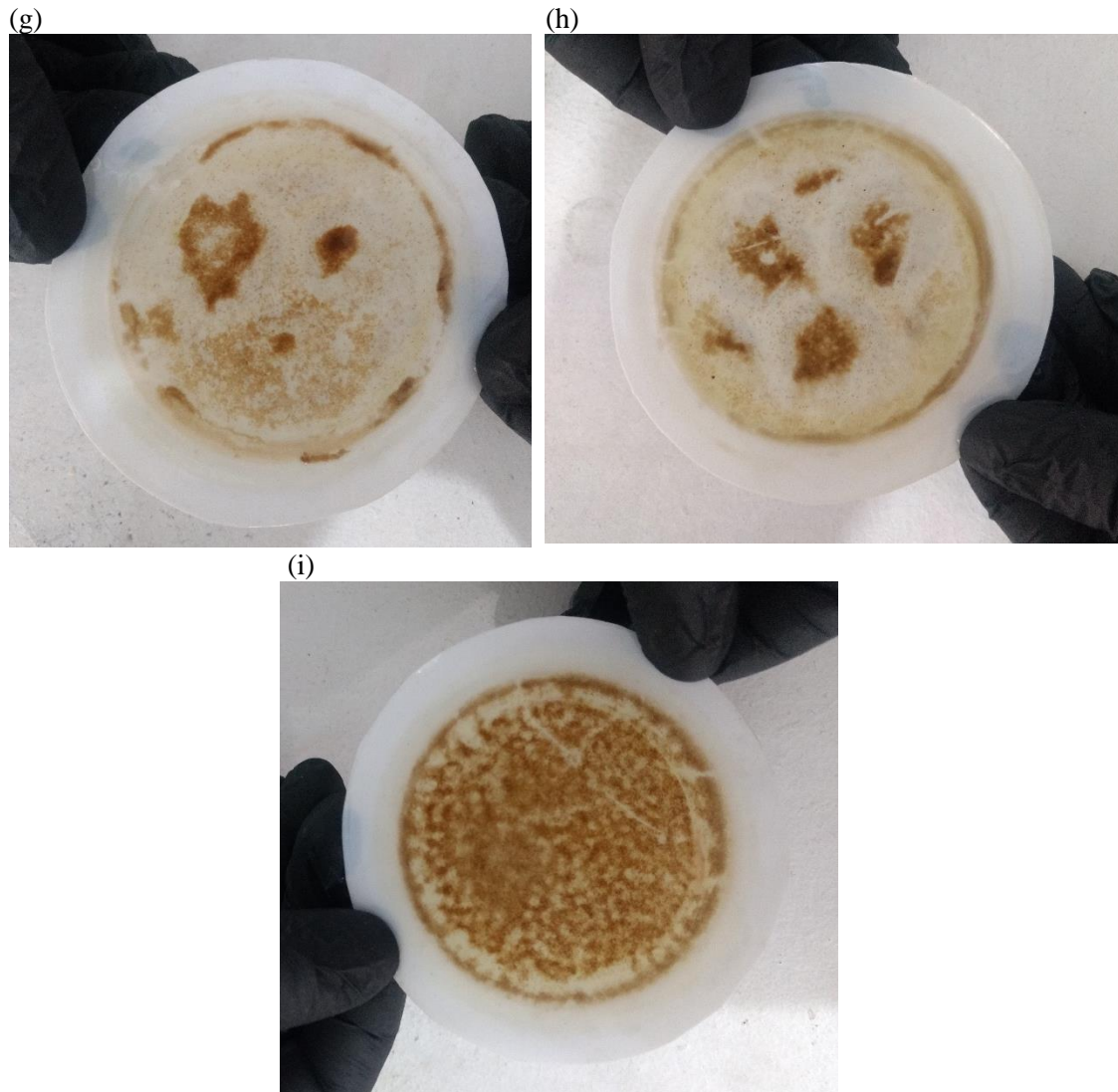


Figura 5.84 - Camada de incrustação desenvolvida na superfície da membrana nos filtros (g) 100A, (h) 100B e (i) 100C.



As imagens geradas pelo Microscópio Eletrônico de Varredura (MEV) apresentam os microrganismos aderidos (biofilmes) às membranas poliméricas, ou seja, as camadas biológicas fixas. Pelas Figuras 5.85 a 5.87 é possível perceber que elas são compostas principalmente por bactérias do tipo cocos e bacilos, as quais se apresentam em células individuais ou formando agregados através da excreção de exopolímeros.

Figura 5.85 - Biofilme desenvolvido no filtro 50 (a) vista da superfície, (b) células bacterianas com início de formação de agregados, (c) células com produção de exopolímeros.

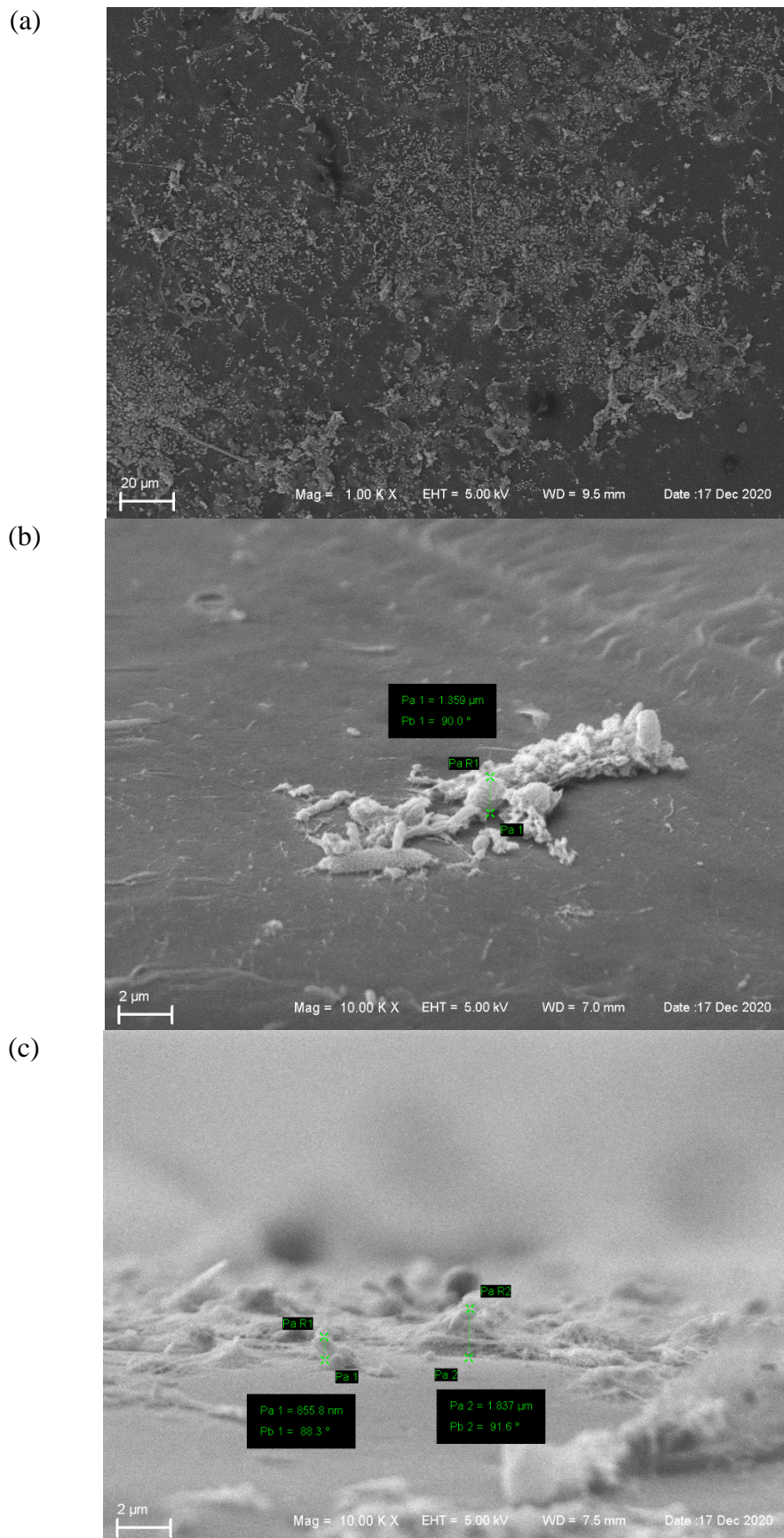


Figura 5.86 - Biofilme desenvolvido no filtro 70 (a) vista da superfície, (b) células bacterianas individuais, (c) formação de agregados com produção de exopolímeros.

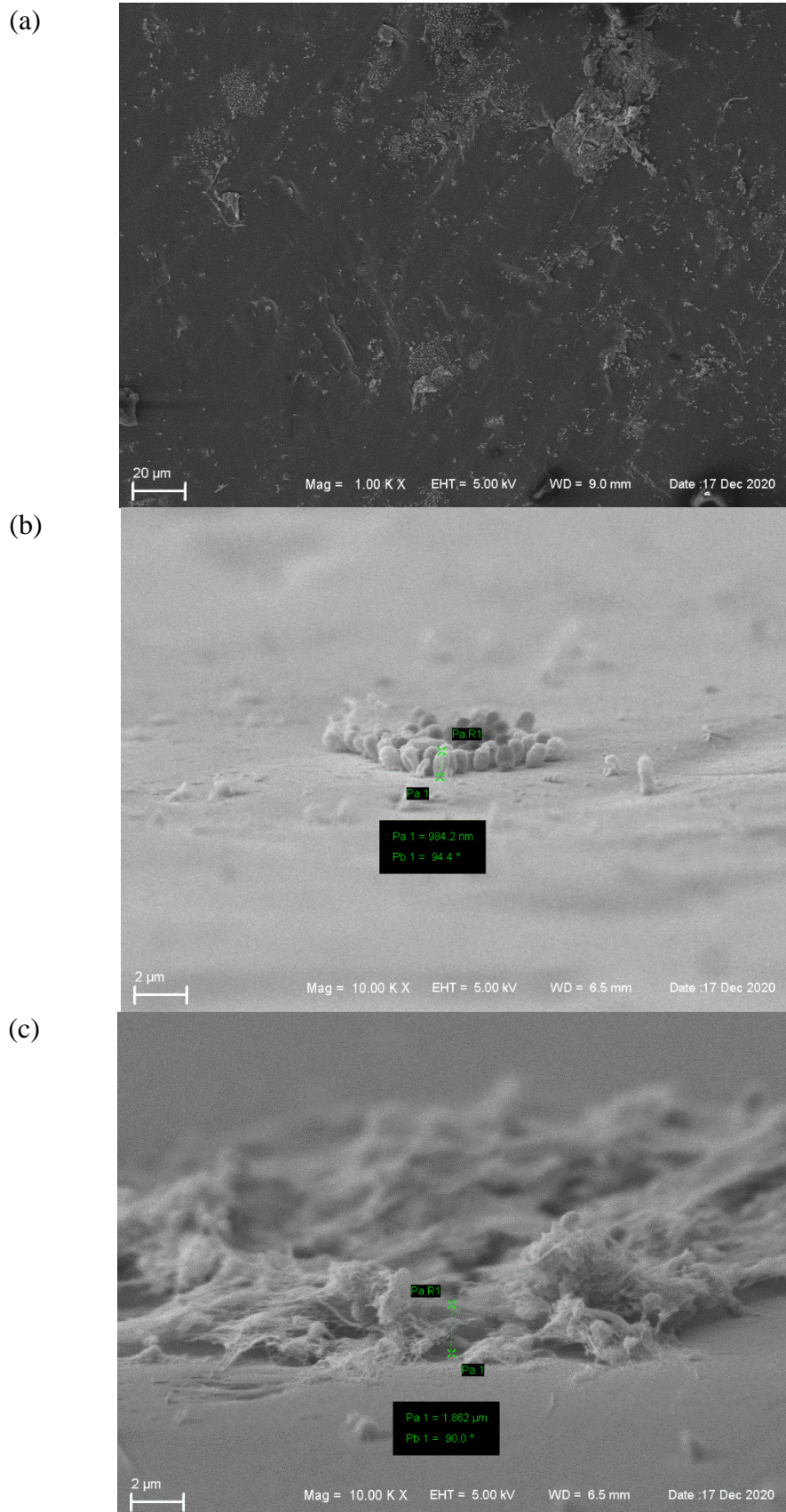
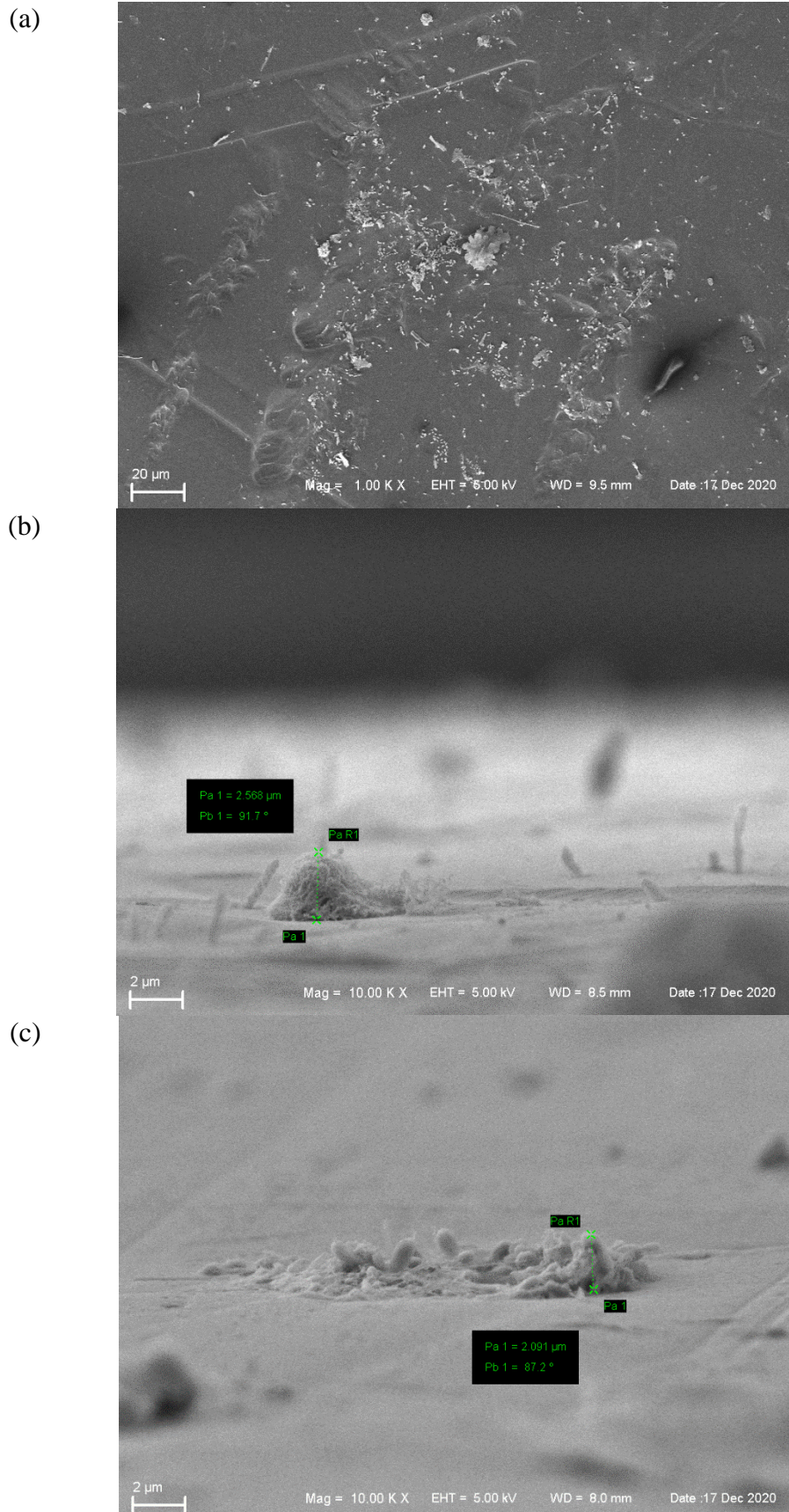


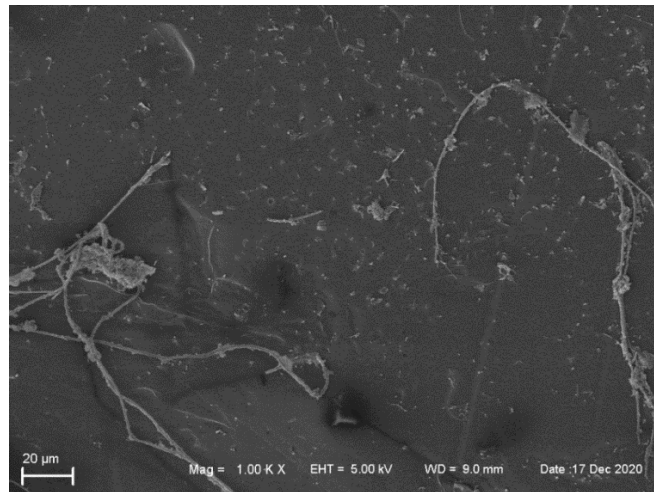
Figura 5.87 - Biofilme desenvolvido no filtro 100 (a) vista da superfície, (b) células bacterianas individuais e exopolímeros, (c) células bacterianas com início de formação de agregados com a liberação de exopolímeros.



Pelas imagens de microscopia apresentadas, percebe-se que a menor carga hidráulica aplicada (0,5 m.c.a.) resultou em maior concentração microbiana na superfície da membrana, enquanto a maior pressão (1,0 m.c.a.) resultou em uma menor quantidade de microrganismos.

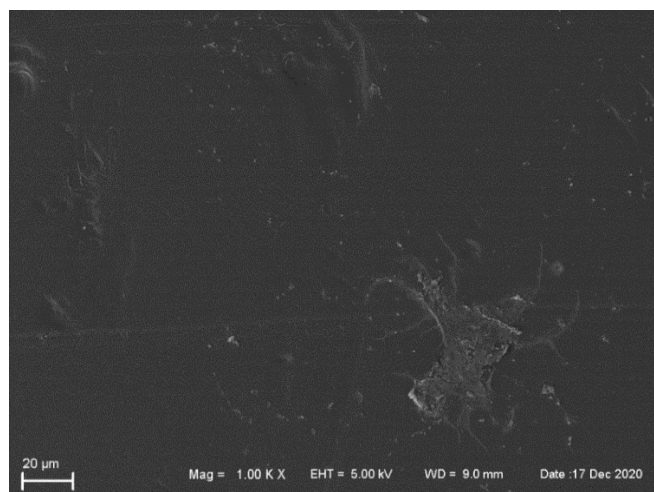
Além da presença de bactérias, também se observou a existência de fungos filamentosos (estruturas alongadas), os quais se manifestaram principalmente no filtro 50, conforme mostrado pela Figura 5.88.

Figura 5.88 - Biofilme com consorcio de bactérias e fungos (filtro 50A).



O filtro 70B apresentou dificuldade em reter bactérias do grupo coliformes totais. Quando analisada a superfície da membrana (Figura 5.89) verifica-se um baixo desenvolvimento de biofilme se comparado com as demais réplicas. Falhas na estrutura da membrana devem ter contribuído para passagem dessas bactérias e dificuldade de acumulação de partículas, prejudicando a formação de um biofilme mais robusto.

Figura 5.89 - Biofilme desenvolvido na superfície da membrana do filtro 70B.



