



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

Lorena Régis Vieira de Freitas

**Avaliação da qualidade de água produzida por um filtro rápido bifluxo de dupla  
camada filtrante**

Florianópolis  
2020

Lorena Régis Vieira de Freitas

**Avaliação da qualidade de água produzida por um filtro rápido bifluxo de dupla camada filtrante**

Dissertação submetida ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina para a obtenção do título de Mestre em Engenharia Ambiental.  
Orientador: Prof. Maurício Luiz Sens, Dr.

Florianópolis  
2020

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

de Freitas, Lorena  
Avaliação da qualidade de água produzida por um filtro  
rápido bifluxo de dupla camada filtrante / Lorena de  
Freitas ; orientador, Maurício Luiz Sens, 2020.  
168 p.

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

Inclui referências.

1. Engenharia Ambiental. 2. tratamento de água. 3.  
filtração rápida. 4. filtração direta. 5. filtração bifluxo.  
I. Sens, Maurício Luiz. II. Universidade Federal de Santa  
Catarina. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental.  
III. Título.

Lorena Régis Vieira de Freitas

**Avaliação da qualidade de água produzida por um filtro rápido bifluxo de dupla  
camada filtrante**

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

Prof. Ramon Lucas Dalsasso, Dr.  
Universidade Federal de Santa Catarina

Prof.(a) Thyara Campos Martins Nonato, Dr.(a)  
Universidade Federal de Santa Catarina

Prof. Márcio Cláudio Cardoso, Dr.  
Instituto Federal de Santa Catarina

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

---

Prof.(a) Maria Eliza Nagel Hassemer, Dr.(a)  
Coordenador(a) do Programa

---

Prof. Maurício Luiz Sens, Dr.  
Orientador

Florianópolis, 2020.

Este trabalho é dedicado ao meu marido Rafael, que sempre esteve ao meu lado, minha cachorra Clara, e minha família.

## AGRADECIMENTOS

Agradeço ao Prof. Dr. Maurício Luiz Sens a orientação e a confiança depositada em mim durante a realização deste trabalho.

Agradeço, também, aos professores e funcionários do curso de Pós-graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina, pela cordialidade e contribuição para o meu crescimento intelectual e profissional.

Agradeço à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela concessão da bolsa de mestrado.

Agradeço ao Laboratório Integrado do Meio Ambiente (LIMA), pelos equipamentos e oportunidade de realização das atividades atreladas à pesquisa e às funcionárias e bolsistas integrantes deste laboratório.

Agradeço à CASAN (Companhia Catarinense de Águas e Saneamento) a oportunidade de utilizar a estrutura ETA (Estação de Tratamento de Água) da Lagoa do Peri, para a realização deste trabalho, e a todos os funcionários da ETA o apoio concedido.

Aos antigos e atuais membros do Laboratório de Potabilização de Águas (LAPOÁ) da UFSC que, de alguma forma, contribuíram para a concretização deste trabalho. Em especial ao Fernando, Pedro, Augusto, Ailton e Ana, que estiveram presentes da execução do filtro piloto, foco desta pesquisa. Agradeço imensamente ao Pedro, bolsista competente, que auxiliou em grande parte das análises laboratoriais realizadas neste trabalho, e ao Fernando pelos conhecimentos repassados.

Agradeço à minha amiga de faculdade, mestrado e da vida, Amanda, que, de uma forma ou de outra, contribuiu para elaboração deste trabalho.

Agradeço ao meu colega de pesquisa Diego Brunelli Ghisi pela parceria na continuidade deste trabalho, e pela oportunidade em aprender e discutir ainda mais sobre filtros bifluxos, tratamento de água e sobre a nossa vida.

Sobretudo agradeço ao meu marido, Rafael, que esteve tão presente nesta pesquisa quanto [e na minha vida, auxiliando no funcionamento do filtro, na sua manutenção bem como nas análises de dados. Agradeço a paciência, compreensão e carinho neste período e principalmente pelo seu amor.

Agradeço à minha família pelos incentivos e pelos almoços oferecidos à equipe de pesquisa.

Agradeço à Deus a vida e as oportunidades durante esta jornada.

Finalmente, agradeço a todos que, de alguma forma, contribuíram para o desenvolvimento deste trabalho.

## RESUMO

Os Filtros Bifluxos são viáveis devido à razão entre a produção efetiva de água tratada e a área ocupada pela unidade de filtração, porém o entupimento recorrente dos dispositivos de coleta limitou a replicação desta tecnologia em escala real. Constataram-se ainda mais vantagens da aplicação desta técnica de filtração em pesquisas realizadas na União Soviética nos anos cinquenta, como o controle na expansão do meio filtrante e a economia nos custos de implantação com relação à produção efetiva. Deste modo, buscando-se o reemprego desta tecnologia nos diversos sistemas de tratamento de água e diante da carência de estudos sobre filtros bifluxos e da forma como foi tratada a coleta do filtrado em filtros desse tipo, foi executada uma unidade em escala piloto na Estação de Tratamento de Água da Lagoa do Peri no intuito de testar a operação desta modalidade de filtração em diversas estratégias de tratamento. Acrescentaram-se estratégias atualmente utilizadas na filtração, como a dupla camada filtrante e a descarga de fundo com injeção na interface, como forma de aumentar a carreira de filtração neste tipo de filtro. O filtro bifluxo foi operado em regime de filtração direta, contando como agente coagulante o policloreto de alumínio (PAC). Permitiu-se analisar a qualidade da água produzida num filtro bifluxo quanto ao seu desempenho em termos de: turbidez, cor aparente e verdadeira, condutividade, sólidos totais dissolvidos (STD), temperatura, pH, alumínio residual, remoção de cianobactérias, clorofila-a, carbono orgânico total (COT) no intuito de aplicar esta tecnologia em escala real. Avaliou-se a qualidade da água produzida para três estratégias de filtração, a Etapa 1, com câmara de cargas independentes para os fluxos ascendente e descendente, e taxa de filtração constante a 400m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.d; a Etapa 2 quando tratou-se o filtro como dois sistemas diferentes, ou seja, avaliaram-se as potencialidades de cada fluxo na instalação piloto executada, sendo dividida esta etapa em Etapa 2A para fluxo ascendente e 2D para fluxo descendente; e a Etapa 3, quando, após ajustes no sistema piloto, avaliaram-se resultados para filtração em taxa também constante como a Etapa 1, porém com única câmara de carga para os dois fluxos de filtração. Ficou evidente que o fator limitante no funcionamento do filtro foi a porção descendente de filtração. A duração média das carreiras de filtração para a Etapa 1 foi de 3,5 horas, enquanto para a Etapa 2A: 8,8 horas, Etapa 2D: 3 horas e Etapa 3: 3,3 horas. Na Etapa 2A e 3 realizaram-se descargas de fundo intermediárias e injeções de água na interface de modo a permitir o prolongamento da carreira de filtração. Confirma-se, portanto, que a presença de grande quantidade de cianobactérias na água bruta utilizada no filtro piloto fez com que a penetração, ou filtração em profundidade, fosse baixa, o que diminuiu a carreira de filtração. No entanto, apesar de prejudicar o tratamento diminuindo significativamente a carreira de filtração, tornando inapropriada esta água para a aplicação da filtração direta, a mesma proporcionou uma aceleração das carreiras de filtração, obtendo-se assim respostas mais rápidas para o estudo em questão. Assim, avaliando os resultados para as análises qualitativas realizadas, observa-se resultados em conformidade com a legislação para turbidez, cor, pH e alumínio. Os resultados para condutividade, sólidos totais dissolvidos (STD), temperatura, remoção de cianobactérias, clorofila-a, carbono orgânico total (COT) apresentaram-se em conformidade com a Portaria de Consolidação nº 5 ou não possuem limite de quantificação de acordo com esta portaria. Porém, ressalta-se que todos os resultados avaliados referem-se à etapa anterior à desinfecção. Com esta pesquisa, inserida no Grupo de Pesquisa sobre Potabilização de Águas da Universidade Federal de Santa Catarina, foi possível verificar a real aplicabilidade de filtros deste tipo em unidades reais de tratamento de água de abastecimento, potencializando o uso da otimização desta tecnologia em Estações de Tratamento de Água para abastecimento público.

**Palavras-chave:** tratamento de água; filtração rápida; filtração direta; filtração bifluxo; filtro bifluxo.

## ABSTRACT

The Biflux Filters are viable due to the ratio between the effective production of treated water and the area occupied by the filtration unit, however the recurrent clogging of the collection devices has limited the replication of this technology on a full scale. Even more advantages were found in the application of this filtration technique in research carried out in the Soviet Union in the 1950s, such as control over the expansion of the filter medium and savings in implantation costs in relation to effective production. Thus, looking for the re-use of this technology in the various water treatment systems and in view of the lack of studies on biflux filters and the way in which the collection of filtrate was treated in filters of this type, a pilot scale unit was executed at the Station of Water Treatment in Lagoa do Peri in order to test the operation of this modality of filtration in different treatment strategies. Strategies currently used in filtration have been added, such as the double filter layer and the bottom discharge with injection at the interface, as a way to increase the filtration career in this type of filter. The biflow filter was operated in a direct filtration regime, using aluminum polychloride (PAC) as a coagulating agent. It was allowed to analyze the quality of the water produced in a dual flow filter in terms of its performance in terms of: turbidity, apparent and true color, conductivity, total dissolved solids (STD), temperature, pH, residual aluminum, removal of cyanobacteria, chlorophyll, total organic carbon (COT) in order to apply this technology on a full scale. The quality of the water produced for three filtration strategies was evaluated, Step 1, with independent load chamber for the upward and downward flows, and constant filtration rate at 400m<sup>3</sup> / m<sup>2</sup>.d; Step 2 when the filter was treated as two different systems, that is, the potential of each flow in the pilot installation carried out was evaluated, this step being divided into Step 2A for upward flow and 2D for downward flow; and Step 3, when, after adjustments to the pilot system, results for filtration were evaluated at a constant rate, such as Step 1, but with a single loading chamber for the two filtration flows. It was evident that the limiting factor in the functioning of the filter was the descending portion of the filtration. The average duration of the filtration races for Stage 1 was 3.5 hours, while for Stage 2A: 8.8 hours, Stage 2D: 3 hours and Stage 3: 3.3 hours. In Step 2A and 3, intermediate bottom discharges and water injections were carried out at the interface in order to allow the extension of the filtration path. It is confirmed, therefore, that the presence of a large amount of cyanobacteria in the raw water used in the pilot filter caused the penetration, or depth filtration, to be low, which reduced the filtration rate. However, despite damaging the treatment, significantly reducing the filtration rate, making this water inappropriate for the application of direct filtration, it provided an acceleration of the filtration rates, thus obtaining faster responses to the study in question. Thus, evaluating the results for the qualitative analyzes carried out, results are observed in accordance with the legislation for turbidity, color, pH and aluminum. The results for conductivity, total dissolved solids (STD), temperature, cyanobacteria removal, chlorophyll-a, total organic carbon (TOC) were presented in accordance with Consolidation Ordinance n. 5/2017 or have no limit of quantification according to this Ordinance. However, it should be noted that all the results evaluated refer to the stage prior to disinfection. With this research, inserted in the Research Group on Water Potabilization of the Federal University of Santa Catarina, it was possible to verify the real applicability of filters of this type in real supply water treatment units, enhancing the use of the optimization of this technology in Water Stations. Water treatment for public supply.

**Keywords:** water treatment; rapid filtration; direct filtration; biflow filtration, biflow filter.



## LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Diagrama típico de coagulação com sulfato de alumínio e potencial zeta – água de turbidez alta em relação à cor verdadeira. ....	20
Figura 2 - Diagrama teórico de solubilidade para PAC em água destilada. ....	24
Figura 3 - Constituintes de um filtro bifluxo. ....	34
Figura 4 - Proposta de Filtro Bifluxo com dupla camada filtrante de Vignesan <i>et al.</i> (1983). ....	35
Figura 5 e 6 – Filtro bifluxo alocado na Sala de Pilotos da ETA Lagoa do Peri. ....	45
Figura 7 - Estratégias de testes no filtro piloto bifluxo. ....	46
Figuras 8 e 9 - Alterações quanto à(s) câmara(s) de carga, posição do extravasor e a inclusão do medidor de vazão. ....	47
Figura 10 - Esquema da crepina no interior do filtro bifluxo. ....	52
Figura 11 - Esquema dos constituintes da unidade piloto de Filtração Bifluxo. ....	53
Figura 12 - Representação tridimensional da descarga de fundo intermediária. ....	55
Figura 13 - Imagem do filtro piloto que demonstra a drenagem de fundo, injeção na interface e suas válvulas de controle. ....	56
Figura 14 - Fluxograma de funcionamento da unidade piloto de filtração, e realização de descarga de fundo intermediária, injeção de água na interface, encerramento da carreira de filtração e retrolavagem. ....	59
Figura 15 - Crepina plástica em sua forma encaixada. ....	60
Figura 16 - Crepina em sua forma desencaixada. ....	61
Figura 17, 18 e 19 - Detalhes internos e externos tridimensionais da crepina. ....	62
Figura 20 - Saída do filtrado. ....	63
Figura 21 - Procedimentos de limpeza do dispositivo de coleta do filtrado. ....	64
Figura 22, 23, 24 e 25 - Crepina em procedimento de limpeza. ....	64
Figura 26 - Ensaios da melhor dosagem de coagulante de acordo com pH e turbidez. ....	71
Figura 27 - Turbidez, Cor Aparente e Cor Verdadeira médios ao longo das carreiras de filtração para a Etapa 1. ....	74
Figura 28 - Turbidez, Cor Aparente e Cor Verdadeira médios da água bruta e descarga de fundo para a Etapa 1. ....	75
Figura 29 - Turbidez e porcentagem de remoção médias ao longo das carreiras de filtração para a Etapa 1. ....	76
Figura 30 - Cor aparente e porcentagem de remoção médias ao longo das carreiras de filtração para a Etapa 1. ....	77
Figura 31 - Comparação das porcentagens de remoção médias de turbidez e cor aparente ao longo das carreiras de filtração para os resultados da Etapa 1. ....	77
Figura 32 - Resultados médios de cianobactérias, clorofila-a e Carbono Orgânico Total (COT) ao longo das carreiras de filtração realizadas na Etapa 1. ....	78
Figura 33 - Comparação das porcentagens de remoção médias de cianobactérias, clorofila-a e COT ao longo das carreiras de filtração para os resultados obtidos na Etapa 1. ....	79
Figura 34 - Resultados médios de temperatura, condutividade e Sólidos Totais Dissolvidos (STD) ao longo das carreiras de filtração realizadas na Etapa 1. ....	80
Figura 35 - Alumínio residual e pH médios ao longo das carreiras de filtração realizadas na Etapa 1. ....	81
Figura 36 - Resultados de turbidez e cor aparente das três carreiras de filtração realizadas na Etapa 2A de pesquisa. Resultados para água bruta, ao longo da carreira de filtração, descargas de fundo intermediária e descarga de fundo de fim de carreira. ....	83
Figura 37 - Turbidez, Cor Aparente e Cor Verdadeira médios ao longo das carreiras de filtração para a Etapa 2A. ....	84

Figura 38 - Turbidez, Cor Aparente e Cor Verdadeira médios da água bruta e descarga de fundo para a Etapa 2A. ....	85
Figura 39 - Turbidez e porcentagem de remoção médias ao longo das carreiras de filtração para a Etapa 2A. ....	86
Figura 40 - Cor aparente e porcentagem de remoção médias ao longo das carreiras de filtração para a Etapa 2A. ....	86
Figura 41 - Comparação das porcentagens de remoção médias de turbidez e cor aparente ao longo das carreiras de filtração para os resultados da Etapa 2A. ....	87
Figura 42 - Resultados médios de cianobactérias, clorofila-a e Carbono Orgânico Total (COT) ao longo das carreiras de filtração realizadas na Etapa 2A. ....	88
Figura 43 - Cianobactérias, clorofila-a e Carbono Orgânico Total (COT) médios da água bruta, descargas de fundo intermediárias e descarga de fundo final realizadas na Etapa 2A. ....	89
Figura 44 - Comparação das porcentagens de remoção médias de cianobactérias, clorofila-a e COT ao longo das carreiras de filtração para os resultados obtidos na Etapa 2A. ....	90
Figura 45 - Resultados médios de temperatura, condutividade e Sólidos Totais Dissolvidos (STD) ao longo das carreiras de filtração realizadas na Etapa 2A. ....	91
Figura 46 - Temperatura, condutividade e Sólidos Totais Dissolvidos (STD) médios da água bruta, descargas de fundo intermediárias e descarga de fundo final realizadas na Etapa 2A. ....	91
Figura 47 - Alumínio residual e pH médios ao longo das carreiras de filtração realizadas na Etapa 2A. ....	92
Figura 48 - Alumínio Residual e pH médios da água bruta, descargas de fundo intermediárias e descarga de fundo final realizadas na Etapa 2A. ....	93
Figura 49 - Turbidez, Cor Aparente e Cor Verdadeira médios ao longo das carreiras de filtração para a Etapa 2D. ....	95
Figura 50 - Turbidez, Cor Aparente e Cor Verdadeira médios da água bruta e descarga de fundo para a Etapa 2D. ....	96
Figura 51 - Turbidez e porcentagem de remoção médias ao longo das carreiras de filtração para a Etapa 2D. ....	97
Figura 52 - Cor aparente e porcentagem de remoção médias ao longo das carreiras de filtração para a Etapa 2D. ....	97
Figura 53 - Comparação das porcentagens de remoção médias de turbidez e cor aparente ao longo das carreiras de filtração para os resultados da Etapa 2D. ....	98
Figura 54 - Resultados médios de cianobactérias, clorofila-a e Carbono Orgânico Total (COT) ao longo das carreiras de filtração realizadas na Etapa 2D. ....	99
Figura 55 - Comparação das porcentagens de remoção médias de cianobactérias, clorofila-a e COT ao longo das carreiras de filtração para os resultados obtidos na Etapa 2D. ....	100
Figura 56 - Resultados médios de temperatura, condutividade e Sólidos Totais Dissolvidos (STD) ao longo das carreiras de filtração realizadas na Etapa 2D. ....	101
Figura 57 - Alumínio residual e pH médios ao longo das carreiras de filtração realizadas na Etapa 2D. ....	102
Figura 58 - Resultados de turbidez e cor aparente das seis carreiras de filtração realizadas na Etapa 3 de pesquisa. Resultados para água bruta, ao longo da carreira de filtração, descargas de fundo intermediária e descarga de fundo de fim de carreira. ....	104
Figura 59 - Turbidez, Cor Aparente e Cor Verdadeira médios ao longo das carreiras de filtração para a Etapa 3. ....	105
Figura 60 - Turbidez, Cor Aparente e Cor Verdadeira médios da água bruta e descarga de fundo para a Etapa 3. ....	106
Figura 61 - Turbidez e porcentagem de remoção médias ao longo das carreiras de filtração para a Etapa 3. ....	107

Figura 62 - Cor aparente e porcentagem de remoção médias ao longo das carreiras de filtração para a Etapa 3. ....	107
Figura 63 - Comparação das porcentagens de remoção médias de turbidez e cor aparente ao longo das carreiras de filtração para os resultados da Etapa 3. ....	108
Figura 64 - Resultados médios de cianobactérias, clorofila-a e Carbono Orgânico Total (COT) ao longo das carreiras de filtração realizadas na Etapa 3. ....	109
Figura 65 - Cianobactérias, clorofila-a e Carbono Orgânico Total (COT) médios da água bruta, descargas de fundo intermediárias e descarga de fundo final realizadas na Etapa 3. ...	110
Figura 66 - Comparação das porcentagens de remoção médias de cianobactérias, clorofila-a e COT ao longo das carreiras de filtração para os resultados obtidos na Etapa 3. ....	111
Figura 67 - Resultados médios de temperatura, condutividade e Sólidos Totais Dissolvidos (STD) ao longo das carreiras de filtração realizadas na Etapa 3. ....	112
Figura 68 - Temperatura, condutividade e Sólidos Totais Dissolvidos (STD) médios da água bruta, descargas de fundo intermediárias e descarga de fundo final realizadas na Etapa 3. ...	112
Figura 69 - Alumínio residual e pH médios ao longo das carreiras de filtração realizadas na Etapa 3. ....	113
Figura 70 - Alumínio residual e pH médios da água bruta, descargas de fundo intermediárias e descarga de fundo final realizadas na Etapa 3. ....	114
Figura 71 – Correlação entre as condições operacionais e os parâmetros de qualidade. ....	125
Figura 72 - Médias dos resultados para turbidez no período de recuperação do filtro, nas suas quatro estratégias de filtração. ....	126
Figura 73 - Médias dos resultados para turbidez no período de filtração, nas suas quatro estratégias de filtração. ....	127
Figura 74 - Médias dos resultados para turbidez no período de retrolavagem do filtro, nas suas quatro estratégias de filtração. ....	128
Figura 75 - Médias de recuperação, filtração e retrolavagem do filtro bifluxo para as etapas de pesquisa. ....	129

## LISTA DE QUADROS

Quadro 1 - Comparação das características básicas entre o sulfato de alumínio e o PAC.....	24
Quadro 2 - Comparativo entre as tecnologias de filtros convencionais, ascendente de camada profunda e filtro bifluxo para aplicação em sistema de filtração direta. ....	37
Quadro 3 - Aspectos de projeto do Filtro Bifluxo. ....	43
Quadro 4 - Critérios de projeto do Filtro Bifluxo. ....	43
Quadro 5 - Detalhes de projeto quanto ao Filtro Bifluxo. ....	43
Quadro 6 - Resumo das características de cada estratégia de filtração. ....	46
Quadro 7 - Resumo das características das porções descendente e ascendente do filtro bifluxo. ....	54
Quadro 8 – Camada suporte. ....	55
Quadro 9 - Métodos, equipamentos utilizados nas análises e frequência de amostragem. ....	68

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Tempos mínimo, médio e máximo das carreiras de filtração para cada etapa da pesquisa. ....	72
Tabela 2 - Resultados mínimos, médios e máximos dos parâmetros avaliados para as carreiras de filtração em cada etapa de pesquisa. ....	117
Tabela 3 – Porcentagens de remoção mínimas, médias e máximas de acordo com os resultados obtidos nos parâmetros avaliados para as carreiras de filtração em cada etapa de pesquisa. ....	117

## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

CAPES – Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior  
CASAN – Companhia Catarinense de Águas e Saneamento  
Cél. – célula  
COT – Carbono Orgânico Total  
DFI – Descarga de Fundo Intermediária  
ETA – Estações de Tratamento de Água  
FD – Filtração Direta  
FDA – Filtração Direta Ascendente  
FDD – Filtração Direta Descendente  
IAI – Injeção de Água na Interface  
LAPOA – Laboratório de Potabilização de Águas  
LP – Lagoa do Peri  
OMS – Organização Mundial da Saúde  
PAC – Policloreto de Alumínio  
PVC – Policloreto de Vinila  
STD – sólidos totais dissolvidos  
UFSC – Universidade Federal de Santa Catarina  
URSS – União das Repúblicas Socialistas Soviéticas  
UVCF – Unidade de Volume de Carreira de Filtração  
UVR – Unidade de Volume da Retrolavagem  
UVRec – Unidade de Volume de Recuperação  
VMP – Valor Máximo Permitido

## SUMÁRIO

<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO.....</b>	<b>15</b>
1.1	OBJETIVOS .....	16
1.1.1	<b>Objetivo Geral.....</b>	<b>16</b>
1.1.2	<b>Objetivos Específicos .....</b>	<b>17</b>
<b>2</b>	<b>REVISÃO BIBLIOGRÁFICA .....</b>	<b>18</b>
2.1	Coagulação E Floculação .....	18
2.2	<b>COAGULAÇÃO .....</b>	<b>18</b>
2.2.1	<b>Uso de sais de alumínio no tratamento de água.....</b>	<b>21</b>
2.2.1.1	<i>Sulfato de Alumínio, <math>Al_2(SO_4)_3</math> .....</i>	<i>22</i>
2.2.1.2	<i>Policloreto de Alumínio .....</i>	<i>23</i>
2.2.2	<b>Floculação .....</b>	<b>25</b>
2.2.2.1	<i>Floculação em meio granular .....</i>	<i>25</i>
2.2.3	<b>Pré-floculação e filtração direta .....</b>	<b>27</b>
2.3	FILTRAÇÃO DIRETA .....	29
2.4	FILTROS DE FLUXO DESCENDENTE.....	30
2.5	FILTROS DE FLUXO ASCENDENTE .....	31
2.6	FILTROS BIFLUXOS.....	32
2.6.1	<b>Filtro bifluxo de dupla camada filtrante .....</b>	<b>34</b>
2.6.2	<b>Comparativo entre modalidades de filtração.....</b>	<b>37</b>
2.6.3	<b>Aplicações .....</b>	<b>38</b>
2.6.4	<b>Limpeza de filtros bifluxos.....</b>	<b>39</b>
2.6.4.1	<i>Descarga de fundo com injeção de água na interface .....</i>	<i>40</i>
2.6.5	<b>Fatores influentes do desempenho da filtração bifluxo.....</b>	<b>41</b>
2.6.6	<b>Qualidade da água .....</b>	<b>42</b>
2.6.7	<b>Projeto e operação de filtro bifluxo.....</b>	<b>42</b>
<b>3</b>	<b>MATERIAIS E MÉTODOS .....</b>	<b>45</b>
3.1	ETAPAS DE PESQUISA.....	46
3.1.1	<b>Etapa 1 – Filtração Bifluxo .....</b>	<b>47</b>
3.1.2	<b>Etapa 2 Filtração em fluxo único .....</b>	<b>48</b>
3.1.2.1	<i>Etapa 3 - Filtração bifluxo, com câmara de carga única .....</i>	<i>48</i>
3.2	ÁGUA DE ESTUDO.....	50
3.3	O SISTEMA PILOTO - FILTRO RÁPIDO BIFLUXO .....	51
3.3.1	<b>Camada filtrante, camada suporte e fundo do filtro .....</b>	<b>53</b>
3.3.2	<b>Descarga de fundo com injeção de água na interface.....</b>	<b>55</b>
3.3.3	<b>Drenagem da água filtrada .....</b>	<b>60</b>
3.3.4	<b>Retrolavagem .....</b>	<b>65</b>

3.4	AJUSTES PRÉ-OPERACIONAIS.....	66
3.4.1.1	<i>Mistura Rápida</i> .....	66
3.5	ANÁLISES DE QUALIDADE DA ÁGUA produzida.....	67
<b>4</b>	<b>RESULTADOS E DISCUSSÃO.....</b>	<b>70</b>
4.1	PRÉ-AJUSTES DE FUNCIONAMENTO DO FILTRO BIFLUXO EXECUTADO EM ESCALA PILOTO .....	70
4.2	QUALIDADE DA ÁGUA PRODUZIDA PELO FILTRO BIFLUXO .....	72
<b>4.2.1</b>	<b>Etapas de funcionamento.....</b>	<b>73</b>
4.2.1.1	<i>Etapa 1</i> .....	73
4.2.1.2	<i>Etapa 2</i> .....	81
4.2.1.2.1	Etapa 2A .....	82
4.2.1.2.2	Etapa 2D .....	93
4.2.1.3	<i>Etapa 3</i> .....	102
<b>4.2.2</b>	<b>Parâmetros avaliados .....</b>	<b>114</b>
4.2.2.1	<i>Turbidez, cor aparente e cor verdadeira</i> .....	119
4.2.2.2	<i>Cianobactérias, Carbono Orgânico Total e Clorofila-a</i> .....	120
4.2.2.3	<i>Temperatura, Condutividade e Sólidos Totais Dissolvidos</i> .....	122
4.2.2.4	<i>Alumínio Residual e pH</i> .....	123
4.2.2.5	<i>Perda de carga e qualidade</i> .....	124
<b>4.2.3</b>	<b>Influência da Retrolavagem e da Descarga de Fundo e Injeção de Água na Interface na água filtrada durante a carreira de filtração .....</b>	<b>125</b>
<b>5</b>	<b>CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES.....</b>	<b>130</b>
	<b>REFERÊNCIAS.....</b>	<b>132</b>
	<b>APÊNDICE A – Resultados das análises realizadas para as carreiras de filtração de cada Etapa de testes do sistema piloto de Filtração Direta Bifluxo .....</b>	<b>138</b>
	<b>ANEXO A – Projeto do Filtro Bifluxo.....</b>	<b>158</b>
	<b>ANEXO B – Desenho Técnico Fase 1 (Etapa 1, 2A e 2D) .....</b>	<b>165</b>
	<b>ANEXO C – Desenho Técnico Fase 2 (Etapa 3).....</b>	<b>166</b>



## 1 INTRODUÇÃO

Problemas constantes associados à grande demanda de água potável nos grandes centros urbanos aliados à degradação da qualidade da água disponível estimulam o desenvolvimento e otimização das tecnologias de tratamento de água para abastecimento. Nesse contexto, têm-se motivado pesquisas por novas soluções em tratamento e obtenção de maiores produções efetivas, buscando-se alternativas viáveis que façam com que as companhias de saneamento consigam produzir água com qualidade e quantidade suficiente para todos, de forma rápida e econômica, ocupando a menor área possível e com pouca necessidade de manutenção.

Uma das etapas de tratamento de uma Estação de Tratamento de Água (ETA) é a filtração, que representa o seu principal processo (DI BERNARDO; DANTAS, 2005), por ser uma das unidades componentes do tratamento de água mais antigas e largamente utilizadas nos dias atuais. Segundo Di Bernardo e Dantas (2005), os filtros podem ser classificados como: descendentes ou ascendentes, de acordo com o sentido do fluxo da água; e em lentos ou rápidos, dependendo da faixa de taxa de filtração em que as unidades operam. Podem ainda, segundo Leme (1990) ser classificados conforme a sua disposição e composição da camada filtrante e de acordo com a pressão existente na unidade.

O filtro rápido descendente é o filtro comumente conhecido, que tem fluxo normal, por gravidade, onde a água entra na parte superior da unidade, passa pelo material filtrante, e sai na parte inferior já tratada.

Funcionando de forma inversa no sentido de fluxo da água têm-se o filtro rápido ascendente, no qual a água entra na unidade pela parte inferior, passando pelo leito de material filtrante, como a areia, e a água filtrada é coletada na parte superior. É também um tipo de filtro muito usual, com a vantagem da água a ser tratada passar primeiramente por grãos maiores do leito filtrante, que vão diminuindo ao longo do caminho que ela percorre (DI BERNARDO, 2003). Essa característica é devida aos grãos de areia maiores naturalmente situarem-se na parte de baixo do filtro, diminuindo de tamanho continuamente até a sua porção superior. Assim, as impurezas maiores são retidas logo que entram em contato com o filtro, e as menores são removidas ao longo da camada filtrante, melhorando a qualidade da água filtrada e aumentando o tempo de filtração até que seja necessário fazer a lavagem do filtro.

Infelizmente nos filtros ascendentes a expansão do material filtrante causada pelo próprio fluxo da água enquanto o filtro opera provoca a liberação de impurezas, o que reduz a

qualidade da água filtrada. Portanto, uma das alternativas que pode-se tomar no intuito de evitar a expansão do leito filtrante é o desvio de parte da vazão da água a ser filtrada para a parte superior do filtro, o que constitui então um fluxo duplo da água no filtro, parte descendente, parte ascendente. Dessa forma, a coleta da água filtrada deixa de ser acima da camada filtrante e passa a ser no interior dela. Essa alternativa consiste no denominado filtro bifluxo (RICHTER; AZEVEDO NETTO, 1991).

O filtro bifluxo é pouco conhecido e utilizado no mercado, porém possui inúmeras vantagens de operação. Uma delas é a possibilidade de produzir grandes vazões de água filtrada, já que utiliza ambos os fluxos ascendente e descendente no seu funcionamento, além de permitir o controle da expansão do meio filtrante e a economia nos custos de implantação com relação à água filtrada produzida (GRUPTA, 1970). Um problema relativamente comum em sua operação é o entupimento da canalização de coleta da água filtrada, realizado geralmente via tubos plásticos perfurados (VIGNESAN *et al.*, 1983; DI BERNARDO; DANTAS, 2005).

Deste modo, diante da carência de estudos sobre filtros bifluxos e da forma como foi tratada a coleta do filtrado em filtros desse tipo, foi executada uma unidade em escala piloto na Estação de Tratamento de Água da Lagoa do Peri no intuito de testar a operação desta modalidade de filtração em diversas estratégias de tratamento. Assim, a pesquisa em questão propõe uma análise das potencialidades e pontos fracos desse tipo de filtro, avaliando a qualidade da água produzida por um filtro piloto bifluxo, porém com a inovação no dispositivo de drenagem do filtrado bem como a inclusão de descarga de fundo intermediária e injeção de água na interface. Com esta pesquisa, inserida no Grupo de Pesquisa sobre Potabilização de Águas da Universidade Federal de Santa Catarina, será possível verificar a real aplicabilidade de filtros deste tipo em unidades reais de tratamento de água de abastecimento, potencializando o uso da otimização desta tecnologia em Estações de Tratamento de Água para abastecimento público.

## 1.1 OBJETIVOS

### 1.1.1 Objetivo Geral

No contexto apresentado anteriormente propôs-se essa pesquisa com o objetivo de avaliar a qualidade de água produzida por um filtro rápido bifluxo executado em escala piloto quanto à aplicação em escala real.

### 1.1.2 Objetivos Específicos

- i. Avaliar a qualidade água produzida pelo filtro rápido bifluxo utilizando como fonte a água bruta da Lagoa do Peri, nos termos de turbidez, cor aparente e verdadeira, cianobactérias, clorofila-a, Carbono Orgânico Total (COT), condutividade, temperatura, Sólidos Totais Dissolvidos (STD), pH e alumínio residual;
- ii. Avaliar a influência da limpeza efetuada por retrolavagem e da limpeza associada à descarga de fundo (DF) e injeção de água na interface (IAI) quanto à água filtrada produzida no início e durante a carreira de filtração.

## 2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

### 2.1 COAGULAÇÃO E FLOCULAÇÃO

Na etapa de coagulação-floculação ocorre a formação do floco através do aglutinamento de partículas, que possuem peso específico maior que o da água, aumentando a suscetibilidade de remoção por filtração ou decantação. A aglutinação permite remover partículas cujos tamanhos variam entre 0,001 e 10  $\mu\text{m}$ , incluindo nessa faixa as partículas coloidais e algumas partículas suspensas. Em geral esse processo é utilizado para remover: turbidez, cor, bactérias, vírus e outros organismos, fitoplâncton, substâncias causadoras de odor e sabor.

Com base em ensaios laboratoriais é possível otimizar diversas etapas do tratamento. A realização da coagulação e da floculação com a otimização dos parâmetros como tempo, gradiente de velocidade e pH, pode conduzir a utilização de menores dosagens de produtos químicos. Melhores condições de floculação implicam em melhor sedimentação de partículas nos decantadores, ampliação das carreiras de filtração, e conseqüentemente menor volume de água de lavagem dos filtros.

### 2.2 COAGULAÇÃO

A água contém substâncias que variam amplamente em sua origem, concentração e características. Essas partículas, na água, apresentam-se com cargas superficiais negativas, criando uma força repulsiva que impede a aproximação umas das outras e, conseqüentemente, evita a aglutinação das mesmas, dificultando sua separação do meio líquido. Dessa maneira, para viabilizar a separação dessas partículas faz-se necessária a minimização das forças de repulsão, caracterizando a coagulação.

A coagulação é o processo de desestabilização de carga (predominantemente negativa) das partículas em suspensão coloidal, que provocam a cor e a turbidez na água, para sua posterior remoção por sedimentação (ou por flotação) e filtração. A otimização desse processo envolve conhecimentos sobre a estabilidade das partículas, a química da coagulação e cinética das reações (RICHTER; AZEVEDO NETTO, 1991).

A coagulação resulta de dois fenômenos: o primeiro, químico, é a reação do coagulante com a água e a conseqüente formação das espécies hidrolisadas com carga positiva; o segundo, físico, consiste no transporte das espécies hidrolisadas para viabilizar seu contato com as impurezas (DI BERNARDO, 1993).

A partir da adição de um produto químico (geralmente sais de alumínio e de ferro) em quantidade e condições apropriadas, a coagulação produz a desestabilização das impurezas presentes na água, permitindo em uma etapa posterior, denominada de floculação, a agregação dessas impurezas em partículas maiores, denominados flocos. O processo de coagulação é muito rápido, variando de décimos de segundo a cerca de 100 segundos, e acontece na unidade de mistura rápida. Entretanto, na floculação há necessidade de agitação relativamente lenta, para que ocorram choques entre as impurezas, que se aglomeram formando os flocos, que podem ser removidos por sedimentação, flotação ou filtração rápida. A coagulação é a primeira operação unitária no processo convencional de tratamento de água. O modo como esta é realizada é de fundamental importância no desempenho das operações unitárias subsequentes (floculação, sedimentação e filtração). (FERREIRA *et al.*, 1997).

A eficiência da coagulação e da floculação é influenciada por fatores como pH, turbidez, alcalinidade, dosagem de coagulante, intensidade de agitação, ponto de aplicação do coagulante, tamanho das partículas, sólidos dissolvidos, cor, etc.

Amirtharajah e Mills (1982) ressaltaram que a coagulação de Águas de abastecimento é obtida na prática, com maior frequência, por adsorção e neutralização de cargas, por varredura ou pela combinação desses mecanismos.

A adsorção e neutralização de carga é o mecanismo que desestabiliza as partículas por meio da adsorção. Com a adição dos sais de cátions metálicos na água, ocorre uma série de reações de hidrólise, levando à produção de espécies hidrolisadas solúveis, carregadas positivamente e disponíveis na água apenas por alguns segundos. Pelo fato dessas espécies hidrolisadas não serem íons indiferentes, são adsorvidas à superfície das partículas, neutralizando, desta forma, sua carga e possibilitando aproximação uma das outras.

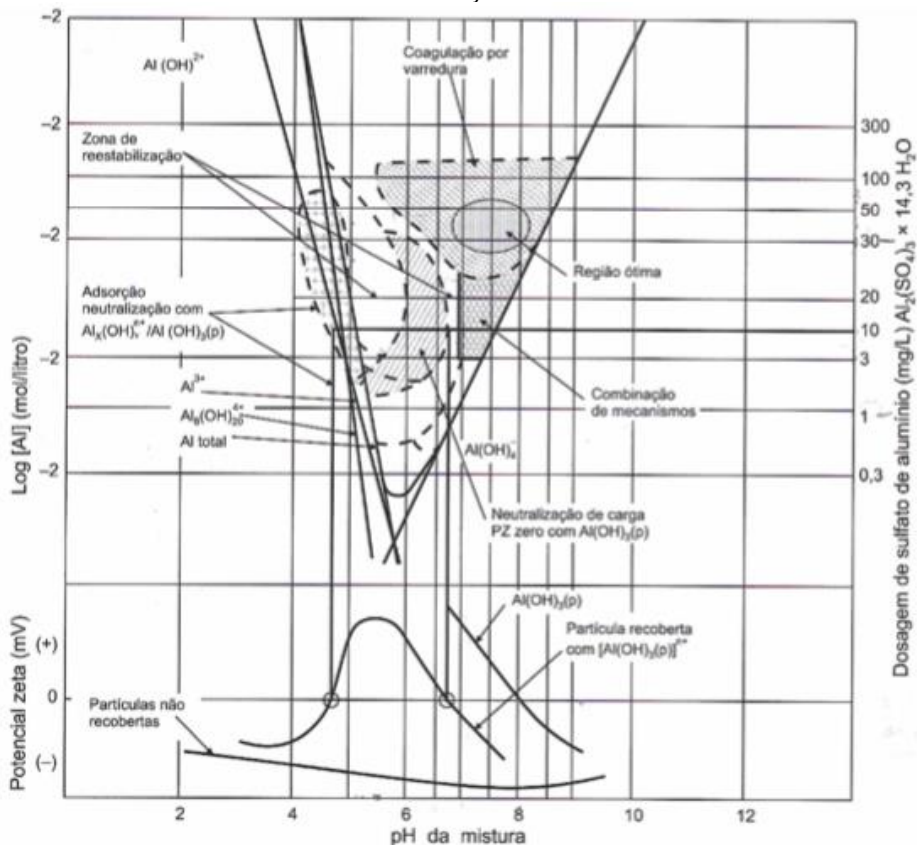
Amirtharajah e Mills (1982) estudaram a influência da energia introduzida (gradiente de velocidade) durante a mistura rápida entre o coagulante e água bruta e verificaram que a variação do gradiente faz uma diferença significativa na qualidade da água sedimentada que sofreu coagulação pelo mecanismo de adsorção e neutralização de carga. Os autores obtiveram melhores resultados para valor de gradiente de velocidade ( $G = 16000s^{-1}$ ) mais elevado.

O mecanismo de adsorção e neutralização de carga é muito importante quando o tratamento é realizado por meio de uma das tecnologias da filtração direta, pois não há necessidade de produção de flocos para posterior sedimentação ou flotação, mas de partículas desestabilizadas que serão retidas no meio granular (CLEASBY, 1990; DI BERNARDO; DANTAS, 2005).

O mecanismo de varredura acontece devido à formação de precipitados de hidróxido metálico ( $\text{Al}(\text{OH})_3$  ou  $\text{Fe}(\text{OH})_3$ ), formados a partir das espécies hidrolisadas resultantes da reação do coagulante com a água, que ocorre num período de 1 a 7 segundos. O mecanismo de varredura depende da quantidade adicionada de coagulante (geralmente dosagem mais alta), do pH da mistura e não resulta necessariamente da neutralização das cargas das partículas. A formação dos flocos ocorre pelo fato de que os colóides são envolvidos pelos precipitados que possuem vazios capazes de capturar os mesmos. A varredura conduz à formação de flocos maiores, que sedimentam com maior velocidade que aqueles obtidos com a coagulação realizada no mecanismo de neutralização de cargas.

Amirtharajah e Mills (1982) desenvolveram um diagrama de coagulação para remoção da turbidez (Figura 1), usando sulfato de alumínio como coagulante e associando os mecanismos de coagulação predominantes às condições de coagulação adotadas (pH e dosagem de coagulante).

Figura 1 - Diagrama típico de coagulação com sulfato de alumínio e potencial zeta – água de turbidez alta em relação à cor verdadeira.



Fonte: Di Bernardo e Dantas (2005) adaptado de Amirtharajah e Mills (1982).

O diagrama, além de indicar as regiões características dos principais mecanismos, mostra também outras regiões referentes ao fenômeno indesejado de reestabilização, que ocorre em decorrência de adição excessiva de coagulante quando predomina o mecanismo de adsorção

e neutralização de cargas. Entretanto, os autores destacam que as fronteiras dessas regiões variam em função da qualidade da água. O diagrama é uma ferramenta de grande utilidade no prognóstico das condições favoráveis para desestabilização das partículas e conseqüentemente melhor eficiência dos processos de separação. A análise dos diagramas e seu uso no delineamento dos melhores mecanismos de coagulação possibilitam a escolha da tecnologia de tratamento apropriada quanto à otimização da coagulação, com considerável economia de produtos químicos.

A coagulação e floculação são pré-requisitos relevantes e essenciais para uma efetiva filtração, por isso a importância que deve ser dada ao projeto dos misturadores rápidos e floculadores, à escolha e dosagem dos coagulantes e determinação da faixa de trabalho do pH. Procedimentos e medidas operacionais devem garantir a dosagem química adequada e a alimentação contínua e segura.

### **2.2.1 Uso de sais de alumínio no tratamento de água**

Sais de alumínio em solução são dissociados imediatamente formando produtos iônicos hidratados ( $\text{Al}(\text{H}_2\text{O})_{6+3}$ ). As moléculas de água que circundam o átomo de alumínio podem sofrer dissociação (hidrólise) ou serem substituídas por ligantes  $\text{OH}^-$  dependendo do pH da solução (BRATBY, 2006).

Os cátions metálicos formados na reação funcionam como contra-íons que são responsáveis pela compensação das cargas superficiais das partículas e compressão da dupla camada elétrica que circunda a partícula coloidal, provocando a agregação dessas partículas (METCALF & EDDY, 2003; BRATBY, 2006). Um segundo mecanismo de coagulação ocorre em função dos produtos poliméricos gerados por reações de hidrólise e polimerização de coagulantes de alumínio. Espécies polinucleares de alumínio adsorvem na superfície de colóides em água e servem como pontes para agregação de colóides adjacentes, desestabilizando o sistema em equilíbrio.

A formação de hidróxidos de alumínio também representam um importante mecanismo de desestabilização de suspensões coloidais. As cadeias de hidróxidos de alumínio são formadas em condições ideais de pH e podem incorporar partículas em suspensão funcionando como mecanismo de varredura de colóides (*sweep flocculation*) (BRATBY, 2006). Cada mecanismo de coagulação é fortemente dependente do pH do meio e da dosagem de alumínio e os principais sais de alumínio usados na coagulação são sulfato de alumínio,

cloreto de alumínio, cloreto de polialumínio, aluminato de sódio, cloreto silicato de polialumínio e formas de cloreto de polialumínio com polímeros orgânicos (BRATBY, 2006).