5.5.2. Sistema M

A Figuras 5.90 e 5.91 mostram as camadas de incrustações criadas ao término do período experimental para cada uma das triplicatas dos diferentes tipos de membranas empregados. Observa-se que quanto maior o tamanho de poro/ massa molar de corte empregado, mais densa é a camada de incrustação desenvolvida na superfície da membrana. Assim, a membrana de MF de 0,2 μm , de maior tamanho de poro, que permitiu a filtragem de uma maior quantidade de água, desenvolveu uma camada mais robusta e a membrana de UF de 30 kDa, de menor massa molar de corte e menor fluxo permeado, acumulou poucos rejeitos em sua superfície em um mesmo tempo de operação.

Figura 5.90 - Camada de incrustação desenvolvida na superfície da membrana nos filtros (a) PZA, (b) PZB, (c) PZC, (d) LYA.

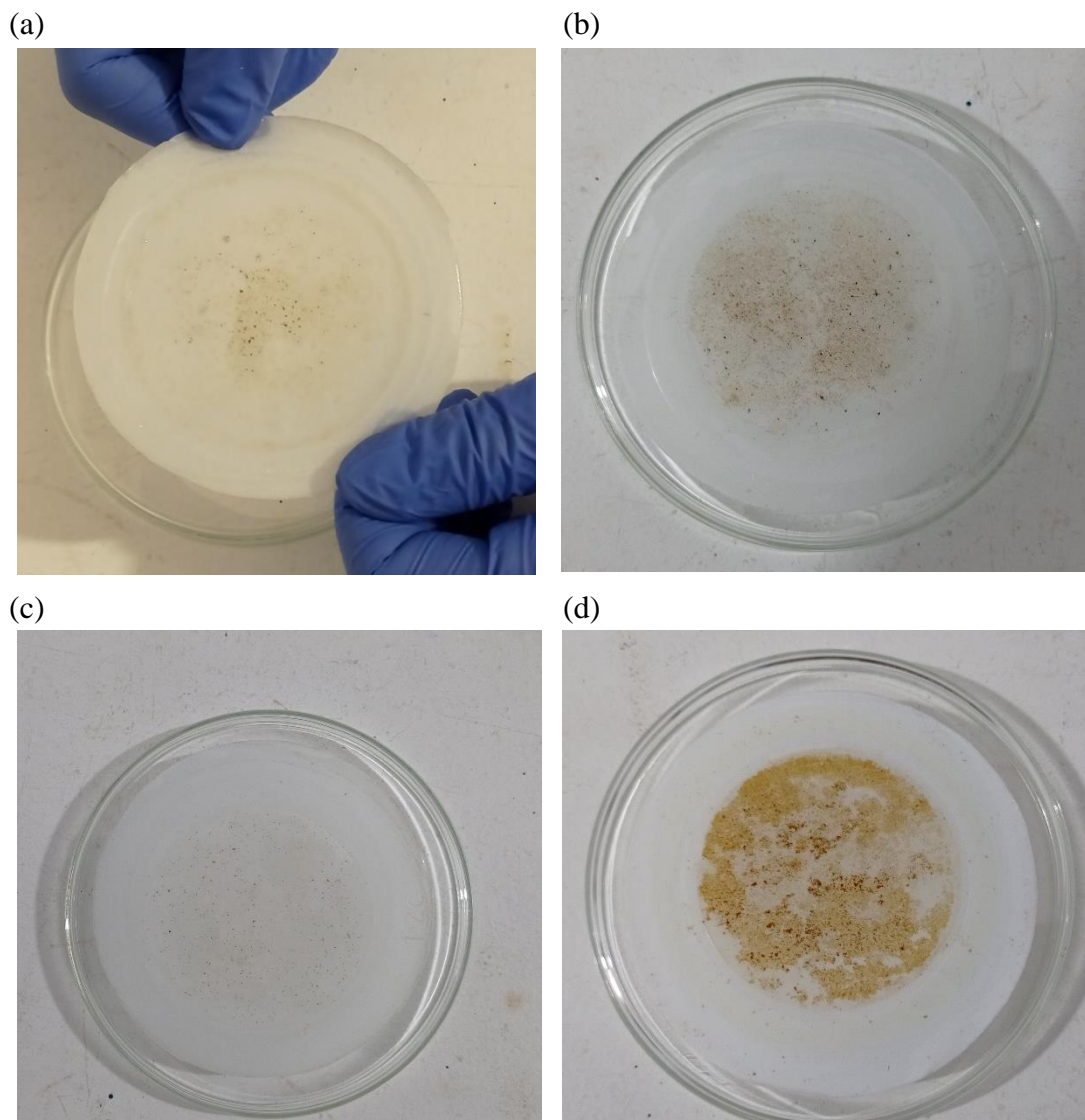
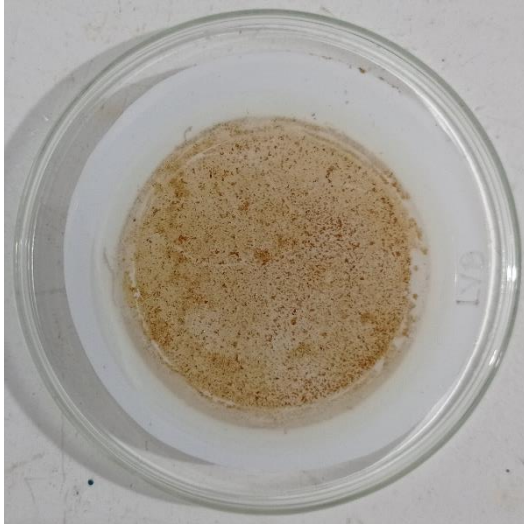
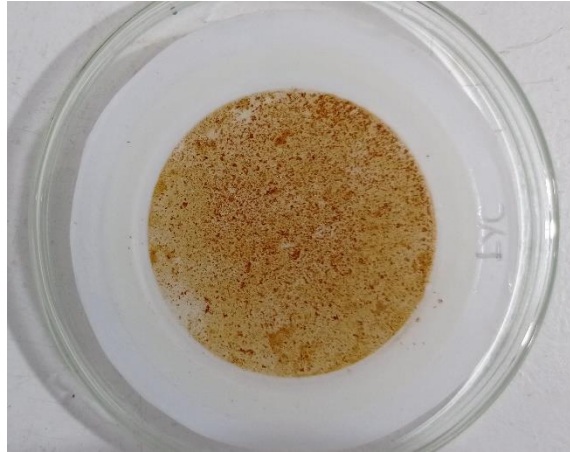


Figura 5.91 - Camada de incrustação desenvolvida na superfície da membrana nos filtros (e) LYB, (f) LYC, (g) V0A, (h) V0B e (i) V0C.

(e)



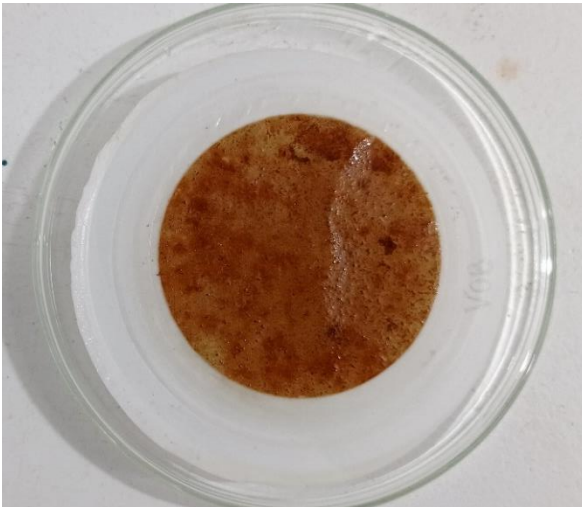
(f)



(g)



(h)



(i)



Pelas imagens apresentadas observa-se que as camadas de incrustações desenvolvidas nas triplicatas “B” e “C”, que receberam a adição do contaminante CBZ por mais duas semanas, foram ligeiramente mais espessas em relação à triplicata “A”. Possivelmente isso ocorreu devido ao maior tempo de funcionamento para as triplicatas “B” e “C” e não a influência causada pelo CBZ.

Os biofilmes aderidos nas superfícies das membranas são apresentados pelas imagens de MEV das Figuras 5.92 a 5.94.

Figura 5.92 - Biofilme desenvolvido no filtro PZ (a) vista da superfície sem adição de CBZ, (b) presença de protozoário, (c) vista da superfície com adição de CBZ.

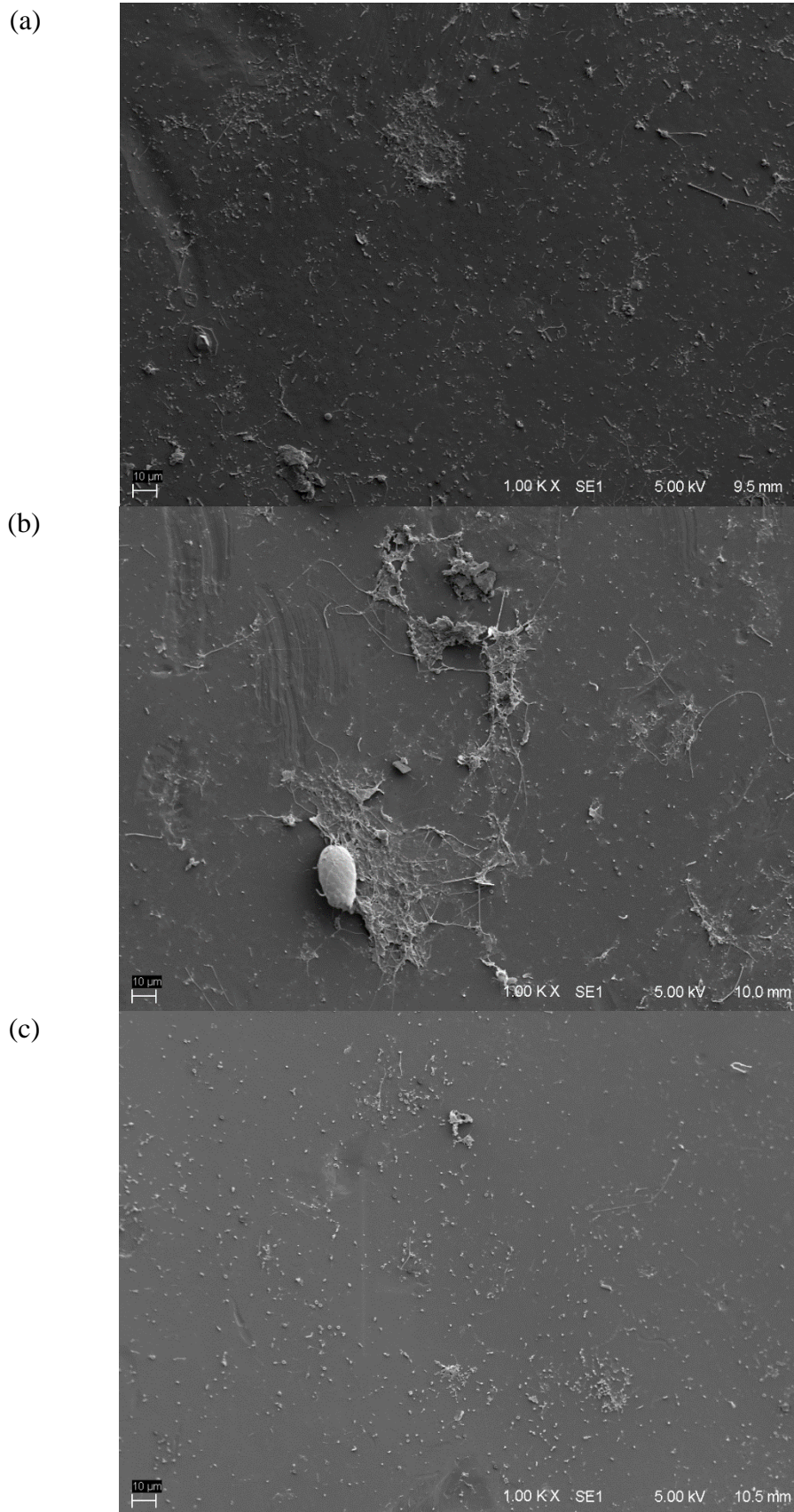
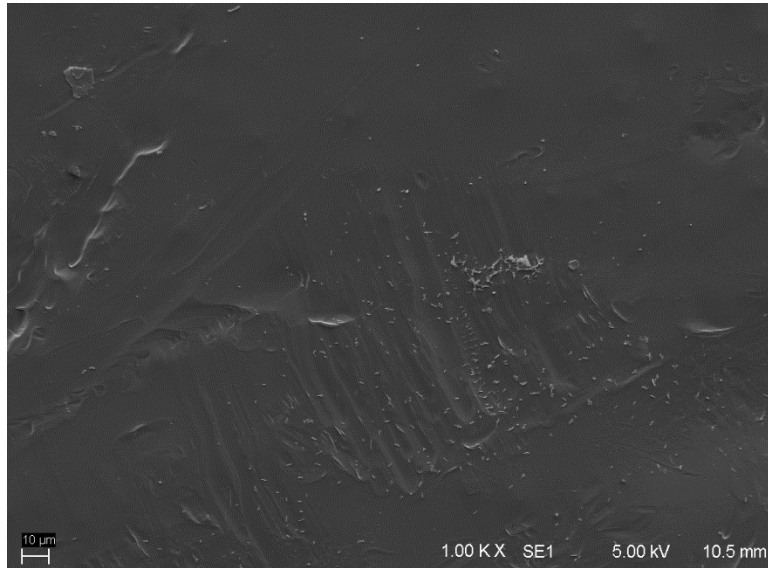
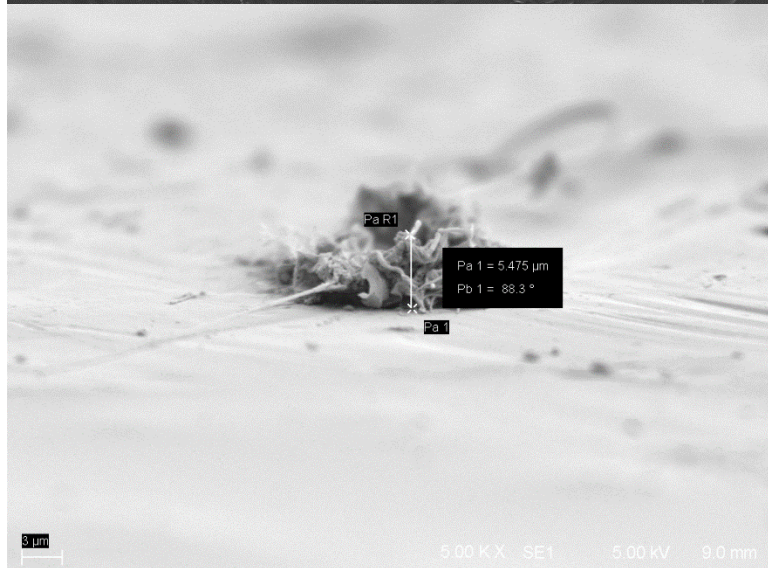


Figura 5.93 - Biofilme desenvolvido no filtro LY (a) vista da superfície sem adição de CBZ, (b) microrganismos com exopolímeros, (c) vista da superfície com adição de CBZ.

(a)



(b)



(c)

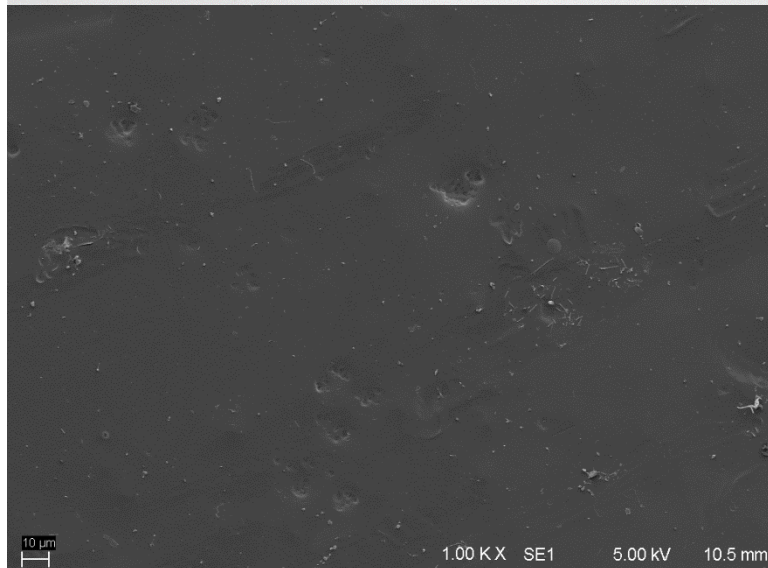
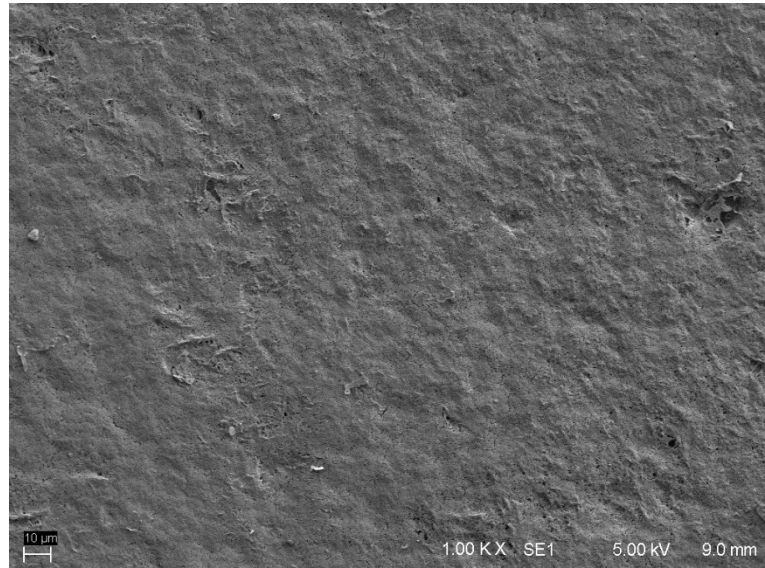
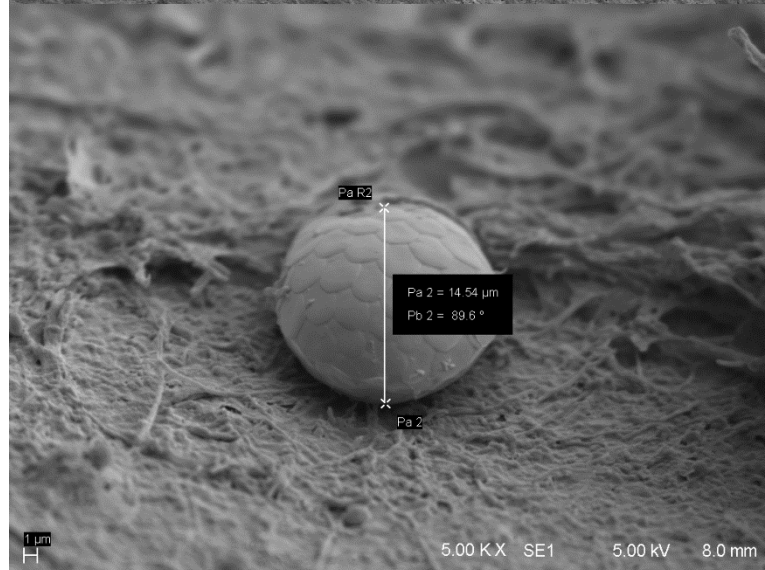


Figura 5.94 - Biofilme desenvolvido no filtro V0 (a) vista da superfície sem adição de CBZ, (b) presença de protozoário, (c) vista da superfície com adição de CBZ

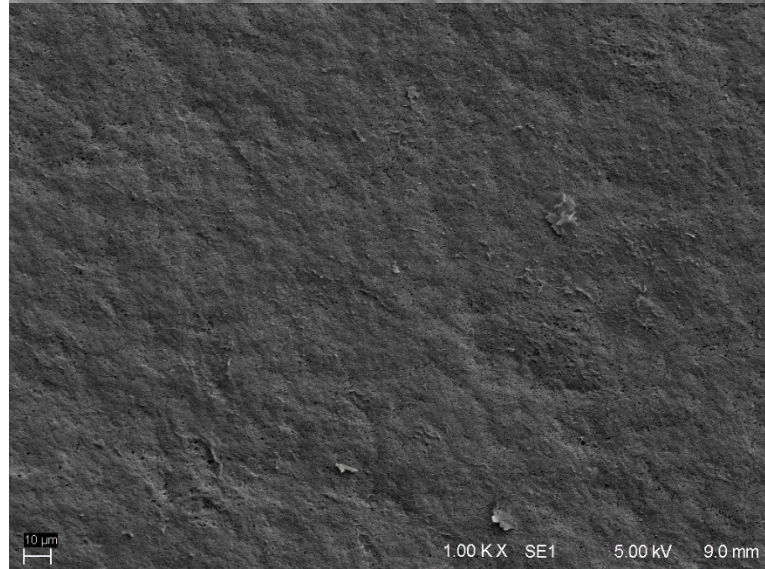
(a)



(b)

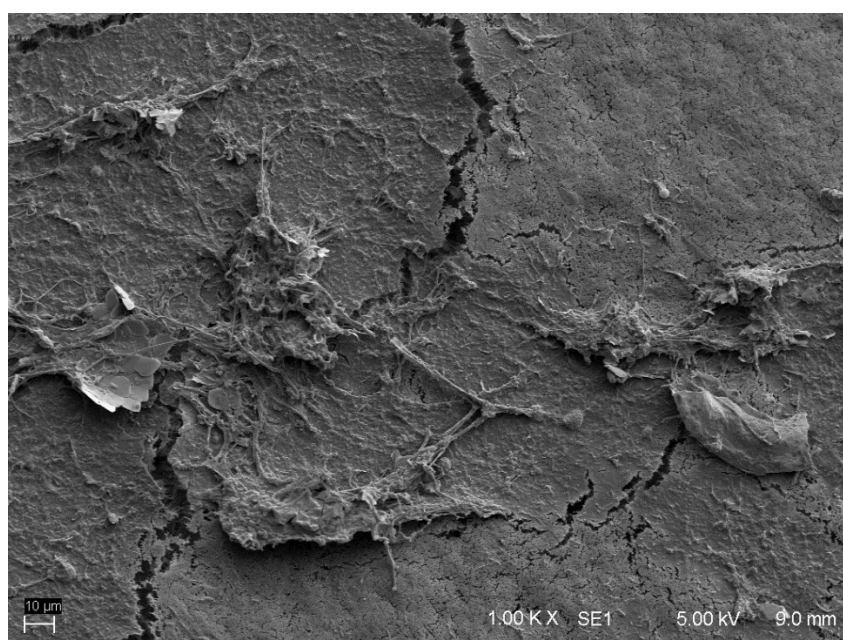


(c)



Nas imagens de MEV apresentadas, percebe-se que o filtro com menor massa molar de corte (PZ) apresentou maior concentração de microrganismos. O filtro que empregou a membrana de UF de 100 kDa (filtro LY) não mostrou desenvolvimento significativo de biofilme na superfície da membrana. E, na membrana de maior tamanho de poro (filtro V0) não foi possível evidenciar de forma clara a presença microbiana, devido à porosidade e à rugosidade características da superfície da membrana. Porém, quando ampliada as imagens (Figura 5.95), nota-se um biofilme constituído principalmente por agregados.

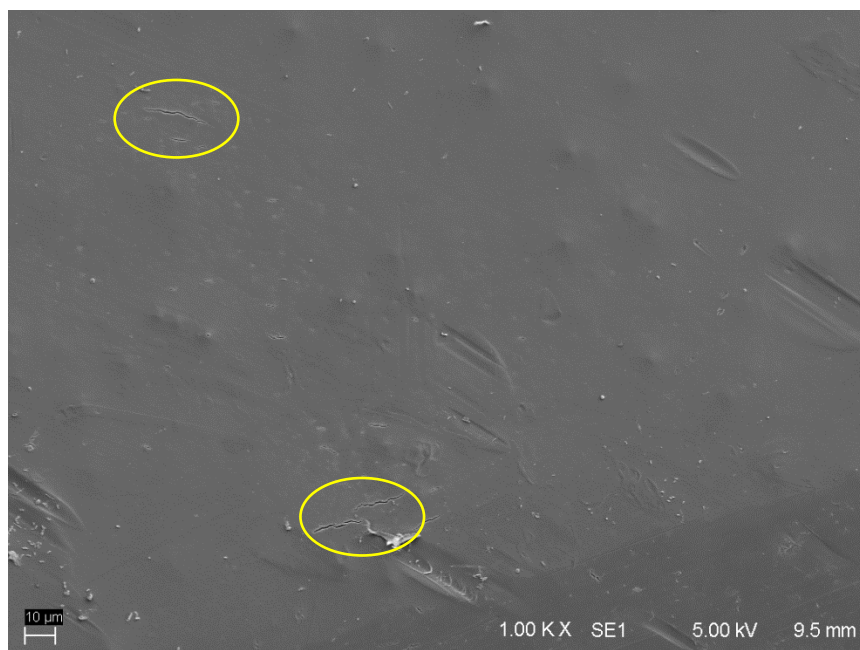
Figura 5.95 - Biofilme desenvolvido na superfície do filtro V0.



A adição do contaminante CBZ não gerou alterações consideráveis no biofilme, conforme mostrado pelas Figuras 5.92 a 5.94. O biofilme formado, além da presença de bactérias e fungos, também apresentou existência de protozoários, como a tacameba.

Pela Figura 5.93 é possível observar que a membrana de UF de 100 kDa apresentou irregularidades (muita rugosidade) em sua superfície, e na Figura 5.96 nota-se a existência de pequenos rasgos na seção da membrana.

Figura 5.96 - Presença de rasgos na superfície da membrana de UF de 100 kDa.



5.5.3. Discussão

As camadas de incrustações desenvolvidas nas superfícies das membranas eram muito sensíveis, pois eram facilmente removíveis e danificáveis assim que aberto. Porém, uma vez secas, elas passaram a ser fixas na superfície da membrana.

As análises realizadas por MEV possibilitaram visualizar apenas a camada biológica que se fixou à membrana, a qual representa apenas parte da possível comunidade biológica que veio a se desenvolver na camada de incrustação. Esta última foi em grande parte removida durante o processo de preparação das amostras para as análises, a qual envolve etapas de fixação, lavagem e desidratação em meios líquidos.

As camadas microbiológicas geradas nas superfícies das membranas são constituídas essencialmente por células individuais. Essa estrutura é característica de biofilmes formados em ambientes oligotróficos, ou seja, onde a disponibilidade de área para adesão é muito grande e a de carbono é reduzida (SCHNEIDER, 2007).

No Sistema A, as pressões aplicadas que resultaram nos menores fluxos formaram a camada de biofilme com maior concentração de células e geração de exopolímeros, indicando, portanto, maior atividade microbiana; apesar das diferentes pressões não apresentarem camadas de incrustações visivelmente distintas. Possivelmente, o menor fluxo permitiu uma concentração maior de matéria orgânica e inorgânica disponível para a utilização pelos microrganismos.

O tipo de membrana (Sistema M) influenciou mais no desenvolvimento da camada de incrustação na superfície da membrana que a carga hidráulica (Sistema A) empregada. Conforme observado no Sistema M, as diferentes membranas resultaram em camadas de incrustações visivelmente distintas, sendo que os maiores fluxos permeados geraram camadas mais espessas.

As camadas de incrustações das membranas de UF de 100 kDa com carga hidráulica de 0,7 m.c.a. de ambas as fases foram similares, mesmo que o Sistema M tenha apresentado valores de fluxos mais elevados. Vale ressaltar que o Sistema M gerou fluxos permeados com diferenças maiores em relação a cada membrana se comparado as diferentes cargas hidráulicas do Sistema A. Portanto, as distinções notórias na camada de incrustação são perceptíveis quando as condições de contorno empregadas geram fluxos permeados com diferenças superiores a 5 L/m²h entre filtros.

Comparando o biofilme da membrana de UF de 100 kDa com carga hidráulica de 0,7 m.c.a. entre os dois Sistemas, verifica-se que o Sistema M apresentou um biofilme menos denso que o Sistema A, a qual pode ser atrelado ao menor tempo de filtração, as características da água de alimentação e/ou características da estrutura da membrana (como danos superficiais).

Durante a segunda fase de operação, praticamente não houve o desenvolvimento de um biofilme em todas as triplicatas que empregaram a membrana de UF de 100 kDa, apresentando comportamento semelhante ao filtro 70B do Sistema A. Este último também registrou elevada presença de coliformes totais nas amostras coletadas, indicando possíveis falhas na estrutura de filtração.

O filtro V0 registrou desenvolvimento microbiano, porém houve dificuldade de distinção visual entre o biofilme formado e a superfície da membrana, não sendo possível chegar a uma conclusão sobre a densidade da camada de biofilme desenvolvida.

No Sistema M, além da presença de bactérias e fungos no biofilme, também foi registrada a existência de protozoários. Segundo Derlon *et al.* (2012) e Wu *et al.* (2017b), o aparecimento de protozoários no biofilme contribuiu para aumentar o fluxo permeado, pois aumenta a heterogeneidade da camada de incrustação. Esse pode ter sido um dos fatores que contribuiu para os maiores fluxos registrados na segunda fase de operação em relação à primeira, assim como a menor densidade de biofilme formado.

A demora até a realização das análises de MEV fez necessário a troca da solução de fixação inúmeras vezes, o que também deve ter contribuído para alguma perda de material biológico.

Se não houvesse a presença de organismos vivos na camada de incrustação formada, esta tenderia a ser tornar cada vez mais compacta, conduzindo a contínuo aumento da resistência total da membrana, conforme estudado por Derlon *et al.* (2012), Peter-Varbanets *et al.* (2010) e Peter-Varbanets *et al.* (2011a), que adicionaram reagentes à água de alimentação para suprimir a atividade microbiana. Portanto o estabelecimento de um fluxo estabilizado é resultado não apenas de uma camada de incrustação, mas também da presença de microrganismos ativos.

Em ambas as fases é possível verificar que a camada desenvolvida na superfície da membrana apresenta grande heterogeneidade, ou seja, ela não é constante ao longo das seções transversais da membrana, indicando, portanto, presença microbiológica.

Apesar de a literatura afirmar que o biofilme funciona como uma segunda camada, contribuindo não apenas para a remoção física como degradação biológica de contaminantes, não se percebeu influência significativa deste nos parâmetros de qualidade da água analisados neste estudo, pois as diferenças de concentrações verificadas ao longo do tempo foram aleatórias.

Entretanto, o desenvolvimento desta camada de incrustação/biofilme contribuiu para auxiliar o fluxo permeado, a qual gerou reduções e depois o manteve constante por um longo tempo.

Apesar de a água de poço apresentar baixa concentração de compostos orgânicos, foi possível verificar o desenvolvimento e manutenção de uma camada biológica na superfície da membrana. E mesmo com todas as dificuldades encontradas, foi possível comprovar o desenvolvimento de uma camada de microrganismos composta principalmente por bactérias.

Mais imagens de MEV para os filtros e as membranas virgens estão apresentadas no ANEXO 9.4.

6. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os Sistemas de filtração com membranas de UF de 100 kDa e MF de 0,2 μm operados por gravidade com desenvolvimento e manutenção de uma camada de incrustação/biofilme mostraram ser uma tecnologia viável para aplicação no tratamento de água para consumo humano no POU.

As membranas apropriadas para o emprego neste sistema devem apresentar fluxo inicial consideravelmente mais elevado que o fluxo estabilizado, como o verificado pelas membranas de UF de 100 kDa (LY) e MF de 0,2 μm (V0), pois elas foram capazes de filtrar maior volume de água e com melhor qualidade.

Foi possível verificar que de fato existiu uma redução de fluxo permeado até a estabilização e a filtragem de forma constante por um longo tempo sem a necessidade de manutenção, como retrolavagem ou limpeza química, além de não haver prejuízos na qualidade do filtrado. Portanto, os experimentos realizados neste trabalho validaram os conceitos da literatura.

O sistema foi capaz de filtrar água de poço contaminada com efluente de tratamento biológico de esgotos e promover o desenvolvimento e manutenção de uma comunidade microbiana capaz de controlar o fluxo permeado.

A presença de uma camada de incrustação/biofilme não contribuiu para melhorar a qualidade da água filtrada, seja por processo de separação ou biodegradação. Possivelmente a influência do biofilme sobre os parâmetros de qualidade da água passaria a ser mais perceptível com maior tempo de filtração, devido ao desenvolvimento de um biofilme mais robusto.

Verifica-se que quanto maior a carga hidráulica e tamanho de poro/ massa molar de corte, maior a quantidade de água filtrada para as condições testadas. Portanto, as condições de contorno influenciaram no fluxo permeado estabilizado gerado, sendo que os empregos de diferentes tamanhos de poro/ massas molares de corte geraram maiores diferenças entre fluxos se comparada à carga hidráulica.

No Sistema A, as menores cargas hidráulicas (0,5 m.c.a. e 0,7 m.c.a.) resultaram em melhor qualidade da água no filtrado. Já no Sistema M, a melhor qualidade foi alcançada pela membrana com maior tamanho de poro (MF de 0,2 μm). Assim, a melhor condição empregada, tanto na qualidade quanto quantidade, foi com pressão de 0,7 m.c.a. e membrana de MF de 0,2 μm .

Todas as condições de contorno de ambos os Sistemas apresentaram eficiências significativas de remoção de turbidez e atendimento aos padrões de potabilidade da água

na maior parte do tempo. No Sistema A, as concentrações de cor aparente mantiveram-se acima do VMP para a água potável, apesar de se obterem remoções consideráveis para as cargas hidráulicas de 0,5 m.c.a. e 0,7 m.c.a.. Já no Sistema M, as três membranas empregadas atingiram valores de concentração de cor aparente abaixo do estabelecido pela norma de potabilidade da água, na maior parte do tempo, e relevantes eficiências de remoções.

Apesar de registrada presença de coliformes totais, sendo mais frequente na segunda fase de operação, a maioria dos filtros apresentaram elevadas eficiências de remoção microbiológica, sendo que os filtros de UF de 100 kDa e carga hidráulica de 0,7 m.c.a. apresentaram menores eficiências. Porém, é possível que isto esteja associada a falhas estruturais da membrana. Portanto, o sistema é capaz de gerar água segura, com baixa concentração microbiológica, para o consumo humano.

Ambos os Sistemas não apresentaram capacidade de remoção de COT e íons. Os compostos orgânicos dissolvidos (UV_{254}) também não foram removidos durante a primeira fase de operação, porém na segunda, os filtros que empregaram as membranas de UF de 100 kDa e MF de 0,2 μ m mostraram eficiências de remoção considerável para estes compostos.

O contaminante CBZ apresentou eficiências médias de remoções entre 16% a 39%, para as membranas empregadas, sendo a menor remoção obtida pelo maior tamanho de poro. Porém as concentrações deste contaminante nos filtrados encontraram-se acima do estabelecido pela norma para água potável, o que se deve à elevada concentração de CBZ aplicada na água de alimentação, a qual foi superior ao comumente encontrado no meio ambiente.

O sistema de filtração com membrana operado por gravidade controlado pelo biofilme é uma tecnologia relativamente simples e fácil de operar, podendo ser economicamente viável dada a sua longa capacidade de filtragem e qualidade do efluente. Uma etapa de desinfecção adicional aumentaria a segurança da qualidade microbiológica, considerando que foi verificada a presença de coliformes totais nos filtrados.

7. RECOMENDAÇÕES

Considerando a experiência adquirida neste trabalho, faz-se as seguintes recomendações para trabalhos futuros:

- Amostrar por um período mais amplo, um ano ou mais, e com menor frequência das análises (uma a duas vezes por semana), exceção do fluxo permeado que deve ser verificado com maior periodicidade.
- Usar equipamento não invasivo, como a tomografia de coerência óptica, para acompanhar o desenvolvimento da camada de incrustação enquanto o sistema encontra-se em operação.
- Realizar a caracterização das espécies do biofilme através de processos de sequenciamento genético, que são precedidos pela extração de DNA e posterior PCR na faixa do gene 16S (recomendado para identificação bacteriológica).
- Estudar a camada móvel de incrustação através das análises de composição orgânica, biológica e de contaminantes que ficaram aderidos a ela.
- Proceder o isolamento e o cultivo de bactérias para quantificar os microrganismos existentes na camada de incrustação desenvolvida.
- Além do processo convencional de preparação de amostras para análise em Microscópio Eletrônico de Varredura (MEV), a qual determina apenas o biofilme fixo ao substrato (membrana), proceder a visualização da camada de incrustação por meio de fixação por congelamento.
- Promover algum tipo de pigmentação aos microrganismos, principalmente em membranas de maior tamanho de poro (como MF de 0,2 μm), para melhor distinguir o biofilme formado da superfície da membrana.
- Determinar a quantidade de células vivas e mortas através de análises de ATP.
- Mais estudos podem ser realizados com outros compostos orgânicos tóxicos para verificar os mecanismos de degradação nos biofilmes.
- Realizar estudos em escala maior, simulando o sistema de tratamento de água para consumo humano em escala doméstica.
- Estudar o sistema associado a uma pós-desinfecção para aumentar a segurança microbiológica da água e evitar possível recontaminação no armazenamento.
- Testar a capacidade da membrana em remover valores mais elevados de turbidez, a fim de simular a filtração por água de poço raso.

8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ACIESP. **Glossário de termos usuais em ecologia**. São Paulo: Secretaria de Indústria, Comércio, Ciência e Tecnologia, 1980.

AKHONDI, E. et al. Gravity-driven membrane filtration as pretreatment for seawater reverse osmosis: Linking biofouling layer morphology with flux stabilization. **Water Research**, v. 70, p. 158–173, 2015.

AKSO. **Manual de instruções medidor multiparâmetro portátil SX836**, [s.d.].

AMADOR, E. DA S. **Extração de areia em faixas litorâneas**. 1. ed. Rio de Janeiro: FEEMA. Fundação Estadual de Engenharia do Meio Ambiente, 1990.

ANA. **Atlas Brasil: abastecimento urbano de água. Panorama Nacional**. 1. ed. Brasília, DF: Agência Nacional de Águas, 2010.

ANA. **Panorama da qualidade das águas superficiais do Brasil 2012**. 2. ed. Brasília, DF: Agência Nacional de Águas, 2012.

ANA. **Cuidando das Águas: soluções para melhorar a qualidade dos recursos hídricos**. 2. ed. Brasília, DF: Agência Nacional de Águas, Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente, 2013.

ANA. **Conjuntura recursos hídricos no Brasil**. anual ed. Brasília, DF: Agência Nacional de Águas, Ministério do Meio Ambiente, 2018.

ANA. **Conjuntura de recursos hídricos 2020: informe anual**. Anual ed. Brasília, DF: Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico, 2020.

ANA; CETESB. **Guia nacional de coleta e preservação de amostras - água, sedimento, comunidade aquática e efluentes líquidos**. São Paulo: Companhia Ambiental do Estado de São Paulo, 2011.

ANDREOLA, R. **Formação de trihalometanos: da origem na ETA à caixa d'água**. Maringá: Novas Edições Acadêmicas, 2017.

ANKLEY, G. T. et al. **Aquatic life criteria for contaminants of emerging concern Part I: General challenges and recommendations**. Washington/ EUA: OW/ORD Emerging Contaminants Workgroup, United States Environmental Protection Agency, 2008.