### 2.2.1.1 Sulfato de Alumínio, $Al_2(SO_4)_3$

É provavelmente o coagulante mais vastamente utilizado e tem sido usado no tratamento de água por vários séculos. É também conhecido como alúmen e a sua composição comercial apresenta, geralmente, como fórmula aproximada  $Al_2(SO_4)_3 \cdot 14H_2O$  e em termos de equivalente de alumina ( $Al_2O_3$ ) apresenta 17%.

Quando o agente coagulante é adicionado na água ocorrem uma serie de reações complexas de hidrolise. Ao estar dissolvido na água, o sulfato de alumínio dissocia-se rapidamente.

A maioria das espécies de alumínio trivalente só existem em condições ácidas. Quando num pH normal das Águas, estas reagem e geram-se vários produtos da hidrolise como o  $Al(OH)_2^+$  e o  $Al_{13}O_4(OH)_{127}^+$  (polímero conhecido como  $Al_{13}$ ). Estes produtos são fortemente adsorvidos pelas partículas e reduzem as suas cargas negativas. Na maioria dos casos também ocorre a precipitação de hidróxidos insolúveis ( $Al(OH)_3$ ) (PARSONS; JEFFERSON, 2006; ALVES, 2005; SINCERO; SINCERO, 2003).

Com a mistura rápida, os ions  $Al^{3+}$  são rapidamente dispersos pelo tanque e formam-se ions complexados entre a água e o  $Al^{3+}$ .

O aumento do teor de  $H^+$  diminui o pH da água e é impedida a formação de mais precipitado. O valor do pH é regulado pela presença de alcalinidade, sendo esta uma variável de extrema importância na generalidade do processo de coagulação, em particular para a remoção da matéria orgânica natural e de substâncias químicas orgânicas sintéticas. Se a água tiver alcalinidade suficiente, quando o sulfato de alumínio é adicionado ocorre uma reação entre este e a alcalinidade natural presente na água.

Em geral, a dose de sulfato de alumínio a aplicar no tratamento de água destinada ao abastecimento público varia entre 10 e 150 g/m<sup>3</sup> dependendo das características da água bruta (ALVES, 2005).

Na destabilização quando é atingido o equilíbrio estão presentes em solução diferentes espécies de alumínio que diferem com o pH. Os valores derivam das constantes de equilíbrio. Por exemplo, o cátion  $Al^{3+}$  predomina a  $pH < 4$ , a valores de pH entre 5 e 6 predomina  $[Al(OH)_2]^+$ , a pH 6 o alumínio atinge a solubilidade mínima e é formado  $Al(OH)_3$ , a pH neutro a forma predominante dissolvida é o complexo aniônico  $[Al(OH)_4]^-$  (OTHMAN *et al.*, 2010).



O sulfato de alumínio pode ser efetivo na gama de pH entre 5,5 e 8,5, no entanto o intervalo ótimo de pH para a maioria das Águas está entre 6,8 e 7,5. Abaixo de um pH de 5,5 a alcalinidade da água é insuficiente para potencializar o sulfato de alumínio como agente coagulante, pois os íons alumínio tornam-se solúveis e não precipitam. Quando o pH está acima de 8,5 após a adição do sulfato de alumínio, os íons de alumínio tornam-se também solúveis e a eficiência da coagulação baixa.

#### 2.2.1.2 Policloreto de Alumínio

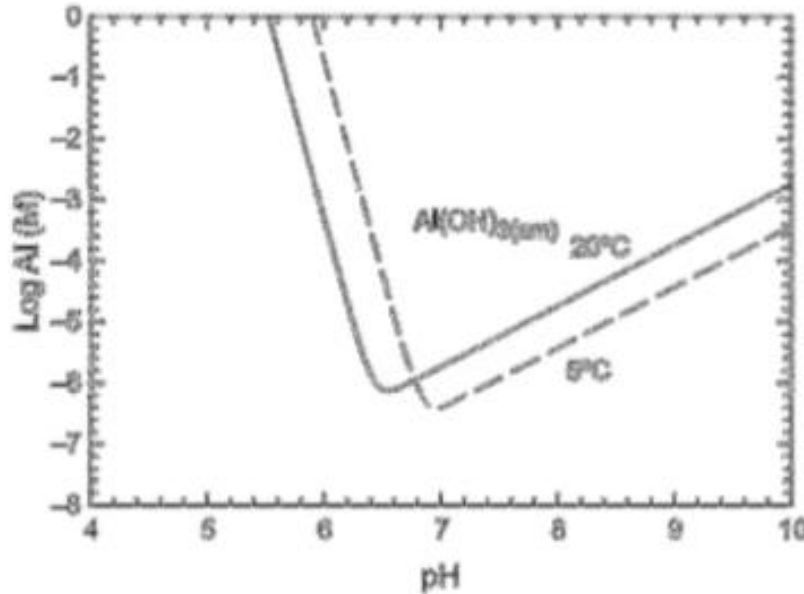
Tem-se desenvolvido considerável interesse no que respeita os coagulantes inorgânicos pré-polimerizados para a obtenção das espécies de hidrólise corretas para o tratamento, independentemente das condições do processo (BRATBY, 2006).

A principal vantagem destes tipos de coagulantes é funcionarem eficientemente numa ampla gama de pH e temperaturas da água. Apesar de serem mais dispendiosos, são menos sensíveis em Águas com baixas temperaturas, são necessárias menores quantidades para alcançar os objetivos pretendidos, são produzidas menores quantidades de residuais químicos, incluindo residuais de cloretos ou sulfatos e residuais metálicos. Outro parâmetro importante destes coagulantes é a basicidade relativa. A basicidade afeta o consumo de alcalinidade pelo coagulante, bem como a prevalência de espécies na forma de monômeros ou dímeros. Apesar da sua utilização ser considerada vantajosa no campo do tratamento de água, a sua química não é tão bem conhecida como a do sulfato de alumínio. (PERNITSKY; EDZWALD, 2006)

O policloreto de alumínio (PAC) é o coagulante de alumínio pré-polimerizado mais utilizado. Existem diferentes preparações de PAC com diferentes fórmulas e a maioria é apresentada na forma líquida. A sua forma comercial, PAC-18, contém 16,6% em termos de equivalente de alumina ( $Al_2O_3$ ) e apresenta uma basicidade relativa de aproximadamente 40% (varia entre 30 e 80%). É uma forma polinuclear das espécies de  $AlCl_3$ , contendo, à partida, grandes quantidades de espécies carregadas positivamente como o  $Al_13$  (BRATBY, 2006; ZOUBOULIS *et al.*, 2008).

A Figura 2 mostra um diagrama de solubilidade para PAC de alta basicidade em água destilada a 5 e a 20°C baseado em informação termodinâmica. Assim como no sulfato de alumínio, neste caso a solubilidade total e o pH de solubilidade mínima também aumenta com a diminuição da temperatura. Para PAC de alta basicidade, estima-se que o pH de solubilidade mínima a 20°C tem o valor de 6,4.

Figura 2 - Diagrama teórico de solubilidade para PAC em água destilada.



Fonte: Pernitsky e Edzwald (2006).

Como foi referido, os agentes coagulantes adquirem carga positiva por reações de hidrólise quando adicionados à água e, através dos diferentes mecanismos de destabilização, formam aglomerados com os colóides de carga negativa. Assim, quanto maior a carga positiva do coagulante, maior é a eficiência de remoção. O agente coagulante PAC contém à partida mais espécies com alta carga positiva, como o  $Al_{13}$ , do que o sulfato de alumínio e, por isso, é considerado mais eficiente (ZOUBOULIS; TRASKAS, 2005).

O processo de filtração direta revelou-se também mais eficiente quando se adiciona PAC como coagulante. A utilização de PAC demonstrou ser mais vantajosa no que respeita o residual de turbidez e o residual de alumínio. No Quadro 1 é feita a comparação dos parâmetros mais importantes entre o sulfato de alumínio e o PAC.

Quadro 1 - Comparação das características básicas entre o sulfato de alumínio e o PAC.

Parâmetro	Sulfato de Alumínio	PAC
Temperatura	Afeta a hidrólise do sulfato de alumínio e consequente produção de complexos hidroxilos de carga positiva, que são essenciais para a destabilização das impurezas coloidais presentes na água bruta.	Tem menor impacto, uma vez que este coagulante apresenta formas pré-polimerizadas de alumínio.
pH	O intervalo de pH controla que espécie da hidrólise do alumínio irá ser formada.	É esperado menor impacto, uma vez que este coagulante apresenta formas pré-polimerizadas de alumínio
Espécies de Al	Complexos de monómeros hidroxilos com carga catiónica variando entre +1 e +3.	Formas de monómeros e polímeros de Al. $Al_{13}$ (+7) polinuclear está presente em grandes concentrações.
Cinética	Mais lenta.	Mais rápida.

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

## 2.2.2 Flocculação

De forma elementar, a flocculação consiste nas colisões de partículas desestabilizadas (mecanismo de adsorção-neutralização), ou através de colisões entre colóides e partículas flocculentas, formadas pela presença de hidróxidos devido à adição de coagulantes inorgânicos (mecanismo da varredura).

No processo de flocculação faz-se distinção entre flocculação pericinetica e ortocinetica. Em geral todas as partículas estão submetidas a esses dois tipos de flocculação, porém, para partículas pequenas ( $< 1\mu\text{m}$ ) predomina o movimento browniano, e, portanto, a flocculação pericinetica. Nesse caso, as moléculas de água, devido a energia térmica, proporcionam movimentos erráticos das partículas, favorecendo a colisão entre as mesmas.

Por outro lado, para partículas maiores, a flocculação ortocinetica, criada pelas diferenças de velocidades dentro do líquido, tanto em regime laminar como no turbulento, é a que tem maior importância (SENDER, 1981). Dharmappa *et al.* (1993), ressaltam a importância da distribuição do tamanho das partículas primárias na otimização da flocculação.

As experiências comprovam que é necessário promover uma mistura de grande intensidade, de maneira que o coagulante seja distribuído de forma homogênea em toda massa líquida, obtendo uma flocculação eficiente. Essa mistura intensa não perturba o movimento Browniano, sendo esse superado pela flocculação ortocinetica, caracterizada pela maior probabilidade de colisões entre as partículas, o que facilita a agregação (RICHTER & AZEVEDO NETTO, 1991). Thomas *et al.* (1999), ressaltam que este parâmetro por si só não é suficiente para categorizar a flocculação, porque não leva em conta o fenômeno de quebra dos flocos.

A porosidade do floco cresce com o seu volume (DHARMAPPA *et al.*, 1993; THOMAS *et al.*, 1999). Ainda, Argaman & Kaufman observaram que o diâmetro de um floco pode crescer até certo valor máximo. Quanto maior o gradiente de velocidade, menor o tamanho do floco e maior a sua densidade. Destacam ainda que a eficiência global possa ser obtida em tempos cada vez menores, à medida que se aumenta o número  $m$  de câmaras em serie.

### 2.2.2.1 Flocculação em meio granular

A floculação em meio granular desperta bastante interesse por suas possibilidades de aplicação, principalmente em estações de tratamento de água de pequeno porte, devido a sua eficiência e compacidade. Um meio granular pode ser considerado como um floculador hidráulico com um número “m” elevado de câmaras (RICHTER & AZEVEDO NETTO, 1991).

Em um floculador granular, dependendo da granulometria e da velocidade de escoamento, a porosidade pode mudar durante o tratamento. A porosidade do meio granular esférico homogêneo é sempre a mesma, mas os tamanhos das cavidades formados entre os grãos cresce com o diâmetro dos mesmos. Assim, se as cavidades são maiores, os depósitos de flocos no leito serão menos significativos.

Os materiais utilizados em floculadores granulares nem sempre possuem formas geométricas regulares. Determinadas características, como a área superficial, esfericidade, diâmetro e porosidade, são de fundamental importância, pois estão relacionadas com fenômenos físicos e químicos durante a floculação.

A floculação em meio granular ocorre associada à filtração direta, atribuindo-se a essas unidades denominações como: filtro-floculador por contato, floculação por contato, filtração por contato ou filtração direta em linha (DALSASSO, 2005).

De acordo com Di Bernardo (1993), em função do tamanho e distribuição das partículas presentes na água bruta, das características do meio filtrante e da taxa de filtração, a filtração pode ser precedida apenas pela coagulação, sem a necessidade de formação prévia de flocos em uma unidade de floculação.

Os trabalhos envolvendo tanto a floculação em meio granular fixo, como expandido, mostram resultados de elevada eficiência e aproveitamento energético, refletido no reduzido tempo de floculação, quando comparado aos floculadores mecânicos. Cabe ressaltar que as pesquisas relacionadas foram realizadas sob condições bastante diferenciadas em termos de características da água de estudo, tipo de coagulante e condições de coagulação, características do floculador e da floculação, e sobretudo em termos de avaliação da qualidade da água decantada.

A floculação em meio granular fixo apresenta como principal desvantagem a retenção de material, aspecto que demanda operações freqüentes de limpeza, seja pela necessidade de recuperação da carga hidráulica, ou pela necessidade de manter as condições de floculação.

Na floculação em meio granular expandido, as velocidades de aproximação ( $V_a$ ) normalmente são mais elevadas que as praticadas na floculação em meio granular fixo, representando, em termos de área, unidades menores. A elevada eficiência da floculação em

meio granular é atribuída ao elevado número de compartimentos em serie, variável de acordo com o tamanho e forma dos grãos.

### **2.2.3 Pré-floculação e filtração direta**

Pode-se distinguir quatro etapas na carreira de um filtro em função da qualidade da água produzida e da evolução da perda de carga: Inicia-se com um período de maturação com melhora progressiva da qualidade da água, até atingir um valor crítico (valor máximo permitido ou desejado). Em seguida vem uma fase de máxima eficiência em que a qualidade da água produzida atende aos padrões desejados. A partir do ponto de ruptura começa ocorrer transpasse de flocos e a qualidade supera o valor crítico, iniciando-se uma etapa de degradação progressiva da qualidade, até atingir um estágio de estabilização. Seja a filtração realizada com ou sem pré-floculação, a qualidade do floco produzido influencia fortemente na duração da carreira .

Os mecanismos da filtração em meio granular resultam da ação conjunta de três fenômenos: transporte, aderência e desprendimento das partículas em suspensão que se pretende remover. Em geral, o regime de escoamento na filtração é laminar, de modo que as partículas se movem ao longo de linhas de corrente. Para que sejam removidas é necessário que os mecanismos de transporte desviem suas trajetórias, conduzindo-as à superfície dos grãos (coletores) do meio filtrante. Após o contato com o coletor, a partícula poderá ou não ser removida da água dependendo da magnitude da resultante de forças que se opõem: as que tendem a mantê-la aderida ao coletor e as que atuam do sentido de desprendê-la (AMIRTHARAJAH, 1988). Quando são removidas, as partículas tendem a acumular-se sobre os grãos do meio filtrante (coletores), formando depósitos cujas geometrias estão relacionadas à forma dos grãos e das partículas previamente removidas. Com o acúmulo de partículas, diminui o tamanho dos vazios intergranulares, de modo que se a taxa de filtração é mantida constante a velocidade do fluido dentro dos poros aumenta, assim como a intensidade da força de cisalhamento que atua sobre os depósitos.

Quando essa força atinge valores que superam os das forças de adesão, as partículas se desprendem dos coletores, sendo conduzidas às camadas inferiores do filtro, onde o fenômeno se repete. Assim, no interior do filtro os mecanismos de transporte, aderência e desagregação ocorrem simultaneamente. Outro fenômeno responsável pela remoção de partículas previamente aderidas é a colisão que ocorre entre as partículas suspensas no afluente e os depósitos formados sobre os coletores.

De modo geral, pode-se dizer que o transporte de partículas no interior do meio filtrante é um fenômeno físico, influenciado principalmente pelos parâmetros que governam a transferência de massa, tais como o tamanho dos coletores, a taxa de filtração, a temperatura da água, a massa específica e o tamanho das partículas presentes no afluente. A aderência é basicamente um fenômeno químico, que pode envolver interações eletrostáticas, forças de London - Van der Waals ou interações químicas de superfície, as quais sofrem influência do tipo e da dosagem dos produtos químicos utilizados no pré-condicionamento e das características da água bruta e do meio filtrante.

Enquanto a desestabilização das partículas presentes na água é uma condição essencial para assegurar a eficiência dos mecanismos de aderência, o tamanho relativo delas, que pode ser alterado por meio da floculação, está diretamente relacionado com a eficiência dos mecanismos de transporte.

Para Dalsasso (2005), contradizendo o comumente subentendido, a qualidade da água produzida em unidades de filtração de alta taxa não é afetada substancialmente quando se adotam taxas de até 600 m/d, desde que a água seja adequadamente pré-condicionada, contudo, valores elevados de taxa de filtração influenciam de modo expressivo a perda de carga.

A perda de carga desenvolvida por um filtro, para um mesmo volume de sólidos retidos, será tanto menor quanto maior for o tamanho das partículas que chegam à unidade, o que, a princípio, permitiria adotar taxas de filtração mais elevadas (BRANDÃO *et al.*, 1996; DE PÁDUA, 2001). O autor cita estudos em que foi observado que a duração da carreira de filtração é inversamente proporcional à densidade do floco. Deve-se considerar também que ao alterar o tamanho das partículas primárias presentes na água, a floculação influi na distribuição e na morfologia dos depósitos formados sobre os coletores, o que, supõe-se, tem influência sobre a evolução da perda de carga no filtro.

As partículas menores promovem elevada perda de carga nos filtros, de modo que se elas estiverem presentes em concentração elevada é recomendada a floculação antes de se iniciar a filtração da água. Outra alternativa é aumentar o tamanho efetivo do meio filtrante. Entretanto, quando as partículas primárias possuem tamanho adequado para assegurar o desempenho satisfatório dos filtros, a floculação deve ser dispensada, pois do contrário os custos de implantação, de operação e de manutenção da ETA seriam aumentados desnecessariamente. Em suspensões heterogêneas quanto ao tamanho das partículas, se as condições de floculação não forem estabelecidas corretamente, pode-se aumentar a filtrabilidade de determinadas partículas e diminuir a de outras, de modo que o resultado global pode ser contrário ao desejado.

Numa ETA, o aumento do tamanho das partículas pode ser conseguido por meio da floculação, mas é necessário avaliar se os flocos são capazes de resistir às forças de cisalhamento decorrentes do aumento da taxa de filtração, pois do contrário pode ser necessário interromper a carreira devido a ocorrência de transpasse. A resistência e a densidade dos flocos pode ser influenciada pelo tipo e pela dosagem de coagulante ou de auxiliar de coagulação utilizado no tratamento, embora seja esperado que flocos mais densos viabilizem mais espaços vazios para retenção de impurezas no interior dos filtros.

### 2.3 FILTRAÇÃO DIRETA

A filtração consiste na remoção de partículas em suspensão e coloidais e de microrganismos presentes na água que escoam através de um meio poroso. Em geral, a filtração é um processo final de remoção de impurezas realizado em uma estação de tratamento de água, portanto principal responsável pela produção de água com qualidade condizente com o padrão de potabilidade. É uma combinação de processos físicos, químicos e, em alguns casos biológicos.

Existem diversas modalidades de filtração: com baixa taxa de filtração (2,5 a 10 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.dia) para filtros lentos ou com alta taxa de filtração (120 a 600 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.dia) para filtros rápidos, em meios granulares distintos (areia, antracito, granada ou combinados), com fluxo ascendente ou descendente e com taxa de filtração constante ou taxa de filtração variável.

Na filtração rápida as principais ações são físicas e químicas e os processos biológicos são insignificantes ou ausentes, ao mesmo tempo caracteriza-se pela necessidade de condicionamento prévio da água bruta com uso de coagulantes. Para que a filtração seja eficiente na remoção de partículas, os filtros devem ser projetados e operados de modo a possibilitar ao máximo a oportunidade de contato entre as partículas e os grãos do meio filtrante; e as partículas a serem filtradas devem estar eficientemente desestabilizadas, para que o contato resulte em retenção.

A filtração direta é uma tecnologia de tratamento não-convencional, onde os filtros são as únicas unidades responsáveis pela retenção do material em suspensão presente na água, ou seja, não utiliza o processo de decantação ou flotação para prévia clarificação da água a ser filtrada. Além disso, o processo de floculação em algumas situações é excluído. Segundo alguns autores (CLEASBY, 1990; DI BERNARDO *et al.*, 2003), a filtração direta apresenta diversas vantagens em relação ao tratamento convencional como: menor número de unidades

envolvidas, menor consumo de produtos químicos durante o processo de tratamento e menor geração de lodo. Essas vantagens resultam em menores custos na operação e manutenção. Entretanto, a filtração direta pelo fato de apresentar menos barreiras sanitárias que outras tecnologias de tratamento têm sua aplicação fortemente condicionada a qualidade da água, além de um tempo menor de atuação para possíveis intervenções no tratamento devido às mudanças na qualidade de água da bruta.

A aplicação da filtração direta está fortemente condicionada à qualidade da água bruta (turbidez, cor verdadeira, sólidos em suspensão, densidade de algas). Os trabalhos publicados por diferentes autores referentes ao assunto mostram discrepâncias quanto aos valores dos parâmetros de qualidade da água que limitam a possibilidade de emprego da filtração direta no tratamento de água, mas de um modo geral tem sido indicada para Águas com baixa turbidez, baixa cor e baixa concentração de algas.

#### 2.4 FILTROS DE FLUXO DESCENDENTE

Segundo Libânio (2008), os filtros descendentes de camada simples foram os primeiros a serem utilizados em estações de tratamento de água para consumo humano. Esta modalidade de filtração está presente em muitas estações de tratamento de água, e por isso constituem o tipo de unidade filtrante mais utilizado no país. Nas mesmas condições de operação, estes tipos de filtros apresentam carreiras de filtração menores se comparadas às tecnologias com camada dupla ou de escoamento ascendente. Este fato é compreensível tendo em vista a granulometria de escoamento da água bruta a ser filtrada, que escoam primeiramente através das partículas menores do leito filtrante, colmatando mais rapidamente o filtro com a retenção das impurezas no topo do mesmo.

Neste tipo de tecnologia não há camada suporte anterior à filtração, logo, todas as partículas removidas da água ficam retidas no meio filtrante. Desta forma, principalmente nos casos de filtração direta descendente (FDD), são empregadas unidades de dupla ou mesmo tripla camada filtrante, de forma a possibilitar a filtração em profundidade, fazendo com que as impurezas sejam distribuídas em profundidade, com o objetivo de obter carreira de filtração com duração razoável tendo em vista sua produção efetiva (DI BERNARDO, 2003).

Ainda, nos filtros descendente tem-se uma grande influência da pressão em qualquer ponto do meio filtrante, já que a mesma refere-se à altura da água até a superfície livre. Caso a perda de carga seja maior que a altura d'água, pode ocorrer a pressão negativa no interior da camada filtrante, possibilitando a formação de bolhas de ar, caso a pressão absoluta nesse ponto



for inferior à pressão de vapor da água. Desta forma, caminhos preferenciais podem ser construídos no interior do meio filtrante, pelo aumento da velocidade intersticial no entorno, e a conseqüente ocorrência do passagem de elementos indesejados sem ocorrer a filtração, ou seja, transpasse de materiais. Pode-se evitar o fenômeno indesejado através do encerramento da carreira antes de elevação significativa da perda de carga e/ou com a construção de um vertedor na saída do filtrado cuja crista esteja localizada acima do topo da camada filtrante. Desta forma assegura-se a submergência da camada filtrante, e evitando contaminações na água produzida (LIBÂNIO, 2008).

## 2.5 FILTROS DE FLUXO ASCENDENTE

Os filtros de regime ascendente, também conhecidos como filtros russos ou clarificadores de contato, foram largamente utilizados na antiga União Soviética, com a função de tratar águas de baixa turbidez e matéria mineral. Na sua concepção original este tipo de filtro recebia água bruta coagulada, sem passar por floculadores ou decantadores, sendo considerada unidade completa de clarificação, sendo a água tratada diretamente enviada para a desinfecção e reservação/distribuição. Enquanto a água coagulada atravessa a camada filtrante, as impurezas passam a ser em parte retidas e em parte deslocadas na forma de flocos, de uma subcamada para a subsequente, o que promove retenção dos sólidos e uma nova locomoção parcial. Desta forma, na camada filtrante ocorrem dois processos ao mesmo tempo: a remoção de impurezas da água por efeito de forças moleculares de adesão e sua aderência aos grãos do meio poroso; e o desprendimento de partículas fracamente aderidas e sua locomoção, por conseqüência das forças hidrodinâmicas de escoamento relacionadas ao aumento de velocidade. Quando a aderência dos grãos é efetiva, a água é clarificada (RICHTER; AZEVEDO NETTO, 1991).

Nesse contexto Di Bernardo (2003) observa que no filtro ascendente toda a camada filtrante influencia no processo de clarificação e que diferente do filtro descendente, a acumulação de impurezas não ocorre apenas na primeira porção do leito filtrante em contato com a água a ser filtrada. Na filtração ascendente, portanto, o fluido infiltra primeiramente pelo material mais grosseiro, de maior porosidade, assim, se livra das impurezas, fluindo de baixo para cima e por meios cada vez mais finos e de menor porosidade.

Somente a partir de 1980, através de estudos desenvolvidos pelo prof. Luiz Di Bernardo, a Filtração Direta Ascendente passou a ser consideravelmente utilizada no Brasil, após ter tido grande sucesso na ex-União Soviética, Inglaterra e Holanda. Ainda, devido à

técnica de descargas de fundo intermediárias, a tecnologia da Filtração Direta Ascendente pode ter mais relevância na sua aplicação.

Segundo Richter e Azevedo Netto (1991), uma desvantagem deste tipo de filtro com fluxo ascendente é quando a perda de carga em um nível qualquer do meio filtrante ultrapassa o peso da camada submergida acima desse nível. Assim, o meio filtrante torna-se fluido e permite que flocos depositados sejam liberados junto à água produzida na filtração. Nesse contexto tem-se buscado alternativas para assegurar melhorar resultados no uso dos filtros de fluxo ascendentes, ou seja, para evitar a fluidificação da camada filtrante.

No intuito de prevenir tal inconveniente, foram sugeridas duas soluções, além da limitação e controle da perda de carga: o desenvolvimento do filtro chamado *Immedium*, na Holanda, que conta com uma grelha junto ao topo do material filtrante, com o objetivo de mantê-lo em posição; e na antiga URSS (União das Repúblicas Socialistas Soviéticas) foi adotado, em alguns casos, o sistema A.K.X., em que uma parcela da vazão é aplicada acima da camada filtrante, e a água clarificada é drenada no interior dessa camada, pouco abaixo da superfície. Tal tipo de filtro pode ser chamado de Filtro Bifluxo (VIGNESAN *et al.*, 1983).

## 2.6 FILTROS BIFLUXOS

Segundo Grupta (1970), “esforços no sentido de alcançar um custo unitário menor seriam, por razões óbvias, considerados com o aumento da taxa de filtração por unidade de área da superfície do filtro”. Nesse sentido, o Filtro Bifluxo se encaixa perfeitamente pois visa maior produção efetiva de água em menor área ocupada.

Como via de regra, da mesma forma que nos filtros convencionais, no filtro bifluxo o meio filtrante é disposto com material de granulação maior na sua porção inferior. O processo de filtração ocorre em parte em fluxo ascendente, o que proporciona uma remoção progressiva das impurezas e um emprego total da camada filtrante, conforme também ocorre na sistemática para filtros ascendentes. No entanto, no filtro bifluxo, a compactação da camada filtrante durante sua operação, no intuito de evitar a fluidificação do meio filtrante, se dá pela aplicação de uma parcela da vazão no sentido descendente. A coleta da água filtrada é realizada no interior do meio filtrante de menor granulação, por meio de dispositivos drenantes. A camada acima dos drenos opera como um filtro convencional de fluxo descendente. A lavagem do filtro pode ocorrer de modo convencional, como uma retrolavagem, utilizando fluxo ascendente, fluidizando o leito filtrante e fazendo com que as partículas retidas no meio poroso se desprendam e saiam junto à água de lavagem (MACINTYRE, 1991).

De acordo com Leme (1990), se água a ser filtrada é proveniente da mesma fonte, a perda de carga nas seções superior e inferior do filtro deve ser a mesma. Por conseguinte, as vazões através das duas seções podem ser diferentes, embora a vazão total seja constante para o dreno da água filtrada. No andamento da colmatação dos poros de filtração, iguais perdas de carga se mantêm através das duas seções, em virtude do ajuste espontâneo da vazão entre essas seções. No caso da camada superior obstruir-se mais rapidamente, ocorre automaticamente uma redução na sua vazão de escoamento e um conseqüente aumento de carga para a seção inferior, de escoamento ascendente. Desta forma, conclui-se que as partes inferior e do topo do filtro funcionam como dois filtros independentes, possibilitando uma economia na estrutura e sistema de drenagem na aplicação dos filtros bifluxos.

Este tipo de filtro admite como meio filtrante exclusivamente a areia, ou areia e elementos de espessura inferior. Utilizando-se apenas a areia como material filtrante, a taxa de filtração descendente no início de uma carreira de filtração bifluxo deve ser relativamente alta. Isto devido à elevada perda de carga para penetração ascendente. Entretanto, conforme o andamento da carreira de filtração, o fluxo descendente passa a diminuir à medida que ocorre a colmatação da porção inicial de areia fina. Com o fluxo total a uma taxa constante, a quantidade de água que é filtrada por fluxo ascendente através da porção inferior do filtro aumenta com o tempo. Logo, a uma dada perda de carga, uma quantidade maior de água pode ser filtrada através do filtro ascendente. Conclui-se, portanto, que a média de filtração pela parte superior do filtro é normalmente de 20 a 30% do total (HAMANN; MCKINNEY, 1968).

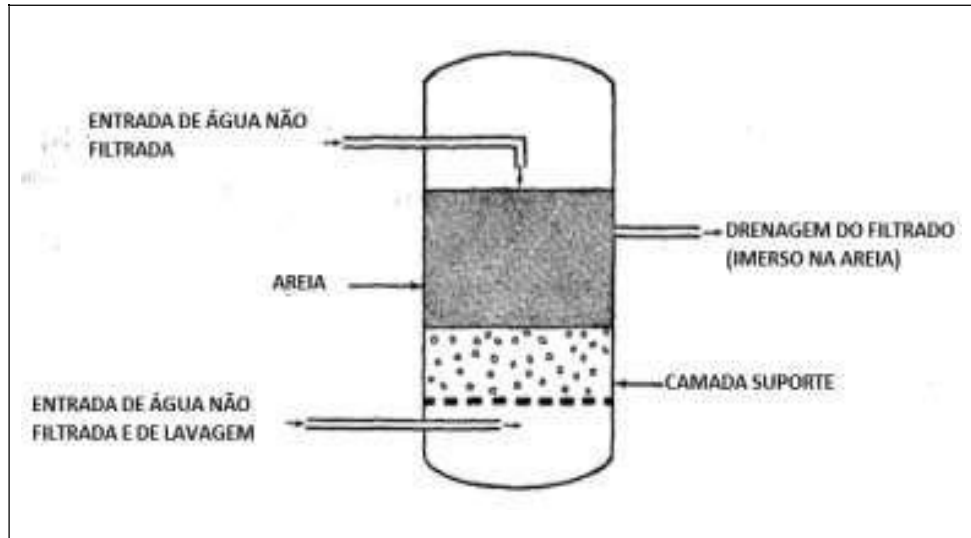
Hamann e McKinney (1968) relatam patenteamento da tecnologia da filtração bifluxo por uma indústria de filtros britânica em 1918, mas foi a partir de 1950 que essa modalidade de filtração passou a ser utilizada para tratamento de água municipal e industrial.

Um esquema de operação de um filtro bifluxo pode ser visualizado na Figura 3.

Pode-se realizar a retrolavagem no filtro bifluxo através da passagem de água de lavagem pela entrada de fluxo ascendente, ou por meio de orifícios na área de fundo do filtro, como também ocorre em um filtro convencional. Durante a retrolavagem o meio filtrante no fluxo ascendente se regrada automaticamente; enquanto no regime de fluxo descendente isso não ocorre de forma tão eficaz. Com isso, deve-se proceder a retrolavagem sem que haja prejuízos na qualidade do filtrado e no grau de expansão do leito filtrante. Para que esta última seja facilitada, a prática normal é ter duas ou mais camadas no regime de fluxo ascendente, partindo do mais graúdo ao mais fino na direção do fluxo. A camada superior do regime de

fluxo ascendente é continuada na seção de fluxo descendente evitando mescla de materiais (RAY, 1974).

Figura 3 - Constituintes de um filtro bifluxo.



Fonte: Adaptado de RAY (1974).

### 2.6.1 Filtro bifluxo de dupla camada filtrante

No geral, os filtros bifluxos em operação utilizam areia nos fluxos ascendentes e descendentes. Sugere-se ainda a utilização de uma camada de antracito sobre a areia para a parte de escoamento descendente do filtro, de modo a melhorar a qualidade do filtrado devido à menor granulometria do meio filtrante (HAMANN E MCKINNEY, 1968).

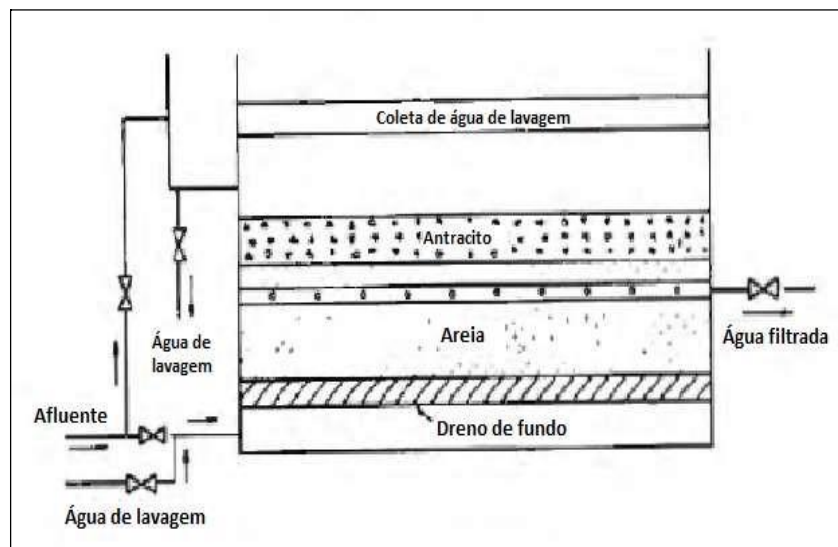
Hamann e McKinney (1968) sugerem ainda que ao aplicar uma camada de antracito na parte superior do leito filtrante, e manter o sistema de coleta de filtrado em distância suficientemente abaixo do topo da camada de areia, a operação do filtro descendente pode-se dar como um filtro de dupla camada, com o fluxo passando por material mais poroso primeiramente. Esta inovação pode resultar numa melhoria da qualidade do filtrado pois proporciona um melhor equilíbrio de fluxo entre as partes superior e inferior do filtro bifluxo.

Acredita-se que um filtro bifluxo de dupla camada pode ser operado a taxas de filtração de  $480 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$  ou superior, com a mesma margem de segurança tal como existe em filtros de gravidade de dupla camada em uso (HAMANN; MCKINNEY, 1968). Isso quando aplica-se polímeros auxiliares à filtração, e com o condicionamento adequado da água bruta. O emprego da dupla camada filtrante deve também aumentar substancialmente a taxa de filtração total da unidade.

Testes na U.R.S.S. que acrescentaram à parte superior da camada de escoamento descendente uma camada de antracito e visavam aumentar a taxa de filtração viável em filtros bifluxo obtiveram sucesso (RAY, 1974). Logo, acredita-se admissível a taxa de filtração de 360 a 430 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.d, mantendo-se os padrões de qualidade do filtrado na faixa de valores aceitáveis. Assim, em tais instalações, quando aplicado o antracito na camada descendente, a força descendente que resiste à fluidificação é reduzida devido ao peso e granulometria do antracito. Conseqüentemente, é possível e preciso aumentar a taxa de filtração no regime de fluxo descendente, apesar de que o aumento do rendimento global é pequeno uma vez que o regime de fluxo ascendente executa a maior contribuição.

Para Vignesan *et al.* (1983), na hipótese de somente a areia compor a camada filtrante do filtro bifluxo, os mesmos concluem que a taxa do fluxo descendente sofre decremento mais rapidamente à medida que a carreira de filtração decorre, devido à obstrução localizada junto aos grãos mais finos do material. Na intenção de contornar esse problema, os autores também sugerem o uso de uma camada de antracito sobre a areia da camada de fluxo descendente. Essa modificação sugere a melhoria da qualidade do filtrado da camada superior da unidade. Um esquema do filtro bifluxo de dupla camada é mostrado na Figura 4.

Figura 4 - Proposta de Filtro Bifluxo com dupla camada filtrante de Vignesan *et al.* (1983).



Fonte: Adaptado de VIGNESAN *et al.* (1983).

Alpe e Barrett (1971), estudiosos sobre os filtros utilizados na União Soviética, relatam vazão de tratamento de 14.000 L/s por filtros bifluxos no uso em sistemas de abastecimento municipal em território soviético.

Pesar de pouco difundido, o filtro bifluxo apresenta como vantagem sua maior capacidade de filtração (HAMANN; MCKINNEY, 1968). Esta tecnologia tem a vantagem de poder ser operada com a mesma taxa de um filtro convencional, resultando em carreiras mais longas, ou ser operado a taxas mais elevadas, necessitando menor área do que com a filtração convencional. Os custos iniciais para esta tecnologia quando comparados à filtros convencionais são estimados em 15 a 30% menos na União Soviética, apesar da sua funcionabilidade ser mais complexa. Uma análise criteriosa, sem dúvida, deve ser voltada à configuração do sistema de drenagem de filtrado e ao processo de lavagem do filtro. Experiências com os filtros piloto de fluxo ascendente parecem indicar que uma combinação de ar e água é necessária para limpar a camada filtrante completamente. Hamann e McKinney (1968) concluem que o processo de filtração bifluxo combina as vantagens dos filtros comuns de fluxo ascendente e descendentes e que mais pesquisas são necessárias para demonstrar as vantagens desta tecnologia.

No entanto, mais do que compensado pelo aumento muito mais considerável na taxa de filtração, descobriu-se também que a eficiência global de uma planta operando na técnica de bifluxo é 17 vezes a mais da mesma planta, operando no sistema convencional de sentido único (GRUPTA, 1970).

Ainda segundo Gupta (1970), os filtros existentes podem ser facilmente convertidos para o padrão bifluxo e o custo de construção seria virtualmente limitado ao pequeno gasto inicial com uma modificação do sistema de tubulação e válvulas para a planta.

Ray (1974) em seu estudo afirma ser possível, com a utilização de filtros bifluxos, a economia de 15 a 30% em custos de implantação dependendo da taxa de operação, assim como há possibilidade de se reduzir a dose de coagulante em comparação aos filtros descendentes convencionais.

Além disso, e não menos importante, Vignesan *et al.* (1983) destacam a relação entre a elevada taxa de filtração e a área necessária para as unidades de filtração, especialmente quando opera com dupla camada e quando recebe água não filtrada com condições próprias. Porém, suas desvantagens consistem no dispositivo de coleta do filtrado, que originalmente ocorre por meio de tubos perfurados de plástico de vinil, material este que apresenta grande potencial de obstrução que aliado ao seu sistema mais sofisticado de válvulas e controles poderia limitar seu uso em países em desenvolvimento.

Como conclusão em seu trabalho, Vignesan *et al.* (1983) alegam que as aplicações de filtros bifluxo na Holanda, Reino Unido e União Soviética, além de duas instalações em

Cingapura, indicavam ser este tipo de filtro uma solução econômica, podendo ser uma opção efetiva nos casos em que custo é um fator importante.

Di Bernardo e Dantas (2005), consideram ainda sobre o filtro A.K.X., ou bifluxo, que a maior dificuldade apresentada pelo sistema é de caráter operacional, em razão da obstrução nos bocais de coleta do filtrado, fato constatado pela sua aplicação em várias cidades soviéticas.

## 2.6.2 Comparativo entre modalidades de filtração

O Quadro 2 compara o que foi descrito como vantagem e desvantagem entre as tecnologias de filtração relatadas nos itens acima.

Quadro 2 - Comparativo entre as tecnologias de filtros convencionais, ascendente de camada profunda e filtro bifluxo para aplicação em sistema de filtração direta.

Parâmetro	Filtro Convencional	Filtro Ascendente de camada profunda	Filtro Bifluxo
<b>Taxa de filtração</b>	120 m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> .d	120 – 150 m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> .d	300 – 360 m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> .d
<b>Material meio filtrante</b>	Areia	Areia	Areia/Antracito
<b>Procedimento de limpeza</b>	Contra fluxo em alta taxa, de água ou água e ar	Contra fluxo em alta taxa (água ou ar e água)	Contra fluxo em alta taxa, de água ou água e ar
<b>Turbidez da água bruta</b>	10 NTU	<80NTU	<80NTU
<b>Carreira de filtração</b>	Geralmente 24 horas	Acima de 24 horas	Acima de 24 horas
<b>Porcentagem da água tratada usada na retrolavagem</b>	3%	Acima do filtro convencional, cerca de 5%	3% ou menos
<b>Consumo de energia por volume de filtrado</b>	Alto	Baixo (carreira de filtração mais longa)	Mais baixo (carreira de filtração mais longa e taxa de filtração mais elevada)
<b>Manutenção de equipamentos</b>		Alto	Alto
<b>Custos de operação e manutenção relacionados à retrolavagem</b>		Alto	Igual ou mais baixo
<b>Custo de implantação</b>		Pode ser pouco maior que no caso de filtros convencionais, mas pode-se suprimir tratamento antecedente	15 – 30% menor que em filtros convencionais
<b>Custo com produtos químicos</b>	Coagulantes, agentes de coagulação, regulador de pH, controlador de corrosão, controlador de orgânico, abrandadores, oxidantes, controladores de	Mesmo do caso de filtros convencionais	Mesmo do caso de filtros convencionais

	sabor e odor, desinfectantes, fluoretadores		
--	---	--	--

Fonte: Adaptado de VIGNESAN *et al.*(1983).

### 2.6.3 Aplicações

A filtração é o processo de passagem de um fluido através de um meio poroso para remoção de matéria em suspensão (AWWA, 1971). Aliada às outras etapas do processo de tratamento de água, a matéria a ser removida inclui sedimentos em suspensão, argila, coloides, além de microrganismos, como algas, bactérias e vírus.

Em Estações de Tratamento de Água a filtração é a principal etapa clarificante, ou seja, que tem como função primordial a remoção das partículas responsáveis pela cor e turbidez. A presença destes últimos reduz a eficácia da etapa de desinfecção, cujo objetivo é a inativação dos microrganismos patogênicos. Assim, em ETAs convencionais ou de ciclo completo, cabe à filtração provavelmente o papel mais relevante, já que as eventuais falhas ocorridas na coagulação, floculação e sedimentação/flotação podem ser corrigidas nesta etapa, assegurando a qualidade da água tratada (LIBÂNIO, 2008). Ainda, segundo Moran *et al.* (1993), esta etapa é eficiente para a remoção de contaminantes biológicos que são resistentes à desinfecção, como cistos de *Giardia*, oocistos de *Cryptosporidium* e vírus entéricos.

Segundo Macintyre (1991), no processo de filtração, portanto, ocorre não somente uma ação mecânica de coar a água, mas também processos químicos de oxidação, ações biológicas e de ordem bioquímica. Desta forma, cascalho fino e a areia compõem o material mais amplamente utilizado, por ser eficiente e de baixo custo. Ainda, de forma a potencializar a eliminação de odor, cor, cloro, entre outros, podem-se empregar filtros de antracito e areia.

Para Di Bernardo (1993), a eficiência da filtração está estritamente relacionada às características da suspensão, como: tipo, tamanho e massa específica das partículas, resistência das partículas às forças de cisalhamento, temperatura da água, concentração de partículas, potencial Zeta, pH da água. Bem como às características do meio filtrante, como: tipo de material granular, tamanho efetivo, tamanho do maior e menor grão, coeficiente de uniformidade, massa específica do material granular, espessura da camada filtrante e às características hidráulicas, logo: taxa de filtração, carga hidráulica disponível, método de controle.

Nos filtros, a retenção de impurezas é considerada o resultado do transporte e da aderência das partículas, dois mecanismos distintos e complementares. Assim, as partículas devem se aproximar das superfícies dos grãos do leito filtrante e, após, permanecem aderidas a



esses de forma a resistir às forças de cisalhamento ocasionadas pelas características hidrodinâmicas do fluxo ao longo da camada filtrante. Os mecanismos de transporte sofrem influência, majoritariamente, das características físicas e químicas do afluente, do pré-tratamento químico, da taxa de filtração, do leito filtrante e do método de operação (DI BERNARDO, 2003).

Hamann e Mckinney (1968), Ray (1974) e Vignesan *et al.* (1983), portanto avaliam o filtro bifluxo como uma alternativa à Filtração Direta, que pode ser aplicada em menores áreas com potenciais vazões quando trata-se de tratamento de água em escala. Assim, cumprindo-se os parâmetros de projeto tem-se carreiras de filtração com duração aceitável e produção de água com pequena quantidade de impurezas, com o objetivo de que a desinfecção final seja realizada de forma satisfatória. Ainda, de acordo com as características do filtro bifluxo, este pode-se enquadrar em qualquer tipo de aplicação de filtros, mesmo os convencionais, principalmente quando deseja-se ocupar pouca área e filtrar altas vazões.