ANVISA. **C24 - Carbendazim**. Disponível em: <<http://portal.anvisa.gov.br/documents/111215/117782/c24.pdf/a019eb91-b52d-492d-8140-ae82f54d5698>>. Acesso em: 30 out. 2019.

APHA; AWWA; WEF. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 23. ed. Washington: American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation, 2017.

ARAÚJO, J. C. DE et al. Custo de disponibilização e distribuição da água por diversas fontes no Ceará. **Revista Econômica do Nordeste**, v. 36, n. 2, p. 281–307, 2005.

- BERNARDO, G. L. **Avaliação da variabilidade experimental nos parâmetros de resposta de membranas de ultrafiltração**. Porto Alegre: Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2017.
- BLUMBERG, E.; NETTO, J. M. A. Alcalinidade e dureza das águas naturais: processos de redução da dureza. **Revista do Departamento de Águas e Esgotos**, v. 28, n. 1033, p. 63–79, 1956.
- BORGHETTI, N. R. B.; BORGHETTI, J. R.; ROSA FILHO, E. F. **Aquífero Guarani: a verdadeira integração dos países da América do Sul**. Curitiba, PR: Grupo Integrado de Aquicultura e Estudos Ambientais, 2004.
- BRAGA, F. M. G. et al. **Comparação de custos de tratamento de água por técnica avançada e convencional no Distrito Federal – Brasil**. XXXVI Congresso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental. **Anais...**Guayaquil, Equador: 2018
- BRASIL. **Manual de Saneamento: orientações técnicas**. 3. ed. Brasília: Funasa, 2006.
- BRASIL. **Manual de Saneamento**. 4. ed. Brasília: Funasa, 2015.
- BRASIL. **Programa Nacional de Saneamento Rural - PNSR**. 1 ed ed. Brasília: Ministério da Saúde, Fundação Nacional da Saúde, 2019.
- BRASIL. **Portaria GM/MS nº 888, de 4 de maio de 2021**. Brasília, DF. Brasil: Diário Oficial da União, Edição 85, Seção 1, 2021.
- BRITO, D. O. DE. **Modelo hidrogeológico conceitual do campo de poços do IPH, Sistema Aquífero Fraturado Pré-Cambriano, região de Porto Alegre, RS**. Porto Alegre, RS: Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Instituto de Pesquisas Hidráulicas, 2018.
- BURKHARDT, M. et al. **Release of biocides from urban areas into aquatic systems**. 6th International Conference NOVATECH. **Anais...**Lyon, França: Elodie BRELOT, 2007
- CARAZO-ROJAS, E. et al. Pesticide monitoring and ecotoxicological risk assessment in surface water bodies and sediments of a tropical agro-ecosystem. **Environmental Pollution**, v. 241, p. 800–809, 2018.
- CCANCCAPA, A. et al. Pesticides in the Ebro River basin: Occurrence and risk assessment. **Environmental Pollution**, v. 211, p. 414–424, 2016.
- CHEMICALIZE. **Chemicalize - Instant Cheminformatics Solutions: Carbendazim**. Disponível em: <<https://chemicalize.com/#/calculation>>. Acesso em: 28 ago. 2019.
- CLARK, R. M. et al. Cost Models for Water Supply Distribution Systems. **Journal of Water Resources Planning and Management**, v. 128, n. 5, p. 312–321, 2002.
- CLASEN, T. F. et al. Interventions to improve water quality for preventing diarrhoea. **Cochrane Database of Systematic Reviews**, n. 3, 2006.
- CLASEN, T. F. et al. Laboratory assessment of a gravityfed ultrafiltration water treatment device designed for household use in low-income settings. **American Journal of Tropical Medicine and Hygiene**, v. 80, n. 5, p. 819–823, 2009.

CLASEN, T. F. et al. Interventions to improve water quality for preventing diarrhoea (review). **Cochrane Database of Systematic Reviews**, n. 10, 2015.

CMM. **Preparação de amostras biológicas para MEV**. Disponível em: <<https://www.ufrgs.br/cmm/wp-content/uploads/2019/11/PREPARAÇÃO-DE-AMOSTRAS-BIOLÓGICAS-PARA-MEV.pdf>>. Acesso em: 25 jun. 2020.

CMM. **Jeol JSM 6060**. Disponível em: <<https://www.ufrgs.br/cmm/microscopios/me-varredura/jeol-jsm-6060/>>. Acesso em: 13 jan. 2020.

CORCORAN, S. et al. Pesticides in Surface Waters in Argentina Monitored Using Polar Organic Chemical Integrative Samplers. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 104, n. 1, p. 21–26, 2020.

COSTA, E. P. DA. **Degradação de Carbendazim em água por foto-fenton solar em um fotorreator semipiloto do tipo RPR**. Belo Horizonte, MG: Universidade Federal de Minas Gerais, 2017.

CPRM. **SIAGAS: Sistema de Informações de Água Subterrâneas**. Disponível em: <<http://siagasweb.cprm.gov.br/layout/>>. Acesso em: 6 ago. 2021.

CRAUN, G. F.; GOODRICH, J. A. Selecting residential or personal water treatment systems in providing safe drinking water in small systems. In: COTRUVUO, J. A.; CRAUN, G. F.; HEARNE, N. (Eds.). **Providing Safe Drinking Water in Small Systems: Tecnology, Operations and Economics**. Washington: Lewis Publishers, 1999. p. 297–307.

CRITTENDEN, J. C. et al. **Water treatment: principles and design**. 3. ed. New Jersey: John Wiley & Sons, Inc, 2012.

DAUGHTON, C. G. “Emerging” Chemmicals as pollutants in the environment a 21st century perspective. **Renewable Resources Journal**, p. 6–23, 2005.

DE ZUANE, J. **Handbook of drinking water quality**. Second ed. [s.l.] John Wiley & Sons, Inc, 1997.

DERLON, N. et al. Predation influences the structure of biofilm developed on ultrafiltration membranes. **Water Research**, v. 46, n. 10, p. 3323–3333, 2012.

DERLON, N. et al. Activity of metazoa governs biofilm structure formation and enhances permeate flux during Gravity-Driven Membrane (GDM) filtration. **Water Research**, v. 47, n. 6, p. 2085–2095, 2013.

DERLON, N. et al. The composition and compression of biofilms developed on ultrafiltration membranes determine hydraulic biofilm resistance. **Water Research**, v. 102, p. 63–72, 2016.

DI BERNARDO, L.; DANTAS, A. D. B.; VOLTAN, P. E. N. **Métodos e técnicas de tratamento de água**. 3. ed. São Carlos: LDiBe Editora, 2017.

DING, A. et al. A low energy gravity-driven membrane bioreactor system for grey water treatment: Permeability and removal performance of organics. **Journal of Membrane Science**, v. 542, n. August, p. 408–417, 2017.

- DINGMAN, S. L. **Physical Hydrology**. 2. ed. New York, USA: Prentice Hall, 2002.
- DIONEX. **ICS-3000 Ion Chromatography System Operator's Manual**. 4. ed. Sunnyvale/EUA: Dionex Corporation, 2008.
- DISCART, V. et al. Impact of changes in broth composition on *Chlorella vulgaris* cultivation in a membrane photobioreactor (MPBR) with permeate recycle. **Bioresource Technology**, v. 152, p. 321–328, 2014.
- DONG, W. et al. Effect of DO on simultaneous removal of carbon and nitrogen by a membrane aeration/filtration combined bioreactor. **Journal of Membrane Science**, v. 344, p. 219–224, 2009.
- EDZWALD, J. K.; VAN BENSCHOTEN, J. E. Aluminum Coagulation of Natural Organic Matter. **Chemical Water and Wastewater Treatment**, p. 341–359, 1990.
- FEITOSA, F. A. C. et al. **Hidrogeologia conceitos e aplicações**. 3. ed. Rio de Janeiro: CPRM, 2008.
- FRECHEN, F.-B. et al. Long-term behaviour of a gravity-driven dead end membrane filtration unit for potable water supply in cases of disasters. **Water Supply**, v. 11, n. 1, p. 39–44, 1 mar. 2011.
- GALVAN, M.; DE VICTORIA, J. Assessment of water filtration device for household use in rural communities in Mexico. **Water Science and Technology**, v. 35, n. 11–12, p. 65–69, 1997.
- GAMA, C. D.; TORRES, V. F. N. **Engenharia ambiental subterrânea e aplicações**. Rio de Janeiro: CETEM/ CYTED, 2005.
- GIACOBBO, A. et al. Separação e concentração de fármacos por processos de separação com membranas. In: BERNARDES, A. M.; AMADO, F. D. R.; RODRIGUES, M. A. S. (Eds.). **Saneamento Ambiental e Reúso de Água: Técnicas Avançadas de Tratamento**. 1. ed. São Leopoldo/ RS: FINEP, 2018. p. 312.
- GRIFAID. **For families and small groups technical data**. Disponível em: <https://c65075e9-8cb6-42b6-953b-c9fbceabc53.filesusr.com/ugd/731132_d983a2d9787a415d8ebe6defa952c96f.pdf>. Acesso em: 9 nov. 2019.
- GRIFAID. **Safe drinking water for communities and families**. Disponível em: <<https://www.grifaid.org/>>. Acesso em: 9 nov. 2019.
- HABERT, A. C.; BORGES, C. P.; NOBREGA, R. **Processos de separação com membranas**. Rio de Janeiro: E-papers, 2006.
- HIRATA, R. et al. **A revolução silenciosa das águas subterrâneas no Brasil: uma análise da importancia do recurso e os riscos pela falta de saneamento**. 1. ed. São Paulo, SP: Trata Brasil, 2019.
- HUBER, S. A.; FRIMMEL, F. H. A new method for the characterization of organic carbon in aquatic systems. **International Journal of Environmental Analytical Chemistry**, v. 49, n. 1–2, p. 49–57, 1992a.

- HUBER, S. A.; FRIMMEL, F. H. A liquid chromatographic system with multi-detection for the direct analysis of hydrophilic organic compounds in natural waters. **Fresenius' Journal of Analytical Chemistry**, v. 342, n. 1–2, p. 198–200, 1992b.
- IBAMA. **Relatórios de comercialização de agrotóxicos**. Disponível em: <<https://www.ibama.gov.br/agrotoxicos/relatorios-de-comercializacao-de-agrotoxicos#hist-comercializacao>>. Acesso em: 28 fev. 2021.
- IBGE. **Censo Agropecuário Tabela 6861 - Número de estabelecimentos agropecuários com recursos hídricos, por tipologia, tipo de recurso hídrico, grupos de atividade econômica e grupos de área total**. Disponível em: <<https://sidra.ibge.gov.br/tabela/6861>>. Acesso em: 5 dez. 2019.
- IDEXX. **Colilert**. Maine/ EUA: IDEXX Laboratories, Inc., 2019.
- ILHA DE NORONHA. **Saneamento em Noronha**. Disponível em: <http://www.ilhadenoronha.com.br/ilha/saneamento_em_noronha.php>. Acesso em: 16 jan. 2020.
- IUPAC. **Carbendazim**. Disponível em: <<http://sitem.herts.ac.uk/aeru/iupac/Reports/116.htm>>. Acesso em: 8 fev. 2021.
- JERMANN, D. et al. The role of NOM fouling for the retention of estradiol and ibuprofen during ultrafiltration. **Journal of Membrane Science**, v. 329, p. 75–84, 2009.
- KLEIN, T. et al. Biological control of biofilms on membranes by metazoans. **Water Research**, v. 88, p. 20–29, 2016.
- KOTA, A. K. et al. Hygro-responsive membranes for effective oil-water separation. **Nature Communications**, v. 3, p. 1025–1028, 2012.
- KUS, B. et al. Gravity driven membrane filtration system to improve the water quality in rainwater tanks. **Water Science and Technology: Water Supply**, v. 13, n. 2, p. 479–485, 2013.
- LEE, D. et al. Effect of membrane property and feed water organic matter quality on long-term performance of the gravity-driven membrane filtration process. **Environ Sci Pollut Res**, v. 26, n. 2, p. 1152–1162, 2019.
- LENTON, R.; WRIGHT, A. **Interim report on task force 7 on water and sanitation**. New York: UNO, United Nations Development Group, 2004.
- LIBÂNIO, M. **Fundamentos de qualidade e tratamento de água**. Campinas: Editora Átomo, 2005.
- LIBÂNIO, M. **Fundamentos de qualidade e tratamento de água**. 3. ed. Campinas: Editora Átomo, 2010.
- LOEWY, M. et al. Groundwater contamination by azinphos methyl in the. **The Science of the Total Environment**, v. 225, p. 211–218, 1999.
- LUO, Y. et al. A review on the occurrence of micropollutants in the aquatic environment and their fate and removal during wastewater treatment. **Science of the Total Environment**, v. 473–474, p. 619–641, 2014.

LUTRON. **Bench type, RS232/USB computer interface pH, ORP, CD, TDS, DO, SALT METER - Operation Manual**. Taipei/ Taiwan: LUTRON ELECTRONIC ENTERPRISE CO., LTD., 2015.

METROHM. **Eco IC 2.925.0020 Manual**. Herisau/Suíça: Metrohm AG, 2021.

MILLIPORE. **Technical Data Sheet: ReadyCult® Coliforms 100**. Disponível em: <www.emdmillipore.com>. Acesso em: 25 mar. 2020.

MINISTÉRIO DA SAÚDE. Monitoramento dos casos de arboviroses urbanas transmitidas pelo Aedes. **Boletim Epidemiológico Arboviroses**, v. 51, n. 13, p. 1–65, 2020.

MONTAGNER, C. C. et al. Trace analysis of pesticides and an assessment of their occurrence in surface and drinking waters from the state of São Paulo (Brazil). **Analytical Methods**, v. 6, p. 6668–6677, 2014.

MULDER, M. **Basic principles of membrane technology**. 2. ed. Dordrecht: Springer Netherlands, 1996.

NITTO DENKO CORPORATION. **Sobre os princípios básicos das membranas (membranas para separação com polímeros)**. Disponível em: <<https://www.nitto.com/br/pt/products/group/membrane/about/>>. Acesso em: 24 out. 2019.

PALMA, G. et al. Pesticide levels in surface waters in an agricultural – forestry basin in Southern Chile. **Chemosphere**, v. 57, p. 763–770, 2004.

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

PETER-VARBANETS, M. et al. Stabilization of flux during dead-end ultra-low pressure ultrafiltration. **Water Research**, v. 44, n. 12, p. 3607–3616, 2010.

PETER-VARBANETS, M. et al. Mechanisms of membrane fouling during ultra-low pressure ultrafiltration. **Journal of Membrane Science**, v. 377, n. 1–2, p. 42–53, 2011a.

PETER-VARBANETS, M. et al. **Gravity-driven membrane disinfection for household drinking water treatment**. Proceedings of the 35th WEDC International Conference. **Anais...**Loughborough, UK: WEDC, Loughborough University, 2011b

PETER-VARBANETS, M. et al. **Evaluating novel gravity-driven membrane (GDM) water kiosks in schools**. 40th WEDC International Conference. **Anais...**Loughborough, UK: Loughborough University's Institutional Repository, 2017

PETER-VARBANETS, M.; GUJER, W.; PRONK, W. Intermittent operation of ultra-low pressure ultrafiltration for decentralized drinking water treatment. **Water Research**, v. 46, n. 10, p. 3272–3282, 2012.

POOI, C. K.; NG, H. Y. Review of low-cost point-of-use water treatment systems for developing communities. **npj Clean Water**, v. 1, n. 1, 2018.

PORTO ALEGRE. **Plano Municipal de Saneamento Básico - Esgotamento sanitário**. 1. ed. Porto Alegre: Prefeitura Municipal de Porto Alegre, Departamento

Municipal de Água e Esgoto, 2013.

PRONK, W. et al. Gravity-driven membrane filtration for water and wastewater treatment : A review. **Water Research**, v. 149, p. 553–565, 2019.

RABIET, M. et al. Assessing pesticide concentrations and fluxes in the stream of a small vineyard catchment – Effect of sampling frequency. **Environmental Pollution**, v. 158, n. 3, p. 737–748, 2010.

REPÓRTER BRASIL. **Você bebe agrotóxicos? Descubra se a água da sua torneira foi contaminada, de acordo com dados do SISAGUA**. Disponível em: <<https://portrasdoalimento.info/agrotoxico-na-agua/>>. Acesso em: 3 mar. 2021.

RIBEIRO, A. C. A. et al. Resíduos de pesticidas em águas superficiais de área de nascente do Rio São Lourenço- MT: Validação de método por extração em fase sólida e cromatografia líquida. **Quim. Nova**, v. 36, n. 2, p. 1–5, 2013.

RIGOBELLO, E. C. et al. Padrão Físico-Químico e Microbiológico da Água de Propriedades Rurais da Região de Dracena. **Revista Acadêmica: Ciência Agrária Ambiental**, v. 7, n. 2, p. 219–224, 2009.

RIO GRANDE DO SUL. **Portaria N.º 10/99**. Disponível em: <http://proweb.procempa.com.br/pmpa/prefpoa/sms/usu_doc/portaria_10_99.pdf>. Acesso em: 5 dez. 2019.

ROISENBERG, C. et al. Caracterização Geoquímica e Gênese dos Principais Íons das Águas Subterrâneas de Porto Alegre , RS . **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 8, n. 4, p. 137–147, dez. 2003.

SCHÄFER, A. I.; AKANYETI, I.; SEMIÃO, A. J. C. Micropollutant sorption to membrane polymers : A review of mechanisms for estrogens. **Advances in Colloid and Interface Science**, v. 164, n. 1–2, p. 100–117, 2011.

SCHNEIDER, R. P. Biofilmes microbianos. **SBM- Sociedade Brasileira de Microbiologia**, v. 1, n. 2, p. 4–12, 2007.

SCHNEIDER, R. P.; TSUTIYA, M. T. **Membranas filtrantes para o tratamento de água, esgoto e água de reuso**. 1. ed. São Paulo: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2001.

SHIMADZU. **TOC-VCPH/CPN & TOC-Control V Software User Manual**. Quioto, Japão: SHIMADZU CORPORATION, 2003.

SKYJUICE FOUNDATION. **SkyHydrant Ultrafiltration System**. Disponível em: <<https://www.skyjuice.org.au/skyhydrant/>>. Acesso em: 12 out. 2019.

SNYDER, S. et al. Pharmaceuticals, Personal Care Products, and Endocrine Disruptors in Water: Implications for the Water Industry Shane. **Environmental Engineering Science**, v. 20, n. 5, p. 449–469, 2003.

SONG, D. et al. Micro fine particles deposition on gravity-driven ultrafiltration membrane to modify the surface properties and biofilm compositions: Water quality improvement and biofouling mitigation. **Chemical Engineering Journal**, v. 393, 2020.

SYNDER. **Synder Filtration membrane nanofiltration, ultrafiltration and microfiltration**. Disponível em: <<https://synderfiltration.com/>>. Acesso em: 15 dez. 2019.

TANG, X. et al. Effect of operation parameters on the flux stabilization of gravity-driven membrane (GDM) filtration system for decentralized water supply. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 23, n. 16, p. 16771–16780, 2016.

USEPA. **Membrane Filtration Guidance Manual**. Washington/ EUA: United States Environmental Protection Agency, 2005.

USEPA. **METHOD 8321B - Solvent-Extractable Nonvolatile Compounds by High-Performace Liquid Crhomatography/Thermospray/Mass Spectrometry (HPLC/TS/MS) or Ultraviolet (UV) Detection**. Disponível em: <<https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-12/documents/8321b.pdf>>. Acesso em: 9 jan. 2020.