#### **2.6.4 Limpeza de filtros bifluxos**

O encerramento do ciclo de operação do filtro finaliza-se com a elevação da perda de carga até o filtro diminuir a de produção de água na taxa almejada, ou em virtude da diminuição da qualidade da água filtrada devido ao rompimento de flocos. Quando isso ocorre o filtro necessita ser lavado (RICHTER e AZEVEDO NETO, 1991). Segundo Di Bernardo e Dantas (2005) a lavagem deve acontecer de maneira adequada de forma a evitar o desenvolvimento de bolas de lodo no interior do meio filtrante; menor volume de água produzido por carreira de filtração; filtrado de pior qualidade; e ainda, aumento da perda de carga no leito filtrante.

Richter e Azevedo Netto (1991) indicam que os filtros rápidos são lavados com água no sentido ascendente, e uma vazão capaz de assegurar uma expansão adequada do leito filtrante, que proporciona o roçamento dos grãos sem que haja perda de material. Geralmente as expansões satisfatórias estão entre 25 e 50%, e 40% um valor comum. A velocidade ascensional da água para lavagem deve ser determinada por meio da granulometria do material filtrante empregado e da temperatura da água. São utilizadas velocidades a partir de 0,80 m/min, para que a retrolavagem promova a expansão e limpeza adequados (DI BERNARDO *et. al.*, 2017).

A drenagem da água de lavagem dos filtros ocorre por meio de drenos que devem ter sua altura definida em projeto de modo que se evite fuga do material filtrante durante a lavagem

e para uma apropriada remoção das impurezas retidas. Sua altura é calculada dependendo da expansão que se definiu para o meio filtrante e recomenda-se uma altura mínima de 60 cm do leito filtrante para o fundo da calha de coleta (RICHTER; AZEVEDO NETTO, 1991).

#### 2.6.4.1 Descarga de fundo com injeção de água na interface

De acordo com Di Bernardo (2003), no caso da filtração ascendente, o filtro contém fundo e sistema de drenagem apropriada, camada de pedregulho adequada e meio filtrante constituído de materiais de menor granulometria. Na camada de pedregulho inicia o processo de filtração e há formação intensa de flocos, removendo boa parte das impurezas do afluente coagulado. Devido às dificuldades na retirada das impurezas do interior da camada de pedregulho, torna-se fundamental a execução de descarga de fundo intermediária antes da lavagem do filtro.

A Descarga de Fundo Intermediária, ou DFI, consiste em interromper por curto intervalo de tempo a carreira do filtro e realizar uma evacuação do material que consta no fundo do filtro e pode ser executada de diferentes maneiras. Com esse procedimento faz-se uma limpeza parcial do filtro, removendo o material retido basicamente na camada suporte e em alguns centímetros da camada de areia próxima ao pedregulho. O material retido nessa região é responsável por aproximadamente 30% da perda de carga total do filtro no momento da descarga. A introdução de água na interface entre a camada suporte e a camada de areia é importante pois impede que durante a realização da descarga de fundo ocorra a entrada de ar no interior do filtro (DI BERNARDO, 2003).

Com o objetivo de melhorar o funcionamento de sistemas de filtração direta ascendente, Di Bernardo *et al.* (1987), estudaram diferentes formas de realização das descargas de fundo intermediárias. Os ensaios foram realizados em sistema-piloto composto de três filtros de pedregulho e areia. As taxas de filtração variaram de 160 a 280 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.d. O número de descargas variou de 2 a 8, com durações de 5 a 25 s, e taxa de 800 a 1.200 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.d. Os resultados dessa investigação mostraram que, independentemente do método de realização das descargas intermediárias, houve boa atenuação dos picos de turbidez e coliformes totais, por ocasião da recolocação dos filtros em operação.

Ressalta-se que a DFI pode ser aplicada em diversos tipos de filtros. Porém, não encontraram-se pesquisas que aplicaram Descargas de Fundo Intermediárias, e principalmente quando aliadas à Injeção de Água na Interface em Filtros Bifluxos.

### 2.6.5 Fatores influentes do desempenho da filtração bifluxo

Segundo Schöntag (2015), quando avalia-se a performance de um filtro no tratamento de água verifica-se principalmente: a qualidade do filtrado, a duração da carreira de filtração e a razão entre o filtrado que segue para a desinfecção e toda a água consumida, ou seja, a água que é filtrada e aproveitada, a água filtrada e descartada e a água de lavagem, englobando também as descargas de fundo intermediárias, quando for o caso. Desta forma, o projeto do filtro deve considerar critérios relacionados ao capital, incluindo custos de manutenção/operação, confiabilidade e facilidade de manutenção.

Quanto à qualidade da água filtrada, deve-se levar em consideração a Portaria de Consolidação nº 5 do Ministério da Saúde, de 2017, que estabelece para Águas tratadas por filtração rápida (tratamento completo ou filtração direta) um valor máximo permitido de 0,5 uT (unidades de turbidez) em 95% das amostras. A concentração de material em suspensão na água filtrada pode variar conforme a variação dessa concentração na água bruta (DI BERNARDO, 2003).

Di Bernardo e Dantas (2005) determinam a ação de profundidade como a consequência de uma sucessão de estágios com relação à colmatação das subcamadas que formam o leito filtrante. Preferencialmente, o processo de filtração rápida deve ocorrer por ação de profundidade, uma vez que nos casos de predominância de ação superficial as carreiras de filtração tendem a ser mais curtas, com baixa produção efetiva de água.

A duração da carreira de filtração está relacionada à frequência com que é necessário interromper o processo de filtração na unidade e retrolavar o filtro, tendo impacto na produção efetiva. Em geral, a frequência da retrolavagem impacta diretamente na quantidade de água produzida e no trabalho envolvido na operação.

Com relação à produção efetiva, esta é a razão entre a quantidade de água filtrada e encaminhada ao processo subsequente na ETA e o total de água que foi filtrada. A produção efetiva é avaliada usando o conceito de unidade de volume de carreira de filtração (UVCF) e unidade de volume da retrolavagem (UVR) (TRUSSELL *et al.*, 1999). Considera-se ainda a UVRec, a qual se refere à unidade de volume descartada durante a recuperação, ou amadurecimento do filtro. Ainda, Crittenden *et al.* (2011) citam que projetos de filtros podem ser projetados para se obter uma produção efetiva de 95%, mas para isso é necessário que a UVCF alcance ao menos 200 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.

### 2.6.6 Qualidade da água

De acordo com Di Bernardo e Dantas (2005), uma água de qualquer qualidade pode ser, através de artifícios tecnológicos, transformada em água com padrões adequados de potabilidade. Porém, os custos e a confiabilidade na operação e manutenção do sistema de tratamento podem inviabilizar totalmente o uso de determinado curso d'água como fonte de abastecimento. Existe uma relação intrínseca entre o meio ambiente e as tecnologias de tratamento, ou seja, em função da qualidade da água de determinado manancial e suas relações com o meio ambiente, há tecnologias específicas para que o tratamento seja realizado de forma eficiente.

O termo “qualidade da água” é usado para se referir às características químicas, físicas, biológicas e radiológicas da água relacionadas à sua aceitabilidade para o referido uso.

Desta forma, os sistemas públicos de abastecimento de água têm como dever transformar a água bruta captada no corpo d'água em água potável e distribuí-la à população dentro dos padrões de potabilidade estabelecidos pela legislação, através de operações que envolvem a adição de produtos químicos e processos físicos (ANDREOLI *et al.*, 2006). Richter e Azevedo Netto (1991) relatam que os serviços públicos de abastecimento de água devem fornecer continuamente água que atenda às seguintes finalidades: higiênicas, estéticas e econômicas. Finalidades higiênicas quando refere-se à remoção de microrganismos, substâncias nocivas ou venenosas, redução do excesso de impurezas e dos teores elevados de substâncias orgânicas; Finalidades Estéticas quanto à correção de odor, cor e sabor; e, por fim, Finalidade Econômicas, quando refere-se à redução de dureza, corrosividade, turbidez, cor, ferro, manganês, sabor e odor.

Segundo Brasil (2017), a Portaria de Consolidação nº 5 do Ministério da Saúde, é a normativa suprema que dispõe sobre os procedimentos de controle e vigilância da qualidade da água e seus padrões de potabilidade. De acordo com as propriedades da água bruta e os parâmetros constantes na referida portaria, o projetista pode planejar os processos e operações unitárias que devem compor a Estação de Tratamento de Água (ETA), considerando, no mínimo, aspectos técnicos, econômicos e ambientais.

### 2.6.7 Projeto e operação de filtro bifluxo

Hamann e Mckinney (1968) especificaram alguns critérios de projeto dos filtros bifluxo empregados na antiga URSS à época, conforme o Quadro 3. Ressaltaram, ainda, que

experiências com filtros tubulares de fluxo ascendente pareceram indicar que uma combinação de ar e água é necessária para limpar a camada filtrante completamente, e que tal fato pode se aplicar a filtros bifluxos.

Quadro 3 - Aspectos de projeto do Filtro Bifluxo.

Parâmetro	Descrição ou Faixa de Valores
Material filtrante	Areia
Profundidade do leito filtrante	1,50 a 1,65 m .
Taxa de filtração do fluxo descendente	120 a 150 m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> .d
Taxa de filtração do fluxo ascendente	180 a 210 m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> .d
Taxa de filtração total	300 a 360 m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> .d
Localização do sistema de coleta do filtrado	0,45 a 0,60 m abaixo do limite superior da areia
Composição do sistema de coleta do filtrado	Tubos de plástico vinílico com fendas
Operação da retrolavagem	Água em fluxo ascendente a uma taxa de 1.140 a 1320 m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> .d por 5 a 6 min .

Fonte: Adaptado de Hamman e Mckinney (1968).

Arboleda (1973) também elencou algumas especificações dos filtros A.K.X. A maioria dos critérios de projeto descritos é idêntica ao citado por Hamman e Mckinney (1968), exceto a profundidade da camada de areia, estabelecida como variando de 1,50 a 1,60 m.

Ray (1974) também descreve alguns parâmetros importantes de projeto, conforme apresentado no Quadro 4.

Quadro 4 - Critérios de projeto do Filtro Bifluxo.

Parâmetro	Valor
Tamanho do grão mínimo	0,5 mm
Tamanho do grão máximo	1,5 mm
Tamanho efetivo do grão	0,9 mm
Taxa de filtração (total)	288 – 360 m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> .d
Altura da camada	1,45 – 1,65 m
Relação entre profundidade da porção de fluxo ascendente pela profundidade da porção descendente	Aprox. 3:1

Fonte: Adaptado de Ray (1974).

Vignesan *et al.* (1983), também destacam alguns critérios de projeto no Quadro 5.

Quadro 5 - Detalhes de projeto quanto ao Filtro Bifluxo.

Parâmetro	Descrição ou Faixa de Valores
<b>1.Meio filtrante</b>	
Composição	Areia
Granulometria	0,9 – 1,2 mm
Profundidade	1,5 – 1,7 m
(Filtro de dupla camada - antracito e areia - como opção mais recomendada)	
<b>2.Taxa de filtração</b>	
Fluxo descendente	120 – 150 m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> .d
Fluxo ascendente	180 – 210 m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> .d
(Taxa total de filtração pode ser elevada para até 480 m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> .d se usada dupla camada filtrante)	

Fonte: Adaptado de Vignesan *et al.* (1983).

A característica proeminente dos meios filtrantes relaciona-se ao tamanho e distribuição dos grãos. Neste contexto, dois parâmetros são comumente utilizados para caracterizar o conjunto dos mesmos: o tamanho efetivo e o coeficiente de uniformidade. O primeiro se refere ao diâmetro da peneira que permite a passagem de 10% em peso de uma amostra de grãos. O segundo é composto pelo quociente entre o diâmetro da peneira que admite a passagem de 60% em peso da mesma amostra e o seu tamanho efetivo ( $C_u = d_{60}/d_{10}$ ), sendo, pois, adimensional e indicando o quão desuniforme é o meio filtrante (LIBÂNIO, 2008).

A areia, os seixos e o antracito são especificados de acordo com suas características granulométricas. Quanto ao tamanho efetivo e coeficiente de uniformidade, são admitidos, na prática, desvios máximos de 5% em relação ao especificado pelo projetista. (DI BERNARDO; DANTAS, 2005).

A principal função da camada suporte está em evitar que grãos do meio filtrante passem através dos orifícios dos dispositivos de coleta de água filtrada e sejam carreados junto ao efluente. Somam-se a essa função, no caso de filtros rápidos, a adequada distribuição da água de lavagem e, para unidades de escoamento ascendente, ainda, a retenção de partículas (LIBÂNIO, 2008). A camada suporte é em geral constituída de seixos rolados ou pedregulhos (DI BERNARDO; DANTAS, 2005). No caso de filtros ascendentes, é a região do filtro onde se inicia a retenção das impurezas, e possui importância no prolongamento da duração das carreiras quando são realizadas descargas de fundo intermediárias. Tem-se constatado que a perda de carga nessa região atinge valores da ordem de 30% a 70% da perda de carga total no filtro. Portanto, a camada suporte desempenha papel semelhante à de um pré-filtro. Assim, com a adequada escolha granulométrica para essa camada, pode-se proporcionar ganhos significativos em termos de duração das carreiras de filtração, principalmente com a realização de descargas de fundo intermediárias (DI BERNARDO, 2003).

### 3 MATERIAIS E MÉTODOS

A pesquisa em questão ocorreu em um filtro rápido bifluxo de dupla camada (antracito e areia) com descarga de fundo intermediária e injeção de água na interface executado em escala piloto. O filtro foi projetado e executado nas instalações do Grupo de Pesquisa sobre Potabilização de Águas (LAPOÁ) anexo à Estação de Tratamento de Água (ETA) da Lagoa do Peri, estando esta última sob responsabilidade da Companhia Catarinense de Águas e Saneamento (CASAN). De acordo com a metodologia para filtração direta, a água passou pelo processo de mistura rápida imediatamente antes de ser filtrada.

As Figuras 5 e 6 demonstram as estruturas montadas na Sala de Pilotos situada junto à ETA Lagoa do Peri. A estrutura do LAPOÁ na ETA e junto à Universidade Federal de Santa Catarina permitiram a realização de análises físico-químicas e ensaios em escala de bancada, como: turbidez, cor aparente e verdadeira, cianobactérias, clorofila-a, Carbono Orgânico Total (COT), condutividade, temperatura, Sólidos Totais Dissolvidos (STD), pH e alumínio residual.

Figura 5 e 6 – Filtro bifluxo alocado na Sala de Pilotos da ETA Lagoa do Peri.



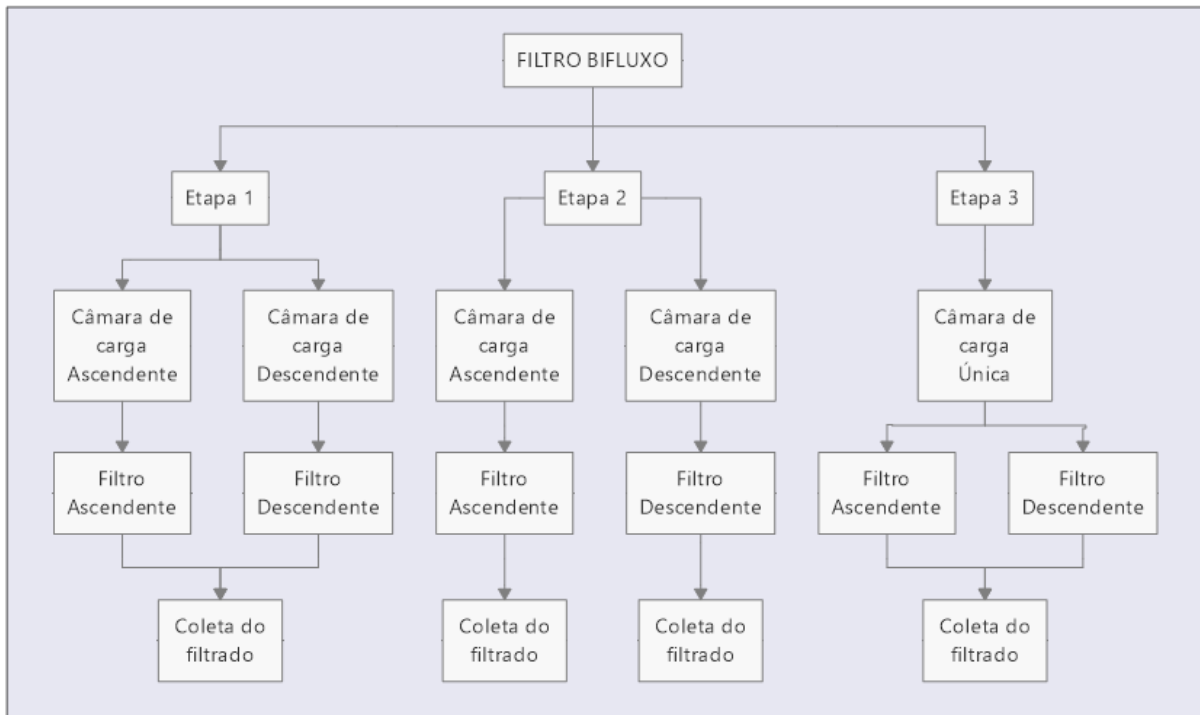
Fonte: O autor, 2020.

Esta pesquisa ocorreu simultaneamente à “Análise hidráulica de um filtro rápido bifluxo em escala piloto de dupla camada filtrante com descarga de fundo intermediária para tratamento de água de abastecimento” dissertação de mestrado de autoria de Diego Brunelli Ghisi (2019), que teve como foco analisar um filtro rápido bifluxo de dupla camada filtrante com descarga de fundo intermediária, com o emprego de bocal desmontável para coleta do filtrado, quanto aos aspectos hidráulicos, dados os critérios de projeto adotados.

### 3.1 ETAPAS DE PESQUISA

A Figura 7 expõe o esquema de funcionamento do sistema de filtração bifluxo piloto nas quatro estratégias de funcionamento adotadas.

Figura 7 - Estratégias de testes no filtro piloto bifluxo.



Fonte: O autor (2020).

O Quadro 6 apresenta as características de cada etapa, bem como as diferenças entre cada estratégia de filtração adotadas.

Quadro 6 - Resumo das características de cada estratégia de filtração.

ETAPA	Número de carreiras de filtração	Número de DFI fixadas	Vazão total de filtração
Etapa 1	15	FDA colmatado	19,64 m <sup>3</sup> /d
Etapa 2A	3	2 vezes	9,82 m <sup>3</sup> /d
Etapa 2D	3	Não realizada	9,82 m <sup>3</sup> /d
Etapa 3	9	Variáveis entre 2 e 5	19,64 m <sup>3</sup> /d

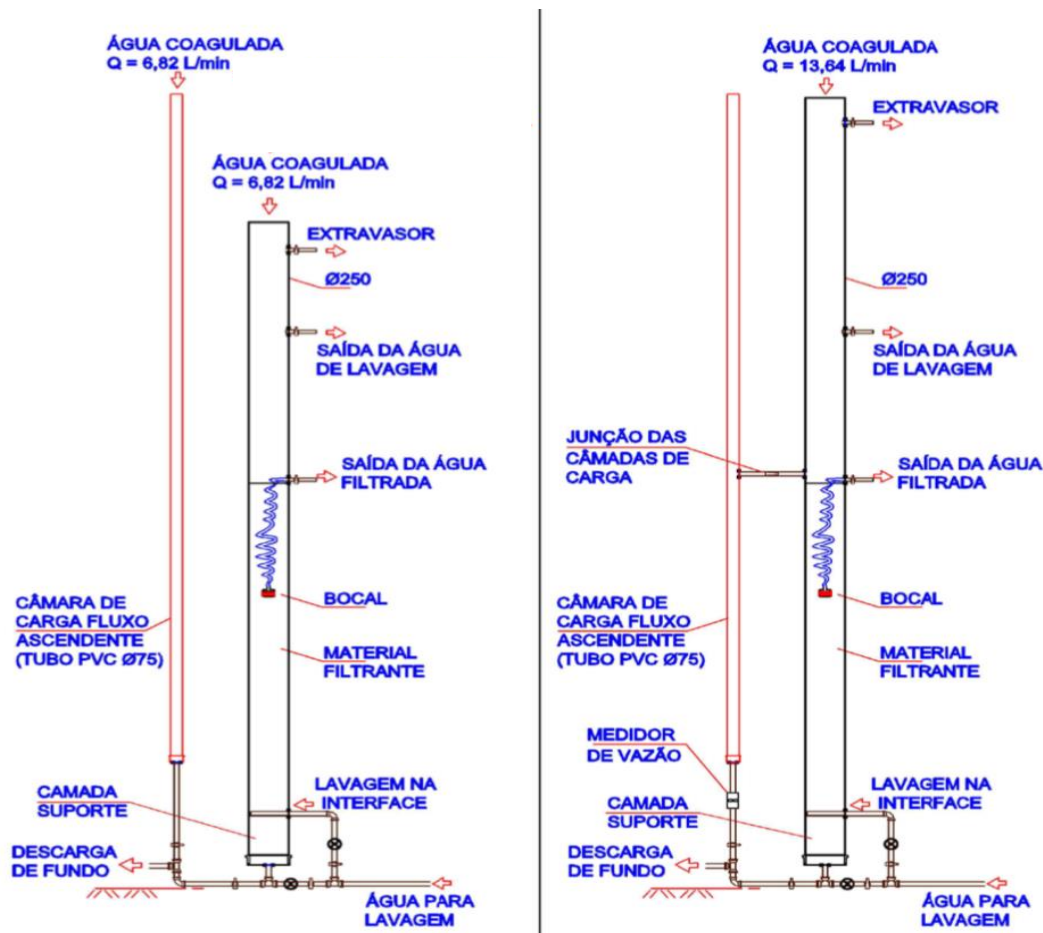
Fonte: O autor (2020).



A Figura 8 apresenta a configuração do sistema piloto nas Etapas 1, 2A e 2D enquanto a Figura 9 a configuração da unidade piloto na Etapa 3. Desta forma ficam claras as alterações quanto à(s) câmara(s) de carga, posição do extravasor e a inclusão do medidor de vazão.

Todo o dimensionamento do filtro, bem como suas unidades, acessórios e o desenho técnico do sistema piloto nas duas configurações acima relatadas podem ser observadas nos Apêndices A.

Figuras 8 e 9 - Alterações quanto à(s) câmara(s) de carga, posição do extravasor e a inclusão do medidor de vazão.



Fonte: O autor (2020).

### 3.1.1 Etapa 1 – Filtração Bifluxo

Esta etapa de testes utilizou a formação original do filtro piloto para os testes. As duas câmaras de carga permaneceram independentes e os testes na unidade piloto consistiram em aplicar a taxa de filtração de 200 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.d no fluxo descendente e 200 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.d no ascendente, totalizando uma taxa constante na filtração bifluxo de 400 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.d. As vazões de filtração, de

acordo com as taxas de filtração e as áreas de seção da unidade foram 9,82 m<sup>3</sup>/d ou 6,82 L/min para os fluxos descendente e ascendente, tendo em vista a mesma taxa de filtração, totalizando a vazão de 19,64 m<sup>3</sup>/d ou 13,64 L/min no filtro bifluxo.

A carga hidráulica para a parcela do filtro de fluxo descendente consistiu na própria água acumulada sobre o leito filtrante. Portanto, as câmaras de carga para cada uma das porções do filtro foram independentes uma em relação à outra, e suas cargas hidráulicas variáveis ao longo do tempo durante a filtração.

Na Etapa 1 realizaram-se 15 carreiras de filtração, tendo sido consideradas apenas 6 destas como consistentes e selecionadas para serem analisadas neste trabalho. A seleção deu-se através de interferentes nas análises, bem como a identificação de situações que geraram resultados não confiáveis ou que forçaram a interrupção da carreira de filtração, como problemas na bomba centrífuga ou bomba dosadora.

### **3.1.2 Etapa 2 Filtração em fluxo único**

Esta etapa testou as porções descendente e ascendente componentes do filtro bifluxo de forma separada no intuito de identificar peculiaridades e diagnosticar os parâmetros limitantes de cada sentido de filtração no filtro instalado. Foram executadas três carreiras de filtração no fluxo descendente e três carreiras no fluxo ascendente, todas com a aplicação da mesma taxa de filtração utilizada em cada fluxo individualmente na Etapa 1, a saber, 200 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.d. Dessa forma, em cada uma das seis carreiras o filtro operou a uma vazão igual a 9,82 m<sup>3</sup>/d ou 6,82 L/min, em seu respectivo fluxo.

Esta Etapa foi dividida em Etapa 2A para os testes realizados no sentido ascendente, e 2D quando o fluxo de passagem de água foi descendente.

#### *3.1.2.1 Etapa 3 - Filtração bifluxo, com câmara de carga única*

Ainda, para que se fosse possível avaliar demais maneiras de aplicação deste filtro em escala real, já que pretende-se instalá-lo em modelagem real, agregou-se as duas câmaras de carga de forma a equilibrarem-se em seu nível, e permanecerem em nível igual e constante.

Logo, imediatamente após a conclusão dos experimentos realizados nas Etapa 1 e 2 (A e D), a instalação piloto sofreu adaptações de modo que fosse possível operá-lo em câmara única. Para isso, instalou-se um segmento de tubo de PVC de 32 mm de diâmetro com uma válvula tipo globo (abre/fecha). Tal segmento foi flangeado em suas duas extremidades, de

forma a unir ambas as câmaras de carga a uma altura de 5,0 cm acima do topo do leito filtrante. A válvula do tipo globo permite também o funcionamento do filtro da mesma que ocorreu na primeira e segunda etapa de testes, onde as câmaras eram separadas, basta proceder o seu fechamento e isolar as câmaras de carga de cada fluxo.

Com esta nova estrutura de distribuição de carga, ao se operar com câmara única de carga para ambos os fluxos, iguais perdas de carga se mantêm através das duas seções do filtro, devido ao autoajustamento da vazão entre essas seções. A partir disso, portanto, ao ocorrer uma obstrução mais acelerada ao longo de um dos fluxos do filtro, ocorre automaticamente uma redução na sua vazão de escoamento e conseqüentemente um aumento de carga para o outro fluxo.

A fim de identificar a fração de filtração mais efetiva no sistema bifluxo, ascendente ou descendente, foi instalado um medidor de vazão no trecho de tubo de PVC DN 32 que conecta a câmara de carga do fluxo ascendente ao fundo do filtro. Assim foi possível identificar a parcela da vazão total que foi filtrada em cada fluxo do filtro durante toda a carreira de filtração, inclusive após a realização de descargas de fundo intermediárias com injeção de água na interface (DFI). O medidor de fluxo instalado é do modelo K24, possui 1 polegada de rosca interna, conta com uma precisão de 1% em vazão de até 120 L/min, opera com pressão de trabalho de até 20 bar. É possível observar no visor do aparelho a vazão instantânea que atravessa o mesmo e também o volume acumulado desde o início da carreira. Foram avaliados os volumes acumulados indicados pelo dispositivo até a primeira DFI de cada carreira de filtração, assim como em cada período decorrido após a realização das DFI.

Para que fosse possível aumentar a carga hidráulica para a filtração do filtro descendente, pretendendo-se desta forma aumentar o tempo de operação da carreira de filtração foi conectado uma luva e um segmento de tubo de PVC 250 mm sobre o tubo da coluna filtrante, fazendo com que a altura do filtro de 4,91 m fosse ampliada para 5,86 m. Em complemento ao aumento da altura do filtro, o extravasor foi deslocado 0,95 m acima da sua posição na primeira configuração do filtro piloto.

Quanto à taxa de filtração, na Etapa 3 os testes no filtro bifluxo mantiveram a taxa total de filtração, ou seja, 400 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.d, que corresponde à vazão 13,64 L/min de água filtrada, vazão total estabelecida inicialmente na Etapa 1. Na câmara única opera-se com taxa declinante, ou seja, as unidades passam a trabalhar como vasos comunicantes, com os níveis de água interdependentes. Em um sistema de filtração com taxa declinante variável cada filtro irá operar com taxa de filtração determinada pelo estado de colmatação do seu meio filtrante. O filtro mais

colmatado (descendente) trabalhará com a menor taxa, enquanto o ascendente, trabalhará com a maior.

Nesta etapa realizaram-se 9 carreiras de filtração, tendo sido consideradas apenas 6 destas como consistentes e selecionadas para serem analisadas neste trabalho. A seleção deu-se através dos resultados obtidos nas análises laboratoriais.

### 3.2 ÁGUA DE ESTUDO

A água utilizada nos experimentos descritos a seguir é oriunda do manancial da Lagoa do Peri, o mesmo que abastece a ETA Lagoa do Peri. A Lagoa do Peri (LP), é localizada ao sul da ilha de Florianópolis e alimentada por dois rios, o rio Cachoeira Grande e o rio Ribeirão Grande. A lagoa possui contato com o mar através do canal Sangradouro, sendo o desnível entre o mar e o manancial de aproximadamente 3 m, fazendo com que o manancial não receba água salgada e seja formada totalmente por água doce. O manancial possui uma área superficial de 5,1 km<sup>2</sup> e a lagoa tem um volume de aproximadamente  $(21,2 \pm 0,1) \times 10^6$  m<sup>3</sup>, profundidade média de 4,2 m e máxima de 11 m, e comprimento máximo de 3,8 km (eixo NE/SW) e largura máxima de 1,8 km (eixo E/W) (SCHONTAG, 2015).

Conforme relatado acima, deste manancial provém a água bruta que alimenta a ETA Lagoa do Peri, que abastece parte da população do sul e do leste desta ilha após tratamento por meio de filtração direta descendente com dupla camada de antracito e areia. Conforme Dalsassoo e Sens (2006), esta tecnologia é compatível com os parâmetros de turbidez e cor verdadeira do manancial, em geral inferiores a 10 uT e 20 uH, respectivamente. Entretanto, após cerca de um ano de operação da ETA, observou-se a elevação da concentração de fitoplâncton na Lagoa do Peri.

A avaliação qualitativa e quantitativa do fitoplâncton, no manancial realizada por Mondardo (2009), revelou uma elevada densidade fitoplantônica, com valores acima de 10<sup>5</sup> cél/mL. Dos dados avaliados diagnosticou-se a presença de 99% de cianobactérias, do total de células /mL investigadas nas amostras de água bruta da Lagoa do Peri. Na mesma pesquisa detectou-se uma elevada densidade da espécie *Cylindrospermopsis raciborskii*, cujas amostras apresentam um valor médio em torno de 10<sup>6</sup> cél/mL. Vale ressaltar que o manancial da Lagoa do Peri é estudado desde 1994, apresentando dominância de cianobactérias, principalmente da espécie *Cylindrospermopsis raciborski* (LAUDARES-SILVA, 1999; MONDARDO, 2004; SENS, *et al.*, 2005; GRELLMANN, 2006; MELO FILHO, 2006). Outras pesquisas estão em andamento e indicam a presença da *Pseudanabaena galeata*. Logo, conclui-se que as espécies

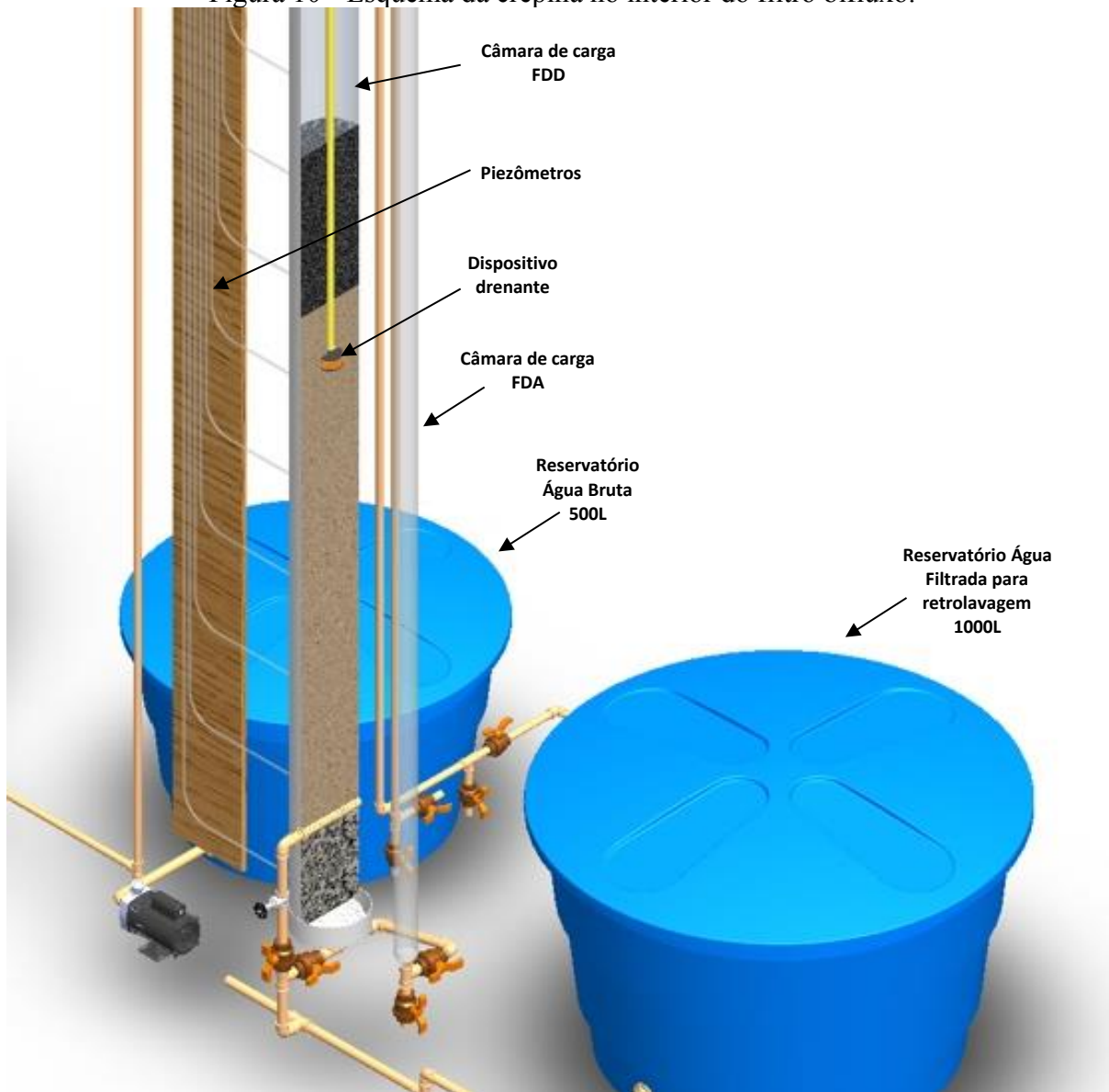
dominantes de fitoplâncton desse manancial são *Cylindrospermopsis raciborskii* e *Pseudanabaena galeata*. De características filamentosas, ambas são potencialmente produtoras de hepatotoxinas e neurotoxinas, substâncias capazes de causar intoxicações agudas e crônicas às células do fígado e no sistema neuromuscular, podendo levar animais à morte em minutos, horas ou dias (MONDARDO; SENS; FILHO, 2006). De Souza *et al.* (2017) analisaram a água da Lagoa do Peri, encontrando uma concentração média de  $9,1 \times 10^5$  cél/mL.

A amostra de água bruta da Lagoa do Peri foi coletada na base da câmara de chegada de água bruta da ETA, antes da aplicação de qualquer produto químico no local e também onde foi instalado um colar de tomada de água para alimentar o sistema piloto, representando fielmente a qualidade da água aduzida a ETA. No experimento, o recalque da água bruta foi realizado através de uma bomba centrífuga de potência igual a 1/2 CV até uma câmara de nível constante, localizada aproximadamente 6,40m acima do fundo do sistema piloto estudado. Após a realização da mistura rápida com o agitador mecânico já instalado na Sala de Testes do LAPOÁ, a água fluiu em direção aos orifícios calibrados, direcionando a vazão previamente especificada para cada um dos fluxos do filtro.

### 3.3 O SISTEMA PILOTO - FILTRO RÁPIDO BIFLUXO

Os detalhes do filtro piloto constam na Figuras 10 e 11, e no Anexo A, com o projeto do filtro em questão. O filtro bifluxo foi executado em um segmento de tubo de policloreto de vinila (PVC – linha esgoto sanitário) de 250 mm de diâmetro e 4,83 metros de altura. Quanto à câmara de carga para a parcela do filtro de fluxo descendente, a mesma constitui-se no seu próprio sobrenadante, ou seja, 1,75 m acima da saída do filtrado na configuração inicial do filtro. Enquanto a câmara de carga para a porção de fluxo ascendente do filtro consiste em um segmento de tubo de PVC de 75 mm de diâmetro e com 5,80 metros de altura, fixada lateralmente ao filtro, e ligada a este pelo fundo por meio de tubulação de PVC de 32 mm. Aproveitaram-se as instalações existentes no LAPOÁ para a câmara de carga em questão. Portanto, as câmaras de carga para cada uma das porções do filtro são independentes uma em relação à outra, e suas cargas hidráulicas são variáveis ao longo do tempo durante a filtração.

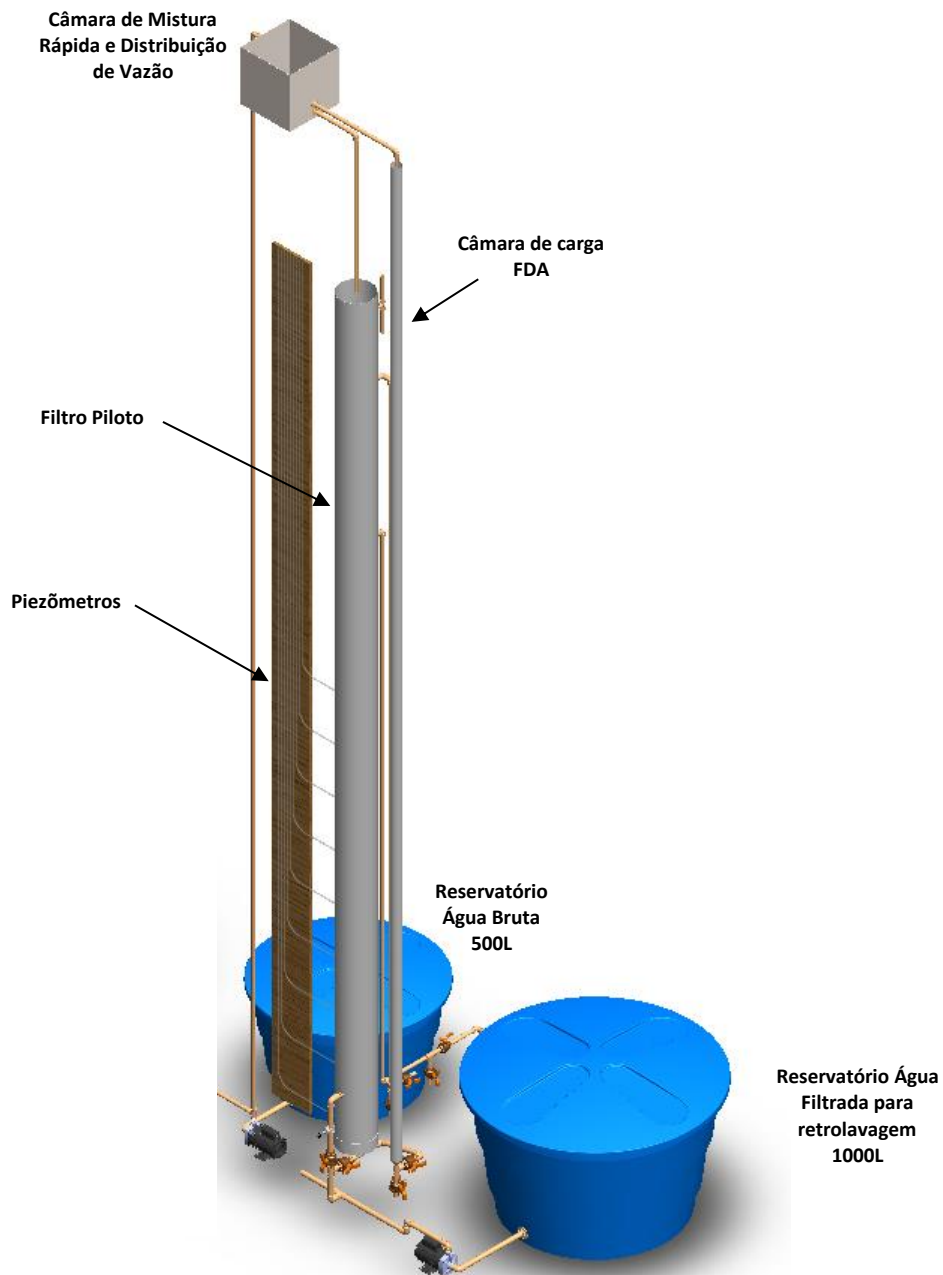
Figura 10 - Esquema da crepina no interior do filtro bifluxo.



Fonte: O autor, 2020.

As taxas de filtração estabelecidas de acordo com os ajustes pelos registros de gaveta foram constantes e iguais a  $200 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$  para cada fluxo (ascendente e descendente), totalizando  $400 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$ , com vazões de filtração de  $9,82 \text{ m}^3/\text{d}$  ou  $6,82 \text{ L}/\text{min}$  em cada filtro ou no total  $19,64 \text{ m}^3/\text{d}$  ou  $13,64 \text{ L}/\text{min}$  de água filtrada.

Figura 11 - Esquema dos constituintes da unidade piloto de Filtração Bifluxo.



Fonte: O autor, 2020.

### 3.3.1 Camada filtrante, camada suporte e fundo do filtro

Cumprindo o recomendado para filtros rápidos bifluxos, o filtro piloto possui camada dupla composta por areia e antracito para a unidade de filtração em sua porção acima do sistema

de coleta do filtrado, enquanto a porção inferior ao bocal drenante é composta apenas por areia (HAMANN e MCKINNEY, 1968; RAY, 1974; VIGNESAN *et al.*, 1983).

Neste caso, de acordo com Di Bernardo (1993), o leito filtrante foi implantado no interior do tudo de 250 mm e constituído na fração descendente por uma camada de 0,60 m de antracito de tamanho efetivo 1,07 mm e coeficiente de uniformidade 1,55, seguida de 0,25 m de areia de tamanho efetivo de 0,51 mm e coeficiente de uniformidade 1,47. A porção inferior do filtro, ou seja, a fração ascendente, é composta apenas por areia de mesmas características elencadas acima na parcela superior do filtro ascendente equivalente a 0,30 m, enquanto a areia usada nos 1,40 m inferiores do filtro possui tamanho efetivo 0,58 mm e coeficiente de uniformidade de 1,74. Ainda, nos últimos 30 cm foi instalada uma camada suporte de forma que seus grãos têm a sua menor granulometria na porção central, sendo simétricas as suas parcelas inferior e superior. A camada suporte do filtro piloto, composta por seixos rolados de 3,2 mm a 25,4 mm. Tal critério de projeto vai ao encontro da concepção da filtração direta, que com camadas filtrantes mais espessas pode-se operar com carreiras de filtração adequadas mesmo se constituindo na única unidade de remoção de impurezas da água a ser filtrada. O Quadro 7 resume as características relatadas.

Quadro 7 - Resumo das características das porções descendente e ascendente do filtro bifluxo.

	<b>Parâmetro</b>	<b>Característica</b>
Porção superior do filtro (fluxo descendente)	Espessura da camada de antracito	0,60 m
	Diâmetro efetivo do antracito	1,07 mm
	Coeficiente de uniformidade do antracito	1,55
	Espessura da camada de areia	0,25 m
	Diâmetro efetivo da areia	0,51 mm
	Coeficiente de uniformidade da areia	1,47
Porção inferior do filtro (fluxo ascendente)	Espessura da camada de areia	1,70 m
	Tamanho efetivo da areia usada nos 0,30 m superiores	0,51 mm
	Coeficiente de uniformidade da areia usada nos 0,30 m superiores	1,47
	Tamanho efetivo da areia usada nos 1,40 m inferiores	0,58 mm
	Coeficiente de uniformidade da areia usada nos 1,40 m inferiores	1,74

Fonte: O autor, 2020.

No intuito de diminuir caminhos preferenciais na lavagem do filtro, instalou-se um dispositivo no fundo do filtro composto por um cap de 200 mm de diâmetro em PVC perfurado uniformemente em sua área circular com orifícios de mesmo diâmetro, fixado na posição invertida em relação ao fundo do segmento de tubo de mesmo material. Os orifícios, com cerca de 3,0 mm de diâmetro, têm a função de distribuir de maneira adequada a água a ser filtrada e,



da mesma forma, a água para lavagem. Com orifícios de dimensões menores que o menor grão da camada suporte, 3,2 mm (Quadro 8), evita-se a colmatção das aberturas, e consequentemente permite-se melhor funcionamento do filtro.