UZIMA. **UZ-1 Household Water Filter**. Disponível em: <<http://uzimafilters.org/our-products/uz-1/>>. Acesso em: 9 nov. 2019.

VON SPERLING, M.; VERBYLA, M. E.; OLIVEIRA, S. M. A. C. **Assessment of treatment plant performance and water quality data: a guide for students, researchers and practitioners**. 1. ed. London: IWA Publishing, 2020.

WANG, Y. et al. Gravity-driven membrane system for secondary wastewater effluent treatment: Filtration performance and fouling characterization. **Separation and Purification Technology**, v. 184, p. 26–33, 2017.

WEGELIN, M.; SCHERTENLIEB, R.; BOLLER, M. The decade of roughing filters - Development of a rural water-treatment process for developing countries. **Journal of Water Supply Research and Tecnology-Aqua**, v. 40, n. 5, p. 304–316, 1991.

WHO. **Results of round I of the WHO international scheme to evaluate household water treatment technologies**. 1. ed. Geneva: World Health Organization, 2016.

WHO. **Harmonized Testing Protocol: International Scheme to Evaluate Household Water Treatment Technologies**. 2. ed. Geneva: World Health Organization, 2018.

WHO. **Results of Round II of the WHO International Scheme to Evaluate Household Water Treatment Technologies**. Geneva: World Health Organization, 2019.

WHO; UNICEF. **Progress on Household Drinking Water , Sanitation and Hygiene 2000-2020: five years into the SDGs**. 2. ed. Geneva: World Health Organization and the United Nations Children’s Fund, 2021.

WU, B. et al. Optimization of gravity-driven membrane (GDM) filtration process for seawater pretreatment. **Water Research**, v. 93, p. 133–140, 2016.

WU, B. et al. Improved performance of gravity-driven membrane fi ltration for seawater pretreatment : Implications of membrane module con fi guration. **Water Research**, v. 114, p. 59–68, 2017a.

WU, B. et al. Gravity-driven microfiltration pretreatment for reverse osmosis (RO)

seawater desalination: Microbial community characterization and RO performance. **Desalination**, v. 418, n. May 2017, p. 1–8, 2017b.

YAMAGUCHI, N. U. et al. **Sistema Híbrido De Carvão Ativado Impregnado Com Compostos Metálicos E Membrana**. XX Congresso Brasileiro de Engenharia Química. **Anais...**Campinas: In: ANAIS DO CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA QUÍMICA, 2014Disponível em:
<<https://proceedings.science/cobeq/cobeq-2014/papers/sistema-hibrido-de-carvao-ativado-impregnado-com-compostos-metalicos-e-membrana>>

9. ANEXOS

9.1. CONSTRUÇÃO DO EXPERIMENTO

Os materiais utilizados para a confecção do experimento foram:

- galão de 20 L empilhável AST de PEAD de alto peso molecular da Fada plásticos;
- registro esfera com borboleta ½” da Herc;
- mangueira em PVC flexível transparente 2 mm da KALA linha Cristal;
- joelho 90° interno DN ½” da Amanco;
- torneira boia para bebedouro ½” da Krona;
- boia cortiça de isopor modelo corvina da Argóvia;
- redução excêntrica de diâmetro nominal (DN) 150 - 100 mm SN (Série Normal) de PVC da Plastubos;
- redução excêntrica com anel labial de DN 100 - 50 SN de PVC da Plastubos;
- bucha de redução longa de DN 50 - 32 mm de PVC marrom (água fria) soldável da Plastubos;
- tubo de PVC marrom soldável de bitola de 32 mm da Plastubos;
- tê 90° de PVC marrom soldável de 32 mm de bitola da Akros;
- registro de esfera soldável água fria com união de 32 mm de bitola da Plastubos;
- união soldável água fria de 60 mm de bitola de PVC da Plastubos;
- vedante em EVA com adesivo para válvulas de escoamento da Blukit;
- bucha de redução longa de DN 60 - 32 mm de PVC marrom soldável da Plastubos;
- grelha moeda de aço inox para churrasqueira de 2,2 mm de diâmetro interno da Tramontina;
- anel de borracha de DN de 50 mm da Plastubos;
- bucha de redução curta de DN 60 - 50 mm de PVC marrom soldável da Plastubos;
- bucha de redução longa de DN 50 - 20 mm de PVC marrom soldável da Plastubos;
- adaptador curto com bolsa e rosca de DN 20 mm - ½” da Plastubos;
- bico para torneira ½” da Herc;
- adesivo plástico PVC Plastubos;
- adesivo de silicone acético transparente.

Para compor o tanque principal foi instalado na parte inferior da lateral da bombona o registro esfera borboleta a fim de promover o fechamento da passagem do fluxo quando necessária limpeza do tanque.

No recipiente de alimentação, formado pela redução excêntrica, foi instalado um dispositivo de torneira de boia adaptando o modelo comercial com o uso de uma boia de isopor (Figura 9.1). Esse dispositivo permitiu a manutenção do nível d'água constante, acionando, quando necessário, a abertura e fechamento do fluxo de água.

Figura 9.1 - Dispositivo de boia instalado no recipiente de alimentação para a manutenção do nível d'água constante.



Fonte: própria do autor.

A fim de conectar o recipiente de alimentação com a estrutura que permite a distribuição da água, foi necessário instalar dois adaptadores para reduzir o diâmetro até 32 mm, a redução excêntrica de DN 100 - 50 mm e a bucha de redução longa de DN 50-32 mm.

A tubulação que distribuiu a água para cada um dos módulos foi composta por tubos de PVC e tê's de 90°. Em uma das extremidades da estrutura foi conectado o recipiente de alimentação e na outra uma canalização com abertura para a atmosfera (suspiro), com o intuito de eliminar bolhas de ar do sistema e evitar a formação de vácuo.

Cada um dos tê's deu origem a um módulo. Foram instalados registros esferas em cada um dos módulos, com o objetivo de individualizá-los e evitar, caso houvesse algum problema com a operacionalização da membrana, que todo o sistema fosse paralisado. O tê foi conectado ao registro através de tubo de PVC.

A estrutura que suportava a membrana foi composta por uniões (Figura 9.2 e Figura 9.3). A união foi formada por duas peças, sendo uma delas com um anel de borracha, e uma rosca que permitiu a junção destas. Para poder suportar a membrana, a união recebeu um pedaço de grelha de aço inox, a qual foi apoiada com o auxílio de uma bucha de redução curta de DN 60 - 50 mm e um anel de borracha (Figura 9.4). A peça da

união que não possuía anel de borracha recebeu 1 cm de espessura do vedante de EVA com adesivo.

Figura 9.2 - União aberta.



Fonte: própria do autor.

Figura 9.3 - União fechada.



Fonte: própria do autor.

Figura 9.4 – Estrutura metálica instalada na união para o suporte da membrana.



Fonte: própria do autor.

A união foi conectada ao registro através de um cano de PVC e uma bucha de redução longa DN 60-32 mm. Em alguns módulos do Sistema A e todos do Sistema M,

instalou-se na parte inferior da união a bucha de redução de DN 50 - 20 mm, seguido do adaptador curto e o bico de torneira, a fim de instalar uma mangueira transparente para conduzir a água filtrada ao recipiente de coleta (erlenmeyer). Os módulos que não tiveram esta estrutura adicionada, tiveram o seu filtrado coletado através de becker.

Uma tela foi colocada na superfície do recipiente de alimentação e tanque principal para evitar a proliferação de insetos, em especial, mosquitos.

9.2. CUSTOS ENVOLVIDOS

Descrição	Quantidade	Unidade	Valor unitário	Valor total
Confecção do sistema				
Bombona de 20 L de PEAD	1	peça	R\$ 48,00	R\$ 48,00
Adaptador com flange 20-1/2"	1	peça	R\$ 6,75	R\$ 6,75
Registro esfera com borboleta 1/2"	1	peça	R\$ 9,95	R\$ 9,95
Mangueira em PVC flexível transparente	3	metro	R\$ 2,75	R\$ 8,25
Torneira boia para bebedouro 1/2"	1	peça	R\$ 5,25	R\$ 5,25
Boia cortiça de isopor	1	peça	R\$ 2,50	R\$ 2,50
Redução excêntrica esgoto 150-100 mm	1	peça	R\$ 19,75	R\$ 19,75
Redução excêntrica esgoto 100-50 mm	1	peça	R\$ 4,90	R\$ 4,90
Bucha de redução longa 50-32 mm	1	peça	R\$ 2,75	R\$ 2,75
Tubo de PVC água fria 32 mm	6	metro	R\$ 29,95	R\$ 179,70
Tê 90° soldável 32 mm	9	peça	R\$ 2,60	R\$ 23,40
Registro esfera borboleta com união 32 mm	9	peça	R\$ 23,25	R\$ 209,25
União soldável 60 mm	9	peça	R\$ 53,90	R\$ 485,10
Bucha de redução longa 50-32 mm	9	peça	R\$ 7,55	R\$ 67,95
Grelha moeda inox	1	peça	R\$ 55,95	R\$ 55,95
Anel de borracha 100 mm	1	peça	R\$ 2,25	R\$ 2,25
Anel de borracha 50 mm	9	peça	R\$ 1,25	R\$ 11,25
Bucha de redução curta 60-50 mm	9	peça	R\$ 4,95	R\$ 44,55
Bucha de redução longa 50-20 mm	6	peça	R\$ 3,35	R\$ 20,10
Bico de torneira para jardim 1/2"	8	peça	R\$ 1,25	R\$ 10,00
Tubo de PVC água fria 20 mm	1	peça	R\$ 2,45	R\$ 2,45
Adaptador curto 20-1/2"	6	peça	R\$ 0,50	R\$ 3,00
Microscopia Eletrônica de Varredura				
Microscópio Eletrônico de Varredura (MEV/SE)	12	por hora	R\$ 80,00	R\$ 960,00
Uso do equipamento de ponto crítico	2	por turno	R\$ 30,00	R\$ 60,00
Metalização	21	por STUB	R\$ 2,50	R\$ 52,50
Reagentes				
Meio de cultura Readycult coliforms 100 mL	200	caixa 20 unidades	R\$ 119,90	R\$ 1.199,00
Meio de cultura Colilert 100 mL para coliformes	200	caixa	R\$ 1.681,26	R\$ 1.681,26
Cartela quanti-tray 2000 para coliformes	100	caixa	R\$ 2.157,62	R\$ 2.157,62
Custo Total				R\$ 7.333,43

9.3. TESTES NÃO-PARAMÉTRICOS ENTRE OS PARÂMETROS DE QUALIDADE DA ÁGUA MONITORADOS E DATA

9.3.1. Sistema A

O comportamento da temperatura da água ao longo do tempo de funcionamento apresentou diferença entre dias. Isto revela que, apesar dos esforços de manter a temperatura constante, aconteceram momentos em que elas se destoaram das demais.

As temperaturas registradas nos dias 03/03/20 a 15/03/20 foram as mais elevadas no período de operação (conforme mostrado pela Figura 5.57) e se destoraram dos primeiros 11 dias de funcionamento e último, além de alguns outros dias pontuais. A Tabela 9.1 apresenta em mais detalhes os grupos que se mostraram distintos, a qual é representada por um “X”.

Tabela 9.1 - Resultado da comparação múltipla entre dias para a temperatura da água - Sistema A.

Data	03/03/20	04/03/20	05/03/20	06/03/20	07/03/20	08/03/20	09/03/20	10/03/20	11/03/20	12/03/20	13/03/20	14/03/20	15/03/20	16/03/20	17/03/20
19/02/20				X		X	X	X	X	X	X	X			
20/02/20	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		
21/02/20	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		X
22/02/20						X	X	X	X	X	X	X			
23/02/20	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		X
24/02/20							X	X	X	X	X	X			
28/02/20		X		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		
29/02/20		X		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		
01/03/20	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		
02/03/20		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		
19/03/20										X	X	X			
22/06/20												X			
23/06/20						X	X	X	X	X	X	X			
24/06/20									X	X	X	X			
26/06/20	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		

O pH não registrou diferenças significativas entre os valores encontrados durante o período de funcionamento. As concentrações de microrganismos amostrados (coliformes totais e *E. coli*) também não apresentaram distinções estatisticamente significativas no desempenho ao longo do tempo de operação. Outros parâmetros que também foram estatisticamente similares ao longo do período de amostragem foram a concentração de cor aparente e alcalinidade.

Quando realizada a comparação entre dias na turbidez, percebe-se que as datas 27/02 e 28/02, que registraram as maiores concentrações de turbidez nos filtrados e água de alimentação, foram estatisticamente desiguais aos dias que registraram os menores valores médios de turbidez nos filtros, conforme apresentado na Tabela 9.2.

Tabela 9.2 - Resultado da comparação múltipla entre dias para a turbidez - Sistema A.

Data	27/02/20	28/02/20
02/03/20	X	
14/03/20	X	
22/06/20	X	
24/06/20	X	X
25/06/20	X	X
26/06/20	X	X

Os grupos de dias que foram diferentes entre si para o parâmetro COT são apresentados na Tabela 9.3.

Tabela 9.3 - Resultado da comparação múltipla entre dias para o COT - Sistema A.

Data	19/02/20	20/02/20	21/02/20	27/02/20	28/02/20	29/02/20	02/03/20	11/03/20	17/03/20
21/02/20	X	X							
27/02/20	X	X							
28/02/20	X	X							
29/02/20	X	X							
02/03/20	X	X							
11/03/20			X	X	X	X	X		
13/03/20					X				
16/03/20					X				
17/03/20	X	X						X	
22/06/20					X	X	X		X

O três último dia amostrados de UV₂₅₄, que apresentaram as menores absorvâncias médias, mostraram-se ser diferentes aos primeiros, conforme apresentado na Tabela 9.4.

Tabela 9.4 - Resultado da comparação múltipla entre dias para o UV₂₅₄- Sistema A.

Data	22/06/20	24/06/20	26/06/20
06/03/20	X	X	X
07/03/20			X
09/03/20			X
11/03/20			X

As diferenças verificadas entre os dias amostrados (Tabela 9.5) para a CE e SDT se dão em razão das características naturais da água de alimentação, a qual entre os dias 04/03/20 a 18/03/20 apresentou as maiores concentrações.

Tabela 9.5 - Resultado da comparação múltipla entre dias para CE e SDT- Sistema A.

Data	19/02/20	24/06/20	26/06/20
04/03/20	X	X	X
06/03/20		X	X
11/03/20	X	X	X
13/03/20	X	X	X
18/03/20		X	X

O fluoreto não apresentou distinção de concentração entre os dias amostrados. Os grupos de dias que foram estatisticamente diferentes para o cloreto (Tabela 9.6), fosfato (Tabela 9.7) e sulfato (Tabela 9.8), de maneira geral, correspondem aos pontos classificados como anômalos no capítulo de caracterização geral do conjunto de dados (item 5.2.).

Tabela 9.6 - Resultado da comparação múltipla entre dias para o cloreto - Sistema A.

Data	21/02/20	02/03/20	04/03/20	06/03/20	18/03/20
04/03/20	X	X			
06/03/20	X	X			
11/03/20	X				
13/03/20	X				
18/03/20	X	X			
20/03/20	X				
24/06/20			X	X	X
26/06/20			X	X	X

Tabela 9.7 - Resultado da comparação múltipla entre dias para o fosfato - Sistema A.

Data	18/03/20	20/03/20	22/06/20	24/06/20	26/06/20
28/02/20			X	X	X
02/03/20	X	X	X	X	X
09/03/20			X	X	X
11/03/20			X	X	X
13/03/20			X	X	X

Tabela 9.8 - Resultado da comparação múltipla entre dias para o sulfato - Sistema A.

Data	21/02/20	28/02/20	02/03/20	11/03/20	13/03/20
28/02/20	X				
02/03/20		X			
04/03/20	X		X		
18/03/20			X		
22/06/20	X		X	X	
24/06/20	X		X	X	X
26/06/20	X		X	X	X

9.3.2. Sistema M

A temperatura da água, durante o período de operação da segunda fase, apresentou distinções estatisticamente significativas entre grupos de dias amostrados. A Tabela 9.9 apresenta com um “X” os conjuntos de dias, a qual foram muitos, que se mostraram distintos. Ressalta-se que no Sistema M não houve controle da temperatura ambiente.

Tabela 9.9 - Resultado da comparação múltipla entre dias para a temperatura da água - Sistema M.

Data	11/11/20	13/11/20	14/11/20	15/11/20	16/11/20	17/11/20	18/11/20	19/11/20	20/11/20	24/11/20	25/11/20	26/11/20	08/12/20
27/11/20								X	X				
02/12/20								X	X				
03/12/20				X	X	X	X	X	X	X	X		
04/12/20								X	X				
11/12/20					X		X	X	X				
05/01/21		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		X
06/01/21		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		X
07/01/21	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
08/01/21	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
12/01/21	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
13/01/21		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		
14/01/21					X	X	X	X	X	X	X		
15/01/21				X	X	X	X	X	X	X	X		
19/01/21							X	X	X				
20/01/21					X		X	X	X				
21/01/21				X	X	X	X	X	X	X	X		
22/01/21				X	X	X	X	X	X	X	X		

Quanto ao parâmetro pH, alguns poucos grupos de dias foram distintos entre si, conforme apresentado na Tabela 9.10. Os dias 05/11/21 e 22/01/21 registraram os menores valores de pH e os dados que os compõem foram identificados como discrepantes no item de caracterização geral dos dados (item 5.2.). Apesar disso, o pH conseguiu manter-se constante na maior parte do tempo de operação.

Tabela 9.10 - Resultado da comparação múltipla entre dias para o pH - Sistema M.

Data	13/11/20	14/11/20	15/11/20	24/11/20
05/01/21		X	X	X
22/01/21	X	X	X	X

Apesar de elevada as variações das concentrações microbiológicas entre os dias amostrados durante a segunda fase de funcionamento, não se observou distinção significativas destes ao longo do tempo. Para o parâmetro CBZ, durante o período de operação, também não se observou diferenças estatisticamente significativas entre os grupos de dias.

Apenas no último dia de operação a turbidez mostrou distinção da concentração entre outros grupos de dias, conforma apresentado na Tabela 9.11, pois nesse dia registrou-se valores anormalmente altos nos filtrados.

Tabela 9.11 - Resultado da comparação múltipla entre dias para a turbidez - Sistema M.

Data	22/01/21
13/11/20	X
11/12/20	X
08/01/21	X
14/01/21	X
15/01/21	X
19/01/21	X

As diferenças verificadas para a cor aparente entre grupos de dias ocorreram principalmente devido à grande variabilidade da concentração da água de alimentação e os altos valores de cor aparente registrados no último dia de operação nos filtrados. A Tabela 9.12 apresenta os dias que foram desiguais.

Tabela 9.12 - Resultado da comparação múltipla entre dias para a cor aparente - Sistema M.

Data	15/01/21	19/01/21	22/01/21
11/11/20			X
24/11/20			X
01/12/20	X	X	
03/12/20	X	X	
08/12/20	X	X	
05/01/21	X	X	
12/01/21			X
13/01/21			X
14/01/21			X
15/01/21			X
19/01/21			X

Quando conferido se houve distinção entre os dias amostrados para a alcalinidade, percebe-se que o dia 08/01/21, a qual foi o dia em que se registrou os maiores valores deste parâmetro, foi desigual aos dias 11/12/21 e 15/01/21, que apresentaram as menores concentrações.

Os grupos de dias que registraram maiores concentrações de COT mostraram-se significativamente desiguais aos que apresentaram menores concentrações, conforme observado pela Tabela 9.13.

Tabela 9.13 - Resultado da comparação múltipla entre dias para o COT - Sistema M.