Quadro 8 – Camada suporte.

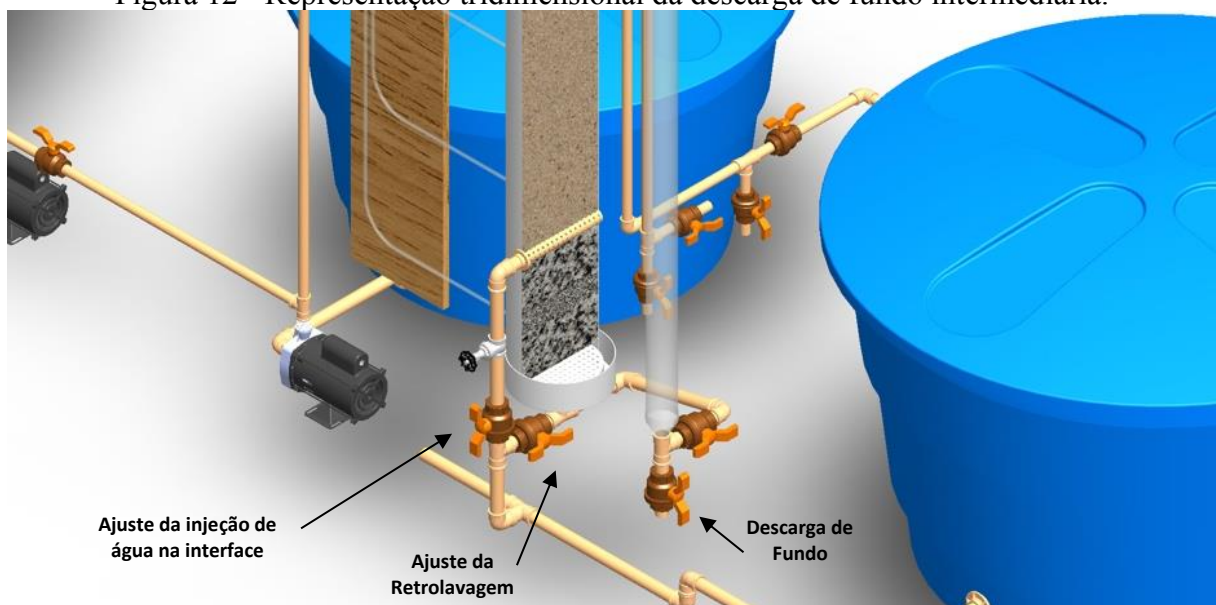
Subcamada	Tamanho dos grãos (mm)	Espessura (cm)
2	12,7 – 25,4	5
3	6,4 – 12,7	5
4	3,2 – 6,4	10
5	6,4 – 12,7	5
6	12,7 – 25,4	5

Fonte: O autor, 2020.

### 3.3.2 Descarga de fundo com injeção de água na interface

Como a porção inferior do filtro bifluxo opera como um filtro de fluxo ascendente, o filtro em questão possui descarga de fundo intermediária (DFI) na interface entre a camada suporte e a camada filtrante, representada pelas Figuras 12 e 13. Segundo Di Bernardo (2002), nos filtros ascendentes a camada suporte também retém impurezas, principalmente no caso de filtração direta, e há dificuldade na retirada das mesmas apenas com retrolavagem de fluxo ascendente, tornando-se essencial a execução de descarga de fundo intermediária antes da lavagem do filtro.

Figura 12 - Representação tridimensional da descarga de fundo intermediária.



Fonte: O autor, 2020.

Figura 13 - Imagem do filtro piloto que demonstra a drenagem de fundo, injeção na interface e suas válvulas de controle.



Fonte: O autor, 2020.

A descarga de fundo ocorreu concomitantemente à introdução de água na interface e essa etapa foi executada com a manutenção do nível de água no filtro constante. A alimentação foi realizada com água proveniente de fonte externa, do mesmo reservatório de água filtrada utilizada para a retrolavagem, através de uma derivação da tubulação de água para a retrolavagem de fluxo ascendente, sendo o material PVC e o diâmetro 32 mm, contando com um cap em sua extremidade e 12 orifícios de 1,0 cm para a distribuição da água ao longo do seu comprimento no interior do filtro.

A DFI e a retrolavagem por fluxo ascendente, empregada para a lavagem da camada filtrante como um todo, foram executadas sob a mesma taxa prevista de 1224 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.d, ou 51 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.h. A vazão de controle (41,7 L/min) foi regulada no início do estudo por meio da coleta de água na saída da retrolavagem com uso de proveta graduada e cronômetro, manobrando-se a válvula de controle de fluxo.

Definiu-se o tempo útil de duração da descarga de fundo juntamente à injeção de água na interface em 25 segundos, tempo que, conforme Di Bernardo (2003), é suficiente para a limpeza da camada suporte e da base da camada filtrante, na sua porção de areia.

Com exceção das carreiras de filtração em fluxo único descendente, após o encerramento de todas as carreiras do estudo empregou-se a descarga de fundo com injeção de água na interface como atividade prévia à retrolavagem do filtro.

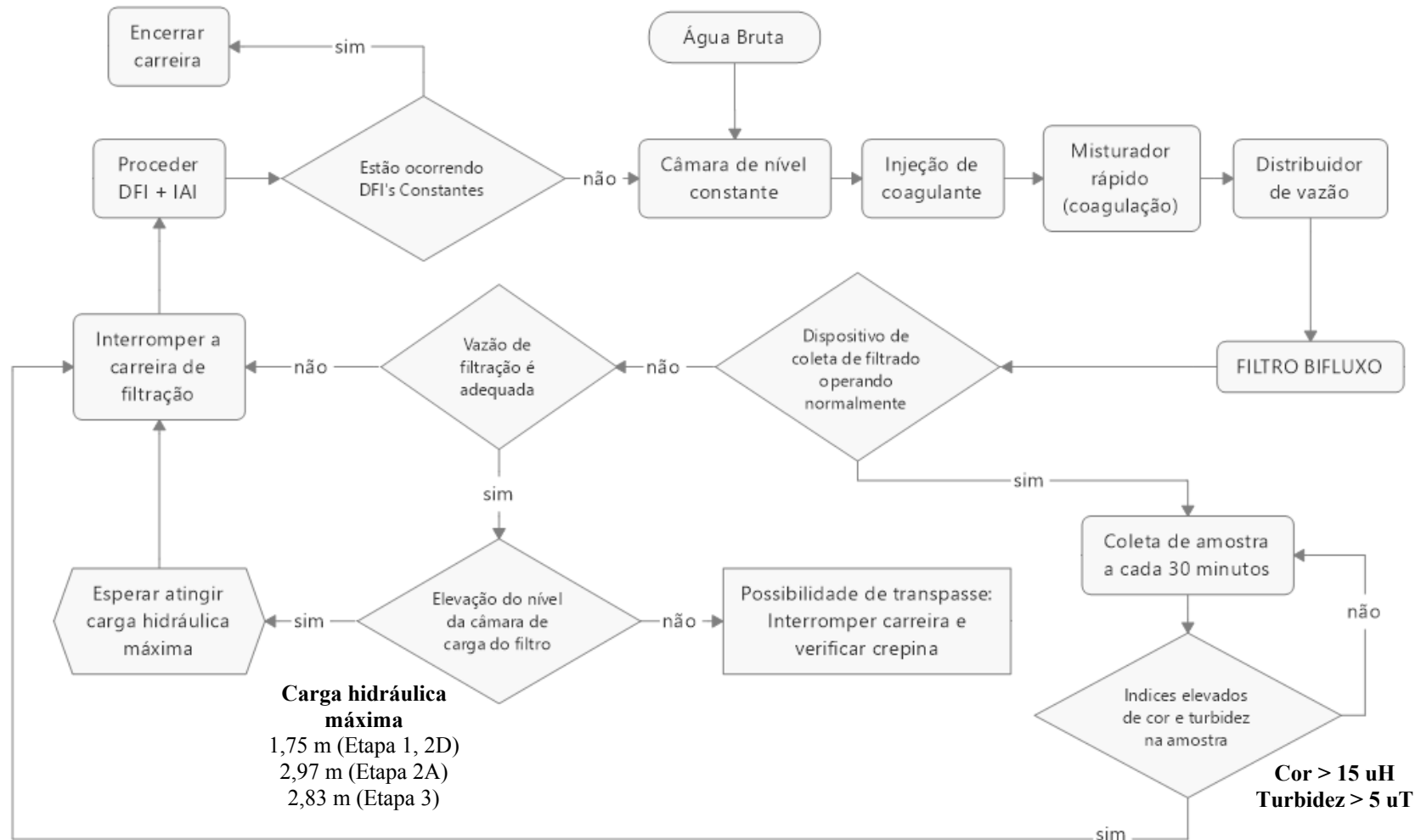
A DFI foi executada quando ocorreu primeiramente colmatação na parcela do filtro que opera no fluxo ascendente, ou de acordo com a estratégia de filtração. As frentes de impurezas ou ação da profundidade podem ser entendidas como o resultado de uma sucessão de estágios relativos à colmatação das subcamadas que compõem o meio filtrante. A partir do momento em que a diferença de leitura piezométrica entre dois piezômetros (o que corresponde a uma subcamada) não muda com o tempo de filtração, significa que a quantidade de partículas que sai é a mesma que entra.

Logo, nesta ocasião, realizou-se, na Etapa 1 de testes, a descarga de fundo com injeção na interface conforme o padrão acima estipulado. Já na Etapa 2, para as carreiras operadas em fluxo ascendente, Etapa 2A, fixou-se o número de duas execuções de DFI nas carreiras de filtração. Já nas carreiras em fluxo descendente, não foram realizadas descargas de fundo durante a filtração, apenas a descarga final antes de proceder a retrolavagem. Já na Etapa 3, procederam-se diferentes números de DFI com o objetivo de prolongar o tempo de filtração.

A Figura 14 apresenta o fluxograma de monitoramento do sistema piloto, de acordo com a qualidade do filtrado, vazão de filtração, nível da câmara de carga dos fluxos ascendente e descendente e as necessidades de descarga de fundo intermediário, injeção de água na interface, e interrupção da carreira de filtração.



Figura 14 - Fluxograma de funcionamento da unidade piloto de filtração, e realização de descarga de fundo intermediária, injeção de água na interface, encerramento da carreira de filtração e retrolavagem.



Fonte: O autor (2020).

### 3.3.3 Drenagem da água filtrada

No filtros bifluxos já testados os dispositivos de drenagem da água filtrada consistiam em tubulações de material plástico com fendas ou perfurações (VIGNESAN *et al.*, 1983). Esse tipo de estratégia não se mostrou adequada devido às incrustações e obstruções ocorridas pelo acúmulo de materiais sólidos nas fendas, o que fazia com que o rendimento do filtro baixasse até mostrar-se uma tecnologia insuficiente em grande escala. Além disso, os dispositivos de coleta do filtrado não possuíam a possibilidade de içamento para limpeza e manutenção do dispositivo de coleta do filtrado.

Em função disso, buscou-se uma alternativa para a coleta do filtrado que potencialmente não apresentasse problemas de obstrução e que, caso tal inconveniente ocorra, haja um meio viável de se promover sua desobstrução. Adotou-se, então, a utilização de um item empregado geralmente no fundo de filtros de fluxo descendente, qual seja, a crepina desmontável. Conjuntos desse tipo de peça drenante são usados em geral junto à laje de fundo de filtros e podem, além de coletar a água filtrada, ainda operar a distribuição da água (ou ar e água) para a lavagem do filtro.

Esses bocais já possuem uso comum no tratamento de água que envolve contato direto com material filtrante, por exemplo a areia, e por isso, possuem potencialmente menores chances de sofrerem obstrução e forçar a interrupção da carreira de filtros bifluxos. A Figura 15 ilustra a crepina descrita, na sua forma encaixada.

Figura 15 - Crepina plástica em sua forma encaixada.



Fonte: O autor, 2020.

O dispositivo de coleta proposto possui corpo constituído em *nylon* e fibra de vidro, que suporta e fixa discos em polipropileno, os quais possuem sulcos uniformes com direção

radial em relação à peça. Os sulcos por onde o filtrado adentra ao corpo da crepina possuem aberturas com dimensões menores que 0,40 mm, valor abaixo do tamanho efetivo dos materiais filtrantes geralmente empregados, inclusive da areia empregada no Filtro Bifluxo em questão, conforme relatado acima (HIDRO SOLO, 2020). Esse fato reduz as possibilidades de colmatação da peça de coleta do filtrado.

Uma vez que a crepina em questão possui suas partes inferior e superior desmontáveis, podem ser facilmente desencaixadas, o que permite uma rápida limpeza e retorno à operação. Os discos comprimidos são encaixados por fechamento roscável na porção intermediária do dispositivo. O diâmetro externo dos discos é de 80 mm; o interno junto aos discos é de 32 mm; e o diâmetro interno da saída da crepina é de 18 mm (HIDRO SOLO, 2020). A Figura 16 exhibe as partes da crepina separadamente: discos sulcados, parte inferior e parte superior, da esquerda para a direita.

Figura 16 - Crepina em sua forma desencaixada.

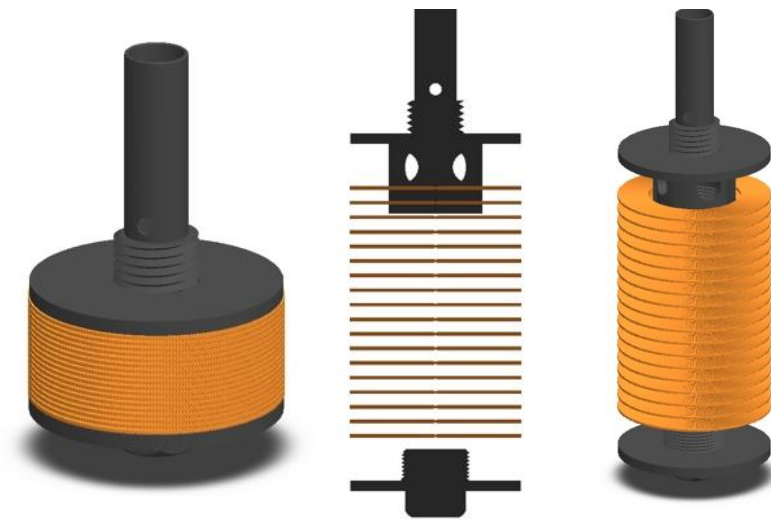


Fonte: O autor, 2020.

A parte interior do dispositivo de coleta do filtrado apresenta quatro aberturas que ficam em contato com os sulcos dos discos, e levam a água para seu orifício central, o qual continua até a extremidade exterior da crepina. Essa parte do elemento central pode se prolongar, no caso de uso dessas peças para lavagem com ar e água, ou pode se encerrar no elemento roscável. Esse prolongamento no exterior da base para os discos possibilita o encaixe da peça em tubos ou outro elemento. As Figuras 17, 18 e 19 demonstram os detalhes internos da crepina.

No sistema piloto a crepina foi conectada a um segmento de mangueira corrugada de diâmetro de 25 mm, que por sua vez, serve para recolher a água filtrada e captada pela peça, e conduzi-la para o exterior do filtro.

Figura 17, 18 e 19 - Detalhes internos e externos tridimensionais da crepina.



Fonte: O autor, 2020.

O encaminhamento para o exterior da unidade filtrante se dá por uma saída em PVC com diâmetro de 25 mm, flangeada, posicionada 5 cm acima da superfície da camada filtrante, com saída livre, sendo captada em um recipiente e encaminhada, por tubos de PVC e ao final por mangueira de silicone, ao reservatório de água para lavagem do filtro até que este esteja no seu nível adequado, quando, então, a água passa a ser direcionada para o esgotamento da estação de tratamento (Figura 20). Neste trecho de tubo foi instalada uma válvula de esfera, que mantém-se aberta enquanto na filtração e fechada na realização da retrolavagem. A saída da água filtrada foi posicionada acima da camada filtrante para se evitar a formação de pressão negativa, conforme explicado. Durante a recuperação do filtro a água filtrada foi direcionada ao esgotamento da ETA. A coleta das amostras de água filtrada para as análises de sua qualidade se deu logo na saída da mesma do filtro, antes do contato com o recipiente acima indicado.

Através de um cabo de aço a crepina pode ser conduzida para o exterior da unidade filtrante de forma a possibilitar eventuais operações de desobstrução/manutenção, já que essa atividade fica impossibilitada com a crepina no interior do filtro. O cabo de aço fixado à mesma fica preso na borda superior do filtro enquanto o mesmo opera no modo filtração ou lavagem. Assim, a crepina permanece na sua correta altura em relação à camada filtrante, devido ao comprimento especificado do cabo, que é flexível, porém inelástico.



Figura 20 - Saída do filtrado.



Fonte: O autor, 2020.

A colmatação no dispositivo de drenagem do filtrado é parte dos interferentes que decorrem desse tipo de tratamento. Logo, uma vez que as carreiras de filtração estão diminuindo o seu real tempo de trabalho, ou seja, o nível dos piezômetros instalados ao longo do leito filtrante estejam em rápida ascensão (acima de 10 cm dentro de um intervalo de 15 min) e/ou a vazão de saída do filtrado ao menos 20% abaixo de 13,64 L/min, foi realizado o içamento da peça para averiguação da situação dos sulcos da crepina, e desmontagem e limpeza do dispositivo. Vale ressaltar que a aferição da vazão de filtrado foi realizada sempre que necessário, com o uso de proveta graduada e cronômetro, sendo coletada água diretamente na saída da água filtrada. Quando pretende-se içar a crepina, procede-se com as seguintes atividades conforme Figura 21.

Na situação de retirada da crepina para manutenção (Figuras 22, 23, 24 e 25), inicialmente interrompe-se a operação do filtro, deixando de introduzir água não filtrada na unidade, para então injetar água de lavagem no fluxo ascendente de modo a fluidificar o leito filtrante para que a crepina possa ser içada até o topo do filtro.

Figura 21 - Procedimentos de limpeza do dispositivo de coleta do filtrado.



Fonte: O autor, 2020.

Figura 22, 23, 24 e 25 - Crepina em procedimento de limpeza.



Fonte: O autor, 2020.

Após o içamento, desliga-se a injeção de água de lavagem e realiza-se a limpeza/manutenção do bocal drenante. Com a peça limpa, remonta-se a crepina, desobstruída, junto à mangueira corrugada, e injeta-se novamente água de lavagem no fluxo ascendente de modo a

fluidificar o leito filtrante, sendo possível reposicionar a crepina novamente na altura adequada de filtração, no interior da camada filtrante. Encerra-se a fluidificação do leito filtrante e espera-se que o mesmo se assente na sua devida posição para, então, poder se realizar a carreira de filtração seguinte.

### 3.3.4 Retrolavagem

No dimensionamento do sistema piloto foi considerada uma velocidade ascensional durante a lavagem de 0,85 m/min, acima de 0,80 m/min conforme recomenda Richter e Azevedo Netto (1991), para o adequado roçamento dos grãos sem que haja perda de material. Essa velocidade ascensional de lavagem deveria equivaler a uma taxa de 1.224 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.d, de forma a expandir o leito filtrante até uma altura de 0,95 m acima da superfície do mesmo quando em filtração.

Todavia, na fase de ajustes da unidade piloto que a velocidade de retrolavagem pré-estabelecida em projeto ocasionaria a perda de material filtrante, principalmente antracito, por ser o material localizado na porção mais superior do meio filtrante. Nesta fase aproveitou-se então e testou-se vazões de retrolavagem diferenciadas com o uso da válvula de controle de fluxo instalada no trecho de recalque da retrolavagem. A velocidade ascensional obtida sem que haja perda de material e utilizada ao longo desse estudo foi 0,77 m/min, ou 46 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.d. Essa taxa é levemente inferior à faixa recomendada por Hamann e Mckinney (1968) e Vignesan *et al.* (1983) para lavagem de filtros bifluxos, 47,5 a 55 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.d, porém a expansão de todos os materiais ficou acima de 20%, conforme recomendado para lavagem de filtros. Desta forma, a vazão de água para retrolavagem foi de 0,0378 m<sup>3</sup>/min ou 37,8 L/min.

Para o tempo nominal de lavagem do filtro adotou-se em projeto o máximo sugerido por Di Bernardo *et al.* (2017), que recomendam um tempo nominal de 7 a 10 minutos. Porém, desejando-se atingir valores de turbidez entre 10 e 20 uT para a água de lavagem, de forma que o filtro fosse limpo de forma produtiva, na operação do filtro se obteve um tempo nominal de lavagem de 14 minutos (1,5 min até que saísse água da retrolavagem no ponto de coleta e 12,5 min de coleta de água para análise da turbidez remanescente).

A lavagem do filtro ocorreu por meio do uso de um conjunto motor-bomba centrífuga de potência igual a 1 cv conectado a um segmento de tubulação de PVC com 32 mm de diâmetro, com a outra extremidade ligada ao fundo do filtro. Esse esquema contou com um registro para o controle da vazão, de forma a se garantir o fornecimento da vazão especificada

para a adequada expansão do leito filtrante. A água utilizada nessa operação foi água filtrada pela própria unidade a partir dos 30 minutos de cada carreira (o filtrado durante a fase de recuperação foi descartado), sem que a mesma tenha passado por processo de desinfecção.

Ao término de cada carreira de filtração, o fornecimento de água coagulada foi interrompido e, na sequência, realizada a descarga de fundo com injeção na interface (exceto em carreiras de filtração em fluxo único descendente) e a retrolavagem. Ambas últimas operações foram realizadas com a válvula de saída do filtrado fechada, de modo que não adentrasse água de lavagem no bocal ou no restante do sistema de coleta da água filtrada.

### 3.4 AJUSTES PRÉ-OPERACIONAIS

Os ensaios pré-operacionais serviram para o ajuste do funcionamento da unidade piloto. Nesta fase foram ajustadas as vazões de operação da retrolavagem e injeção de água na interface, bem como as vazões da bomba dosadora, conforme descrito nos itens que tratam da lavagem do filtro no item 3.3.

Além disso, no intuito de obter as melhores concentrações de coagulante a serem utilizados na mistura rápida, realizaram-se testes de jarros conforme as alterações da água bruta e nas mudanças de estratégia de filtração.

#### 3.4.1.1 Mistura Rápida

Realizou-se a coagulação química com solução de PAC (Policloreto de alumínio) com teor de  $Al_2O_3$  de 10,5%. O coagulante utilizado foi fornecido para a ETA da Lagoa do Peri e cedido pela CASAN para a realização dessa pesquisa. A escolha do PAC no lugar do Sulfato de Alumínio foi devida à sua ampla aplicação em estações de tratamento de água no Brasil, por ser empregado na ETA da Lagoa do Peri, e por não necessitar de correção de pH para a sua utilização.

Foram realizados uma série de ensaios de bancada, em batelada, para simular as condições de coagulação e de mistura rápida da água bruta. Ressalta-se que as condições de coagulação devem privilegiar as características de formação de flocos para a metodologia de filtração direta, ou seja, coagulação por adsorção-neutralização (Di Bernardo *et al.*, 2003).

Utilizou-se como base nos testes a dosagem estabelecida no estudo de Schöntag (2015), porém devido ao ano de publicação da pesquisa, decidiu-se testar novamente com as características atuais da água bruta da Lagoa do Peri. Schöntag (2015), verificou em seu estudo

que a dosagem mais indicada quanto à remoção de turbidez e pH adequado seria 18 mg/L do produto (equivalente a 1,08 mg/L de  $Al^{+3}$ ), com resultados de turbidez abaixo de 0,5 uT após filtração com papel filtro Whatman 40 em uma ampla faixa de pH (6 a 8,5).

Os ensaios foram realizados com equipamentos e métodos adequados às características da filtração direta, nas quais as condições de mistura rápida exercem o papel determinante no processo de desestabilização de partículas. A qualidade da água filtrada foi avaliada após a filtração da água coagulada em um sistema de filtros de laboratório.

Após os testes, a solução desse coagulante foi introduzida na câmara de mistura rápida, por meio de bomba dosadora, sendo a dispersão do produto realizada por meio de agitador mecânico. De acordo com Dalsasso (2005), precursor no sistema de mistura rápida da Sala de Testes localizada na ETA Lagoa do Peri, o gradiente de velocidade adotado foi de  $1200\text{ s}^{-1}$  em todo o estudo, conforme sistema já instalado e em pleno funcionamento.

A dosagem de PAC foi definida por meio de experimentos de bancada em equipamento de teste de jarros da marca Nova Ética modelo LDB 310, composto por jarros de volume igual a 2 L. Foi empregada a rotação de 500 rpm ( $1200\text{ s}^{-1}$ ) para a mistura. Após a aplicação da dosagem de PAC, variável em cada amostra, foi realizada a mistura rápida do coagulante por 30 segundos. Em seguida ao processo de mistura rápida, o gradiente de mistura foi reduzido para 90 rpm, o equivalente a  $120\text{ s}^{-1}$ , sendo então efetuada a aferição do pH de coagulação em cada um dos jarros. A filtração foi realizada pelo uso de papel filtro Whatman 40, sendo os primeiros 50 mL filtrados desprezados e, então, coletados os 100 mL seguintes para a análise de turbidez. Os ensaios em Teste de Jarros foram realizados anteriormente às carreiras de filtração.

### 3.5 ANÁLISES DE QUALIDADE DA ÁGUA PRODUZIDA

De acordo com a estratégia de filtração, injeção de água na interface e retrolavagem, permitiu-se analisar a qualidade da água produzida num filtro bifluxo quanto ao seu desempenho em termos de: turbidez, cor aparente e verdadeira, condutividade, sólidos totais dissolvidos, temperatura, pH, alumínio residual, remoção de cianobactérias sob as mesmas condições operacionais de filtração, buscando o enquadramento com a legislação vigente, no intuito de aplicar esta tecnologia em escala real. Os parâmetros, analisados são apresentados no Quadro 9, bem como os métodos, os equipamentos utilizados nas análises e a frequência de amostragem. Os procedimentos das análises seguem os protocolos definidos no Standard Methods for Examination of Water and Wastewater (2017).

Previamente ao início de cada carreira de filtração foram coletadas amostras da água bruta. Na operação da unidade piloto prosseguiu-se com a coleta da água filtrada que foi amostrada em intervalos de 30 minutos para a análise de turbidez, cor aparente, condutividade, sólidos totais dissolvidos, temperatura e pH no intuito de verificar o seu abatimento de eficiência no decorrer da carreira de filtração. O alumínio residual, a remoção de cianobactérias, a cor verdadeira, a análise de clorofila a e Carbono Orgânico Total (COT) foram avaliados apenas nas amostras de água bruta, após 30 minutos de filtração e, conseqüentemente, fim da recuperação do filtro, amostra de fim de carreira e descargas de fundo intermediárias e após o final da carreira com a finalidade de avaliar a eficiência de tratamento da tecnologia. As amostras de água filtrada foram coletadas através da abertura do registro de água filtrada instalado no filtro piloto. Todas as análises foram realizadas no LAPOA, em suas instalações junto à ETA da Lagoa do Peri e no LAPOA situado nas dependências da UFSC, no campus Trindade.

Quadro 9 - Métodos, equipamentos utilizados nas análises e frequência de amostragem.

Parâmetro	Método	Equipamento	Frequência de amostragem
<b>Turbidez (uT)</b>	Standard Methods (2017)	Turbidímetro portátil	Água Bruta, amostras de Água Filtrada a cada 30 minutos, Fim de Carreira e Descargas de Fundo
<b>Cor aparente (uH)</b>	Procedimento adaptado do Standard Methods (2017)	Espectrofotômetro	
<b>Condutividade (µS/cm)</b>	Standard Methods (2017)	Condutivímetro portátil	
<b>Temperatura (°C)</b>	Procedimento adaptado do Standard Methods (2017)	Equipamento multiparâmetros	
<b>Sólidos Totais Dissolvidos – STD (mg/L)</b>	Standard Methods (2017)	Condutivímetro portátil	
<b>pH</b>	Procedimento adaptado do Standard Methods (2017)	pHmetro	
<b>Alumínio Residual (mg/L)</b>	Procedimento adaptado do Standard Methods (2017)	Espectrofotômetro	Água Bruta, amostras de Água Filtrada nos primeiros 30 minutos, Fim de Carreira e Descargas de Fundo
<b>Carbono Orgânico Total – COT (mg/L)</b>	Procedimento adaptado do Standard Methods (2017)	Analizador de carbono orgânico modelo TOC-L	
<b>Cianobactérias (cél/mL)</b>	Procedimento adaptado de AZEVEDO & SANT'ANNA (2006)	Contagem UTERMÖL - HASLE - microscópio invertido LEITZ	
<b>Clorofila a (mg/L)</b>	Procedimento adaptado do Standard Methods (2017)	Espectrofotômetro	
<b>Cor verdadeira (uH)</b>	Procedimento adaptado do Standard Methods (2017)	Espectrofotômetro	

Fonte: O autor, 2020.

Dos parâmetros a monitorados apenas Cor Aparente, Turbidez, pH e Sólidos Totais Dissolvidos que são alguns dos exigidos no Art. 129 da Seção II (Do Controle e da Vigilância da Qualidade da Água para Consumo Humano e seu Padrão de Potabilidade) da Portaria de

Consolidação nº 5, de 28 de Setembro de 2017, do Ministério da Saúde, que trata da consolidação das normas sobre as ações e os serviços de saúde do Sistema Único de Saúde. O Anexo XX desta portaria dispõe sobre o controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade e cita que o padrão de Turbidez pós-filtração ou pré-desinfecção na Filtração Rápida (tratamento completo ou filtração direta) é de 0,5 uT em 95% das amostras, ou Turbidez de 5 uT na tabela de padrão organoléptico de potabilidade. A Cor Aparente tem limite, nesta última tabela também, em 15 uH. Também serão avaliados os abatimentos de cianobactérias obtidos após a filtração da água do tipo I. As análises foram realizadas nas águas brutas e por vezes, nas águas filtradas (BRASIL, 2017). Decidiu-se analisar a cada 30 minutos as amostras de água filtrada em parâmetros que oferecem resultados rápidos no intuito de avaliar a saída da água filtrada mediante a necessidade de DFI ou IAI, ou mesmo finalização da carreira de filtração. As análises mais complexas como Alumínio Residual, Clorofila-a, Cianobactérias e COT, principalmente, foram realizadas apenas na água bruta, nos primeiros 30 minutos de filtração, fim de carreira e descargas de fundo, no intuito de avaliar as eficiências de remoção para estes principais parâmetros.

Ainda, na operação do filtro em escala piloto, além de verificar a eficiência de tratamento da tecnologia, e o seu abatimento de eficiência no decorrer da carreira de filtração, coletaram-se as amostras dos primeiros 30 minutos de filtração a cada dois minutos para análise da recuperação do filtro. Além disso, em todas as operações de retrolavagem do filtro, a cada 30 segundos, foi coletada uma amostra da água de lavagem para análise de turbidez, a fim de verificar a adequabilidade do tempo de lavagem determinado. O ponto de coleta das amostras foi junto ao final da tubulação de drenagem da água de lavagem, a qual encaminha ao esgoto da ETA Lagoa do Peri. Nesse ponto foi conectado um segmento de mangueira de silicone transparente. Esse segmento de mangueira foi manobrado para ora encaminhar a água diretamente à tubulação de esgoto, ora possibilitar a amostragens.

As amostras para análise de turbidez durante a injeção de água na interface juntamente à descarga de fundo foram coletadas no meio dessa operação, ou seja, próximo aos 12,5 segundos após o seu início, interceptando o fluxo da água em direção ao tubo de esgoto da ETA. O mesmo procedimento foi realizado ao final da operação, próximo aos 25 segundos, pouco antes de encerrar essa operação. Esse monitoramento foi realizado nas descargas de fundo intermediárias (durante a carreira de filtração) e nas realizadas previamente à retrolavagem.

## 4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados estão apresentados de acordo com o andamento dos testes no filtro executada em escala piloto. Os ensaios iniciaram-se por testes de ajustes de funcionamento da unidade piloto, e em bancada através dos testes de jarros. Após os ajustes de funcionamento do filtro, prosseguiu-se com os ensaios em sistema piloto. Em função da alteração nas estratégias adotadas para filtração, sobretudo com relação aos fluxos de filtração, foram estabelecidas três etapas de testes (Etapa 1, Etapa 2 (A e D) e Etapa 3) de ensaios para a pesquisa, conforme descrito nos itens a seguir.

### 4.1 PRÉ-AJUSTES DE FUNCIONAMENTO DO FILTRO BIFLUXO EXECUTADO EM ESCALA PILOTO

Na filtração direta, conforme descrito em Di Bernardo *et al.* (2003), deseja-se utilizar o mecanismo de coagulação de adsorção-neutralização de cargas já que neste tipo de filtração o principal não é a formação de flocos grandes, mas sim, a desestabilização da partícula a fim de que sejam retidas no meio filtrante. Ainda, ressalta-se que esse mecanismo permite o controle adequado do alumínio residual da água floculada evitando o transpasse de alumínio e demais substâncias.

Bernhardt e Clasen (1991) indicam que a coagulação das células de microalgas e cianobactérias que são mais lisas e mais ou menos esféricas acontecem, em grande parte por meio de neutralização de cargas. Já as microalgas grandes ou filamentosas podem efetivamente ser coaguladas via coagulação por varredura, por haver quantidades grandes delas no floco do hidróxido de metal.

De acordo com a avaliação da água bruta da Lagoa do Peri, e com base nos estudos realizados por Laudares-Silva (1999) e Mondardo (2004) identificou-se que dos fitoplâncton encontrados no manancial Lagoa do Peri, as cianobactérias filamentosas são as dominantes, e que a espécie mais abundante foi a *Cylindrospermopsis raciborskii*.

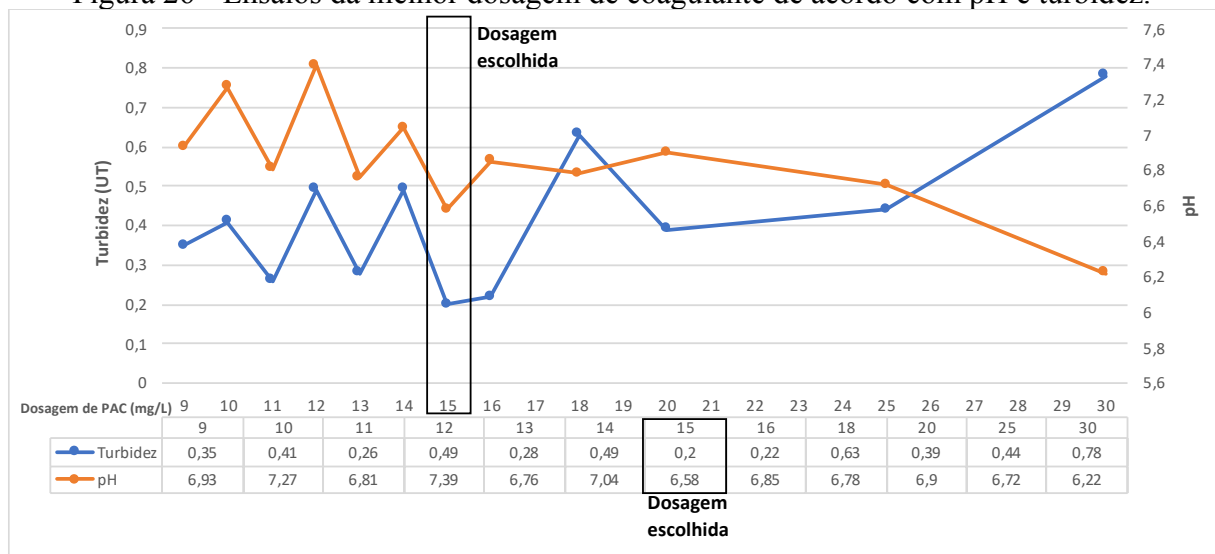
Considerando as informações dos estudos citados e de acordo com Melo Filho (2006), deparou-se com um problema. Se por um lado, a coagulação com sais de alumínio, empregada na filtração direta, deve ser realizada no mecanismo de adsorção-neutralização de cargas, por outro lado, Águas com elevada densidade de cianobactérias filamentosas necessitam de grandes dosagens de coagulante para serem desestabilizadas, resultando no predomínio via mecanismo de varredura.



Assim, a fim de otimizar o desempenho da filtração direta, principalmente, em relação à duração das carreiras de filtração, neste trabalho procurou-se não realizar os ensaios de coagulação com dosagens de PAC acima das comumente empregadas para essa tecnologia. A escolha do PAC no lugar do Sulfato de Alumínio foi devida à sua ampla aplicação em estações de tratamento de água no Brasil, por ser empregado na ETA da Lagoa do Peri, e por não necessitar de correção de pH para a sua utilização.

Cabe salientar que foram realizadas séries de ensaios de coagulação em bancada desde o início da pesquisa e sempre que percebeu-se alterações na qualidade da água bruta. A partir desses resultados, estabeleceu-se a dosagem adequada de coagulante em função da turbidez remanescente da água filtrada para cada fase de pesquisa. Na Figura 26 verificam-se os resultados obtidos de turbidez remanescente e pH para cada concentração de PAC aplicada no teste de jarros.

Figura 26 - Ensaios da melhor dosagem de coagulante de acordo com pH e turbidez.



Fonte: O autor (2020).

Apesar da qualidade da água bruta apresentar-se com características diferentes nos parâmetros avaliados, a concentração de coagulante dosado permaneceu a mesma para as três etapas da pesquisa. A melhor dosagem de PAC de acordo com os testes efetuados foi igual a 15,0 mg/L. Com essa dosagem obteve-se os melhores resultados de turbidez após a filtração para uma faixa de pH entre 6,0 e 8,0. Ainda, com sua aplicação, o pH teve uma variação desprezível.

A vazão de aplicação do coagulante foi regulada conforme a vazão de operação do filtro piloto a cada etapa de pesquisa, na bomba dosadora instalada na sala de pilotos situada na ETA Lagoa do Peri.

## 4.2 QUALIDADE DA ÁGUA PRODUZIDA PELO FILTRO BIFLUXO

De posse dos resultados dos ensaios de bancada que determinaram a dosagem ótima do coagulante, realizaram-se os ensaios contínuos em escala piloto. O processo completo é composto das etapas de coagulação química, filtração direta em filtro bifluxo e ou em apenas uma porção de fluxo com tempo de carreira variável de acordo com a estratégia utilizada para a filtração.

De acordo com a definição das estratégias de avaliação do filtro obtiveram-se resultados diferentes para cada etapa realizada. Buscou-se a definição de estratégias de tratamento diferenciadas tendo em vista a avaliação do funcionamento do filtro piloto e possibilidade de implantação em escala real, e suas condições críticas e favoráveis de funcionamento.

As carreiras de filtração apresentaram mesma média de tempo, de 3 horas, com pouca oscilação entre uma estratégia e outra, a exceção da Etapa 2A. Operou-se o filtro na Etapa 1, bifluxo, com câmaras dos dois sentidos de filtração funcionando de forma separada, as mesmas sendo controladas de acordo com a perda de carga do filtro e material filtrante. Na Etapa 2 verificou-se a necessidade de avaliação da efetividade de cada porção no fluxo de filtração bifluxo. Nesta etapa o funcionamento do filtro ocorreu em separado, com fluxo único, de maneira Descendente (Etapa 2D) e Ascendente (Etapa 2A), de forma a avaliar os parâmetros limitantes no funcionamento do filtro bifluxo e no tempo de carreira de filtração. Por fim, a Etapa 3 previu a avaliação do filtro bifluxo em câmara de carga única, conectando a câmara de carga do ascendente ao descendente, esta última localizada no próprio filtro. A Tabela 1 informa os tempos mínimos, médios e máximos das etapas adotadas no filtro bifluxo.

Tabela 1 - Tempos mínimo, médio e máximo das carreiras de filtração para cada etapa da pesquisa.

TEMPO DE CARREIRA DE FILTRAÇÃO	ETAPA 1	ETAPA 2D	ETAPA 2A	ETAPA 3
<b>MÍNIMO</b>	3 horas	2,5 horas	8 horas	2 horas
<b>MÉDIO</b>	3,5 horas	3 horas	8,8 horas	3,3 horas
<b>MÁXIMO</b>	5,5 horas	3,5 horas	9,5 horas	5,5 horas

Fonte: O autor (2020).

Deve ser considerado que a carga hidráulica disponível aplicada na parte de escoamento descendente (cerca de 1,0 m) foi menor ao geralmente empregado em estações de tratamento em escala real. Todas as carreiras de filtração foram encerradas devido à carga hidráulica disponível para o fluxo descendente. Não houve transpasse de turbidez.

Desta forma, o desempenho do filtro bifluxo nas diferentes estratégias foram comparados, em termos de qualidade da água como: turbidez, cor aparente e verdadeira, cianobactérias, clorofila-a, Carbono Orgânico Total (COT), condutividade, temperatura, Sólidos Totais Dissolvidos (STD), pH e alumínio residual.

A qualidade da água filtrada nas três etapas de pesquisa foi verificada no início e a cada 30 min no decorrer na carreira de filtração.

Observou-se que a água bruta apresentou oscilação na sua qualidade seguindo uma variação normal em suas medições, diferentemente da água filtrada que demonstrou tendência de melhoria na qualidade no decorrer das carreiras.

#### **4.2.1 Etapas de funcionamento**

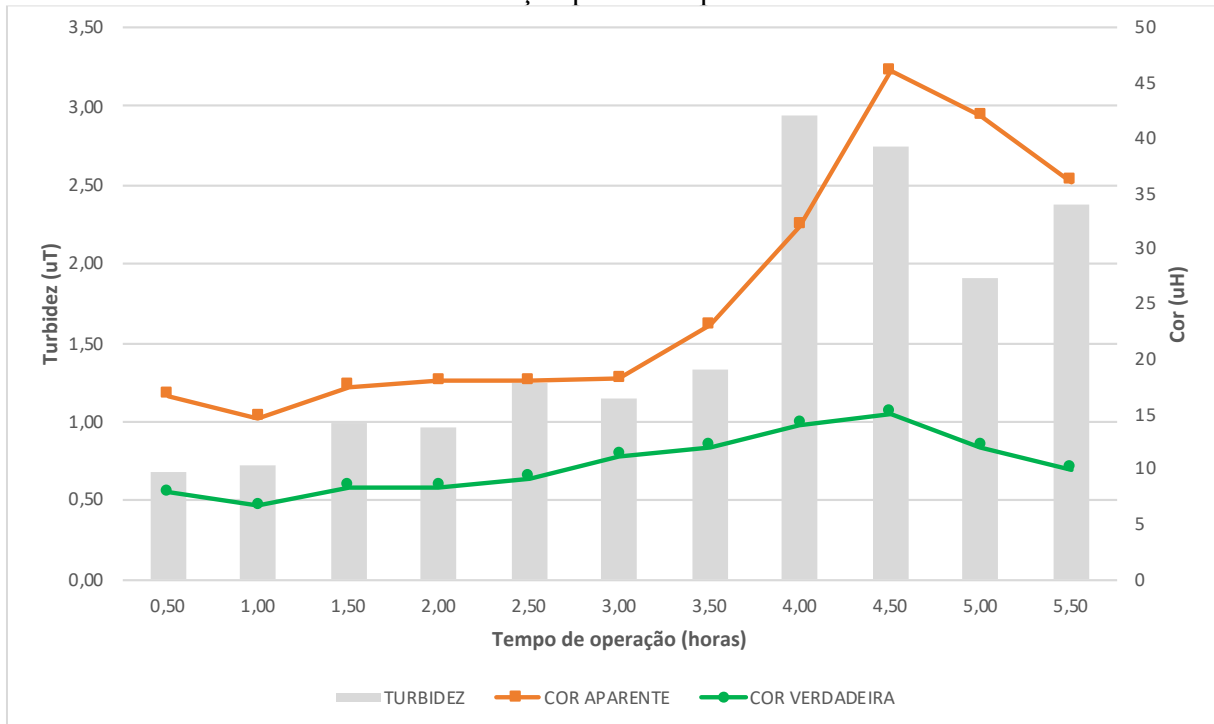
Todos os parâmetros de qualidade da água, citados no Quadro 5 do item 3.5, foram monitorados durante a carreira de filtração e são apresentados nos itens a seguir.

##### *4.2.1.1 Etapa 1*

Os testes no filtro piloto bifluxo iniciaram com a unidade funcionando com as porções ascendente e descendente operando com mesma vazão de filtração, e as carreiras de filtração foram limitadas de acordo com a colmatação do filtro, e conseqüentemente aumento no nível da câmara de carga nas porções ascendente ou descendente. Percebeu-se carreiras de no máximo 5 horas de duração, com média de tempo de operação de 3,5 horas. A carga do filtro descendente, por apresentar-se inferior ao recomendado pelos autores citados na revisão de literatura, foi o fator limitante nesta etapa para a duração da carreira de filtração.

Além disso, percebeu-se que de acordo com o andamento da carreira de filtração, a turbidez da água filtrada foi aumentando, conforme verifica-se na Figura 27, que apresenta as médias dos valores de turbidez obtidos a cada 30 minutos de filtração, conforme o pré-estabelecido no escopo das coletas.

Figura 27 - Turbidez, Cor Aparente e Cor Verdadeira médios ao longo das carreiras de filtração para a Etapa 1.