Data	08/01/21	19/01/21
24/11/20	X	X
26/11/20	X	
27/11/20	X	X
01/12/20	X	X
12/01/21	X	

De maneira geral, os valores de UV₂₅₄ registradas durante a operação com CBZ (duas últimas semanas de operação do Sistema M), a qual foram consideravelmente mais elevados, se mostraram diferentes de outros grupos de dias, conforme apresentado na Tabela 9.14.

Tabela 9.14 - Resultado da comparação múltipla entre dias para o UV₂₅₄ - Sistema M.

Data	12/01/21	13/01/21	14/01/21	15/01/21	19/01/21	20/01/21	21/01/21	22/01/21
11/11/20	X	X	X	X	X	X	X	X
13/11/20	X	X	X	X	X	X		X
16/11/20	X							X
18/11/20	X							X
20/11/20	X	X				X		X
24/11/20	X	X	X	X	X	X		X
26/11/20	X	X						X
01/12/20	X	X						X
10/12/20	X	X				X		X
11/12/20	X	X						X
06/01/21	X							X
07/01/21	X	X	X	X	X	X	X	X
08/01/21	X	X				X		X

Os grupos de dias que se mostraram distintos entre si para os parâmetros CE e SDT são apresentados na Tabela 9.15. Assim como ocorreu para o UV₂₅₄, estes dois parâmetros foram mais elevados durante a operação com CBZ, o que resultou em diferenças estatisticamente significativas entre os dias com menores CE e concentrações de SDT.

Tabela 9.15 - Resultado da comparação múltipla entre dias para CE e SDT - Sistema M.

Data	11/11/20	12/11/20	13/11/20	18/11/20	20/11/20	24/11/20
03/12/20	X	X	X	X	X	X
08/12/20						X
10/12/20					X	X
07/01/21						X
12/01/21	X	X	X	X	X	X
14/01/21	X	X	X	X	X	X
19/01/21	X	X	X	X	X	X
21/01/21	X	X	X	X	X	X
22/01/21	X	X	X	X	X	X

Os cátions lítio, amônio, potássio, magnésio e cálcio não apresentaram diferenças estatisticamente significativas entre os grupos de dias. Os dias que se mostraram distintos para o fluoreto (Tabela 9.16), cloreto (Tabela 9.17), sulfato (Tabela 9.18) e sódio (Tabela 9.19) são apresentados abaixo.

Tabela 9.16 - Resultado da comparação múltipla entre dias para o fluoreto- Sistema M.

Data	05/01/21	07/01/21	21/01/21
26/11/20	X	X	
01/12/20	X	X	
03/12/20	X	X	
08/12/20	X	X	
10/12/20	X	X	
05/01/21			X
07/01/21			X
12/01/21			X
14/01/21			X
19/01/21			X

Tabela 9.17 - Resultado da comparação múltipla entre dias para o cloreto- Sistema M.

Data	05/01/21	07/01/21	12/01/21	14/01/21	21/01/21
17/11/20	X				
24/11/20	X				
26/11/20	X	X			
01/12/20	X	X	X	X	
03/12/20	X	X			
05/01/21					X
07/01/21					X

Tabela 9.18 - Resultado da comparação múltipla entre dias para o sulfato- Sistema M.

Data	19/01/21	21/01/21
05/01/21		X
07/01/21	X	X

Tabela 9.19 - Resultado da comparação múltipla entre dias para o sódio- Sistema M.

Data	08/12/20	10/12/20
01/12/20	X	X
03/12/20	X	X

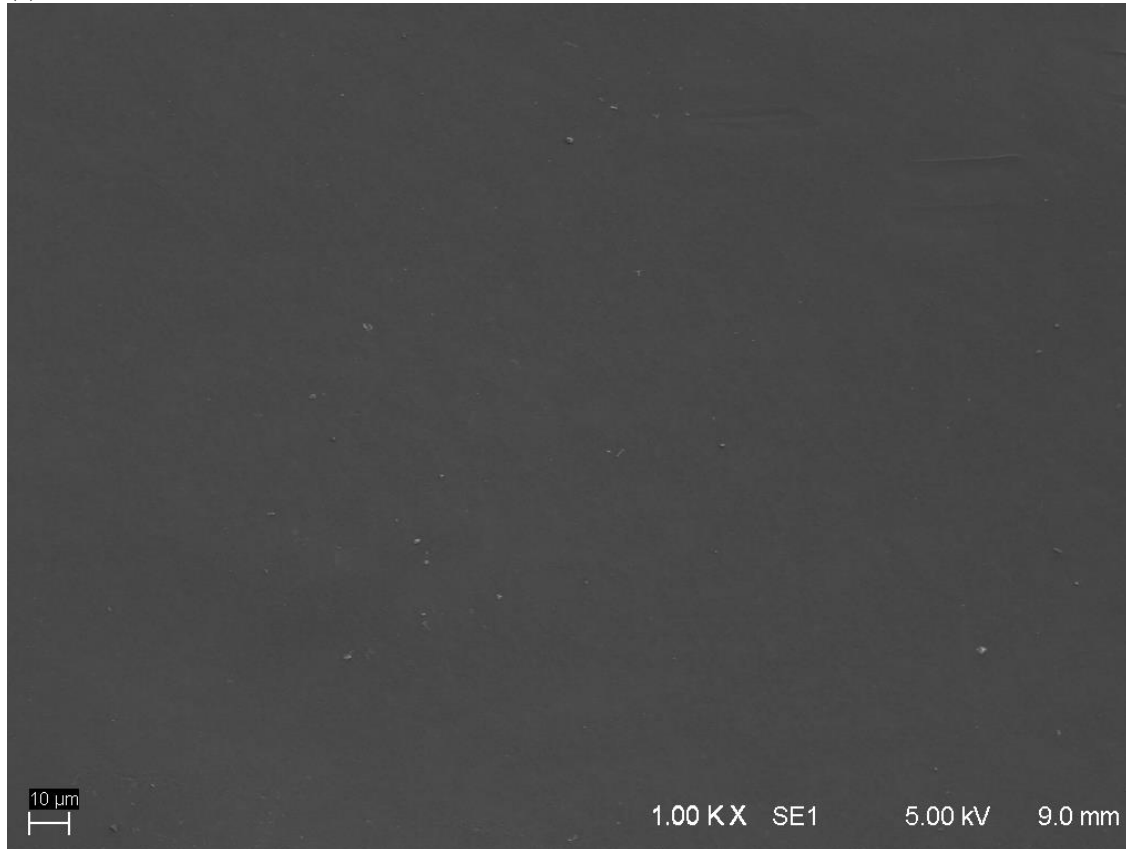
9.4. IMAGENS DE MICROSCOPIA ELETRÔNICA DE VARREDURA

9.4.1. Membranas Virgens

As Figuras 9.5 a 9.7 apresentam as imagens das membranas virgens obtidas por MEV para cada tipo empregada (UF de 30 kDa, UF de 100 kDa e MF de 0,2 μm), com vista na parte plana e medições aproximadas da espessura da camada filtrante e suporte.

Figura 9.5 -Membrana de UF de 30 kDa (PZ) virgem (a) vista da superfície e (b) lateral.

(a)



(b)

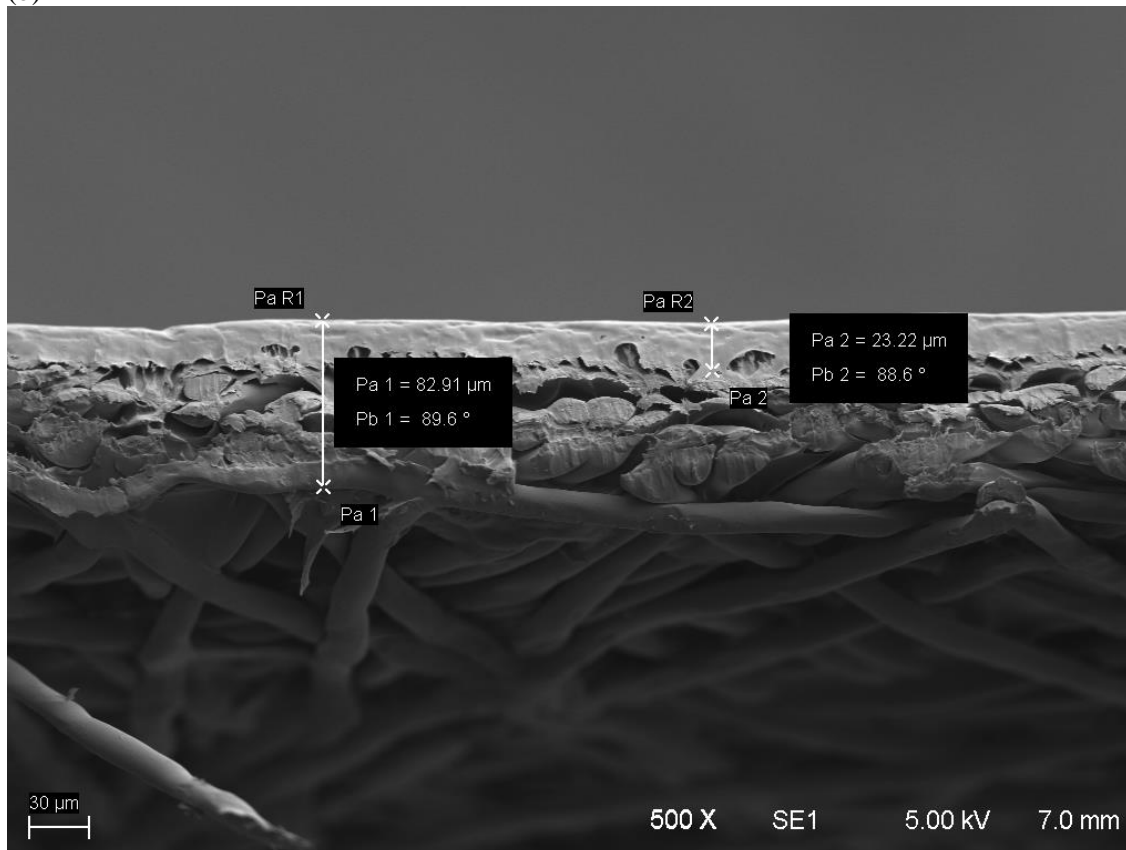
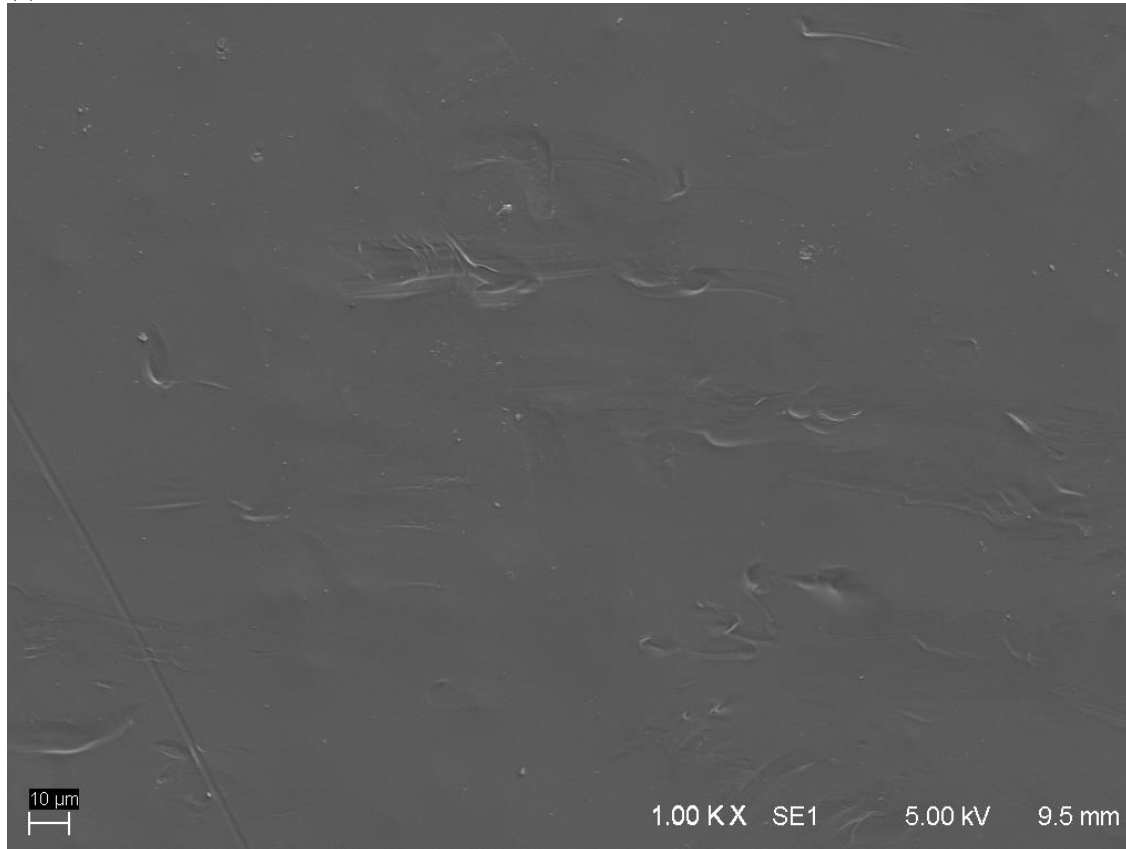


Figura 9.6 - Membrana de UF de 100 kDa (LY) virgem (a) vista da superfície e (b) lateral.

(a)



(b)

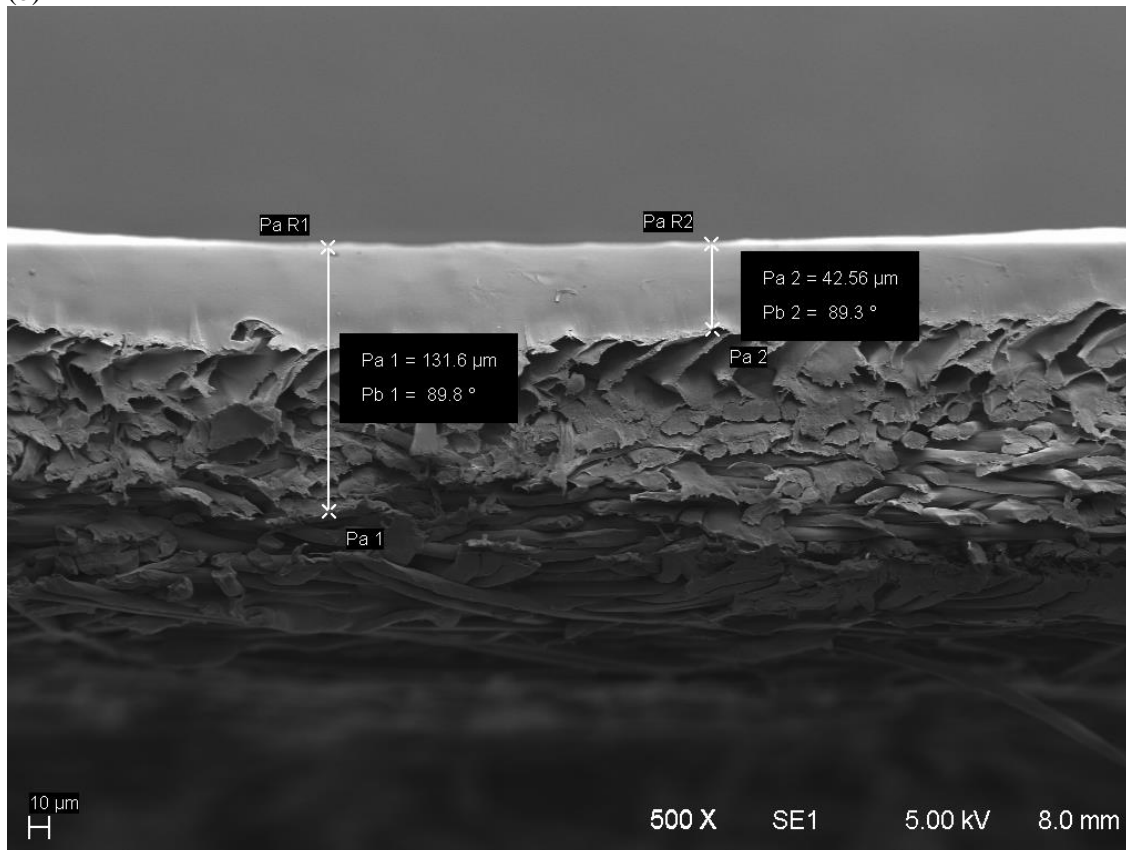
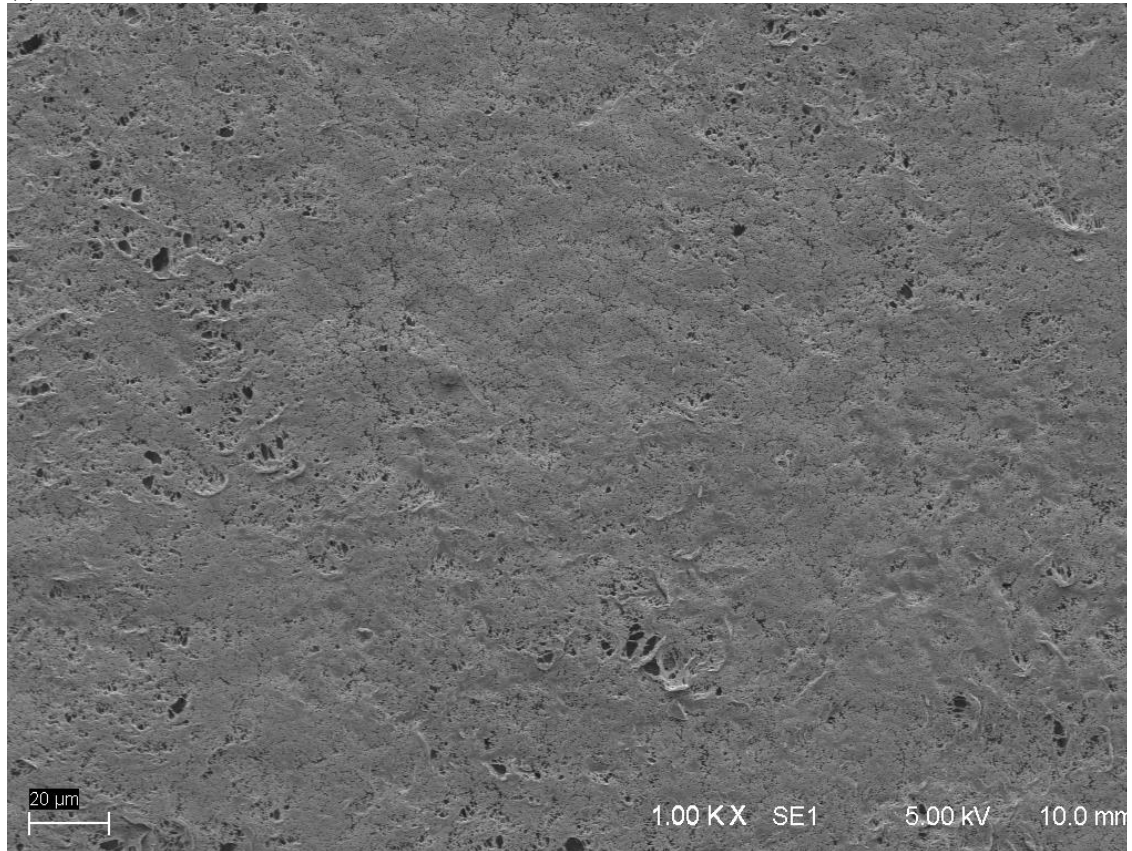
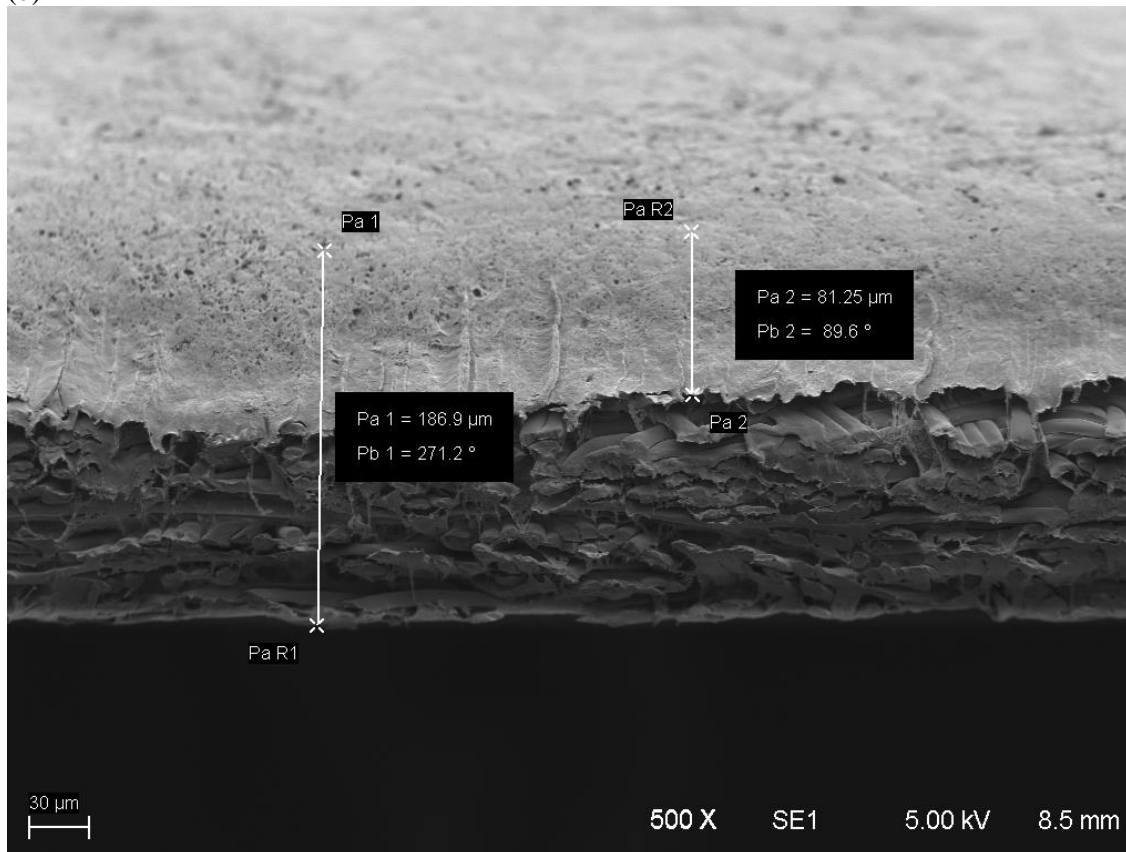


Figura 9.7 - Membrana de MF de 0,2 μm (V0) virgem (a) vista da superfície e (b) lateral.

(a)



(b)



9.4.2. Sistema A

A Figura 9.8 mostra as vistas laterais das membranas, uma para cada condição de contorno e as Figuras 9.9 a 9.11 apresentam imagens dos biofilmes desenvolvidos nas superfícies das membranas para cada filtro.

Figura 9.8 - Vista lateral da membrana de UF de 100 kDa à pressão de (a) 0,5 m.c.a. (b) 0,7 m.c.a. e (c) 1,0 m.c.a..

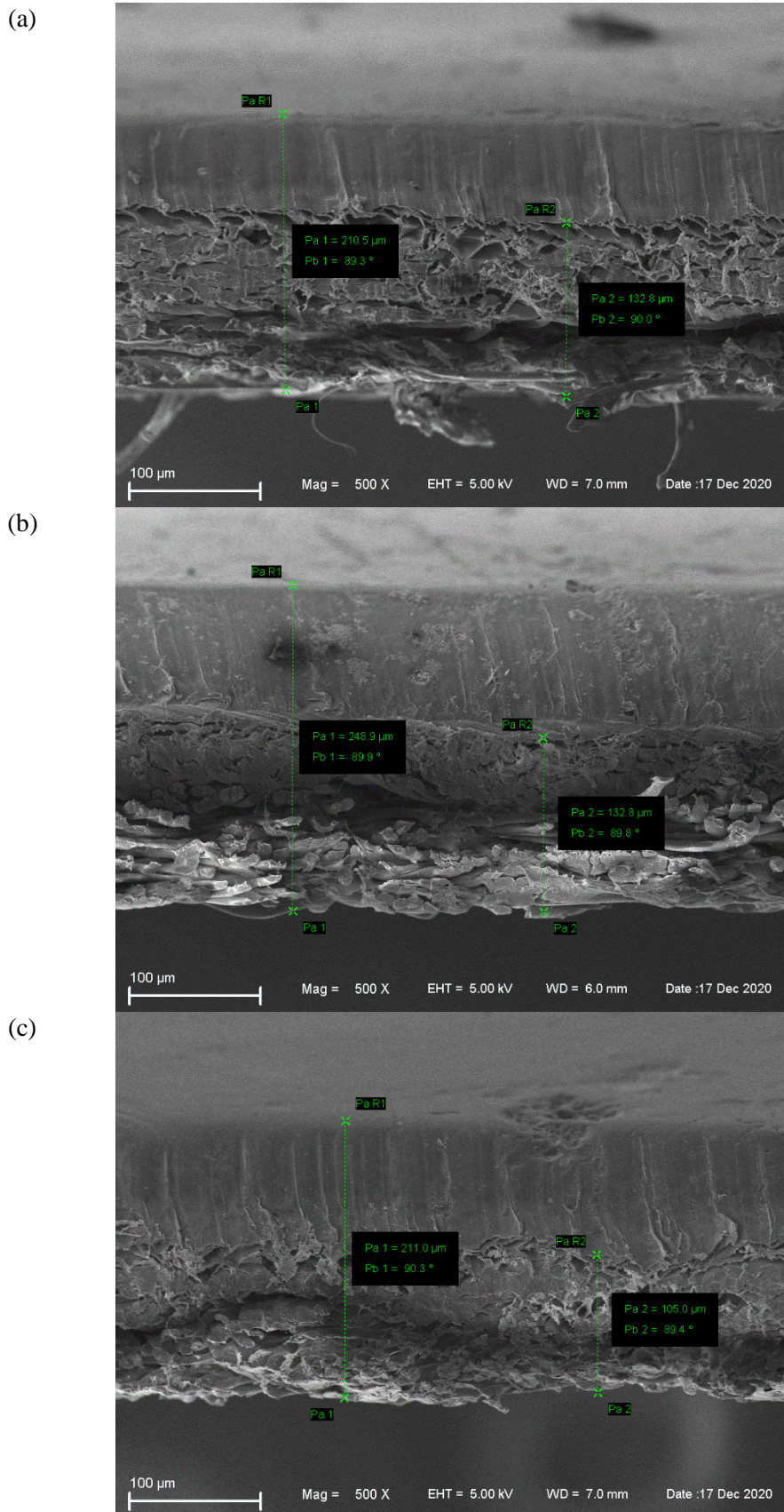
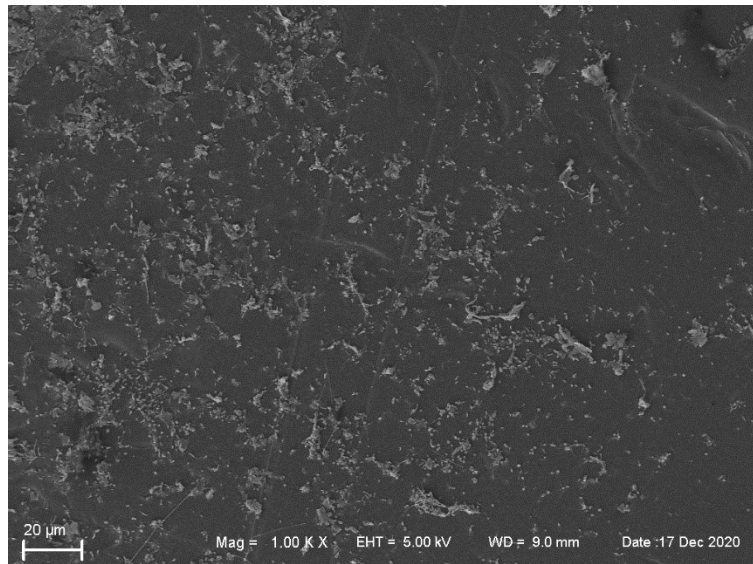
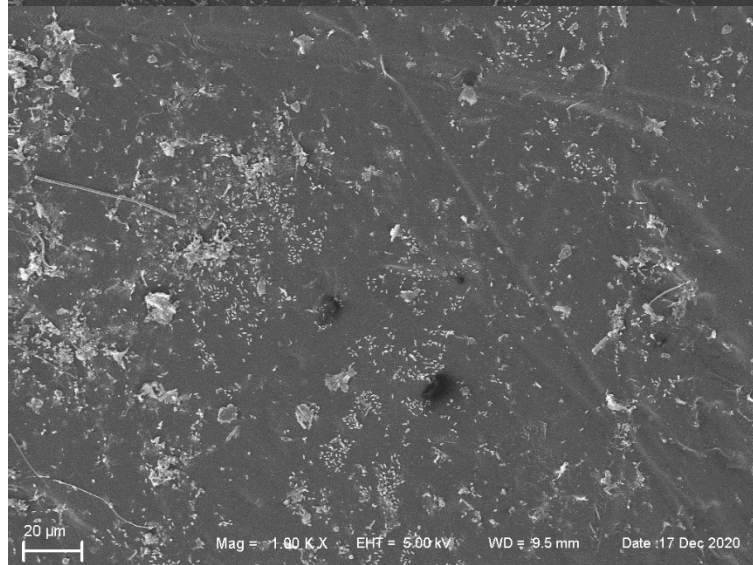


Figura 9.9 - Biofilme desenvolvido na superfície dos filtros (a) 50A, (b) 50B e (c) 50C.

(a)



(b)



(c)

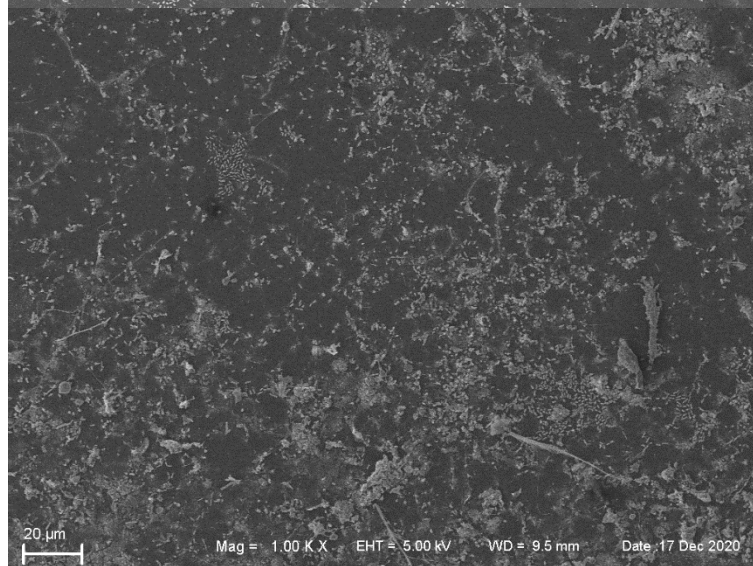
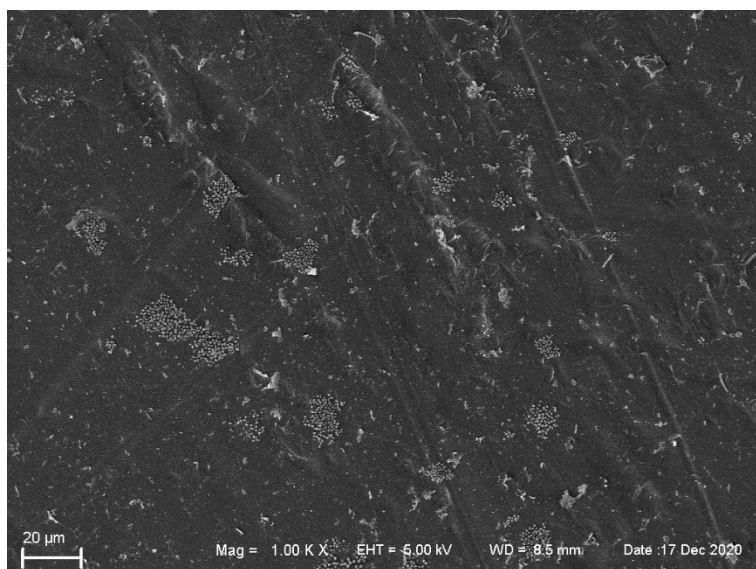
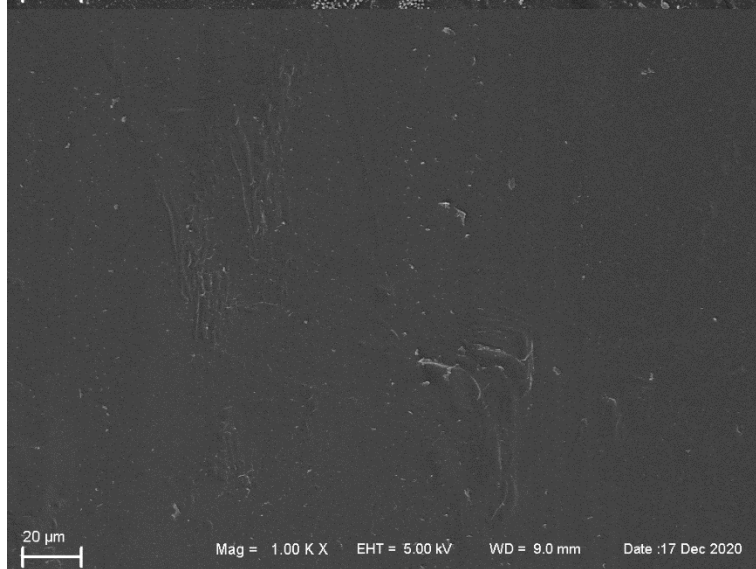


Figura 9.10 - Biofilme desenvolvido na superfície dos filtros (a) 70A, (b) 70B e (c) 70C.

(a)



(b)



(c)

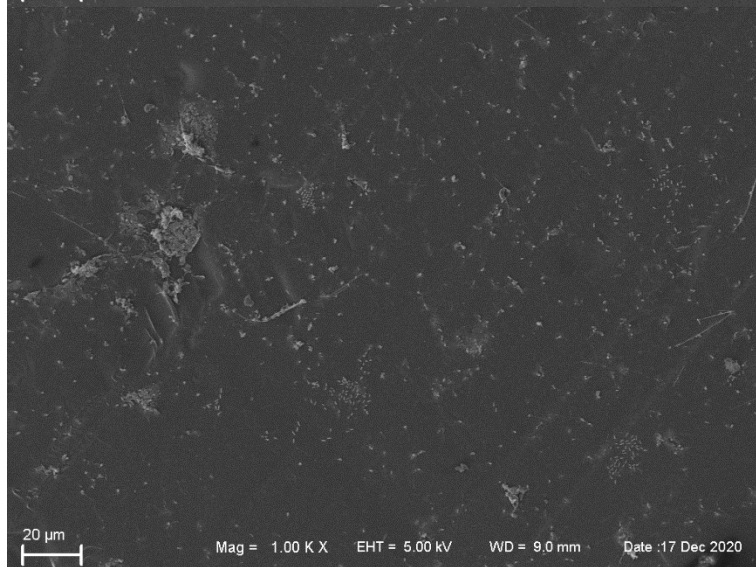
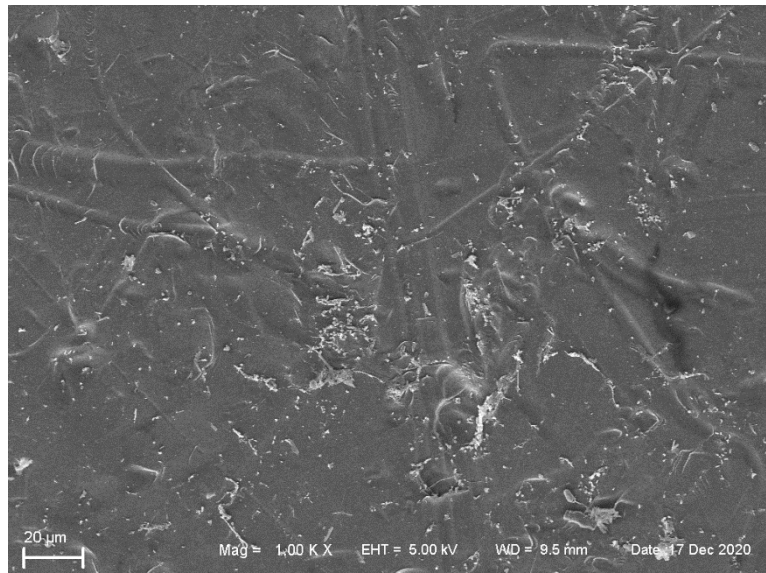
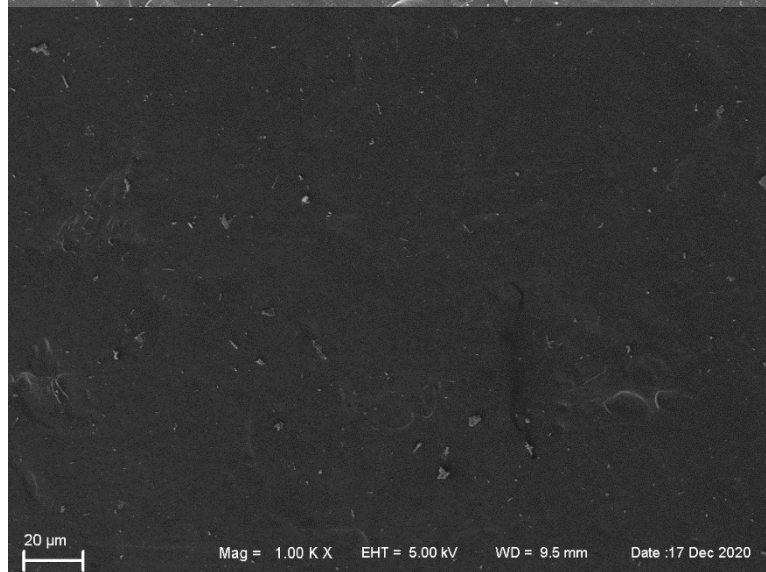


Figura 9.11 - Biofilme desenvolvido na superfície dos filtros (a) 100A, (b) 100B e (c) 100C.

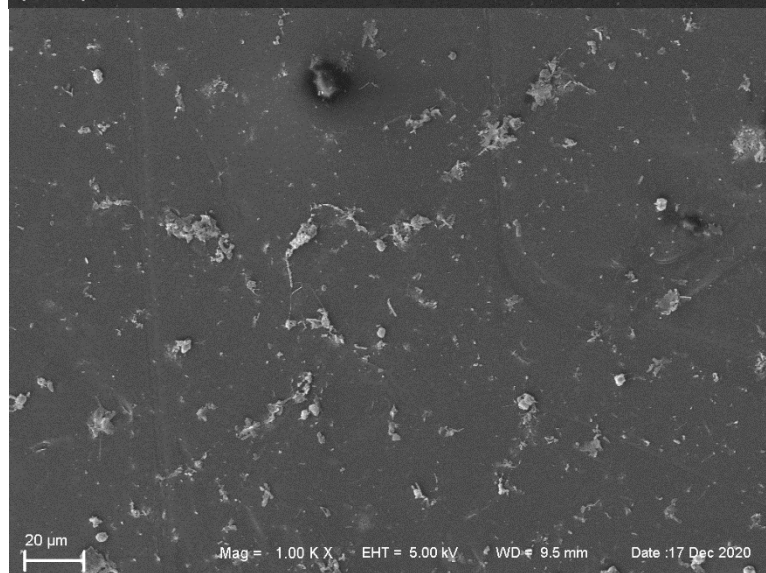
(a)



(b)



(c)



9.4.3. Sistema M

A Figura 9.12 mostra as vistas laterais das membranas, uma para cada condição de contorno e as Figuras 9.13 a 9.15 apresentam imagens dos biofilmes desenvolvidos nas superfícies das membranas para cada filtro.