Fonte: O autor (2020).

Infere-se que a turbidez apresentou-se acréscimo devido ao transpasse, por mais que insignificante, chegando à valores entre 2,5 e 3,0 uT, valores estes acima do permitido de acordo com a Portaria da Consolidação nº 5/2017 para águas pós filtração direta (BRASIL, 2017). Porém, percebe-se que nem nos primeiros momentos das carreiras de filtração as médias dos valores obtidos para turbidez apresentaram enquadramento segundo a legislação vigente. Todavia, se enquadrada conforme os limites de quantificação para redes de distribuição, esta enquadra-se na legislação.

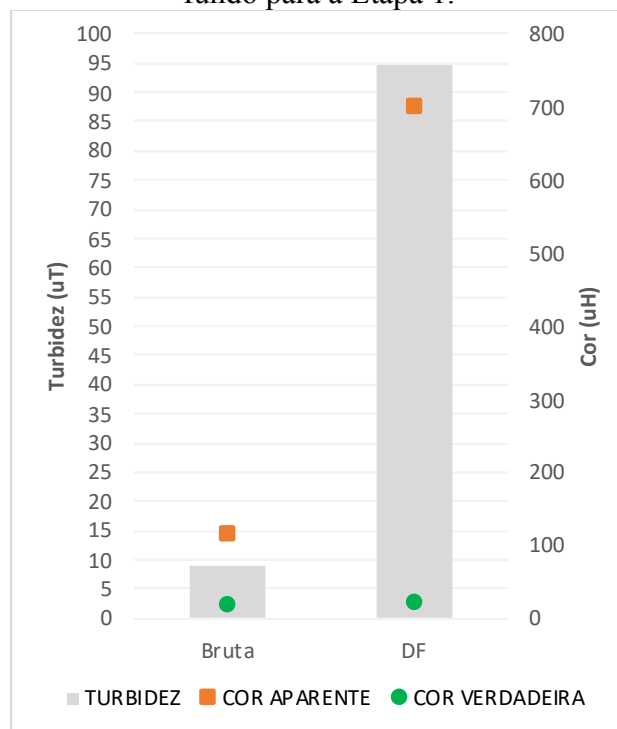
Mesmo assim, de acordo com os resultados das carreiras de filtração, conforme pode-se verificar no Apêndice A, a segunda carreira de filtração consistente apresentada neste trabalho cumpriu os limites estabelecidos para valores pós filtração direta (BRASIL, 2017).

Quanto ao parâmetro cor aparente e verdadeira verificou-se o mesmo comportamento. Tanto comparando-se estes dois últimos parâmetros, quanto quando compara-se os resultados obtidos com os resultados de turbidez. Verifica-se uma acentuação gradativa nos resultados de cor e turbidez, com um decréscimo pouco significativo após as 4,5 horas de operação do sistema piloto. Para Cor Aparente o resultado não indica situação tão agravante no enquadramento à Portaria da Consolidação nº 5 (BRASIL, 2017). Apenas após as 3h de operação do filtro

observou-se crescimento dos valores para cor aparente. A cor verdadeira não é um dos parâmetros avaliados em lei para filtração direta.

A Figura 28 apresenta as médias dos valores para turbidez e cor das águas bruta e coletadas na descarga de fundo da primeira etapa de testes no filtro piloto bifluxo. Observa-se a água bruta adequada para filtração direta no quesito turbidez já que apresenta turbidez inferior à 10uT, porém sua cor apresentou-se na faixa de 100 uH.

Figura 28 - Turbidez, Cor Aparente e Cor Verdadeira médios da água bruta e descarga de fundo para a Etapa 1.



Fonte: O autor (2020).

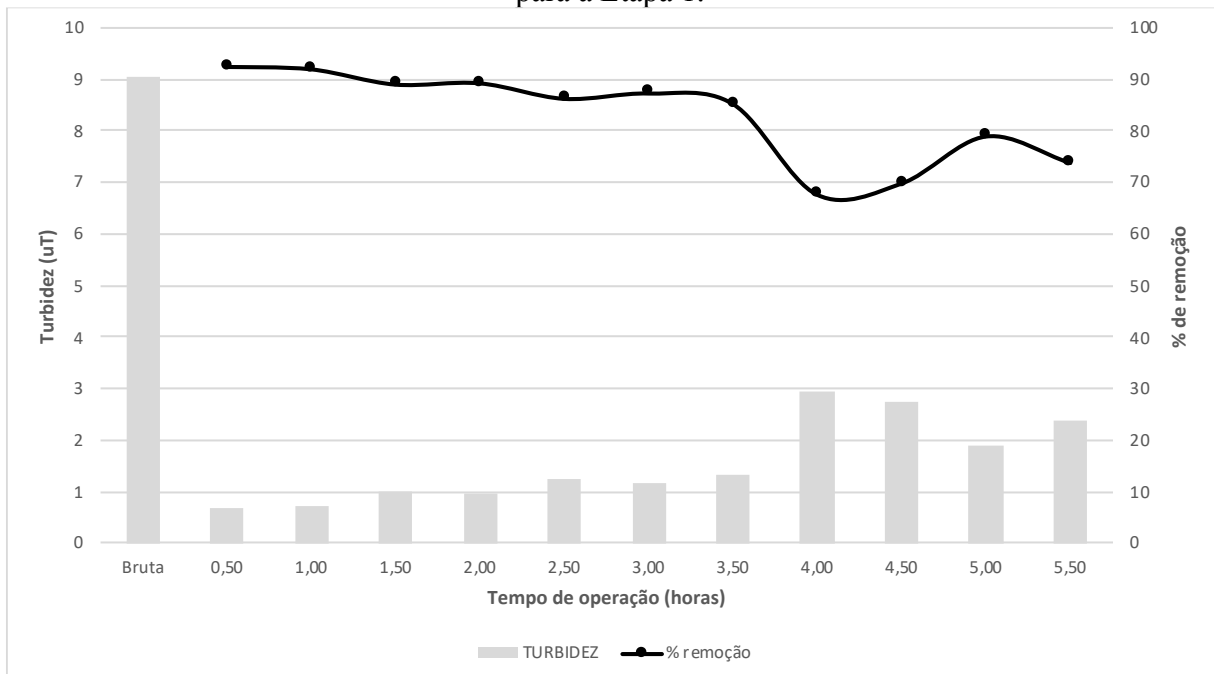
Destaca-se que os testes da Etapa 1 ocorreram em situações em que o manancial apresentava-se cheio e em pleno funcionamento, ou seja, estas são as características normais da Lagoa do Peri.

Verifica-se um incremento de turbidez e cor na amostra de descarga de fundo. Este fato se deve principalmente à filtração bifluxo ocorrer também de maneira ascendente, o que faz com que a água bruta coagulada passe pelo meio filtrante também no local onde acontece a descarga de fundo. Desta forma, a descarga de fundo funciona para eliminar a carga acumulada na superfície da camada suporte, bem como a carga acumulada no restante do meio filtrante. Apesar do incremento acontecer na cor aparente e turbidez, a cor verdadeira apresentou-se praticamente na mesma faixa de resultado da água bruta.

A cor é geralmente um indicador da presença de metais (Fe, Mn), húmus (matéria orgânica oriunda da degradação de matéria de origem vegetal), plâncton (conjunto de plantas e animais microscópicos em suspensão nas águas) dentre outras substâncias dissolvidas na água enquanto a turbidez é a presença de partículas coloidais ou em suspensão na água. Logo, identifica-se que as partículas em suspensão estão em grande quantidade na amostra de descarga de fundo, tal como se percebe no Gráfico X. Ainda, vale ressaltar que estes valores referem-se à pós-filtração, ou seja, ainda não houve aplicação de cloro, que oxida a cor, e por sua vez, diminui os seus valores absolutos.

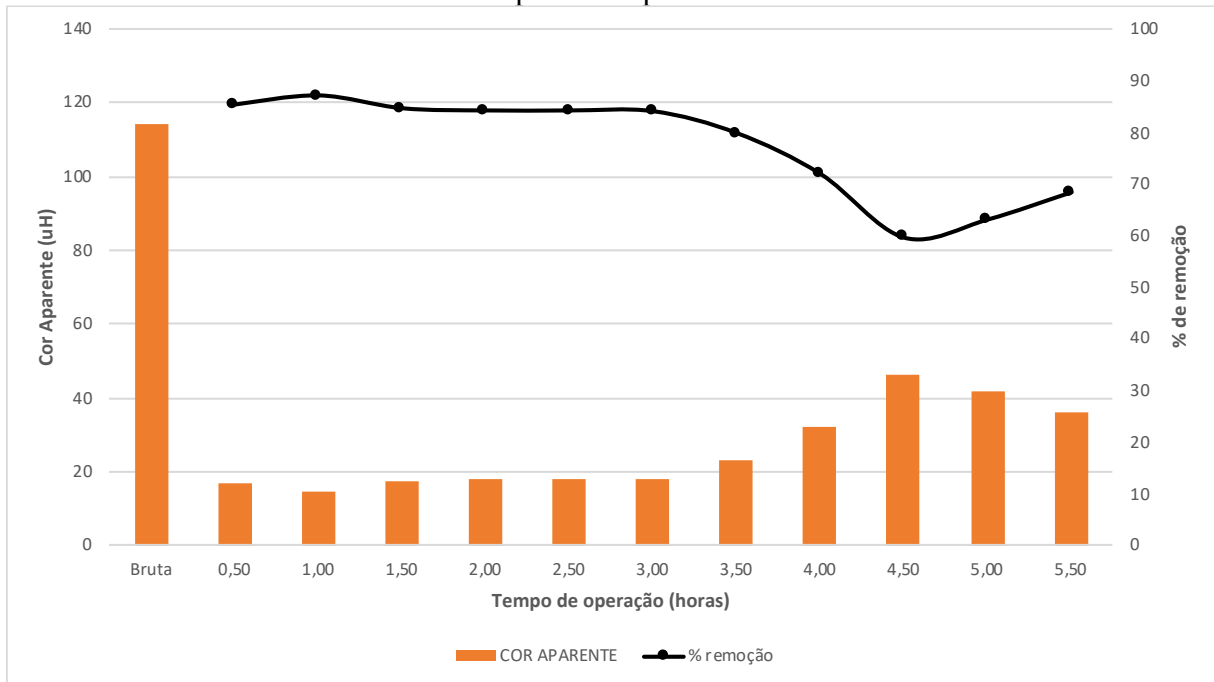
A Figuras 29 e 30 apresentam os índices de turbidez e cor aparente médios para a primeira etapa de pesquisa e seus índices de remoção a amostra coletada a cada 30 minutos e a água bruta. Os valores de turbidez apresentaram-se entre 0,8 e 3,0 uT, enquanto a cor aparente apresentou faixa de valores entre 16 e 43 uH. Verifica-se que apesar de um decréscimo na porcentagem de remoção, os dois parâmetros apresentaram remoção sempre acima de 60%. Identifica-se também que apesar da alta porcentagem de remoção, todas as amostras estiveram em desacordo com a Portaria da Consolidação nº 5/2017 para águas tratadas por filtração direta.

Figura 29 - Turbidez e porcentagem de remoção médias ao longo das carreiras de filtração para a Etapa 1.



Fonte: O autor (2020).

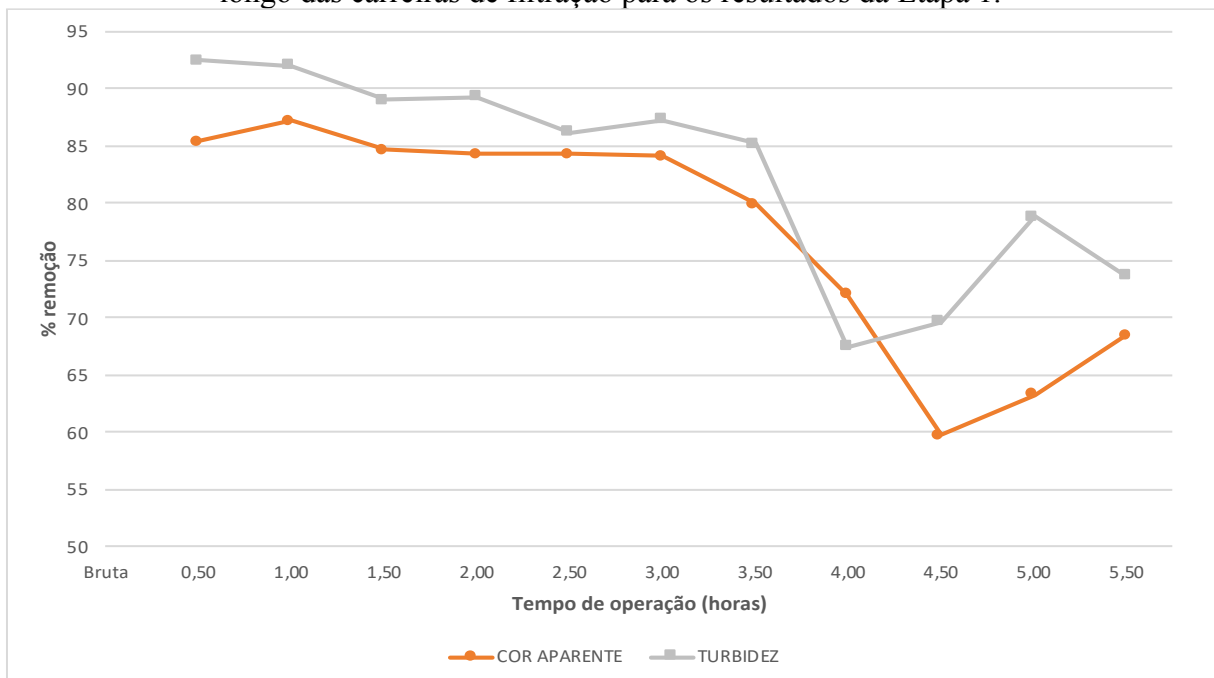
Figura 30 - Cor aparente e porcentagem de remoção médias ao longo das carreiras de filtração para a Etapa 1.



Fonte: O autor (2020).

A Figura 31 apresenta um decaimento da eficiência de remoção de turbidez e cor de acordo com o prolongamento da carreira de filtração. De acordo com o curso da carreira, os índices de turbidez e cor aumentam, devido ao carreamento de partículas coloidais em suspensão, o que sugere também a presença de cianobactérias.

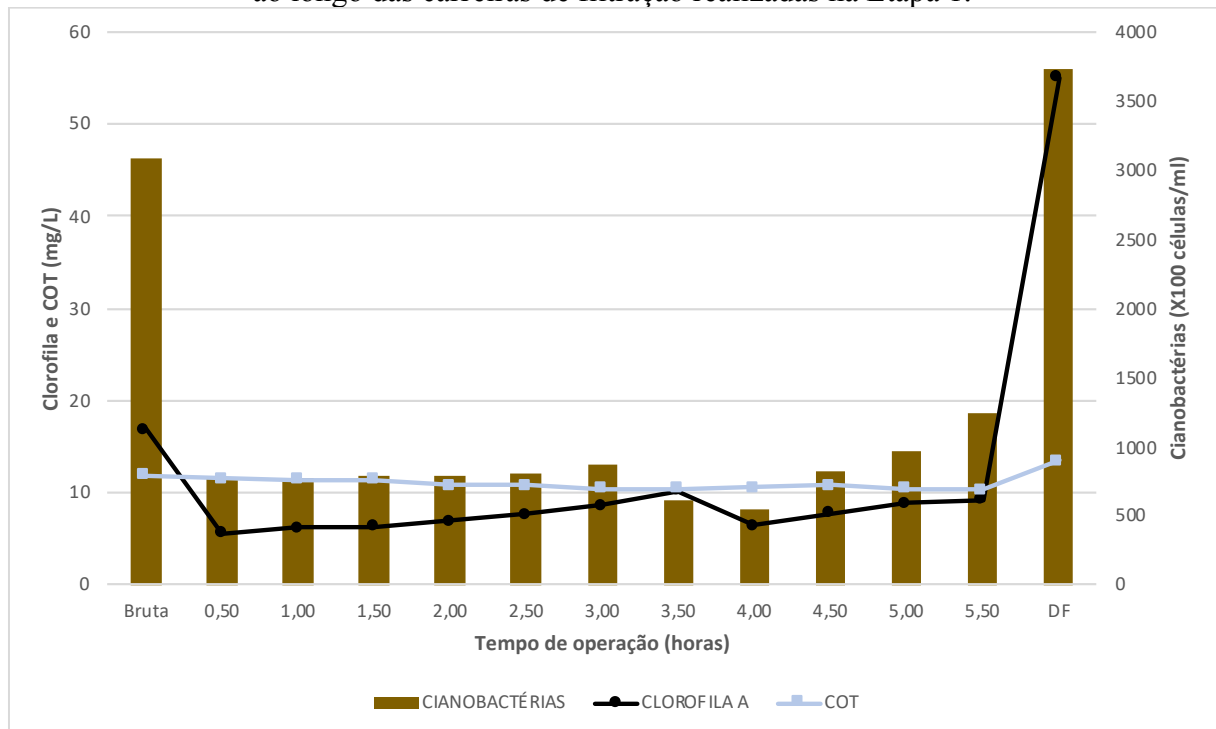
Figura 31 - Comparação das porcentagens de remoção médias de turbidez e cor aparente ao longo das carreiras de filtração para os resultados da Etapa 1.



Fonte: O autor (2020).

Quanto à cianobactérias, clorofila-a e Carbono Orgânico Total (COT), definiu-se um relação muito próxima entre estes parâmetros e por isso a sua avaliação em conjunto. Confirma-se uma estreita relação entre estes analitos na Figura 32. Verifica-se que no andamento da carreira de filtração os resultados de cianobactérias mantêm-se praticamente estáveis, estando na faixa de 70.000 cél/ml na água filtrada após a coagulação. Apenas no momento anterior à interrupção da carreira o número de células por mililitros aumentou sua quantidade na amostra coletada possivelmente devido ao desprendimento das células do meio filtrante. Os valores para clorofila-a estiveram sempre abaixo de 10 mg/L e apresentaram oscilação pouco significativa. As amostras de água bruta e descarga de fundo justificam a cor verde da água bruta e de DF coletadas. Porém, para COT não identifica-se oscilações acima de 13 mg/L, como na amostra de DF.

Figura 32 - Resultados médios de cianobactérias, clorofila-a e Carbono Orgânico Total (COT) ao longo das carreiras de filtração realizadas na Etapa 1.



Fonte: O autor (2020).

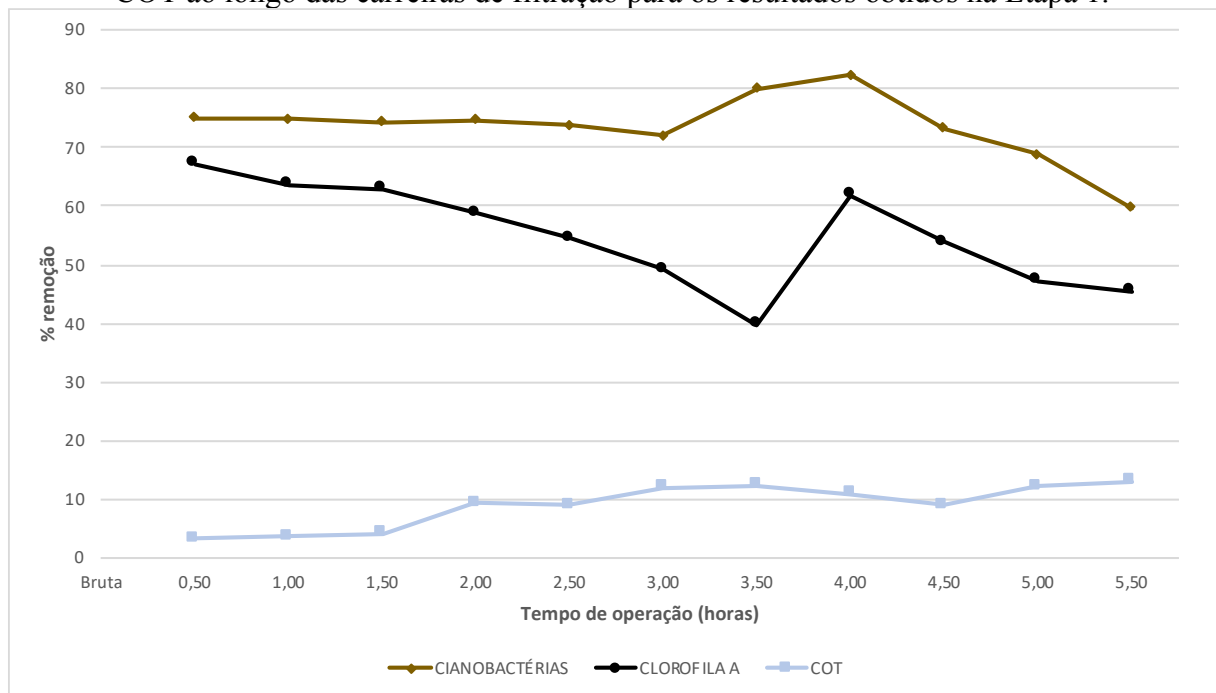
Na Figura 33 constata-se que apesar de apresentarem valores estáveis na sua avaliação por tempo de operação da carreira e os resultados amostrados, quando verificam-se as eficiências de remoção, nota-se que para o parâmetro cianobactérias as porcentagens de remoção estiveram sempre acima de 60% atingindo acima de 80% após 4 horas de operação do filtro bifluxo. No entanto, o mesmo não ocorre para clorofila-a e COT. A clorofila-a apresentou



decréscimo nas 3,5 horas de operação, com 40% de remoção, porém, avaliando-se o restante da carreira, apresentou comportamento esperado, com decremento na sua remoção a cada 30 minutos de filtração devido ao transpasse, possivelmente. Não perceberam-se grandes alterações no parâmetro COT. O mesmo apresentou as menores porcentagens de remoção, isso devido ao pouco potencial de remoção de carbono orgânico total pelo filtro bifluxo.

Vale ressaltar que a produção de clorofila é um estado fisiológico do organismo. Muitos organismos podem produzir pouca, e poucos podem produzir muita, e vice versa. Nos resultados apresentados verifica-se que há correlação, talvez pelo curto período de tempo da carreira de filtração, mas não de forma consistente.

Figura 33 - Comparação das porcentagens de remoção médias de cianobactérias, clorofila-a e COT ao longo das carreiras de filtração para os resultados obtidos na Etapa 1.

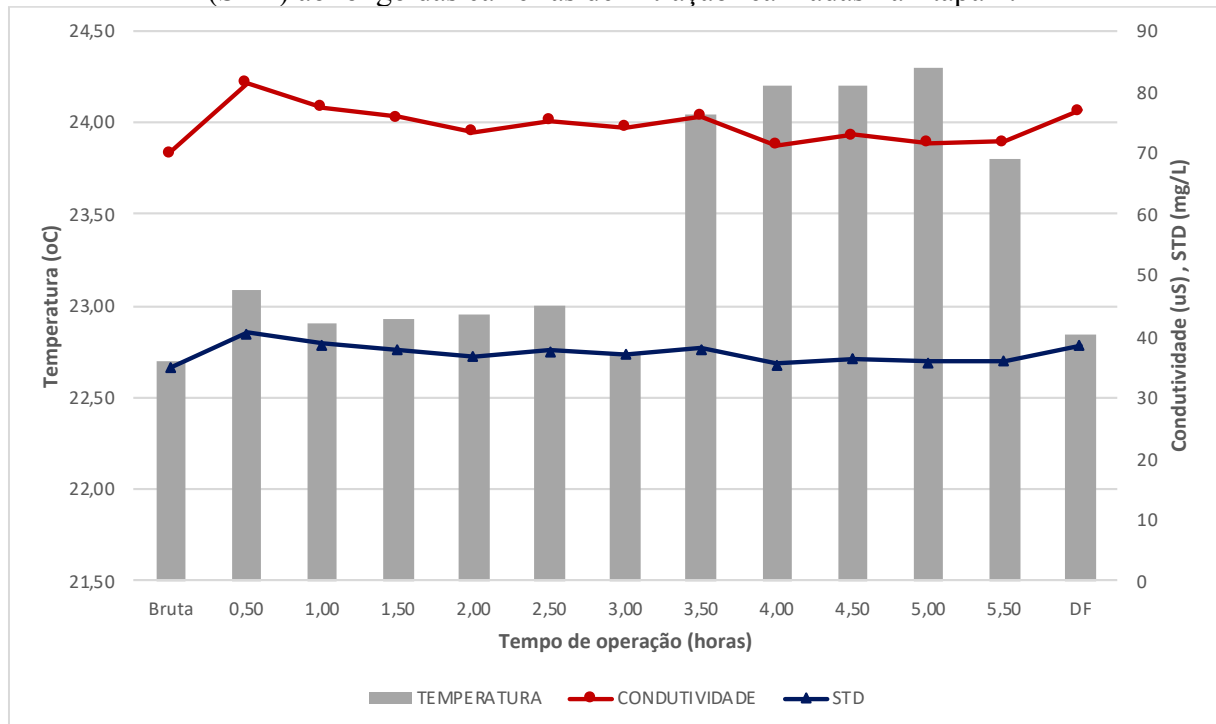


Fonte: O autor (2020).

De acordo com os dados apresentados na Figura 24, as temperaturas se comportaram de acordo com a temperatura ambiente. No geral apresentaram valores 1,5 °C acima da temperatura ambiente. Infere-se que seja devido à temperatura do meio filtrante e suas reações com coagulante, por exemplo. Os Sólidos Totais Dissolvidos (STD) e a Condutividade apresentaram relação muito estreita quando comparados um ao outro. Os valores de condutividade observados sempre apresentaram-se como o dobro dos valores de STD, mesmo possuindo unidades diferentes.

Verifica-se que apesar de não apresentar remoção quando comparado à água bruta, os STD estiveram sempre de acordo com a legislação para potabilidade na águas filtradas por filtração direta, apresentando índices apenas 5% do valor estabelecido na Portaria de Consolidação nº 5 do Ministério da Saúde (BRASIL, 2017).

Figura 34 - Resultados médios de temperatura, condutividade e Sólidos Totais Dissolvidos (STD) ao longo das carreiras de filtração realizadas na Etapa 1.



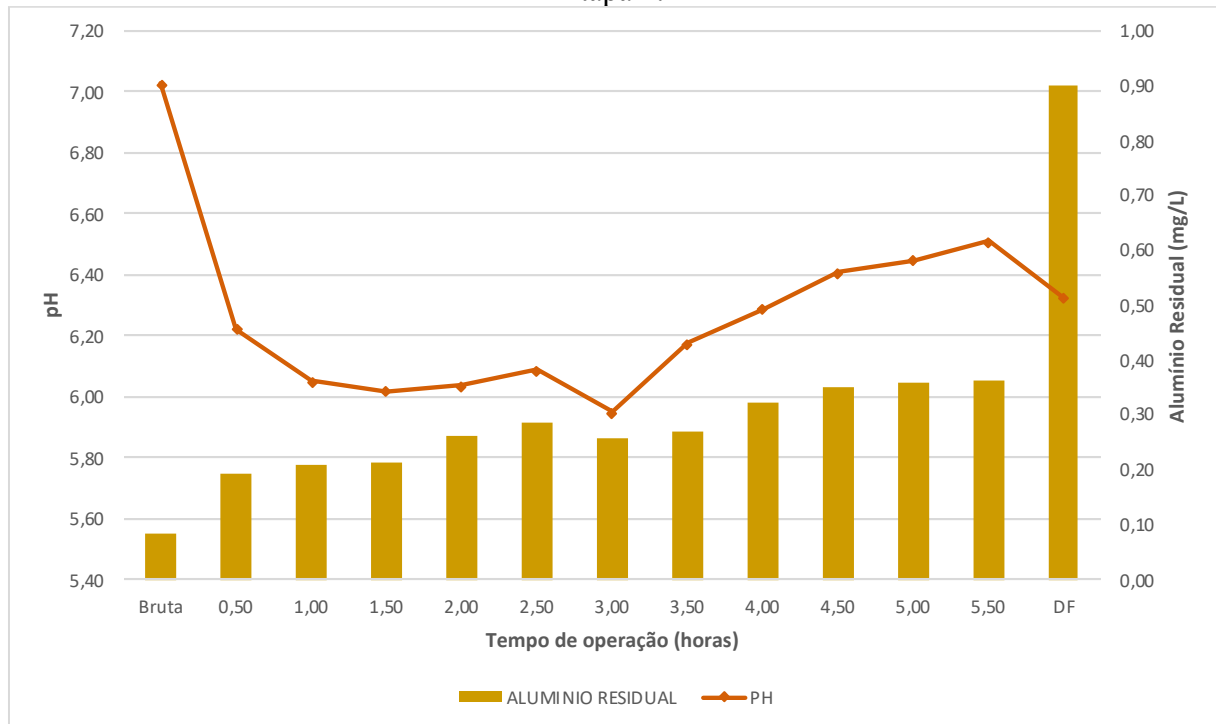
Fonte: O autor (2020).

Conforme os dados apresentados na Figura 35, devido à aplicação de agente coagulante na água bruta advinda do manancial, o parâmetro alumínio residual apresentou acréscimo a cada 30 minutos, atingindo entre os primeiros 30 minutos e a última amostra antes do encerramento da carreira, 0,17 mg/L de diferença média. Observa-se que entre a água bruta e os primeiros 30 minutos de filtração o incremento foi de 0,40 mg/L, logo, que a dosagem de coagulante aplicada incrementou em 0,12 mg/L de alumínio residual. Quando verifica-se o alumínio residual presente no fim de carreira, constata-se uma grande acumulação desta substância já que a média dos valores atingem 0,90 mg/L. Compreende-se que devido à acumulação na camada suporte, assim como ocorre com cor aparente e turbidez, o alumínio residual apresenta comportamento adequado.

Avaliando-se a Figura 35 à luz do diagrama de solubilidade dos sais de alumínio, através do Diagrama de Solubilidade, apresentado na Figura 1, verifica-se portanto, que na faixa de pH apresentados, entre 5,9 e 7,0, a coagulação apresenta-se na região adequada para a

metodologia de coagulação adotada, quando o melhor pH para a formação de hidróxidos de alumínio e coagulação pelo mecanismo de adsorção e neutralização de cargas ocorre entre o pH 5 e 7. Estes resultados sugerem a utilização total do coagulante, bem como ausência de transpasse.

Figura 35 - Alumínio residual e pH médios ao longo das carreiras de filtração realizadas na Etapa 1.



Fonte: O autor (2020).

#### 4.2.1.2 Etapa 2

Nesta fase do estudo avaliou-se a qualidade da água produzida pelo filtro piloto enquanto o mesmo operou com fluxo único. Observaram-se na Etapa 1 peculiaridades quanto ao tempo de carreira e questões inerentes ao dimensionamento e funcionamento do filtro. Por exemplo, as perdas de carga relativamente altas no leito filtrante limpo quando comparadas aos cálculos do dimensionamento do sistema piloto. Operando-se o filtro com fluxo único, pode-se analisar esses resultados, inclusive indicar a maior contribuição entre ambos os fluxos.

A Etapa 2, então, apresentou as menores carreiras de filtração quando o fluxo seguiu descendente, porém a qualidade da água produzida, principalmente quando comparado os valores máximos e mínimos obtidos, e seus percentuais de remoção, apresenta qualidade similar às outras estratégias, porém com remoção mínima superior quanto à cor verdadeira e turbidez.

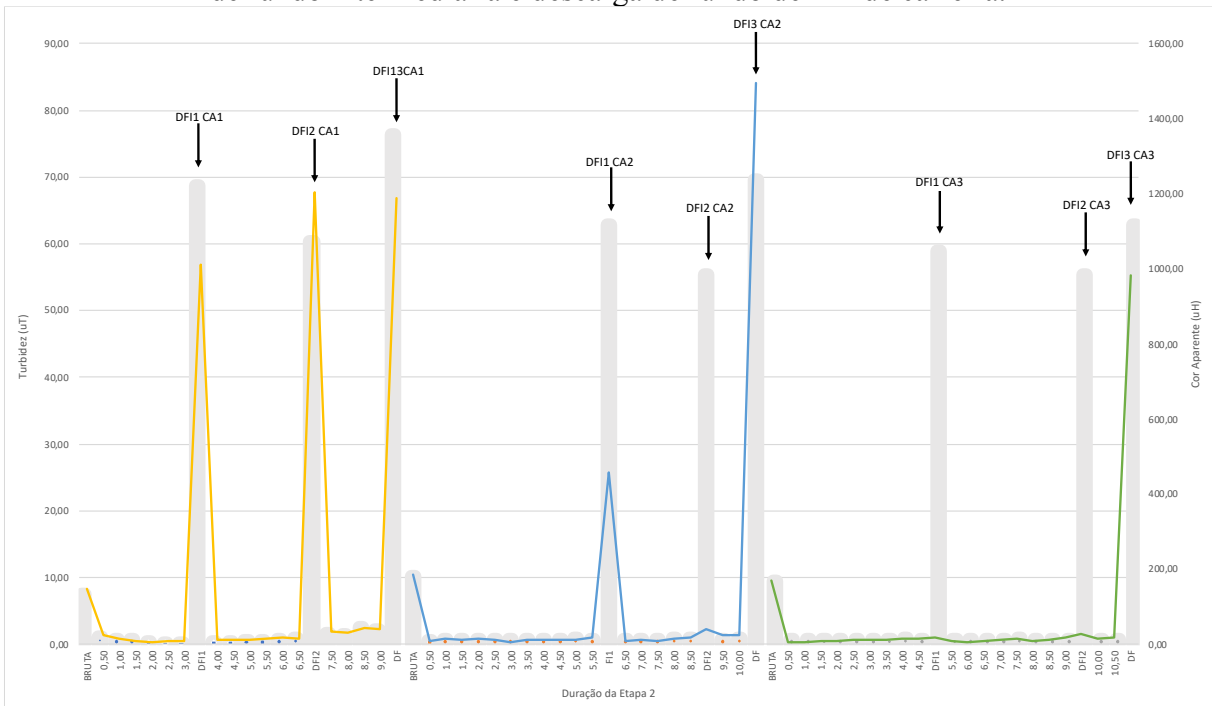
Os gráficos dos resultados referentes às carreiras de filtração e à água bruta e descargas de fundo no fluxo ascendente foram separados, dado que para esta fase da pesquisa realizou-se três descargas de fundo, sendo duas intermediárias e uma no final de carreira. Vale ressaltar que as carreiras de filtração da Etapa 2A obtiveram duração diferenciada além das diferenças entre os intervalos de realização da primeira e da segunda DFI e a DF final.

#### 4.2.1.2.1 Etapa 2A

Nesta Etapa 2A avaliou-se o sistema piloto com fluxo de água bruta apenas no sentido ascendente. Desta forma, pode-se avaliar a porção significativa de influência que a filtração ascendente promove na filtração bifluxo. Desde a concepção do projeto e implantação da unidade piloto, entendia-se a filtração ascendente com a principal porção filtrada, tendo em vista a camada suporte no fundo do filtro, esta a primeira camada de passagem da água bruta coagulada no sistema ascendente. Neste sistema, que utilizou câmara de carga externa ao filtro bifluxo, ou seja, tubulação à parte com diâmetro de 75 milímetros, a água inicia seu fluxo no filtro pelo fundo do filtro, onde encontra-se a camada suporte composta de material filtrante de grande dimensão, e encerra-se na areia, sem passar pelo antracito. Sendo assim, o acúmulo de partículas coloidais em suspensão e demais substâncias, como alumínio residual e cianobactérias, permanecem na camada suporte, e incrementam as descargas de fundo. Nesta etapa de testes realizaram-se três descargas de fundo antes do encerramento da carreira de filtração. Desta forma, além de pelo próprio funcionamento do filtro ascendentes a carreira de filtração ser superior às situações descendentes, acrescentando-se as descargas de fundo, as carreiras aumentaram significativamente suas durações, dobrando ou triplicando seu tempo de duração. Desta forma, carreiras que teriam apenas 3 horas a 5 horas de duração passaram a filtrar até 10h e 30 minutos em contínuo. Ressalta-se que as carreiras de filtração foram limitadas de acordo com a colmatação do filtro, e conseqüentemente aumento no nível da câmara de carga nesta etapa exclusivamente na porção ascendente.

Na Figura 36 demonstra-se a pouca alteração no que diz respeito à turbidez e cor aparente após as carreiras de filtração. Nota-se, portanto, que as descargas de fundo intermediárias cumpriram suas funções já que eliminaram a colmatação do filtro, diminuindo a grande carga de sólidos em suspensão acumulados no material filtrante, bem como aumentaram o tempo de carreira, sem necessitar o encerramento da carreira de filtração e os procedimentos de retrolavagem.

Figura 36 - Resultados de turbidez e cor aparente das três carreiras de filtração realizadas na Etapa 2A de pesquisa. Resultados para água bruta, ao longo da carreira de filtração, descargas de fundo intermediária e descarga de fundo de fim de carreira.



Fonte: O autor (2020).

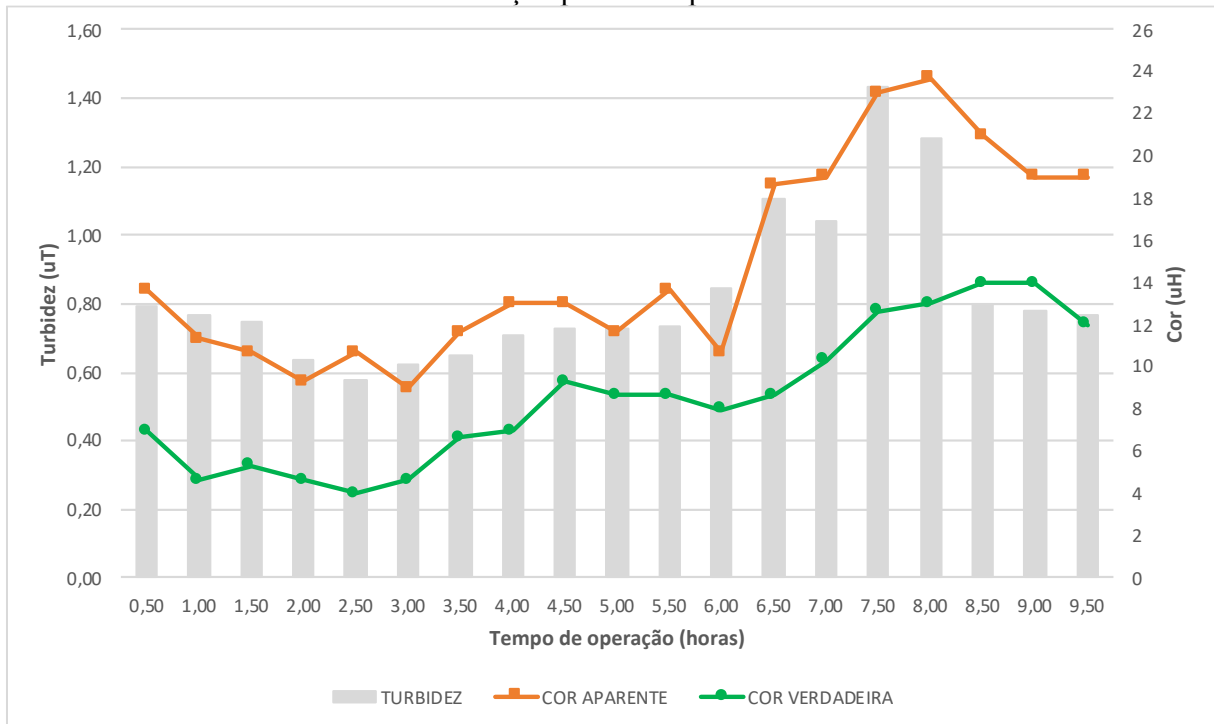
Desta forma, constatou-se que a porção descendente é a limitante no sistema biflúxo relatado no item acima, principalmente quando se trata de tempo de carreira de filtração. Quanto à qualidade do filtrado será avaliado a seguir.

A Figura 37 apresenta as médias dos valores de turbidez obtidos a cada 30 minutos de filtração, conforme o pré-estabelecido no escopo das coletas. Observa-se que de acordo com o andamento da carreira de filtração, a turbidez da água filtrada foi aumentando. Apenas após 8,5 horas de funcionamento a turbidez decresce novamente possivelmente após uma descarga de fundo intermediária com injeção na interface.

Infer-se que a turbidez apresentou acréscimo devido ao transpasse, por mais que insignificante, chegando à valores entre 0,6 e 1,4uT, valores estes acima do permitido de acordo com a Portaria da Consolidação nº 5 para águas tratadas por filtração direta, porém abaixo dos valores obtidos na primeira etapa (BRASIL, 2017). Porém, percebe-se que nem nos primeiros momentos das carreiras de filtração as médias dos valores obtidos para turbidez apresentaram enquadramento segundo a legislação vigente.

Para cor aparente e verdadeira verificou-se o mesmo desempenho. Tanto comparando-se estes dois últimos parâmetros, quanto quando compara-se os resultados obtidos com os resultados de turbidez.

Figura 37 - Turbidez, Cor Aparente e Cor Verdadeira médios ao longo das carreiras de filtração para a Etapa 2A.

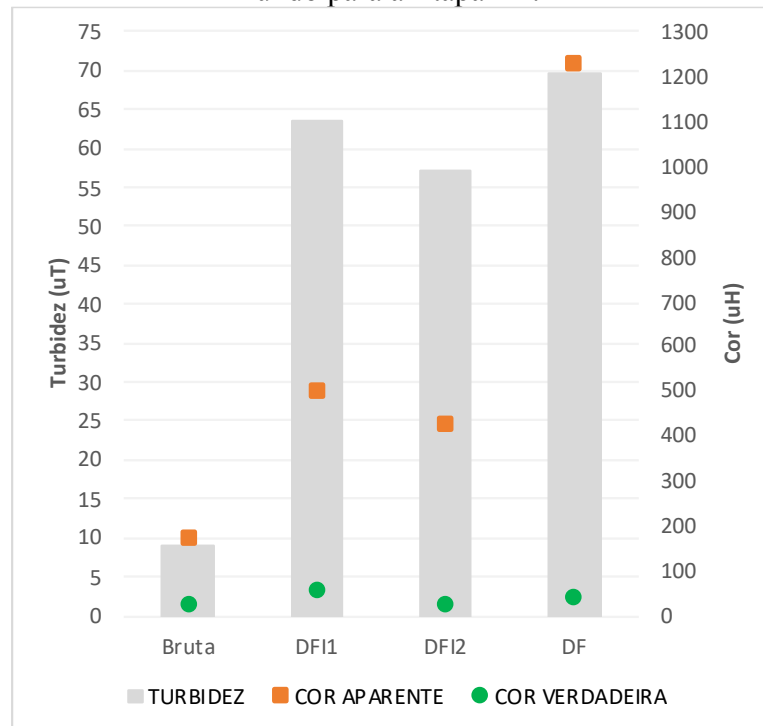


Fonte: O autor (2020).

O limite para cor aparente segundo a Portaria de Consolidação no 5 do Ministério da Saúde é 15 uH em pontos de distribuição (BRASIL, 2017). Verifica-se, portanto, que os resultados obtidos indicam apenas 21% das amostras em desacordo, e ainda, na porção final da carreira de filtração. Como já relatado, a cor verdadeira não é um dos parâmetros de enquadramento para filtração direta. Ressalta-se ainda que após a filtração a água filtrada ainda deve passar pela cloração, buscando-se a inativação dos microrganismos patogênicos, estes não avaliados nesta pesquisa. Estes resultados ainda não contam com a desinfecção da água clarificada, o que sugere uma redução da cor após a inclusão do agente desinfetante.

A Figura 38 apresenta as médias dos valores para turbidez e cor aparente e verdadeira das águas bruta e coletadas na descarga de fundo da Etapa 2A (segunda etapa com fluxo ascendente) de testes no sistema piloto bifluxe. A partir da avaliação das descargas de fundo intermediárias e de final de carreira, identifica-se que esta última possui valores superiores de turbidez e cor aparente. Porém, como também aconteceu na primeira etapa de pesquisa, a cor verdadeira permaneceu na mesma faixa de valores. Nota-se, portanto que os sólidos dissolvidos não têm grande potencial de remoção com a descarga de fundo, como acontece com turbidez e cor aparente. A remoção destes sólidos deve ser efetuada por complexação e/ou oxidação, como por exemplo remoção com cloro ou complexação no tratamento através de oxidante ou sequestrante.

Figura 38 - Turbidez, Cor Aparente e Cor Verdadeira médios da água bruta e descarga de fundo para a Etapa 2A.



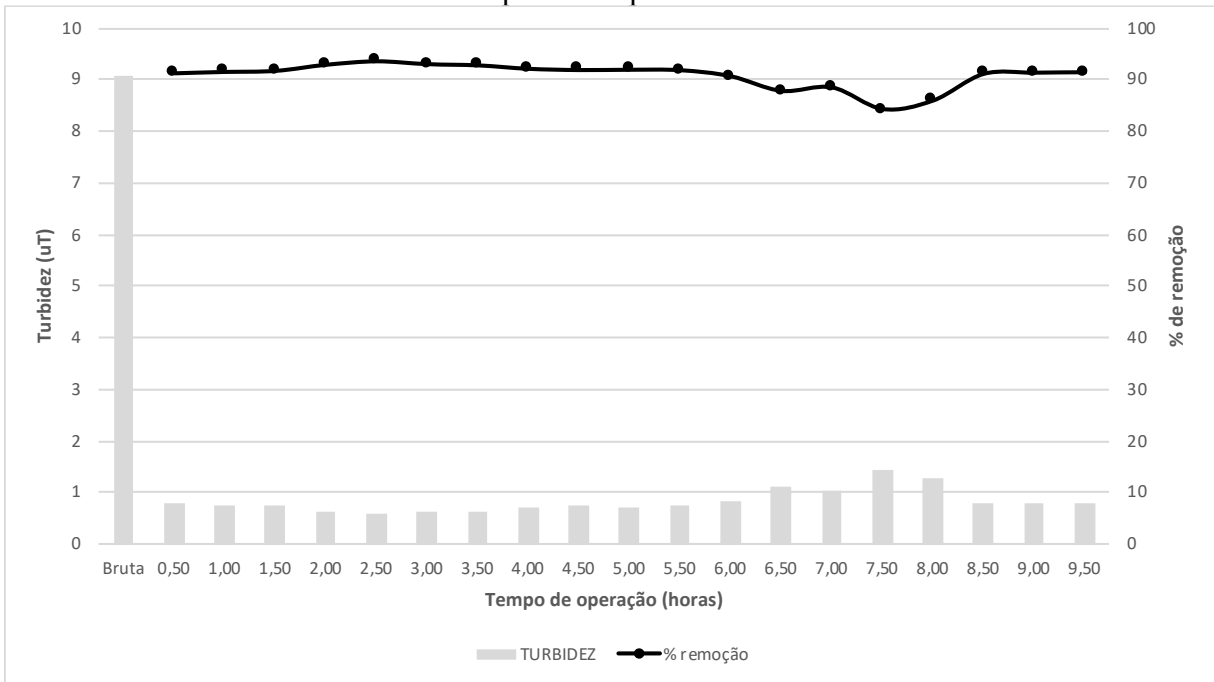
Fonte: O autor (2020).

Comparando-se as características da água bruta e os valores obtidos para turbidez e cor nas amostras de descarga de fundo, nota-se um incremento de seis a sete vezes o valor de turbidez da água bruta, e cinco a doze vezes o valor o valor de cor aparente. O acúmulo de turbidez e cor aparente nas descargas de fundo deve-se ao já indicado nos parágrafos anteriores, devido à passagem de água de baixo para cima, e a descarga de fundo ser realizada no sentido inverso, aliviando a pressão do filtro pela eliminação dos efeitos causadores de colmatação do meio filtrante.

Os índices de turbidez e cor aparente médios para a segunda etapa de pesquisa, no sentido ascendente, e seus índices de remoção a amostra coletada a cada 30 minutos e a água bruta são apresentados nas Figuras 39 e 40.

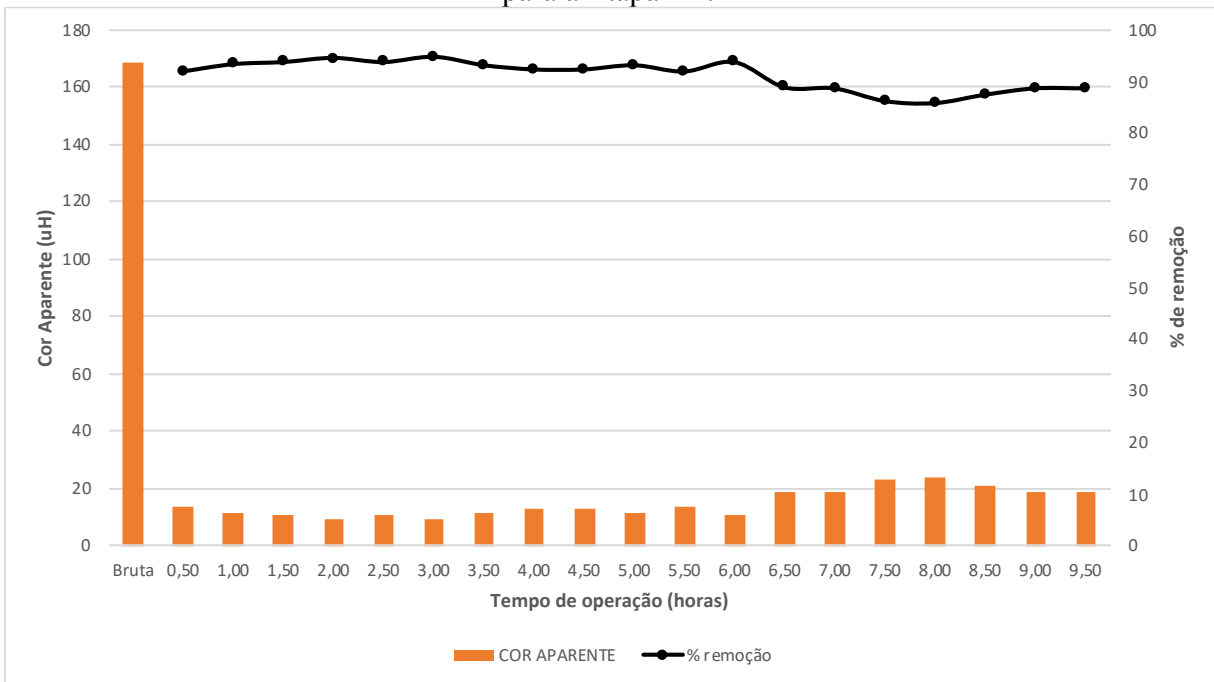
O desempenho de remoção dos parâmetros turbidez e cor aparente foram bastante significantes tendo em vista que estiveram sempre acima de 82%. No entanto, apresentaram-se em desacordo com a Portaria de Consolidação no 5 do Ministério da Saúde no que tange à turbidez, sempre acima de 0,5 uT (BRASIL, 2017). Todavia, quanto à cor aparente, até as 6,5 horas de filtração as amostras estiveram em acordo com a legislação vigente.

Figura 39 - Turbidez e porcentagem de remoção médias ao longo das carreiras de filtração para a Etapa 2A.



Fonte: O autor (2020).

Figura 40 - Cor aparente e porcentagem de remoção médias ao longo das carreiras de filtração para a Etapa 2A.

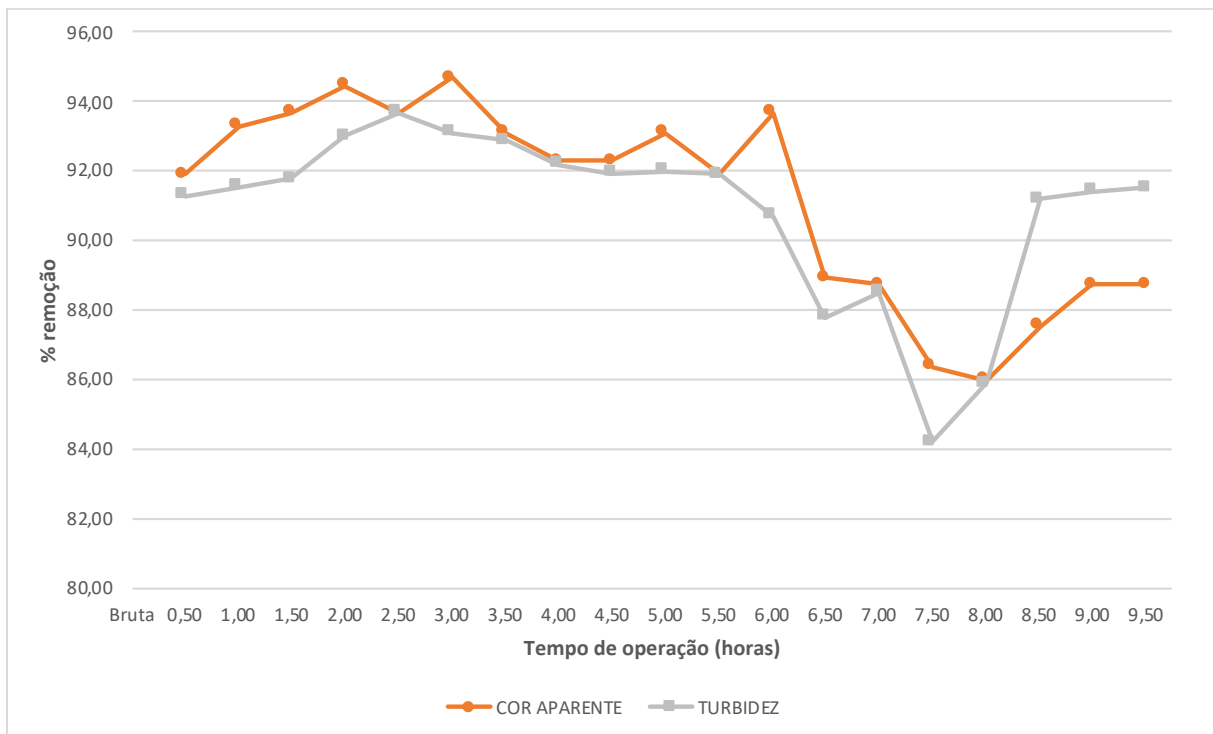


Fonte: O autor (2020).



Avaliando as Figuras 39, 40 e 41 verifica-se que as eficiências de remoção de turbidez e cor aparente seguem mesmo padrão de comportamento. Confirma-se, portanto, que estes parâmetros estão estreitamente ligados, apresentando incremento no mesmo padrão, e decaimento no mesma ordem de remoção para esta etapa.

Figura 41 - Comparação das porcentagens de remoção médias de turbidez e cor aparente ao longo das carreiras de filtração para os resultados da Etapa 2A.



Fonte: O autor (2020).

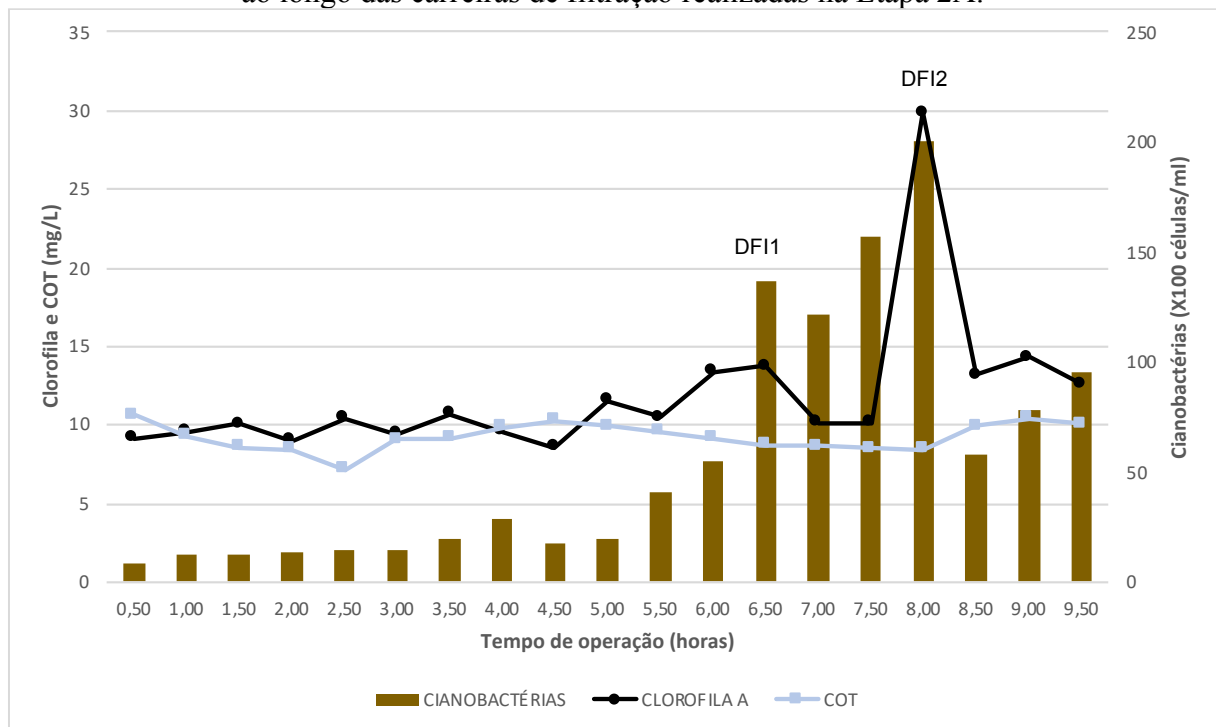
Na Figura 42 identificou-se, portanto, que após a segunda descarga de fundo intermediária a carga de cianobactérias diminuiu, diagnosticando e comprovando que há incremento no transpasse de cianobactérias e consequentemente clorofila-a e COT no andamento da carreira de filtração. A carga de cianobactérias, clorofila-a e COT apresentou peculiaridade no seu comportamento e uma relação entre estes analitos. Diferentemente da Etapa 1, a Etapa 2A apresentou diferenças maiores de acordo com o andamento da carreira de filtração, principalmente para cianobactérias.

Neste caso, cianobactérias apresentaram um incremento de 25 vezes o valor inicial de cianobactérias, ou seja, da amostra de 30 minutos após o início da filtração, passando de 833 cél/ml para 20.067 cél/ml. Constata-se que na filtração ascendente, portanto, ocorre muito menos transpasse de cianobactérias que na Etapa 1. Enquanto na Etapa 1 o número de células de cianobactérias esteve sempre acima de 77 mil cél/ml, na filtração com fluxo único no sentido

ascendente os valores estiveram abaixo de 1 mil cél/ml nos primeiros 30 minutos, e 20 mil cél/ml no pico superior do gráfico de valores médios das carreiras analisadas.

Os valores de clorofila-a, no entanto, apresentaram-se sempre superiores quando comparados aos resultados da primeira etapa. Já para COT os padrões mantiveram-se um pouco abaixo que na primeira etapa, porém em valores muito próximos.

Figura 42 - Resultados médios de cianobactérias, clorofila-a e Carbono Orgânico Total (COT) ao longo das carreiras de filtração realizadas na Etapa 2A.

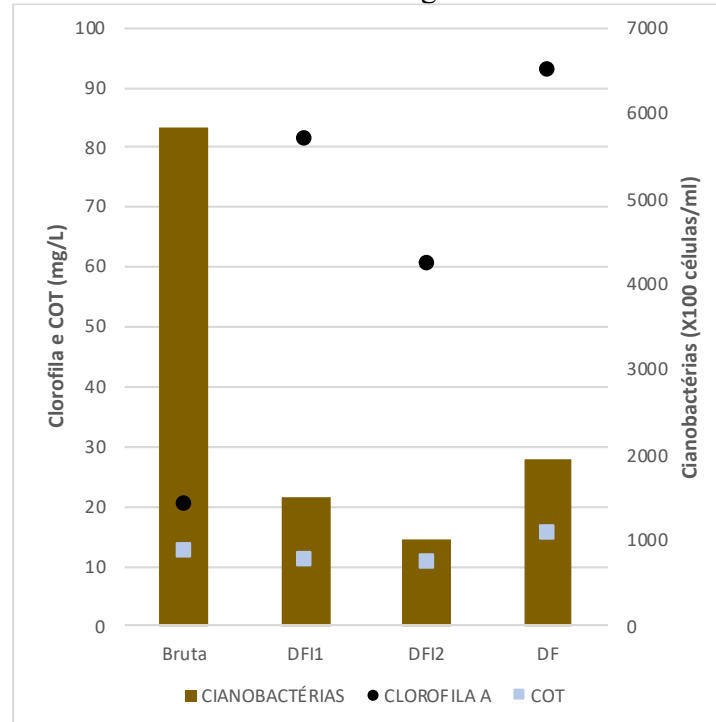


Fonte: O autor (2020).

Já na Figura 43 as descargas de fundo apresentaram-se completamente diferentes do comportamento da descarga de fundo de final de carreira que ocorreu na primeira etapa da pesquisa. Neste caso, os resultados de cianobactérias estiveram muito superiores na água bruta, apresentando carga de aproximadamente 600 mil cél/ml, enquanto as descargas de fundo intermediárias e de final de carreira apresentaram valor máximo de 194 mil cél/ml, um terço abaixo do apresentado na água bruta.

Todavia, os resultados de clorofila-a e COT estiveram sempre no mesmo comportamento, com mesmos intervalos, e valores máximos de 93 mg/L e 15,45 mg/L, respectivamente.

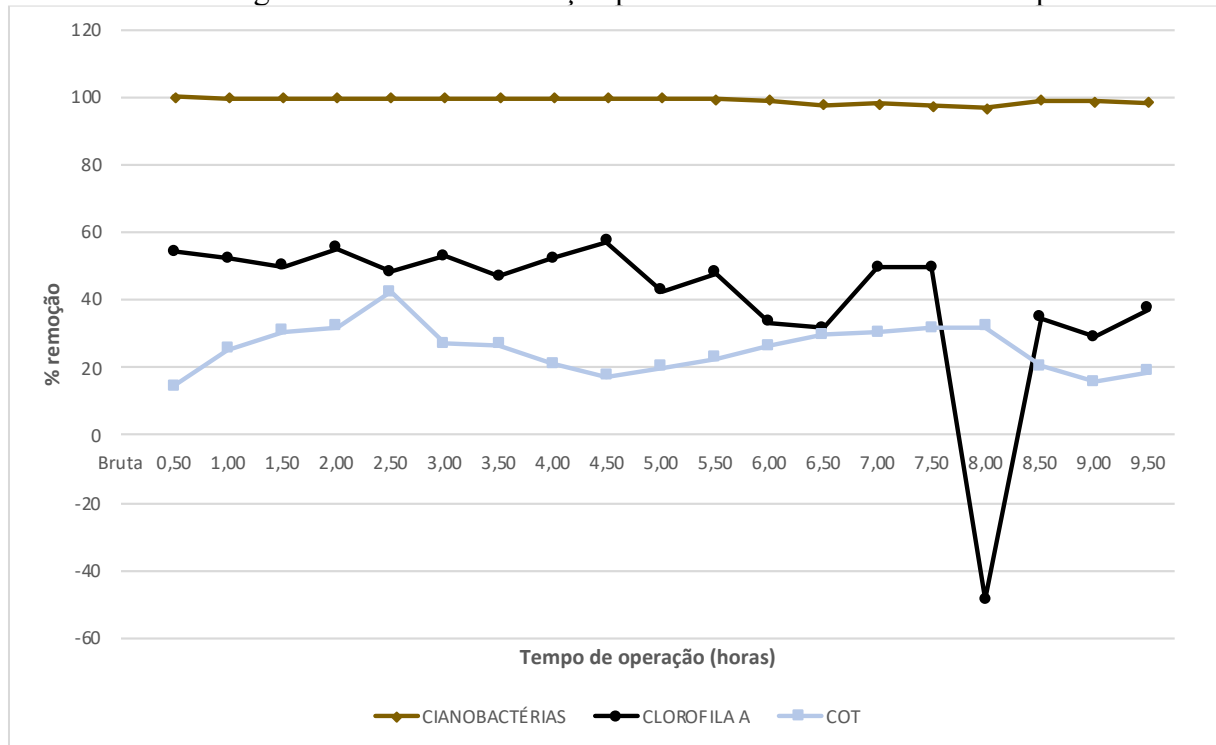
Figura 43 - Cianobactérias, clorofila-a e Carbono Orgânico Total (COT) médios da água bruta, descargas de fundo intermediárias e descarga de fundo final realizadas na Etapa 2A.



Fonte: O autor (2020).

Devido à diferença entre o valor de cél/ml da água bruta e dos resultados para este parâmetro avaliado na carreira de filtração, as porcentagens e remoção de cianobactérias apresentaram-se sempre próximas de 100%. Entretanto para clorofila-a apresentou um pico negativo já que em uma das amostras coletadas resultou 29,85 mg/L, aproximadamente 50% acima do valor de clorofila-a da água bruta. Apesar disso os outros desempenho de remoção estiveram sempre acima de 30%, atingindo 57% de remoção nas 4,5 horas de operação, quando apresentou 8,59 mg/L de clorofila-a. Para COT nota-se uma oscilação entre 14 e 42% de remoção. Infere-se que este comportamento deve-se ao pouco potencial de remoção de carbono orgânico total pelo filtro bifluxo (Figura 44).

Figura 44 - Comparação das porcentagens de remoção médias de cianobactérias, clorofila-a e COT ao longo das carreiras de filtração para os resultados obtidos na Etapa 2A.



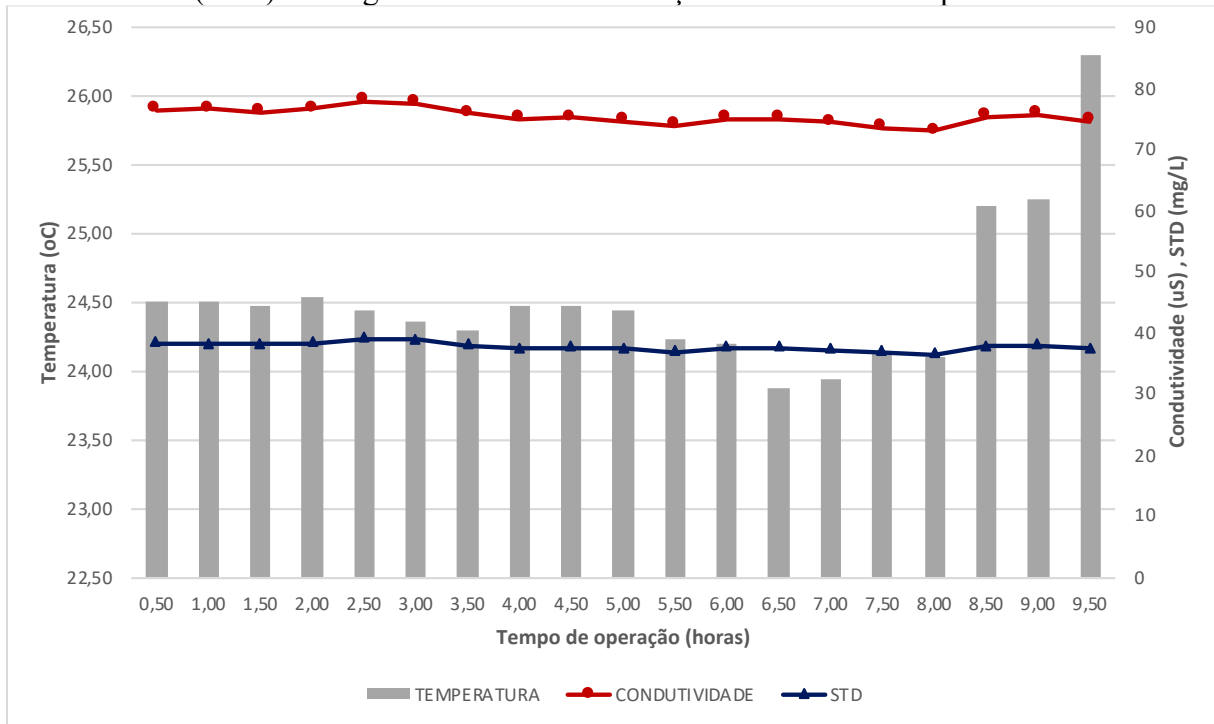
A segunda etapa de testes na unidade ocorreu nos meses de setembro a novembro de 2019. Acredita-se que as temperaturas maiores no fim de carreira devem-se aos testes na terceira carreira terem sido realizados no início da tarde, período o qual a temperatura aumenta significativa, principalmente no mês de novembro. Assim como na Etapa 1, os valores de temperatura estiveram 1,5 °C acima da temperatura ambiente.

De acordo com a Figura 45, o mesmo comportamento ocorreu para STD e condutividade. A relação peculiar entre estes dois analitos apresenta razão de 1:2 entre STD e condutividade.

Logo, STD apresentaram sempre inferiores à 40 mg/L e condutividade com valores de 72 a 80 uS. Portanto, o parâmetro STD apresentou-se de acordo com a Portaria da Consolidação nº 5/2017 na águas filtradas por filtração direta, já que esteve abaixo de 1000 mg/L.

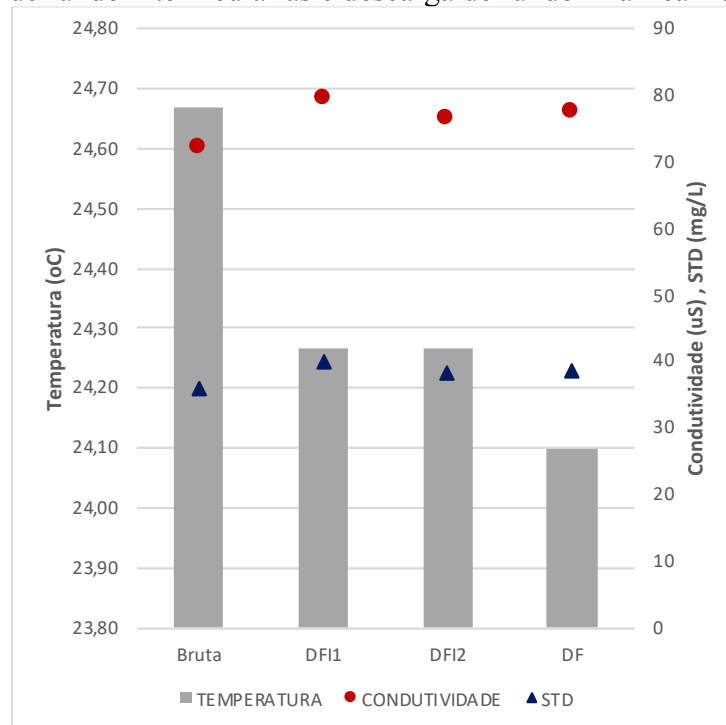
Avaliaram-se as descargas de fundo intermediárias e de fim de carreira no intuito de analisar se há alguma mudança entre as amostras de água filtrada e as águas das descargas. Não identificou-se grande alteração, porém o comportamento entre STD e condutividade apresentou a mesma razão relatada no parágrafo acima. Com relação à temperatura ocorreu o mesmo (Figura 46)

Figura 45 - Resultados médios de temperatura, condutividade e Sólidos Totais Dissolvidos (STD) ao longo das carreiras de filtração realizadas na Etapa 2A.



Fonte: O autor (2020).

Figura 46 - Temperatura, condutividade e Sólidos Totais Dissolvidos (STD) médios da água bruta, descargas de fundo intermediárias e descarga de fundo final realizadas na Etapa 2A.

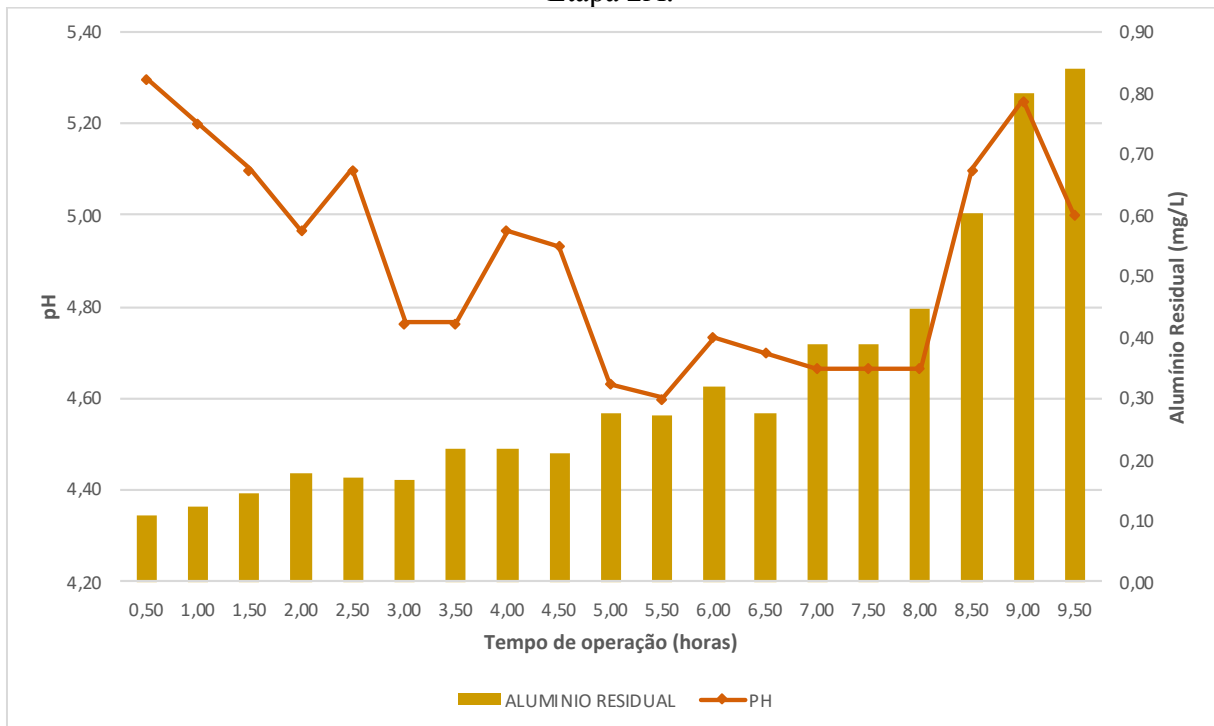


Fonte: O autor (2020).

Apesar de reter mais cianobactérias que na Etapa 1, na Etapa 2 o alumínio residual apresenta-se com um incremento muito superior quando compara-se as cargas de final de

carreira (Figura 47). Porém, quando compara-se a carga final média das carreiras de filtração da Etapa 1 e o resultado para alumínio residual no mesmo tempo de duração da carreira na Etapa 2, verifica-se que as cargas de alumínio são praticamente iguais, sendo 0,24 e 0,22, respectivamente. Desta forma, salienta-se que o incremento maior de alumínio residual aconteceu a partir das 7 horas de operação do filtro piloto, apesar da dosagem de coagulante ser a mesma durante toda a carreira. Este fato pode ter ocorrido, possivelmente, por alguma alteração na característica da água bruta, já que percebe-se também um acréscimo de pH significativo a partir deste mesmo ponto. Compreende-se que o acréscimo de alumínio residual é devido à aplicação de agente coagulante na água bruta advinda do manancial, porém, não verifica-se valores cumulativos entre um horário e outro, o que sugeriria incremento devido ao acúmulo na camada suporte.

Figura 47 - Alumínio residual e pH médios ao longo das carreiras de filtração realizadas na Etapa 2A.



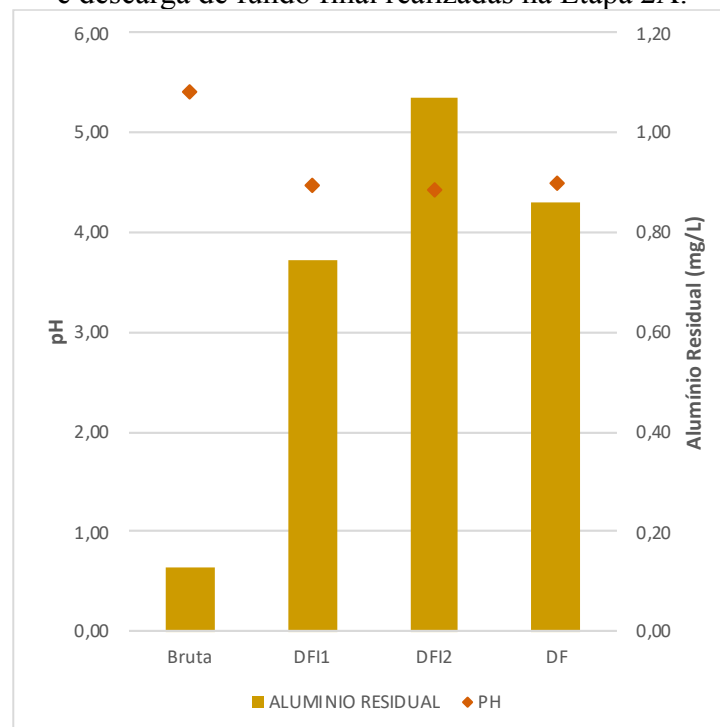
Fonte: O autor (2020).

O pH oscilou e sempre apresentou valores abaixo do permitido segundo a Portaria da Consolidação no 5/2017. Porém, como no gráfico apresenta-se as médias dos valores, ressalta-se que a carreira 1 de testes no fluxo ascendente fez com que estes resultados baixassem significativamente, já que todos os valores de pH estiveram abaixo de 4,2. Da mesma forma, as médias entre as carreiras 2 e 3 provocaram valores no gráfico maiores devido à estas serem as carreiras de maior duração, e portanto, valores médios praticamente absolutos (Apêndice A).

Além disso, quando avaliado em comparação ao diagrama de solubilidade dos sais de alumínio, percebe-se que em pH mais altos, aproximando-se de 6, o melhor pH para a formação de hidróxidos de alumínio e coagulação pelo mecanismo de adsorção-neutralização. De acordo com o mesmo diagrama, apresentado na Figura 1, verifica-se, portanto, que na faixa de pH apresentados, entre 4,6 e 5,3, a coagulação apresenta-se em reestabilização de partículas, o que pode ter sugerido o transpasse de material flocular.

Como as descargas de fundo intermediárias ou não são compostas pelas amostras coletadas após a abertura do registro no fundo do filtro, verificou-se grande carga de alumínio residual na Figura 48. Toda a acumulação dos flocos formados através da injeção de agente coagulante ficou retida no fundo do filtro, já que o fluxo de filtração nesta etapa de testes foi ascendente. Logo, era previsto carga alta de alumínio residual nestas amostras. Percebeu-se, porém, que a última descarga de fundo intermediária apresentou maior carga, resultando em 1,07 mg/L de alumínio residual. Vale ressaltar que o fator de concentração de alumínio não é conhecido, e depende do tempo de acumulação, aporte, e demais interferentes.

Figura 48 - Alumínio Residual e pH médios da água bruta, descargas de fundo intermediárias e descarga de fundo final realizadas na Etapa 2A.



Fonte: O autor (2020).

#### 4.2.1.2.2 Etapa 2D

Avaliaram-se os resultados para a estratégia de filtração em fluxo único com sentido descendente no intuito de verificar o desempenho nos resultados da produção de água filtrada, inferindo-se que o sentido descendente é o fato limitante no funcionamento do filtro bifluxo quanto ao tempo da carreira de filtração.

No sentido descendente a câmara de carga fica localizada no próprio filtro, ou seja, no próprio tubo que contém o material filtrante. Desta forma, devido ao dimensionamento do sistema piloto, e à altura necessária de material filtrante, disponibilizou-se apenas 1,75 metros de carga para este sentido de filtração (Anexo B). De acordo com os testes realizados avaliou-se que a carga disponível para este tipo de filtração foi insuficiente já que proporcionou carreiras de filtração de apenas 3,5 horas, no máximo, 3 horas na média. Sabe-se que a presença de cianobactérias também influenciou nestes resultados, que poderiam ser um tanto superiores se a água utilizada na filtração fosse totalmente adequada à esta tecnologia.

As cianobactérias identificadas na água bruta são todas espécies filamentosas. Esta característica pode explicar a curta duração das carreiras verificada no filtro piloto. Segundo Di Bernardo (2003), respeitando as condições de aplicabilidade da tecnologia, a duração de carreira na filtração direta descendente não deveria resultar inferior a 12 horas.

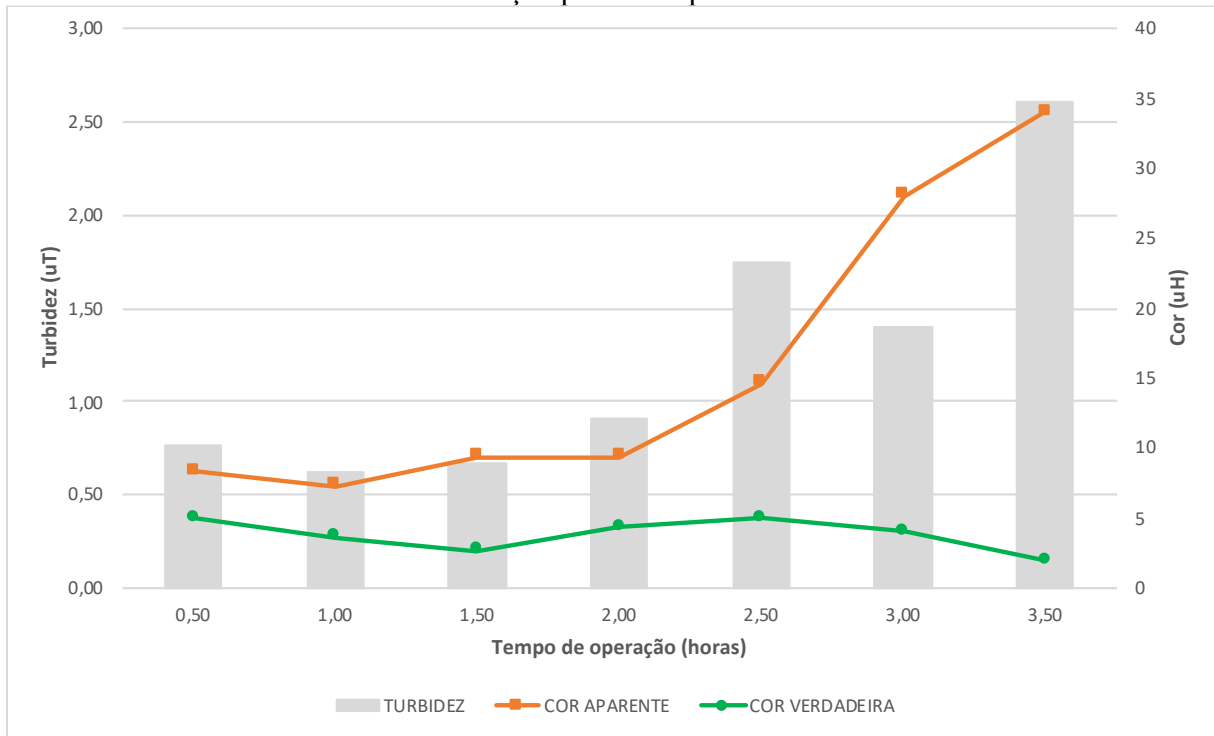
Na Etapa 2D (segunda etapa e com fluxo descendente) não realizaram descargas de fundo intermediárias, já que a acumulação de partículas no fundo do filtro não influencia na filtração descendente já que o dispositivo está bem acima deste nível. Realizou-se, portanto, apenas a descarga de fundo final no intuito de remover as partículas acumuladas no interior do filtro antes da retrolavagem e início de uma nova carreira.

Como nos outros casos as carreiras de filtração foram encerradas de acordo com a colmatação do filtro, e conseqüentemente aumento no nível da câmara de carga nesta etapa exclusivamente na porção descendente.

Identifica-se na Figura 49 um aumento significativo de turbidez durante a carreira de filtração, porém com valores sempre acima do pré-estabelecido em legislação. Para cor, apenas até as primeiras duas horas de filtração os resultados enquadraram-se na Portaria de Consolidação nº 5 (BRASIL, 2017). Além disso, verificou-se que apesar do incremento na cor aparente, a cor verdadeira apresentou decréscimo durante o tempo de operação do filtro, com valores abaixo de 5 uH. Ressalta-se que estes valores são para amostras pré-desinfecção, ou seja, sem aplicação de agente desinfetante, que poderia reduzir significativamente o parâmetro cor.



Figura 49 - Turbidez, Cor Aparente e Cor Verdadeira médios ao longo das carreiras de filtração para a Etapa 2D.



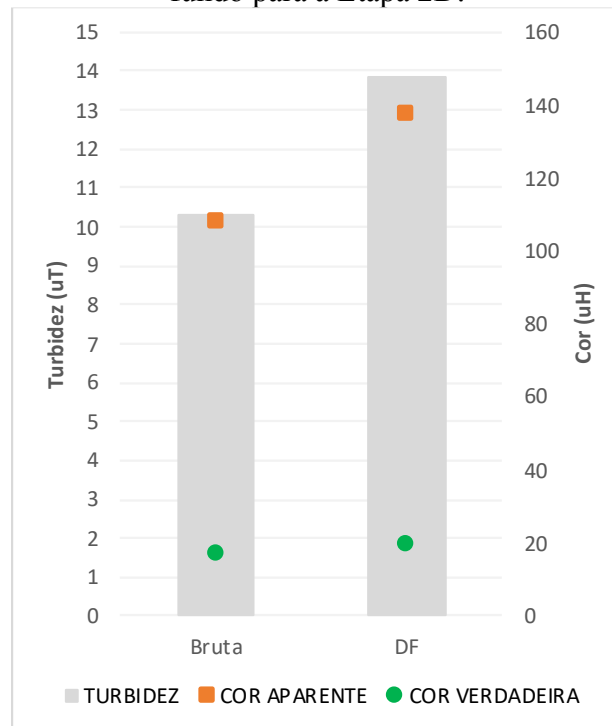
Fonte: O autor (2020).

A cor aparente diferencia-se a da cor verdadeira pois uma refere-se à sólidos dissolvidos e outra à sólidos em suspensão, originalmente. Os sólidos em suspensão também são indicados pela turbidez, logo, a cor verdadeira é quando retira-se a turbidez da água através da centrifugação ou filtração.

Percebe-se, de acordo com a Figura 50 que a cor verdadeira permaneceu com valores abaixo de 20 uH enquanto a cor parente cresceu conforme a turbidez.

A turbidez da DF esteve acima da turbidez da água bruta apenas 20 uT. Destaca-se que os testes da Etapa 2 ocorreram em situações em que o manancial apresentava-se em época de seca, ou seja, falta de chuvas e que a sua vazão estava altamente comprometida.

Figura 50 - Turbidez, Cor Aparente e Cor Verdadeira médios da água bruta e descarga de fundo para a Etapa 2D.

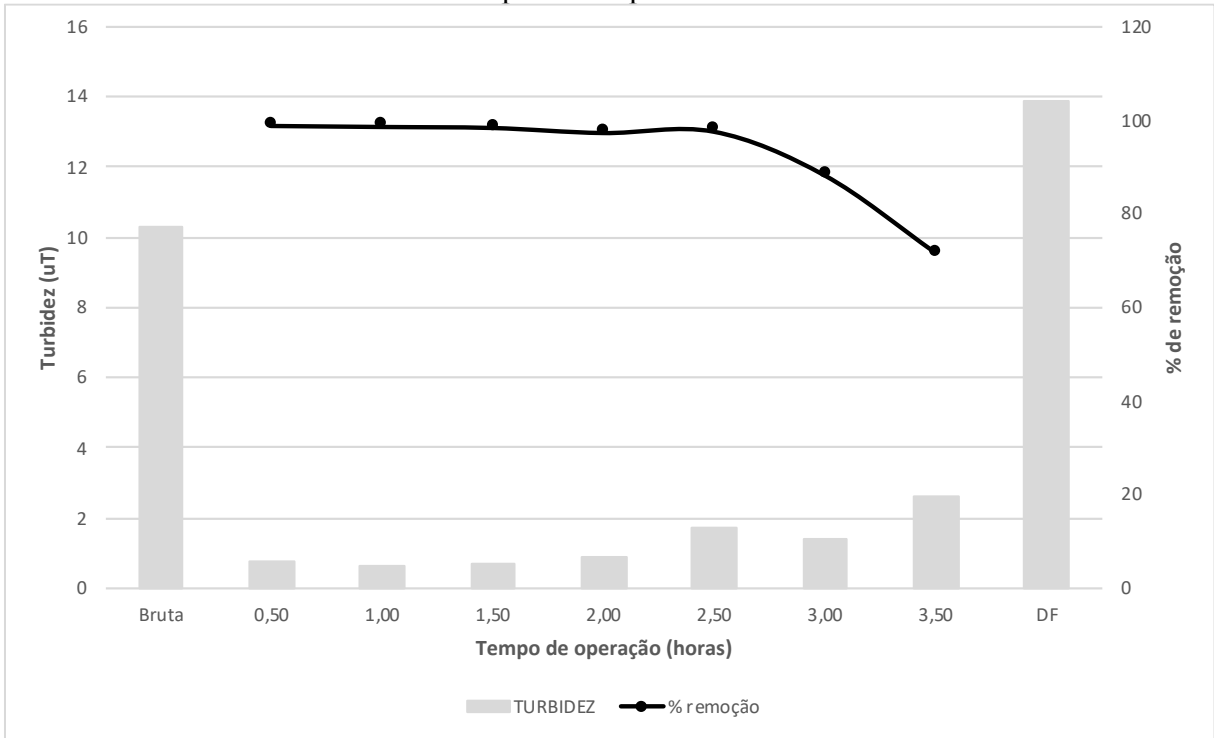


Fonte: O autor (2020).

Assim como nas outras etapas, uma amostra do filtrado foi coletada a cada 30 minutos. As Figuras 51 e 52 apresentam os índices de turbidez e cor aparente médios para a Etapa 2D e seus respectivos índices de remoção. Apesar de um decréscimo na porcentagem de remoção, a turbidez apresentou os menores índices se comparados às outras estratégias de avaliação do filtro. Compreende-se que por possuir a menor carreira de filtração o transpasse não atua com tanta efetividade quanto nas outras etapas, porém percebe-se que a partir da amostra das 3h de filtração a turbidez começa a aumentar, e conseqüentemente a eficiência de remoção a decair. Devido à turbidez da água bruta ser relativamente alta, os percentuais de remoção até as 2,5h de operação estiveram acima de 90%, porém a partir disto caíram até 74% de remoção.