Figura 9.12 - Vista lateral da membrana de (a) UF de 30 kDa, (b) UF de 100 kDa e (c) MF de 0,2 μm à pressão de 0,7 m.c.a..

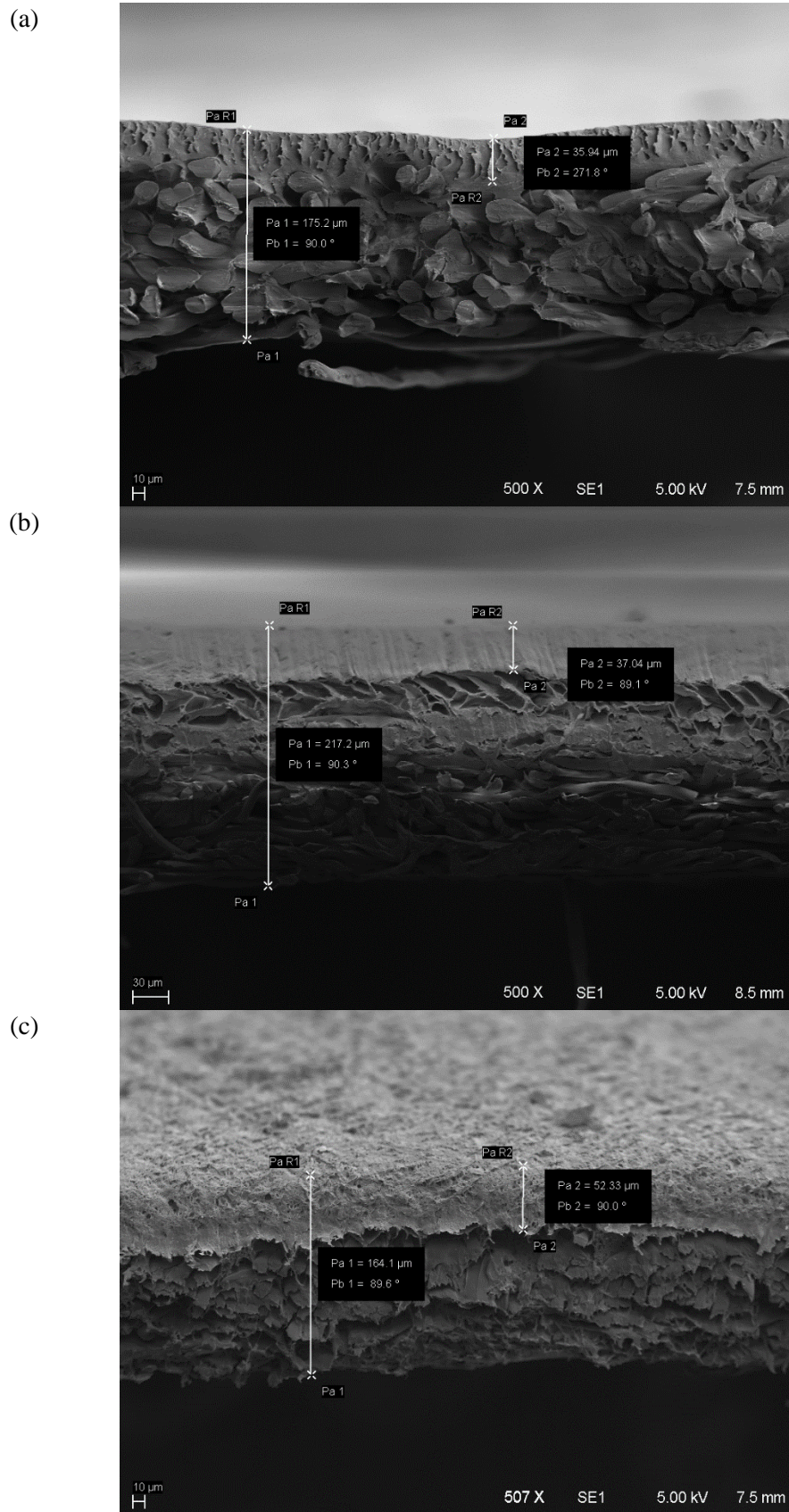
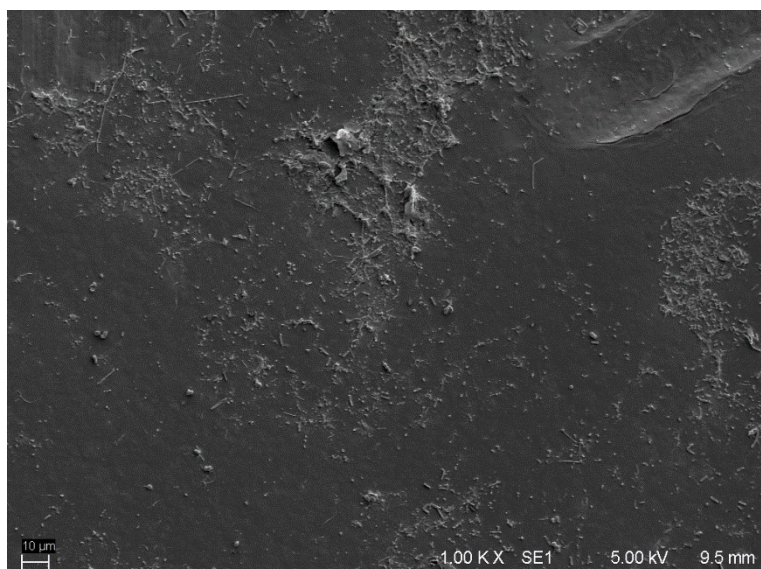
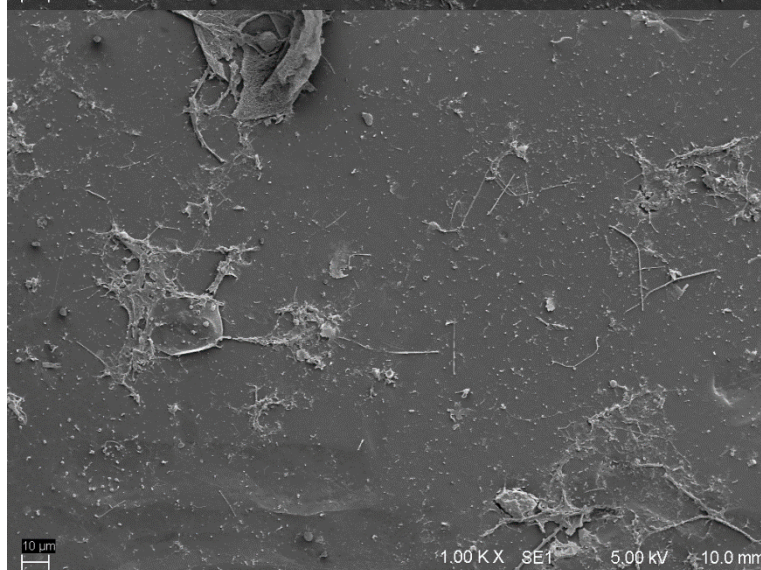


Figura 9.13 - Biofilme desenvolvido na superfície dos filtros (a) PZA, (b) PZB e (c) PZC.

(a)



(b)



(c)

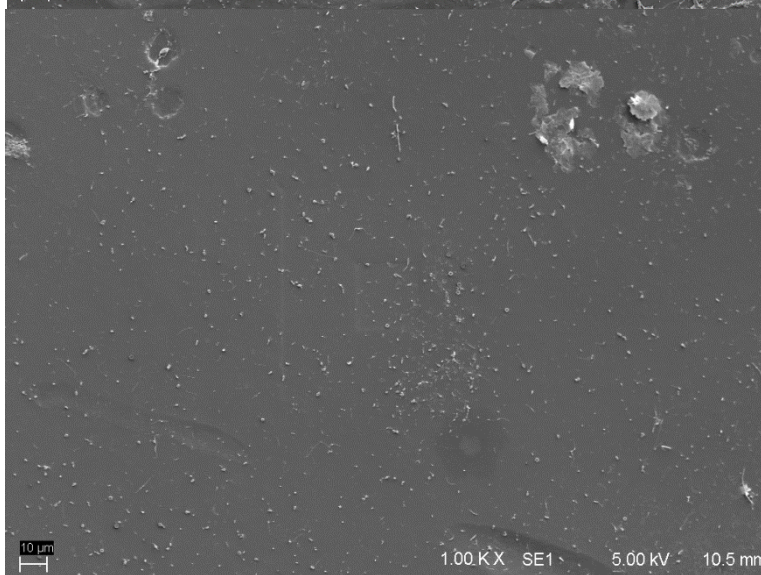


Figura 9.14 - Biofilme desenvolvido na superfície dos filtros (a) LYA, (b) LYB e (c) LYC.

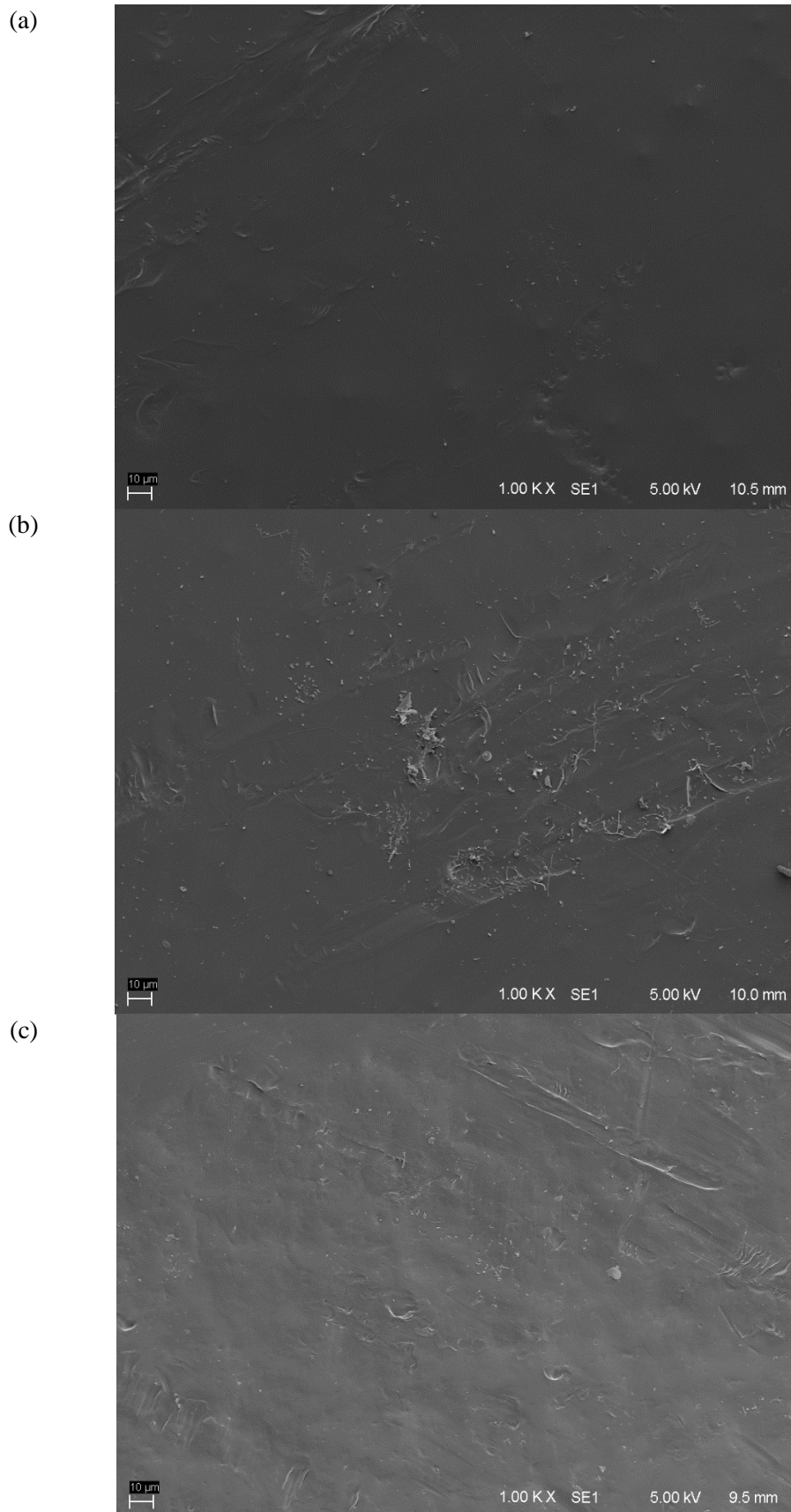
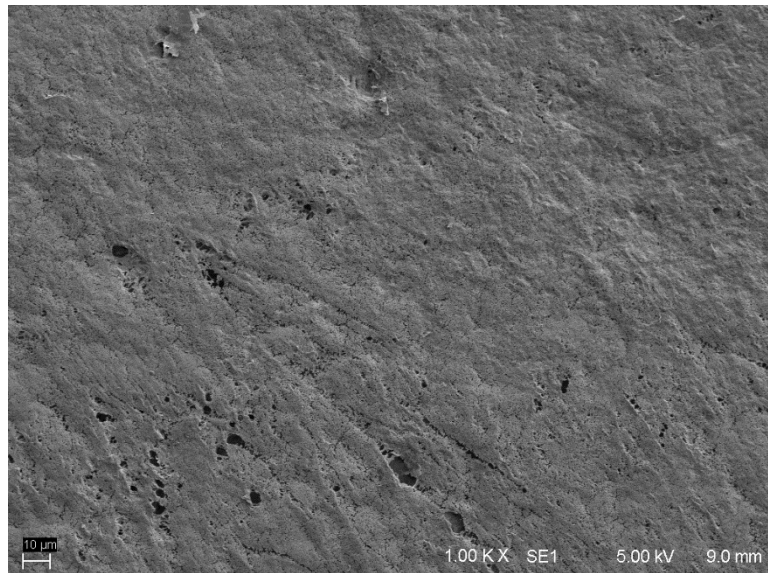
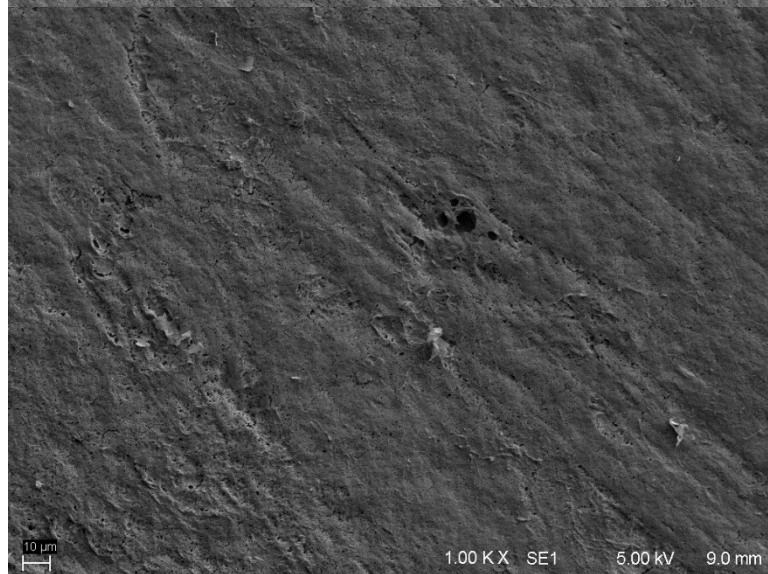


Figura 9.15 - Biofilme desenvolvido na superfície dos filtros (a) V0A, (b) V0B e (c) V0C.

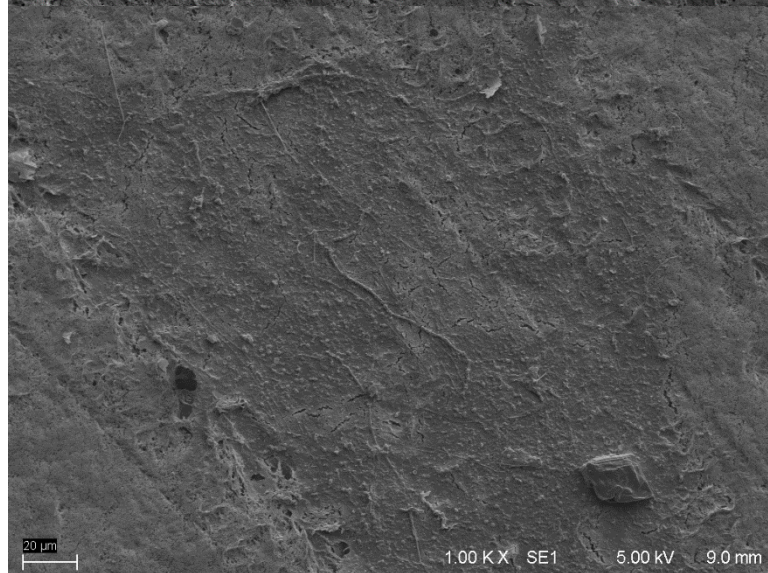
(a)



(b)



(c)



9.5. TABELAS DE DESEMPENHO DOS FILTROS

As Tabelas 9.20 e 9.21 apresentam as notas de cada filtro para cada parâmetro avaliado durante o período experimental, bem como o somatório de pontos. Os números 1, 2 e 3 correspondem, respectivamente, ao melhor, médio e pior desempenho. O parâmetro fluxo permeado recebeu peso 2.

Tabela 9.20 - Tabela de desempenho dos filtros do Sistema A.

Parâmetro	Condição de Contorno (Filtro)		
	50	70	100
Fluxo permeado	6	4	2
Resistência total da membrana	1	2	2
Temperatura	1	1	1
PH	1	1	2
Turbidez	1	1	2
COT	1	1	1
UV ₂₅₄	1	1	2
SDT	1	1	1
Cor aparente	1	1	2
Alcalinidade	1	1	1
CE	1	1	1
Fluoreto	1	1	1
Cloreto	1	1	1
Fosfato	1	1	1
Sulfato	1	1	1
Coli. Totais	1	2	1
<i>E. coli</i>	1	1	1
Soma	22	22	23

Tabela 9.21 - Tabela de desempenho dos filtros do Sistema M.

Parâmetro	Condição de Contorno (Filtro)		
	PZ	LY	V0
Fluxo permeado	6	4	2
Resistência total da membrana	3	2	1
Temperatura	1	1	1
PH	1	2	3
Turbidez	2	1	1
COT	2	1	1
UV ₂₅₄	2	1	1
CE	1	1	1
SDT	1	1	1
Cor aparente	1	1	1
Alcalinidade	1	1	1
Fluoreto	1	1	1
Cloreto	1	1	1
Sulfato	1	1	1
Lítio	1	1	1
Sódio	1	1	1
Amônio	1	1	1
Potássio	2	1	1
Magnésio	1	2	2
Cálcio	1	2	2
Carbendazim	1	2	3
Coli. Totais	2	3	1
<i>E. coli</i>	3	2	1
Soma	37	34	30