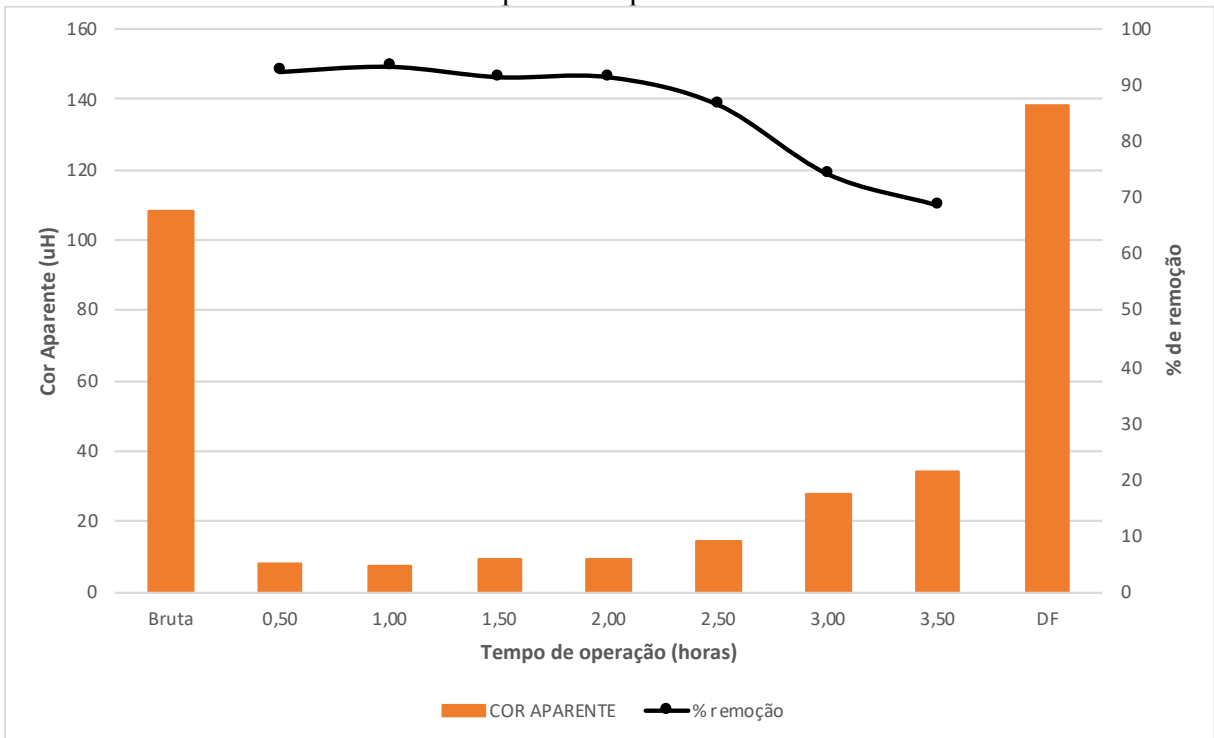
O mesmo ocorreu para o parâmetro cor aparente, quando, porém, com mínimo de remoção de 68%, entretanto com a maioria dos valores abaixo de 15 uH, limite estabelecido pela Portaria de Consolidação nº 5 (BRASIL, 2017).

Figura 51 - Turbidez e porcentagem de remoção médias ao longo das carreiras de filtração para a Etapa 2D.



Fonte: O autor (2020).

Figura 52 - Cor aparente e porcentagem de remoção médias ao longo das carreiras de filtração para a Etapa 2D.



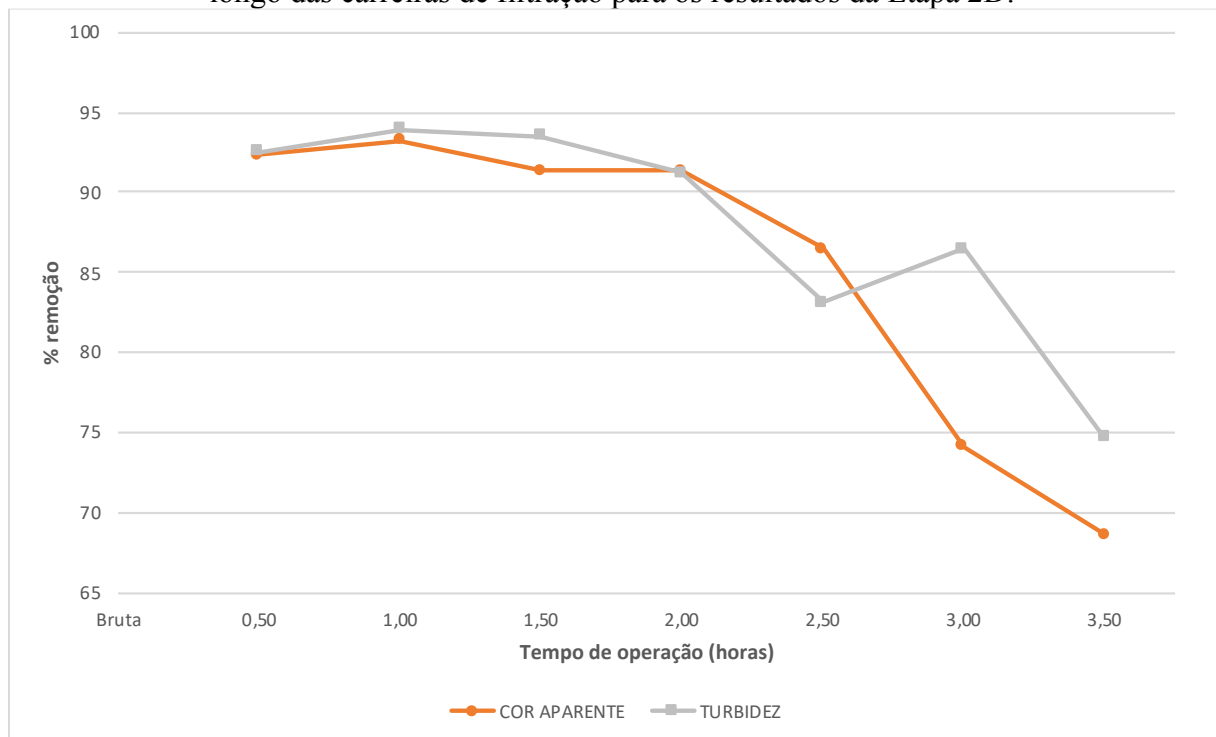
Fonte: O autor (2020).

Inferese com a Figura 53 um decaimento da eficiência de remoção de turbidez e cor de acordo com o prolongamento da carreira de filtração. De acordo com curso da carreira, os índices de turbidez e cor aumentam, devido ao carreamento de partículas coloidais em suspensão, o que sugerem também a presença de cianobactérias.

Avaliando as Figuras 51, 52 e 53 verifica-se que as eficiências de remoção de turbidez e cor aparente seguem mesmo padrão de comportamento. Confirma-se, portanto, que estes parâmetros estão estritamente ligados, apresentando incremento no mesmo padrão, e decaimento no mesma ordem de remoção para esta etapa.

As eficiências de remoção de turbidez e cor aparente apresentaram mesmo padrão de comportamento, porém com eficiência inferior quanto à cor aparente. A amostra de água bruta apresentou 10,33 uT de turbidez e 108,33 uH de cor aparente.

Figura 53 - Comparação das porcentagens de remoção médias de turbidez e cor aparente ao longo das carreiras de filtração para os resultados da Etapa 2D.



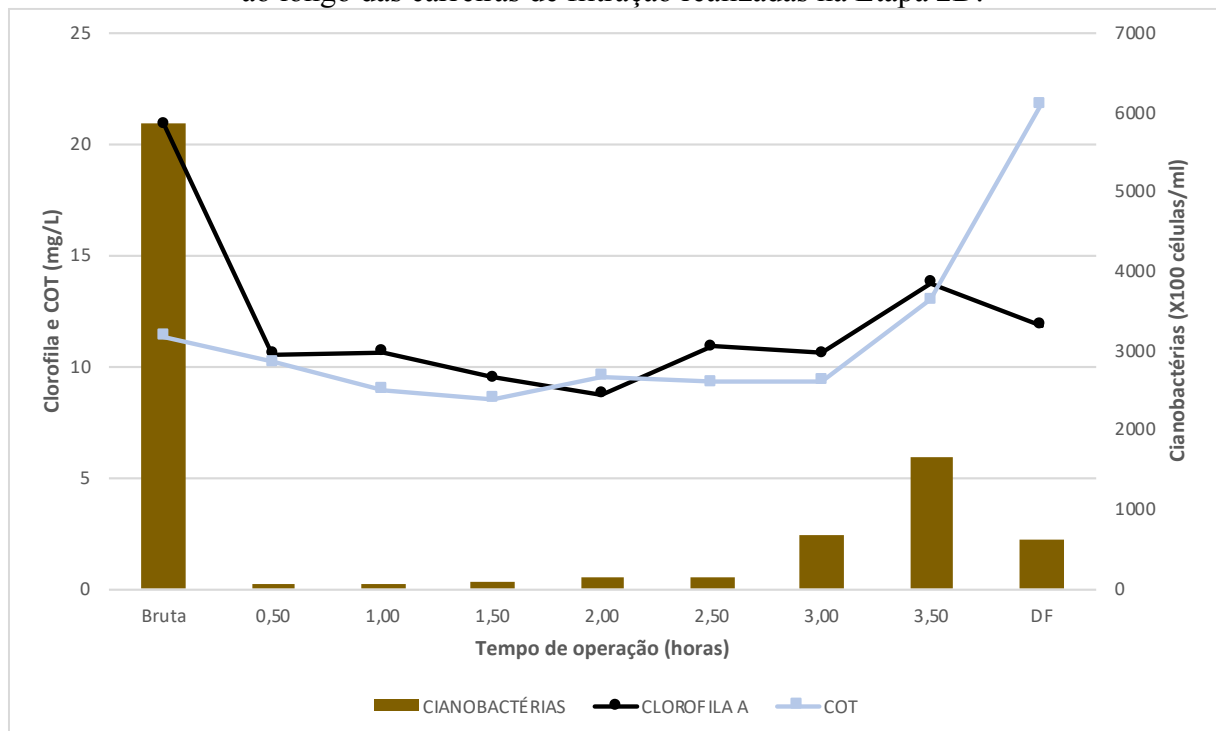
Fonte: O autor (2020).

De acordo com a Figura 54 as cianobactérias, clorofila-a e Carbono Orgânico Total (COT) da água bruta apresentaram-se nos valores padrões para todas as etapas. Neste sentido, conforme também avaliado nas etapas anteriores, avaliou-se um a um no andamento da carreira da filtração. As células a cada mililitro para cianobactérias foram essencialmente mais baixas se comparadas à carga de cianobactérias da água bruta. A partir dos primeiros 30 minutos de

filtração o incremento foi substancialmente pequeno, porém de 2,5 horas de operação a 3,50 horas de operação a mudança foi significativa, alterando de 12.900 cél/ml para 166.000 cél/ml. Ressalta-se que a quantidade de células observadas na descarga de fundo foi inferior à obtida antes da colmatação do filtro. Este resultado apresenta-se em acordo com o funcionamento do filtro, já que entre o dispositivo de coleta do filtrado até a saída da descarga de fundo existem 2,0 metros de material filtrante, que auxiliam na retenção das células, bem como não afetam na filtração descendente.

Já para clorofila-a o comportamento foi similar à cianobactérias, porém com alterações menos expressivas. Todavia, apesar do comportamento de COT apresentar-se muito próximo à cianobactérias e clorofila-a durante a carreira de filtração, a amostra de descarga de fundo apresentou resultado de COT inclusive superior à água bruta. Este fato se deve à acumulação de partículas coloidais e cianobactérias.

Figura 54 - Resultados médios de cianobactérias, clorofila-a e Carbono Orgânico Total (COT) ao longo das carreiras de filtração realizadas na Etapa 2D.

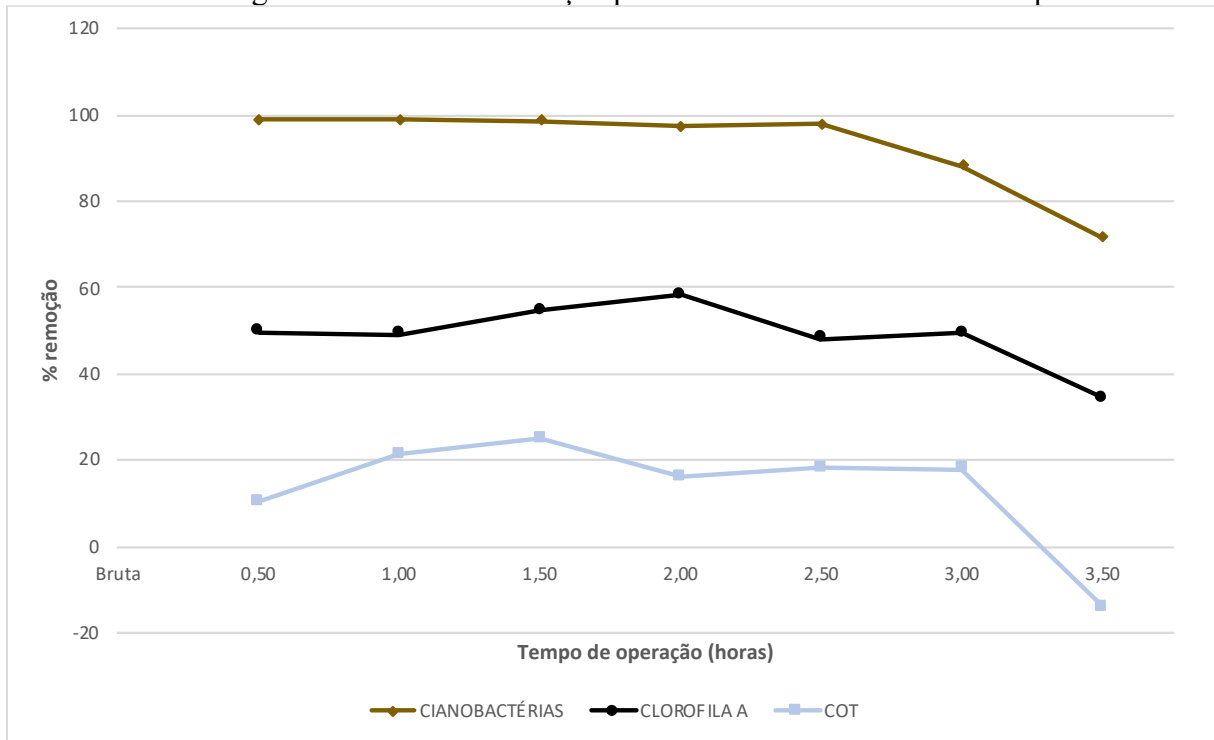


Fonte: O autor (2020).

Também devido à carga superior à água bruta, a eficiência de COT apresentou-se negativa quando avalia-se a eficiência de remoção para o ponto de 3,0 horas de operação (Figura 55). Além disso, devido à proximidade dos valores obtidos de COT ao resultado da água bruta, as eficiências de remoção apresentaram-se inferiores à 24%. As eficiências de remoção de

clorofila-a apresentaram na faixa de 50%, enquanto o desempenho para cianobactérias esteve sempre acima de 70%, porém com ênfase nos pontos anteriores à 2,5 horas de operação quando as eficiências estava, superiores à 90%.

Figura 55 - Comparação das porcentagens de remoção médias de cianobactérias, clorofila-a e COT ao longo das carreiras de filtração para os resultados obtidos na Etapa 2D.

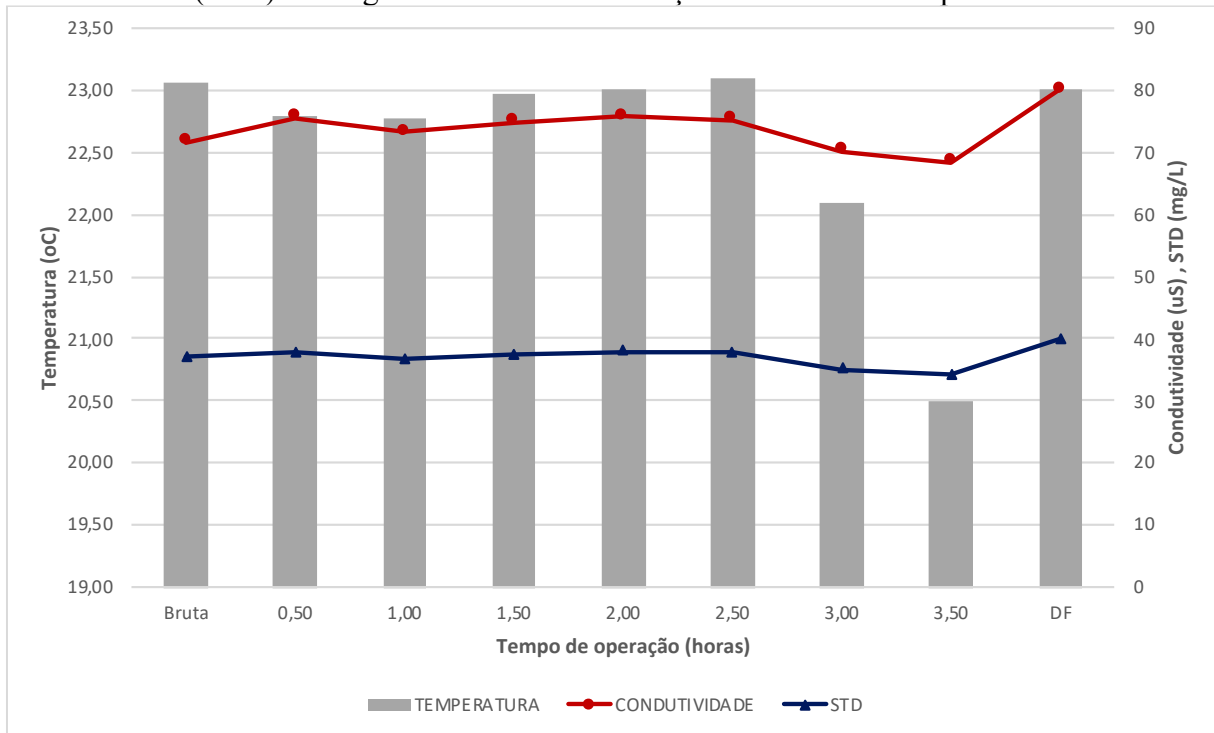


Fonte: O autor (2020).

De acordo com a Figura 56 as temperaturas apresentaram valores 1,5 °C acima da temperatura ambiente. A relação entre Sólidos Totais Dissolvidos (STD) e Condutividade é estreita, sendo sempre o valor de STD 0,5 vezes o valor de Condutividade, cada qual com sua unidade.

Verifica-se que apesar de não apresentar remoção quando comparado à água bruta, os STD estiveram sempre de acordo com a Portaria da Consolidação nº 5/2017, que preconiza 1000 mg/L nas águas filtradas por filtração direta.

Figura 56 - Resultados médios de temperatura, condutividade e Sólidos Totais Dissolvidos (STD) ao longo das carreiras de filtração realizadas na Etapa 2D.

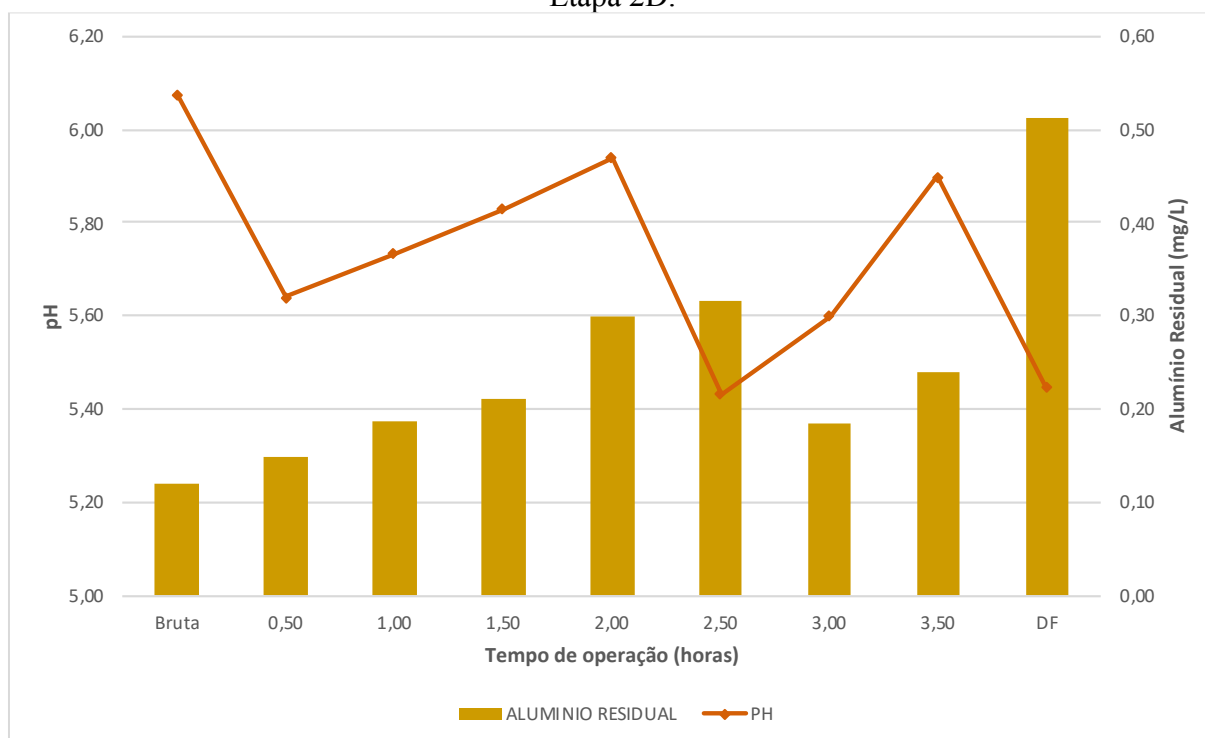


Fonte: O autor (2020).

A Figura 57 comprova que a coagulação através de substância que contém alumínio em sua composição provocou o acúmulo de alumínio da amostra de água filtrada. Logo, é relevante a carga de alumínio residual na amostra de descarga de fundo, apesar da distância entre o dispositivo de filtração e a saída da descarga de fundo ser de 2,0 metros. Infere-se que pode haver algum tipo de carga de alumínio residual na porção inferior (decrecente) do filtro, e por isso este acréscimo de 0,13 mg/L de alumínio residual, o dobro do valor para 3,5 horas de operação.

Na Etapa 2A o alumínio residual obteve incremento até 2,5 horas operação, porém decresceu nos próximos 30 minutos. Esta oscilação é justificada pelos diferentes tempos de carreira e por isso as médias podem ter sido utilizadas como valores absolutos para aquele período de operação. Porém, percebe-se na avaliação das carreiras de filtração, conforme Apêndice A que as cargas de alumínio residual crescem gradativamente de acordo com o andamento da carreira de filtração. O pH, por sua vez, apresentou comportamento oscilante nesta etapa, estando sempre acima de 5,5, ou seja, em acordo com a Portaria de Consolidação nº 5 (BRASIL, 2017).

Figura 57 - Alumínio residual e pH médios ao longo das carreiras de filtração realizadas na Etapa 2D.



Fonte: O autor (2020).

Avaliando-se a Figura 57 à luz do diagrama de solubilidade dos sais de alumínio, através do Diagrama de Solubilidade, apresentado na Figura 1, verifica-se portanto, que na faixa de pH apresentados, entre 5,4 e 6,1, a coagulação apresenta-se na região adequada para a metodologia de coagulação adotada, quando o melhor pH para a formação de hidróxidos de alumínio e coagulação pelo mecanismo de adsorção e neutralização de cargas ocorre entre o pH 5 e 7. Estes resultados sugerem a utilização total do coagulante, bem como ausência de transpasse.

#### 4.2.1.3 Etapa 3

A união das câmaras de carga das porções ascendente e descendente dos filtros proporcionou carreiras de filtração mais longas em relação à operação das outras duas etapas. Esta estratégia de operação do sistema piloto bifluxo previu também a execução das descargas de fundo intermediárias com injeção de água na interface.

No intuito de avaliar diferentes situações no filtro bifluxo optou-se por realizar números diferentes de carreiras de filtração intermediárias nesta etapa de testes. Neste caso, realizaram-se três carreiras com duas descargas de fundo intermediárias e uma de final de



carreira, duas carreiras com três descargas de fundo intermediárias e uma de final de carreira, e uma carreira com quatro descargas de fundo intermediárias e uma de final de carreira. Em todas as seis carreiras a primeira DFI ocorreu após as 2h de operação, porém sem frequência pré-estabelecida, mas conforme o monitoramento da unidade piloto demonstrado na Figura 14. As DFI, portanto, apresentaram-se oscilantes de acordo com o tempo de operação da carreira, e também entre uma descarga de fundo e outra. Houve casos em que após 15 minutos após a primeira DFI foi necessário a realização sucessiva de mais duas DFI e o consequente encerramento da carreira de filtração. Este padrão de operação foi o mais crítico.

Ressalta-se que nesta fase ainda aumentou-se a carga disponível na porção agora descendente e ascendente para aproximadamente 2,73 m (Anexo C), ou seja, 0,98 m acima da carga disponível no fluxo descendente na Etapa 2D, que foi a porção do filtro em que sua carga hidráulica máxima foi atingida e causou a interrupção das carreiras de filtração.

Dessa forma, avaliando-se estratégias diferenciadas nos testes do sistema piloto de filtro bifluxo, operou-se o filtro bifluxo com câmara única com uma carga hidráulica disponível mais próxima ao que se recomenda para filtros em escala real (acima de 2,0 m).

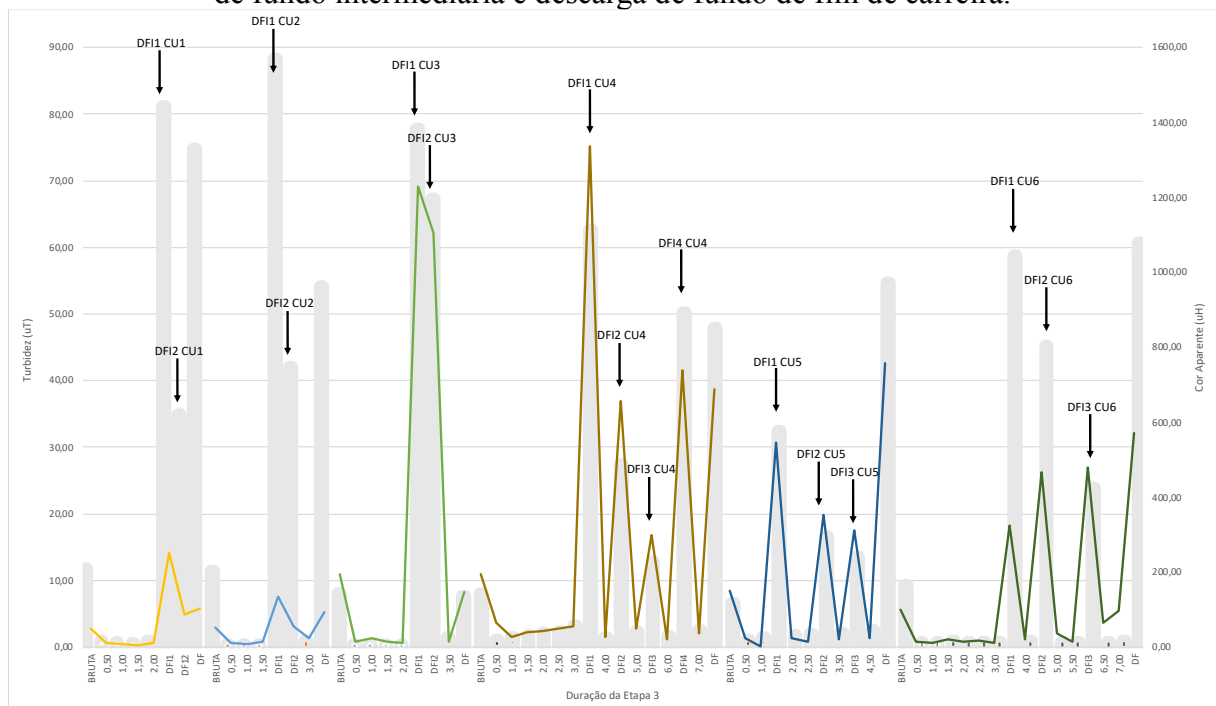
Assim como nas etapas anteriores todas as carreiras de filtração foram encerradas devido à carga hidráulica nas câmaras de carga, nesta etapa em mesmo nível. A média de tempo de operação das carreiras de filtração para esta etapa foi de 3,3 horas, com carreira máxima de 5,5 horas e mínima de 2 horas de operação. Como já relatado, com descargas de fundo intermediárias também de acordo com a colmatação do meio filtrante e elevação dos níveis nas câmaras de carga.

Além disso, como forma de avaliar a influência da porção ascendente e descendente na totalidade da amostra do filtrado, instalou-se um medidor de no trecho de tubulação que faz a condução da água a ser filtrada para o fluxo ascendente. Assim foi possível determinar qual a fração de água foi filtrada em cada fluxo. Como esperado quando planejada a terceira estratégia de testes no filtro piloto, e conforme já avaliado de acordo com as Etapas 1 e 2, a porção descendente do filtro contribui significativamente apenas no início da carreira de filtração até a primeira DFI. Desta forma, conforme foram realizadas as DFI, uma parcela menor da água era filtrada no fluxo descendente, dado que a DFI recupera parte da capacidade de filtração no fluxo ascendente.

Como pode ser observado na Figura 58, o resultado da qualidade da água filtrada não é ideal e não atende ao preconizado pela Portaria de Consolidação n. 5 do Ministério da Saúde (BRASIL, 2017) para água filtrada por filtração rápida pois apresenta turbidez superior à

máxima admitida de 0,5 uT em no mínimo 95% das amostras. A dificuldade no atendimento desse parâmetro, mesmo com uma turbidez relativamente baixa da água bruta, ocorre visto que a tecnologia de filtração direta não é a recomendada para a água bruta com as características apresentadas pelo manancial da Lagoa do Peri. Todavia, a qualidade da água, nesse caso, não invalida os resultados e análise do filtro rápido bifluxo objeto do presente estudo.

Figura 58 - Resultados de turbidez e cor aparente das seis carreiras de filtração realizadas na Etapa 3 de pesquisa. Resultados para água bruta, ao longo da carreira de filtração, descargas de fundo intermediária e descarga de fundo de fim de carreira.



Fonte: O autor (2020).

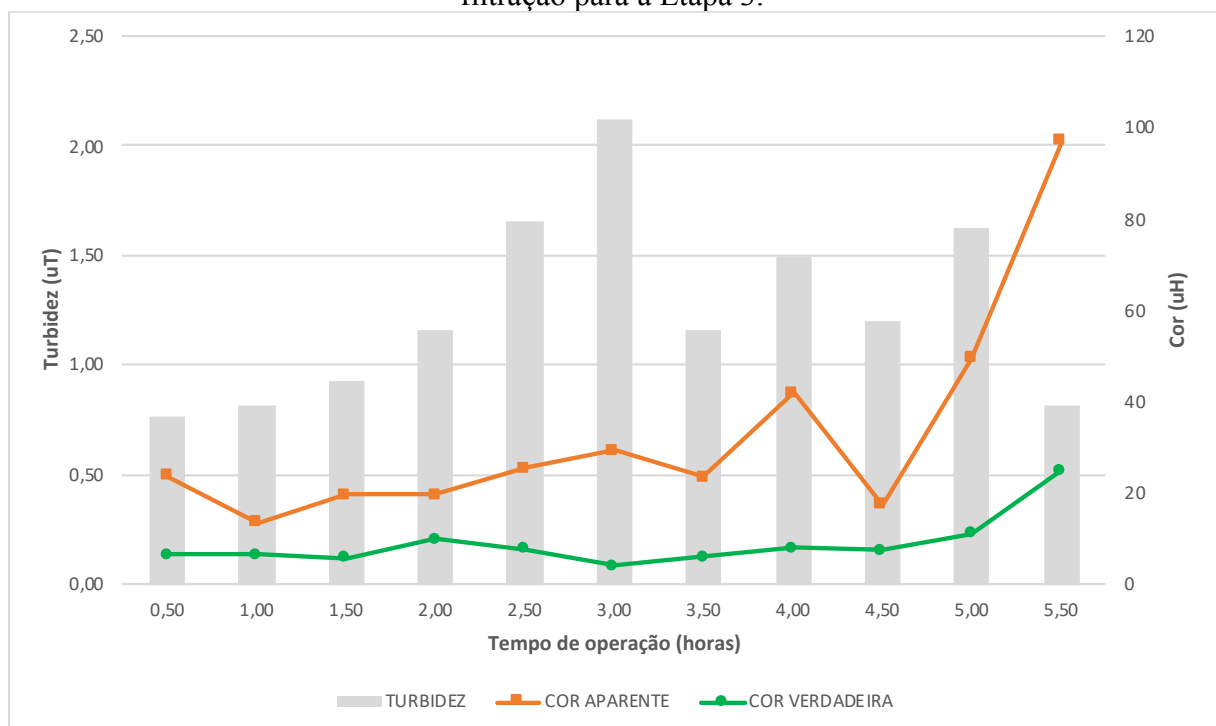
A mesma portaria estabelece 15 uH para o limite de quantificação de cor aparente nas águas de distribuição (BRASIL, 2017). Neste caso, apenas um ponto das médias das amostras apresentou valores em acordo com a legislação, e isso ocorreu logo nos primeiros 30 minutos de operação da unidade piloto. A cor aparente, no entanto, manteve-se praticamente estável com incremento apenas após as 4h de operação do filtro. A Figura 59 apresenta as médias dos valores de turbidez obtidos a cada 30 minutos de filtração, conforme o pré-estabelecido no escopo das coletas.

As médias dos valores para turbidez, cor aparente e verdadeira das águas bruta e coletadas na descarga de fundo da Etapa 3 de testes no filtro piloto bifluxo estão apresentadas na Figura 60. Nota-se que a primeira DFI realizada apresentou valores superiores para turbidez, todavia não apresentou mesmo comportamento para cor aparente. Ainda, com mesmo

comportamento nas etapas anteriores de pesquisa, a cor verdadeira permaneceu na mesma faixa de valores.

O incremento de turbidez e cor aparente nas descargas de fundo é evidente e deve-se à acumulação de partículas coloidais, cianobactérias e elementos residuais. Logo, quando compara-se as características da água bruta e os valores obtidos para turbidez e cor nas amostras de descarga de fundo, verifica-se um aumento de quatro a seis vezes o valor de turbidez da água bruta, e duas a seis vezes o valor de cor aparente.

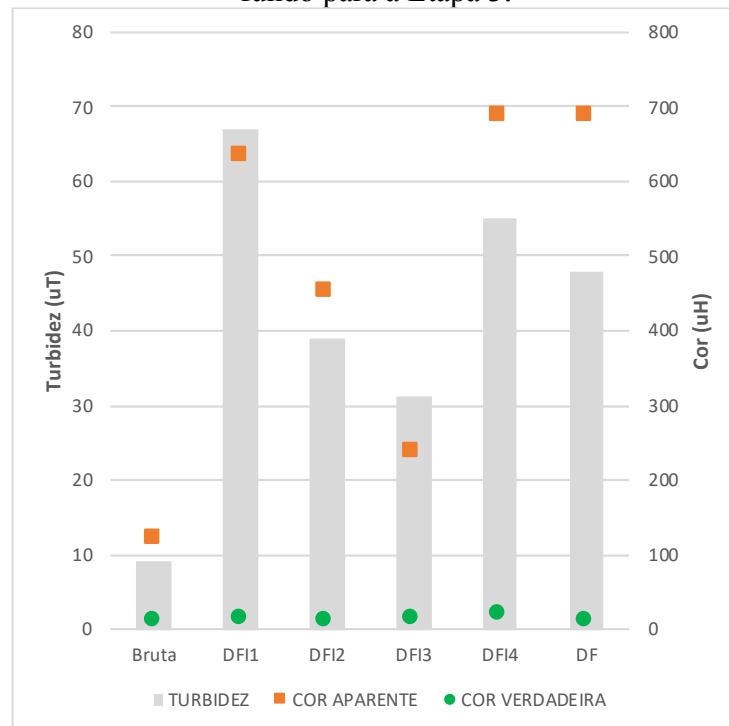
Figura 59 - Turbidez, Cor Aparente e Cor Verdadeira médios ao longo das carreiras de filtração para a Etapa 3.



Fonte: O autor (2020).

As Figuras 61 e 62 apresentam os índices de turbidez e cor aparente médios para a estratégia de filtração com as câmaras de carga unidas, ou seja, a Etapa 3, e seus índices de remoção a amostra coletada a cada 30 minutos e a água bruta. Estes gráficos desejam demonstrar o andamento da remoção do filtro bifluxo, avaliando-se o andamento da carreira e sua eficiência de remoção.

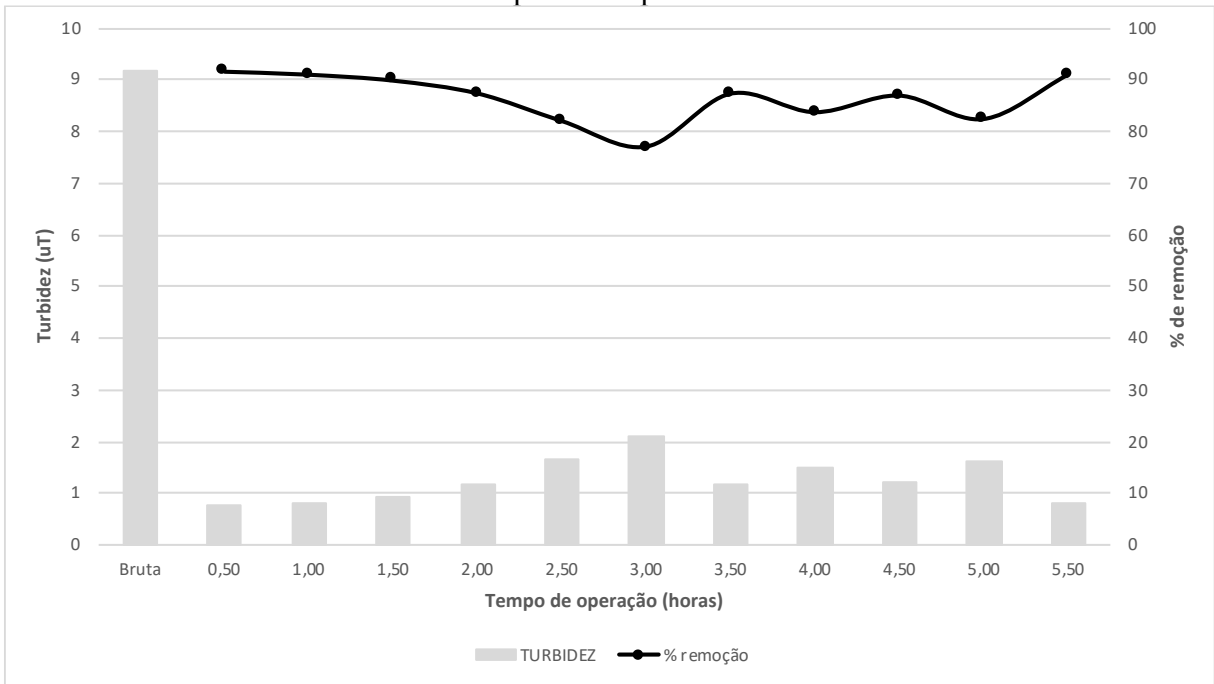
Figura 60 - Turbidez, Cor Aparente e Cor Verdadeira médios da água bruta e descarga de fundo para a Etapa 3.



Fonte: O autor (2020).

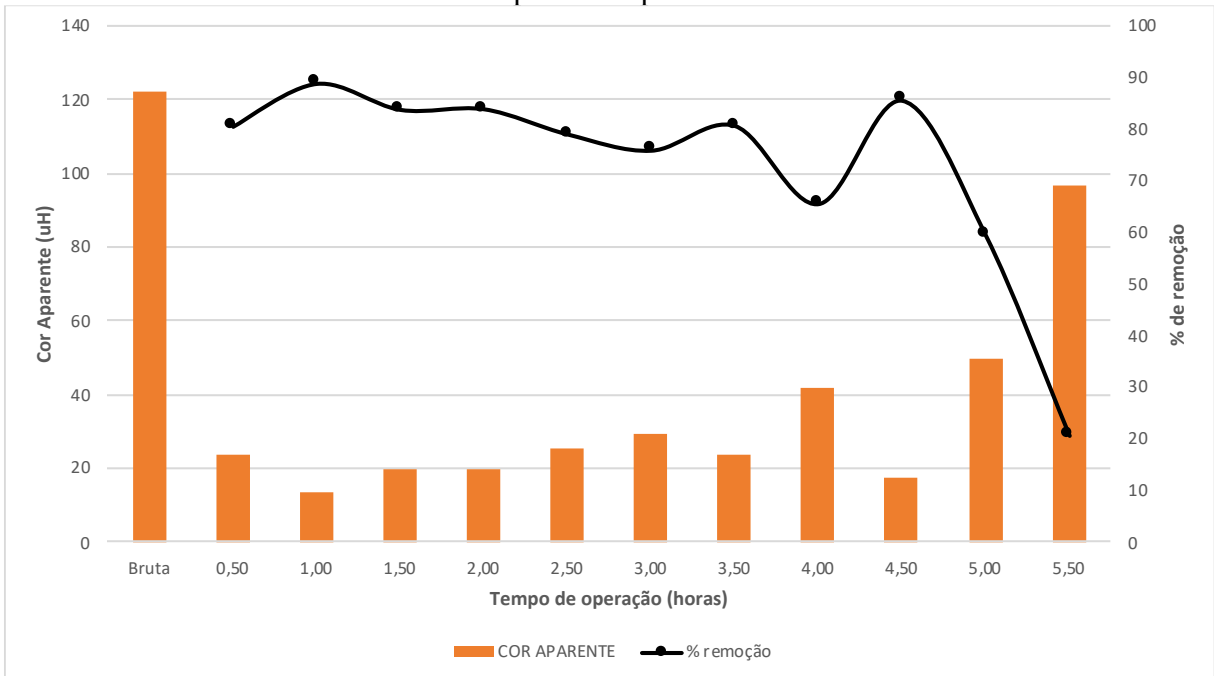
Avaliando-se os gráficos pode-se concluir que a remoção é relativamente estável com relação aos dois parâmetros avaliados. O desempenho de remoção dos parâmetros turbidez e cor aparente estiveram sempre acima de 75%, com exceção do último ponto amostrado para a cor aparente, que apresentou remoção de 20%. Porém, este fato é justificado tendo em vista a interrupção da carreira em seguida da verificação do transpasse. Entretanto, mesmo com alta remoção todos apresentaram-se em desacordo com a Portaria de Consolidação nº 5 que tange à turbidez, sempre acima de 0,5uT, e cor aparente, acima de 15 uH (BRASIL, 2017).

Figura 61 - Turbidez e porcentagem de remoção médias ao longo das carreiras de filtração para a Etapa 3.



Fonte: O autor (2020).

Figura 62 - Cor aparente e porcentagem de remoção médias ao longo das carreiras de filtração para a Etapa 3.



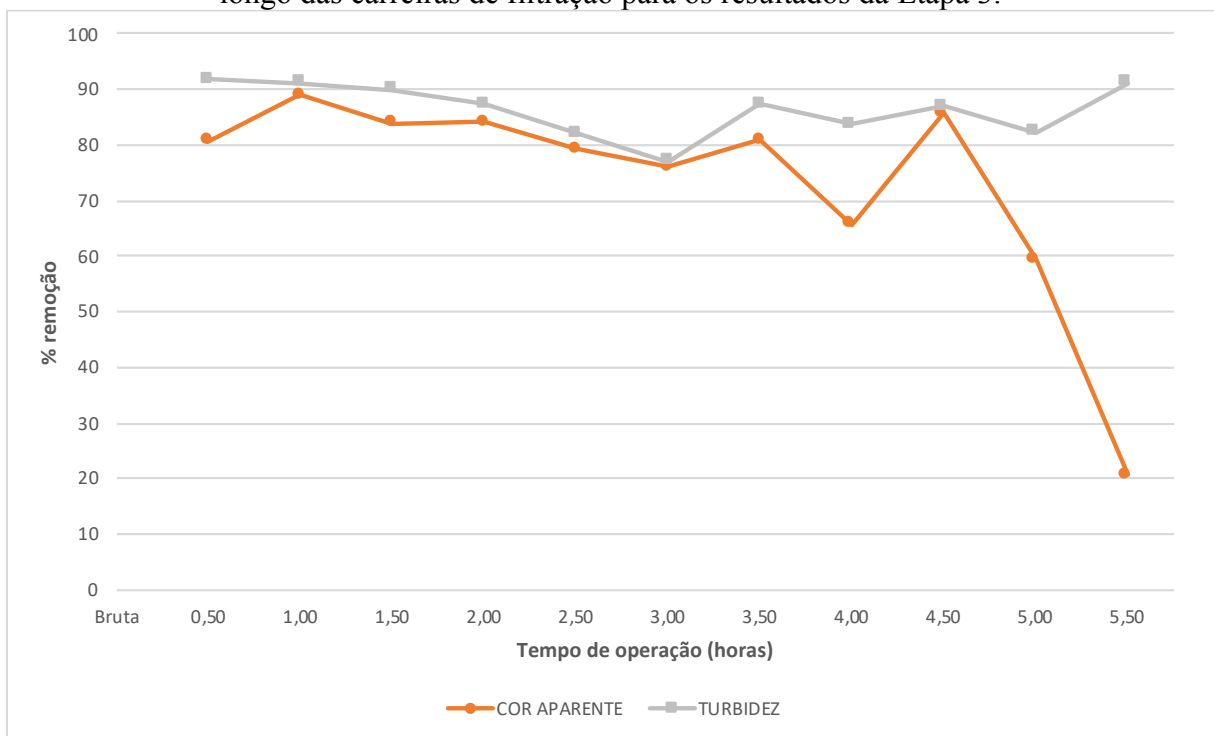
Fonte: O autor (2020).

Ainda, avaliando o comportamento das eficiências de remoção de turbidez e cor aparente, infere-se de acordo com a Figura 63 que há um decaimento da eficiência de remoção de turbidez e cor de acordo com o prolongamento da carreira de filtração principalmente quanto

à remoção de cor aparente. É sabida a relação entre estes dois parâmetros, porém neste caso percebeu-se pouca diferença entre uma linha e outra, quando comparadas.

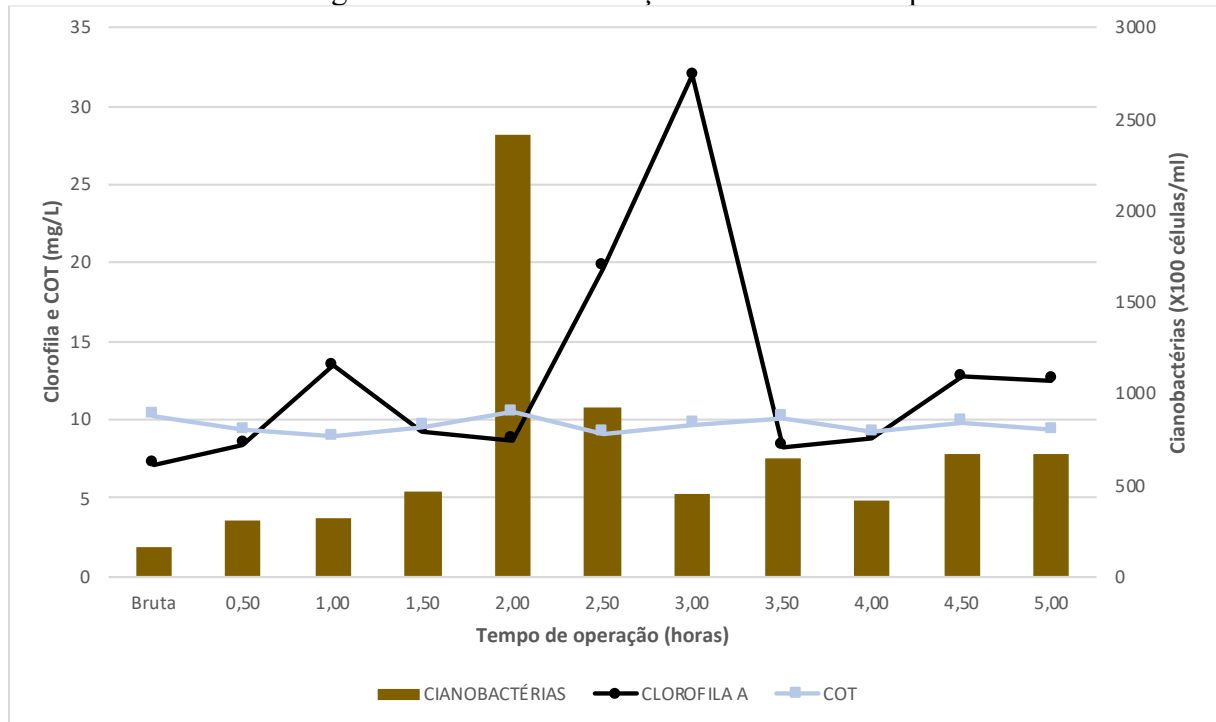
A Figura 64 compara as médias das cargas de cianobactérias, clorofila-a e COT nas amostras avaliadas de 30 em 30 minutos do andamento da carreira de filtração. Estes apresentaram relação não tanto estreita no seu comportamento como ocorreu nas outras etapas. Sabe-se que a avaliação ocorreu de acordo com a amostra a cada 30 minutos coletada, o que infere um possível desvio na avaliação, tendo em vista as carreiras com duração diferentes, além do número de DFI aplicadas também em frequências e intervalos diferentes. Porém, percebe-se que as descargas de fundo intermediárias foram sim efetivas na remoção de cianobactérias na amostra do filtrado. O pico indicado nas 2h de operação deve-se às medias obtidas pelo ao ponto anterior à primeira DFI e segundas DFI, ou seja, médias de três carreiras de filtração nas imediações da finalização da carreira de filtração. O que nota-se também é que nesta estratégia as cianobactérias, apesar deste pico no gráfico, apresentam um comportamento um tanto estável se comparado com as outras etapas, quando o incremento do número de células era gradativo conforme o andamento da carreira de filtração.

Figura 63 - Comparação das porcentagens de remoção médias de turbidez e cor aparente ao longo das carreiras de filtração para os resultados da Etapa 3.



Fonte: O autor (2020).

Figura 64 - Resultados médios de cianobactérias, clorofila-a e Carbono Orgânico Total (COT) ao longo das carreiras de filtração realizadas na Etapa 3.



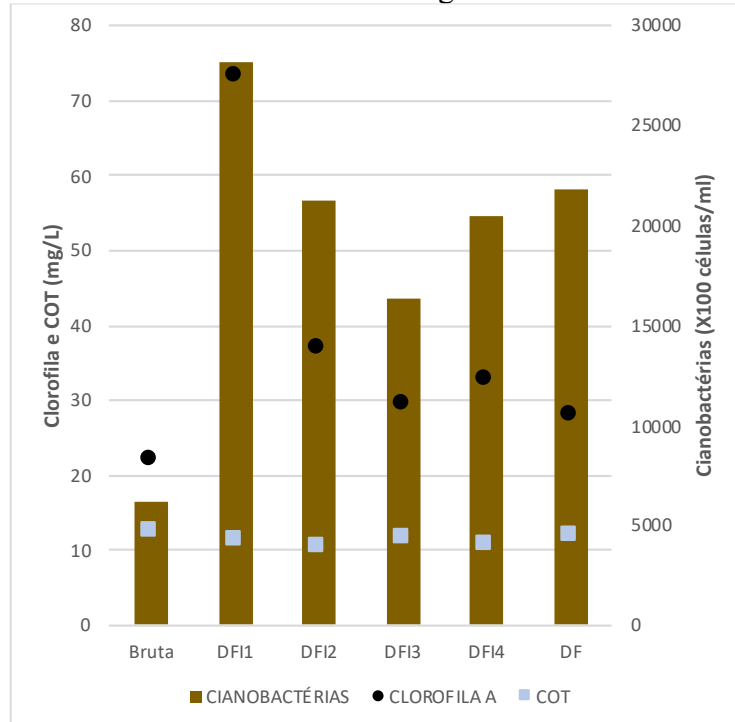
Fonte: O autor (2020).

Para clorofila-a e COT, no entanto, a relação estreita permanece, e não corresponde ao mesmo pico das cianobactérias. Muito pelo contrário, corresponde ao decréscimo do gráfico de cianobactérias após as DFI.

A Figura 65 demonstra DFI com decréscimo e posterior incremento após a terceira descarga executada. Pode-se inferir que seja devido à apenas uma carreira ter sido testada com quatro DFI e DF suplementar. Porém, nota-se que de acordo com o previsto no início da pesquisa as DFI devem decrescer, já que a interrupção da carreira se faz pela colmatação do filtro descendente, e logo, a passagem de fluido no fluxo ascendente fica limitada, gerando menos volume de material em suspensão.

Todavia, os resultados de clorofila-a e COT estiveram sempre no mesmo comportamento, com mesmos intervalos, e valores máximos de 93 mg/L e 15,45 mg/L, respectivamente.

Figura 65 - Cianobactérias, clorofila-a e Carbono Orgânico Total (COT) médios da água bruta, descargas de fundo intermediárias e descarga de fundo final realizadas na Etapa 3.

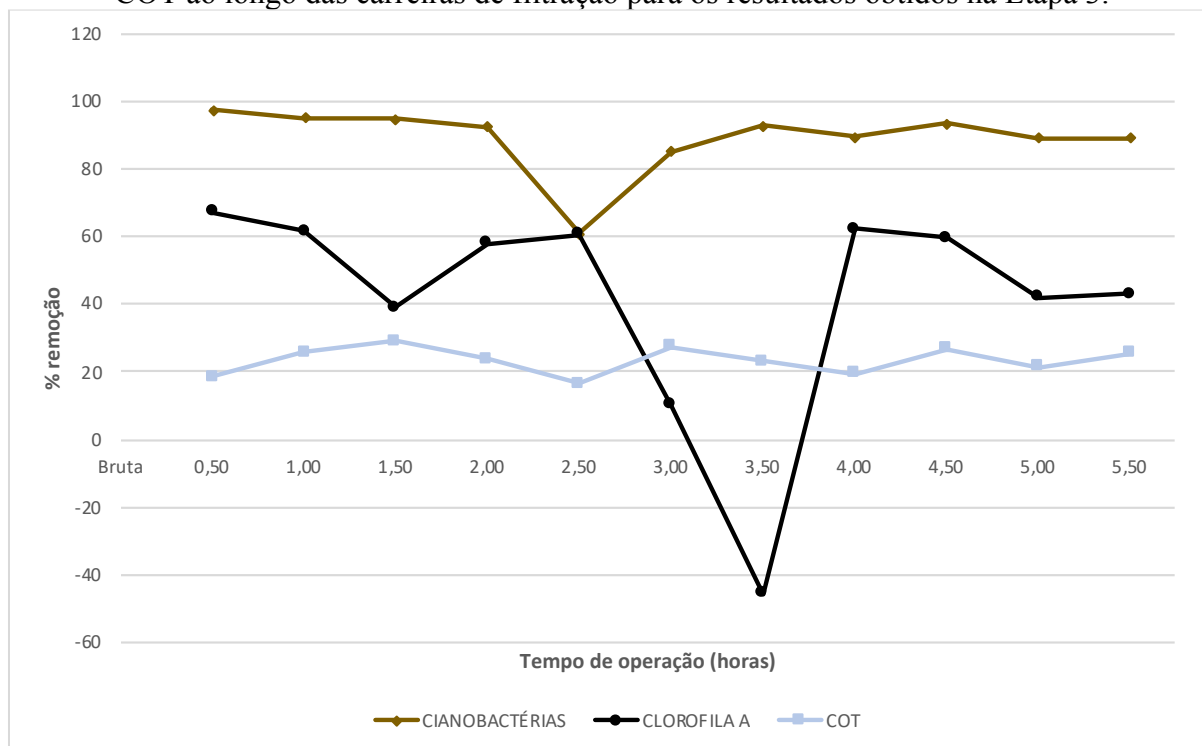


Fonte: O autor (2020).

Na avaliação das eficiências de remoção destes parâmetros avaliados acima identifica-se um ponto em carga superior à água bruta para clorofila-a no ponto de 3,5 horas de operação (Figura 66). Além disso, devido à proximidade dos valores obtidos de COT ao resultado da água bruta, as eficiências de remoção apresentaram-se inferiores à 30%. As eficiências de remoção de clorofila-a apresentaram na faixa de 50%, com exceção dos pontos 3 e 3,5 horas de operação, enquanto o desempenho para cianobactérias esteve sempre acima de 85%, também com exceção do ponto 2,5 horas de operação que apresentou apenas 60,94% de remoção de cianobactérias.



Figura 66 - Comparação das porcentagens de remoção médias de cianobactérias, clorofila-a e COT ao longo das carreiras de filtração para os resultados obtidos na Etapa 3.



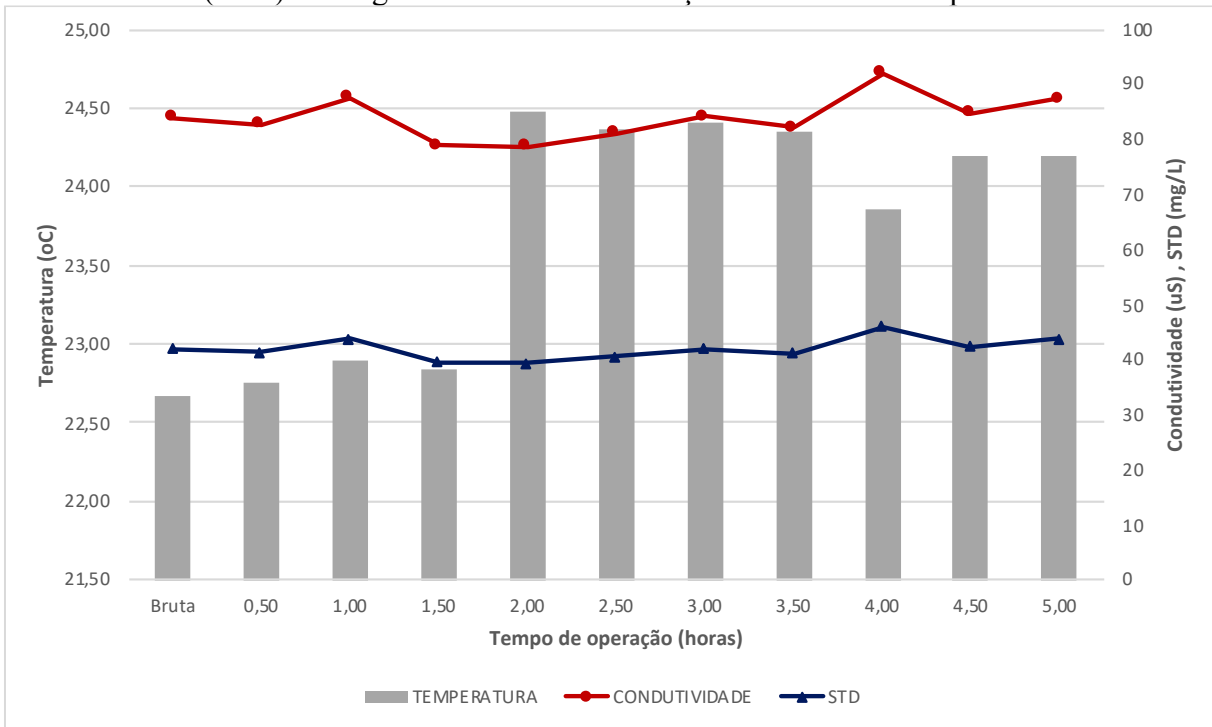
Fonte: O autor (2020).

De acordo com a Figura 67, assim como nas outras estratégias de testes no filtro piloto, a temperatura apresentou valores 1,5 °C acima da registrada no ambiente. Observou-se aumento de temperatura no andamento da carreira tendo em vista que os testes iniciaram, na sua maioria, no período da manhã e finalizaram no período da tarde. Os testes para esta etapa foram realizados entre os meses de outubro e novembro de 2019. Contatou-se relação muito próxima entre Sólidos Totais Dissolvidos (STD) e Condutividade, sendo o valor de STD 0,5 vezes o valor de Condutividade.

Verifica-se que apesar de não apresentar remoção quando comparado à água bruta, os STD estiveram sempre de acordo com a legislação para potabilidade nas águas filtradas por filtração direta (BRASIL, 2017).

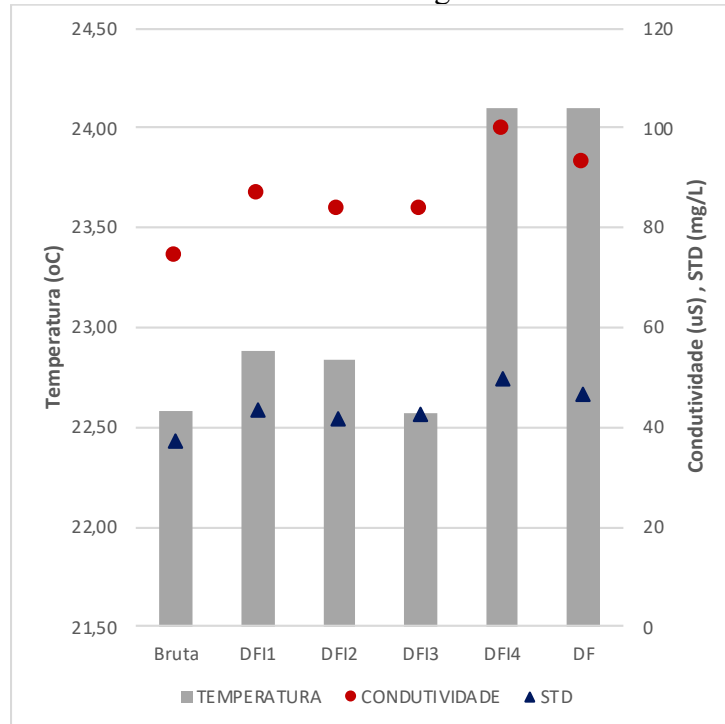
As descargas de fundo intermediárias e de fim de carreira apresentaram apenas alterações quanto à temperatura. Não identificou-se grande alteração para STD e Condutividade.

Figura 67 - Resultados médios de temperatura, condutividade e Sólidos Totais Dissolvidos (STD) ao longo das carreiras de filtração realizadas na Etapa 3.



Fonte: O autor (2020).

Figura 68 - Temperatura, condutividade e Sólidos Totais Dissolvidos (STD) médios da água bruta, descargas de fundo intermediárias e descarga de fundo final realizadas na Etapa 3.

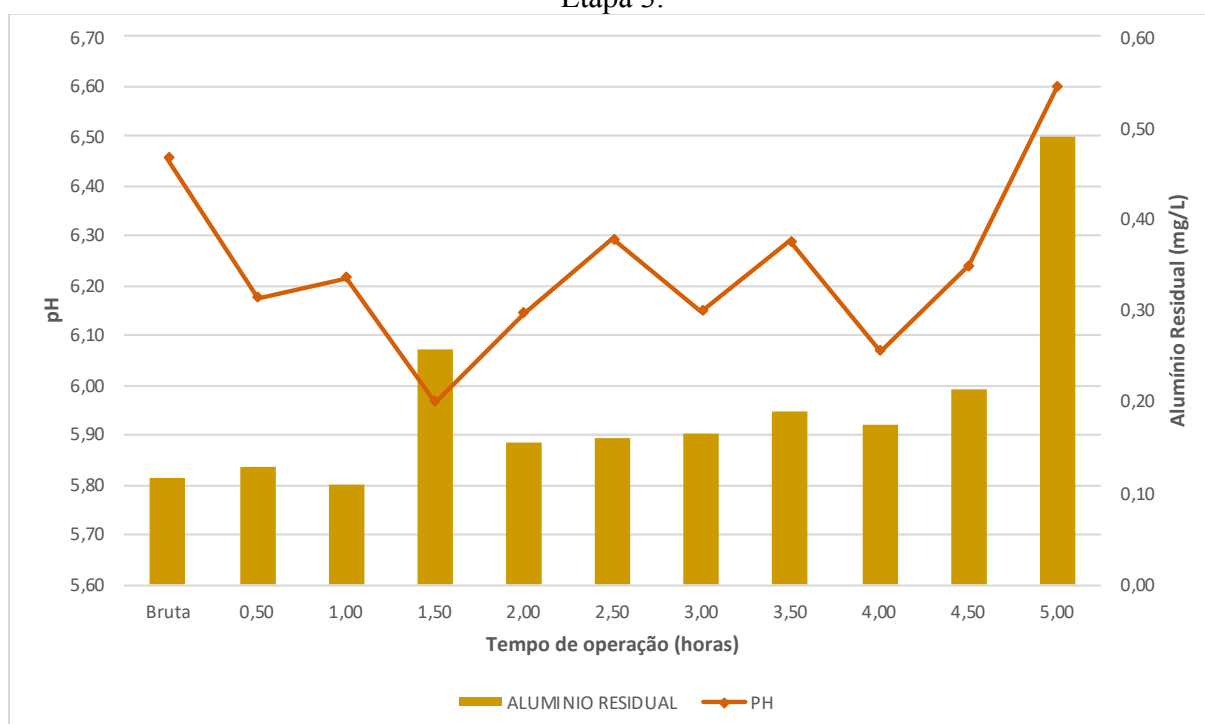


Fonte: O autor (2020).

A Figura 69 apresenta as correlações entre alumínio residual e pH médios das carreiras de filtração. O alumínio residual apresentou comportamento estável, porém com pico

identificado no momento 1,5 horas de operação. Infere-se que este fato ocorreu devido à carga de alumínio residual anterior à DFI2 da segunda carreira de filtração consistente discutida nesta etapa. Estes valores podem ser verificados no Apêndice A. Neste caso, a média do alumínio residual teve incremento significativo, e ocasionou um pico no gráfico. Porém, no geral, o comportamento indicando acúmulo de alumínio residual no andamento da carreira continua, conforme estratégias anteriores. O pH, por sua vez, apresentou comportamento oscilante nesta etapa, estando sempre acima de 6,0, ou seja, em acordo com a Portaria de Consolidação nº 5 (BRASIL, 2017).

Figura 69 - Alumínio residual e pH médios ao longo das carreiras de filtração realizadas na Etapa 3.

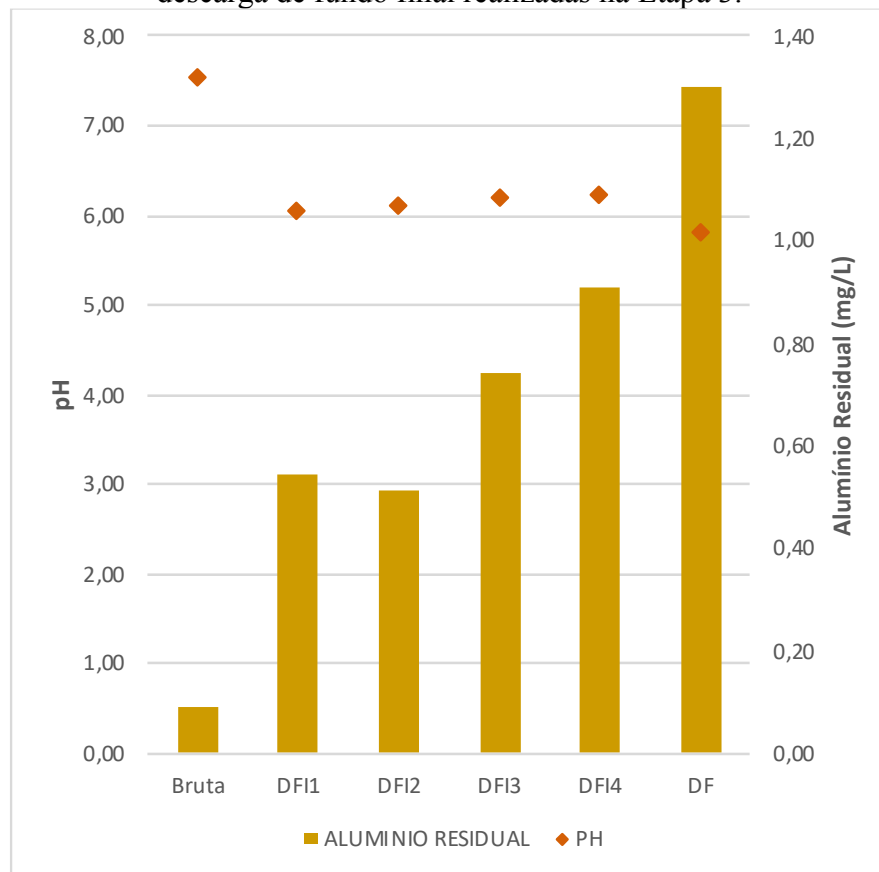


Fonte: O autor (2020).

Comparando-se os resultados com o diagrama de solubilidade dos sais de alumínio, através do Diagrama de Solubilidade, apresentado na Figura 1, verifica-se portanto, que na faixa de pH apresentados, entre 5,95 e 6,6, a coagulação apresenta-se na região adequada para a metodologia de coagulação adotada, quando o melhor pH para a formação de hidróxidos de alumínio e coagulação pelo mecanismo de adsorção e neutralização de cargas ocorre entre o pH 5 e 7. Estes resultados sugerem a utilização total do coagulante, bem como ausência de transpasse.

Verificou-se grande carga de alumínio residual nas amostras de descarga de fundo avaliadas (Figura 70). Este fato se deve ao filtro bifluxo também utilizar o sentido ascendente na filtração, e conforme já confirmado, a sua porção ser a mais significativa no funcionamento do filtro devido à rápida perda de eficiência do filtro descendente. Parcela da acumulação dos flocos formados através da injeção de agente coagulante é retida no fundo do filtro, e conseqüentemente aumenta o alumínio residual da amostra. O pH comportou-se também conforme esperado, já que não identificou-se grandes alterações, porém um decréscimo quanto maior o alumínio residual. Vale ressaltar que o fator de concentração de alumínio não é conhecido, e depende do tempo de acumulação, aporte, e demais interferentes.

Figura 70 - Alumínio residual e pH médios da água bruta, descargas de fundo intermediárias e descarga de fundo final realizadas na Etapa 3.



Fonte: O autor (2020).

#### 4.2.2 Parâmetros avaliados

Neste item resume-se os resultados obtidos no item anterior, e justifica-se os estreitamentos entre os parâmetros avaliados, bem como o motivo pelo qual optou-se em apresentar os mesmos de forma agregada.

Na Tabela 2 são apresentadas as médias, máximas e mínimas de medição dos parâmetros de qualidade da água bruta e filtrada e de suas descargas de fundo nas três etapas de pesquisa, assim como suas respectivas remoções, que são apresentadas na Tabela 3.



Tabela 2 - Resultados mínimos, médios e máximos dos parâmetros avaliados para as carreiras de filtração em cada etapa de pesquisa.

MÁX, MÉD E MÍN	Unidade	VMP	ETAPA 1			ETAPA 2D			ETAPA 2A			ETAPA 3		
			MAX	MED	MIN	MAX	MED	MIN	MAX	MED	MIN	MAX	MED	MIN
Turbidez	uT	5*	2,94	1,05	0,20	2,61	1,05	0,35	45,00	0,84	0,24	3,12	1,06	<b>0,32</b>
Cor aparente	uH	15	46,00	18,58	6,00	34,00	11,32	4,00	45,00	14,69	4,00	97,00	21,27	<b>2,00</b>
Cor verdadeira	uH		18,00	8,94	3,00	9,00	4,07	1,00	22,00	8,36	1,00	25,00	7,15	<b>1,00</b>
Cianobactérias	cel/ml		124400,00	29222,00	2400,00	166000,00	21400,30	200,00	47000,00	5845,00	500,00	703000,00	58398,00	<b>1500,00</b>
Clorofila a	mg/L		13,31	7,15	4,48	13,73	10,43	7,13	70,05	11,93	6,07	54,97	10,60	<b>5,43</b>
COT	mg/L		13,04	10,93	9,52	14,27	9,36	6,45	12,02	9,12	5,99	11,80	9,37	<b>7,33</b>
Condutividade	uS		106,30	76,17	69,70	85,70	74,87	68,30	87,80	75,62	71,00	120,80	82,27	<b>69,20</b>
Temperatura	oC		24,50	23,00	21,10	25,10	22,96	20,20	26,30	24,32	21,20	25,00	22,76	<b>19,00</b>
STD	mg/L	1000	53,10	38,09	34,80	42,80	37,36	34,20	43,90	37,79	35,50	60,50	41,14	<b>34,60</b>
pH		6 a 9,5	7,02	6,08	4,10	6,32	5,68	4,80	6,00	4,84	3,40	7,07	6,20	<b>5,33</b>
Alumínio Residual	mg/L	0,2	0,45	0,24	0,11	0,64	0,26	0,10	0,90	0,29	0,10	0,85	0,17	<b>0,06</b>

Fonte: O autor (2020).

\*VMP estabelecido para ponto em rede. O valor 0,5uT é determinado para pré-desinfecção ou pós-filtração direta.

Tabela 3 – Porcentagens de remoção mínimas, médias e máximas de acordo com os resultados obtidos nos parâmetros avaliados para as carreiras de filtração em cada etapa de pesquisa.

%REMOÇÃO	Unidade	VMP	ETAPA 1			ETAPA 2D			ETAPA 2A			ETAPA 3		
			MAX	MED	MIN	MAX	MED	MIN	MAX	MED	MIN	MAX	MED	MIN
<b>Turbidez</b>	uT		95,76	86,85	69,68	93,61	81,81	74,72	91,94	84,82	70,95	92,28	81,49	62,65
<b>Cor aparente</b>	uH		91,45	81,64	67,86	94,35	74,31	34,62	88,82	83,45	73,83	92,23	65,45	1,02
<b>Cor verdadeira</b>	uH		75,00	29,36	-10,00	83,33	68,33	55,00	32,00	20,67	10,00	93,75	17,29	-108,33
<b>Cianobactérias</b>	cel/ml		95,68	81,36	64,93	99,90	89,91	69,96	98,92	96,14	91,10	97,68	73,56	-7,89
<b>Clorofila a</b>	mg/L		76,37	44,07	15,78	52,32	42,82	37,59	36,87	-67,28	-275,17	63,06	44,60	-19,27
<b>COT</b>	mg/L		23,55	13,14	3,02	34,47	21,71	-2,45	29,83	23,31	18,69	30,58	25,00	17,26
<b>Alumínio Residual</b>	mg/L		-94,44	-410,46	-1500,00	-162,50	-190,83	-210,00	-104,55	-651,52	-950,00	20,00	-265,66	-962,50

Fonte: O autor (2020).

Como pode ser observado nas Tabelas 2 e 3, o resultado da qualidade da água filtrada em nenhuma das estratégias é ideal. Isso acontece porque a tecnologia de filtração direta não é a recomendada para a água bruta com as características apresentadas pelo manancial da Lagoa do Peri. Essa tecnologia foi escolhida em função dos índices de turbidez e cor verdadeira do manancial serem baixos, ou seja, inferiores a 10 uT e 20 uH (DALSASSO; SENS, 2006).

Amirtharajah (1988) menciona que a filtração direta é o sistema mais econômico de tratamento de Águas com baixa turbidez ( $< 50$  uT), como as de lagos, quando necessitam de baixas dosagens de coagulante ( $< 15$  mg/L) para tratamento. Ainda, afirma que essa tecnologia é particularmente indicada nos casos em que a concentração de partículas na água bruta é inferior a 10 ou 20 mg/L, bem como Dalsasso e Sens (2006). Já Cleasby (1990) cita que a água ideal para ser tratada pela filtração direta deve apresentar cor  $< 40$  uH, turbidez  $< 5$  uT, concentração de algas  $< 2000$  UPA/mL, concentração de ferro  $< 0,3$  mg/L e concentração de manganês  $< 0,05$  mg/L. Ainda ressalta que em os períodos de maior concentração de algas, como por exemplo estiagem, é sugerido o limite de 7 uT, no caso de ser usado somente sulfato de alumínio e de 11 uT quando for empregado polímero catiônico.

Contudo, a elevação da presença de fitoplânctons no manancial, com domínio de espécies filamentosas como a *Cylindrospermopsis raciborski* e *Pseudoanabaena sp* prejudicaram a qualidade da água produzida pelos filtros rápidos diretos, porém, aceleraram a pesquisa, tendo em vista a diminuição da penetração (filtração em profundidade), aspecto este mais impactante no fluxo descendente ao ascendente, dado que no primeiro a água a ser filtrada passa primeiramente entre as partículas menores do meio filtrante. Outros trabalhos já se depararam com esse problema (MONDARDO, 2009) e Schöntag (2015). Os filamentos produzidos por algumas espécies de fitoplâncton obstruem os poros do meio filtrante, dificultando a penetração das impurezas, prejudicando assim o tempo de carreira de filtração e a qualidade da água produzida. De acordo com Laudares (1999), as dimensões dos tricomas (filamentos) das espécies *Cylindrospermopsis raciborskii* e *Pseudoanabaena galeata*, encontradas na Lagoa do Peri, variam entre 42,0 e 162,0  $\mu\text{m}$  para a primeira e 33,0 a 769,0  $\mu\text{m}$  para a última. Todavia, a qualidade da água, nesse caso, não invalida os resultados e análise do filtro rápido bifluxo objeto do presente estudo.

Para Carbono Orgânico Total, Edzwald *et al.* (1987) apresentam como fator limitante para o emprego da filtração direta a concentração de carbono orgânico total na água bruta, recomendando que seja menor ou igual a 5 mg/L. Os mesmos autores relatam que, em geral a filtração direta tem sido utilizada para Águas com baixa turbidez (20 a 30 uT), baixa cor (inferior a 40 uH) e baixa concentração de algas. Conforme Di Bernardo (1993), muitos



pesquisadores limitam a turbidez e o teor de sólidos suspensos na água bruta a ser tratada por filtração direta a 25 uT e a 50 mg/L, respectivamente, embora picos de turbidez de até 100 uT possam ocorrer, desde que por tempo inferior a 12 h.

Treweek (1979) faz referência às ETAs de filtração direta, capazes de produzir efluente filtrado com turbidez inferior a 1 uT, mesmo quando a água bruta apresenta turbidez de 60 uT.

Brandão *et al.* (1996) sugerem que – quando se garante o mecanismo de coagulação por adsorção–neutralização de carga, pelo ajuste do pH e por dosagem ótima de coagulante – pode-se obter alta eficiência de tratamento por filtração direta para Águas com elevadas concentrações de microalgas e cianobactérias.

É importante lembrar que a eficiência da filtração direta, em qualquer situação, é altamente dependente da condição ótima de coagulação. Entretanto, a curta duração das carreiras de filtração pode inviabilizar esse tipo de tratamento. Logo, ressalta-se que a escolha pela filtração direta deu-se através da qualidade da água da Lagoa do Peri, e da dinâmica de monitoramento do sistema piloto, com ajustes apenas na coagulação e taxas de filtração.

Destaca-se que avaliaram-se as amostras no decorrer da carreira de filtração, mesmo nos casos em que foram realizadas descargas de fundo intermediárias entre um momento de coleta e outro. Desta forma, procedeu-se a análise dos resultados ignorando-se a Descarga de Fundo Intermediária, e excluindo-se, portanto, os valores inerentes a ela.

#### 4.2.2.1 *Turbidez, cor aparente e cor verdadeira*

Todas as estratégias de filtração apresentaram valores satisfatórios em termos de remoção de turbidez. A remoção foi em média acima de 80%. Apesar de índices elevados de turbidez, poucas foram as amostras que estiveram em acordo com a Portaria de Consolidação no 5 (BRASIL,2017). Acredita-se que alguns picos nos gráficos de eficiência de remoção foram devidos a um momento de transpasse durante carreiras de filtração e possivelmente nos momentos antes das DFI onde a eficiência da filtração foi comprometida como pode ser confirmado por outros parâmetros de qualidade e perda de carga no sistema. Mesmo com esse possível transpasse o filtro apresentou um desempenho aceitável em termos de turbidez residual (abaixo de 1 uT).

Quanto à cor houve remoção de cor aparente nos filtros com médias acima de 65%. A Etapa 3 apresentou menor potencial de remoção para cor aparente, entretanto foi a etapa que apresentou os menores valores absolutos para este parâmetro.

Não houve grande diferença entre a cor verdadeira da água bruta e da água filtrada nas estratégias avaliadas, sendo assim, constata-se que não houve remoção de cor verdadeira pelo filtro bifluxo. Em alguns casos, inclusive, as eficiências de remoção para cor verdadeira obtiveram resultados negativos, ou seja, valores de final de carreira acima do valor obtido para água bruta. Este comportamento foi diferente da cor aparente, que apresentou com remoções significativas. Embora sejam estatisticamente diferentes, os comportamentos dos resultado de cor verdadeira e turbidez são bem próximos, demonstrando que a maior parte a cor removida é aquela relacionada à turbidez da água.

De fato, os valores de turbidez, cor aparente e verdadeira são altos, não sendo indicado como resultado final para abastecimento. A Portaria da Consolidação nº 5/2017 indica como resultado de turbidez após filtração rápida com tratamento completo ou filtração direta valores menores que 0,5 uT em 95% das amostras e 5 uT e 15 uH, para turbidez e cor aparente na rede distribuição, respectivamente, não fazendo esta portaria referência à cor verdadeira (BRASIL, 2017). Essa baixa remoção pode estar acontecendo, porque a água bruta da Lagoa do Peri apresenta baixos valores de cor e turbidez, mas também apresenta alta concentração de cianobactérias, o que explicaria esses índices, conforme dito anteriormente.

Porém, vale ressaltar que a cor verdadeira diminui-se com o cloro, tendo em vista a sua composição por materiais dissolvidos e a sua oxidação com o agente desinfectante.

#### 4.2.2.2 *Cianobactérias, Carbono Orgânico Total e Clorofila-a*

Além do aporte de esgoto sanitário, a lixiviação de fertilizantes de áreas agrícolas tem contribuído para a maior disponibilidade de nutrientes nos reservatórios e conseqüentemente aumento do seu estado trófico. A presença de nutrientes, sobretudo nitrogênio e fósforo, aliada a condições ambientais como temperatura e disponibilidade de luz, pode favorecer a proliferação de cianobactérias.

Todos as estratégias adotadas removeram significativamente indivíduos de cianobactérias numa proporção sempre acima de 80%, com exceção de um momento na Etapa 3 que atingiu apenas percentuais negativos de remoção. Observou-se, de acordo com a metodologia utilizada para contagem de cianobactérias, que pelos filtros passaram apenas os indivíduos menores ou houve quebra durante a filtração. Desta forma, percebeu-se que apesar

de grandes indivíduos penetrarem no filtro junto com a água bruta, apenas indivíduos menores restam na água filtrada.

Entretanto, apesar da remoção ser alta nas quatro etapas de testes na unidade piloto, destaca-se a Etapa 2A e 3 nos resultados absolutos para cianobactérias. Estas etapas apresentaram menores valores médios de remoção, bem como mínimas interessantes, de acordo com as Tabelas 2 e 3. Destaca-se também que no fluxo ascendente os resultados indicaram que a presença considerável de fitoplâncton impactou menos, o que fica claro na evolução da perda de carga ao longo da carreira (GHISI, 2019), e conseqüentemente seus tempos de operação da carreira de filtração. Esse fato está associado ao fato de que o fluxo ascendente é hidraulicamente mais eficiente, dado que a água passa por grãos cada vez menores ao longo do leito filtrante.

As cianotoxinas dissolvidas não são eliminadas apenas com a filtração e remoção dos indivíduos. As células presentes também possuem as cianotoxinas em seu interior, além de poderem estar apresentadas em partes, com uma possível quebra da célula.

Contudo, apesar da grande remoção, densidades de acima de 500 cél./ml foram encontradas na água filtrada, as quais ainda são elevadas e poderiam causar a presença de subprodutos após a desinfecção.

Resultados de trabalhos anteriores mostraram uma baixa concentração de nutrientes na água da Lagoa do Peri (MONDARDO, 2009), um dos motivos que leva a dominância de *Cylindrospermopsis raciborskii* no local. Contudo, o meio filtrante mostra-se como um ambiente rico em atividades biológicas e pode ter características ainda diferentes daquelas presentes da água afluyente, uma vez que o meio pode interferir e haver o prevaecimento de diferentes microrganismos. Isso pode levar à degradação de material celular e conseqüentemente a uma produção de amônia e por sua vez, a formação de nitritos e nitratos. Portanto, os valores mostram que os filtros não são muito eficazes na remoção de cianobactérias e indicam que a filtração direta não é a tecnologia mais recomendada para as Águas do manancial Lagoa do Peri.

O carbono orgânico total das amostras pouco foi removido no filtro, isso pode ser concluído pela presença da cianobactérias que chega a representar 98% do carbono bacteriano da água da Lagoa do Peri e é relatada uma relação entre a concentração de COD e sua dominância nessa água (MONDARDO, 2009). A parte remanescente após a filtração é preocupante devido à possibilidade de formação de subprodutos da cloração durante a desinfecção.

Como pode ser observado, houve uma diminuição significativa na Clorofila-a das amostras filtradas em relação à água bruta. Segundo APHA (2017), a concentração de clorofila-a é indicativo da população de algas. Isso se deve às cianobactérias ou cianofíceas são também conhecidas como algas azuis. O seu sistema fotossintético é semelhante ao das algas (vegetais eucariontes) e, do mesmo modo, apresentam os pigmentos (clorofila-a, ficobilinas, ficocianinas, ficoeritrinas e carotenóides) que absorvem a energia solar para realização da fotossíntese (AZEVEDO, 1998).

Numa situação de abastecimento público, esta densidade de cianobactérias na água filtrada poderia acarretar sérios problemas por ocasião da desinfecção final, uma vez que a espécie dominante é potencialmente tóxica. A dosagem do desinfetante (oxidante) poderia ser suficiente apenas para provocar a lise celular, liberar e não oxidar a toxina, agora já dissolvida em água.

No Brasil, a legislação vigente, Portaria de Consolidação nº 5 (BRASIL, 2017), contempla, em Águas utilizadas para abastecimento público, o controle sistemático das microcistinas (hepatotoxinas), que são os produtos tóxicos das espécies incluídas nos gêneros *Mycrocystis*, *Anabaena*, *Nodularia*, *Oscillatoria*, *Nostoc* e *Cylindrospermopsis*. De acordo com essa portaria, o monitoramento de cianobactérias na água do manancial, no ponto de captação, deve obedecer à frequência mensal, quando o número de cianobactérias não exceder 10.000 cél/mL (ou 1 mm/L de biovolume), e semanal, quando o número de cianobactérias exceder este valor.

Ressalta-se que a presença de grande quantidade de cianobactérias na água da bruta utilizada no filtro piloto faz com que a penetração, ou filtração em profundidade, seja baixa, conforme avaliado por Schöntag (2015). Desta forma, as carreiras de filtração podem diminuir seus tempos de operação. Apesar de prejudicar o tratamento diminuindo a significativamente a carreira de filtração tornando inapropriada esta água para a aplicação da filtração direta, a mesma proporcionou uma aceleração das carreiras de filtração, obtendo-se assim respostas mais rápidas para o estudo em questão.

#### 4.2.2.3 Temperatura, Condutividade e Sólidos Totais Dissolvidos

Não houve diferença significativa na condutividade da água bruta e filtrada, conseqüentemente na presença de sólidos dissolvidos. Tais resultados eram esperados, uma vez que a filtração direta não se caracteriza como removedora de tais tipos de compostos.

Como os testes no filtro piloto variaram em diferentes momentos do ano, com médias de temperatura entre 29 e 18 °C, a temperatura manteve-se conforme esperada durante a filtração. As temperaturas apresentaram padrões na sua maioria decrescentes, porém mais oscilantes que os valores de pH. Essa variação ocorreu porque as carreiras de filtração eram iniciadas no período da manhã e seguiam ao longo do dia, sendo associadas a diminuição da temperatura do ambiente.

Di Bernardo *et al.* (2003) apresentam como desvantagens da filtração direta a dificuldade de se tratar Águas com cor e turbidez elevadas; o curto tempo de detenção hidráulica na ETA, que dificulta ao operador tomar medidas corretivas, quando for observada alteração brusca na qualidade da água, não possibilitando o tempo de contato necessário para o emprego de produtos químicos, tais como os destinados à oxidação de substâncias orgânicas. Deve-se ressaltar que a temperatura da água pode influir de modo decisivo no desempenho da filtração direta. À medida que diminui a temperatura da água, reduz-se a velocidade das reações químicas durante a coagulação e aumenta-se a possibilidade de ocorrência de transpasse durante a filtração.

Os índices de sólidos totais dissolvidos (STD) e condutividade apresentam comportamento similar, e com 95% de confiança são estatisticamente iguais, contudo, estão dentro dos valores permitidos pela Portaria de Consolidação nº 5 do Ministério da Saúde (BRASIL,2017).

Os valores de condutividade e STD foram medidos concomitantemente, pois existe uma relação entre essas variáveis. É observado nos resultados que os valores para a água bruta são menores que os valores da água filtrada. Acredita-se que esse fenômeno ocorra devido a adição do coagulante PAC. Além disso o coagulante pode alterar os valores de pH. Quanto menor o pH maior a solubilidade do alumínio na água, aumentando assim seu teor. Para verificar essa afirmação realizou-se a análise do alumínio residual dessas Águas. Os resultados obtidos para alumínio residual podem ser suficientes para alterar a condutividade e STD da água filtrada.

#### 4.2.2.4 Alumínio Residual e pH

O pH da água nas diferentes estratégias de filtração adotadas apresentaram-se com muita proximidade nos resultados, assim como a temperatura entre eles, que correspondia à uma variação da temperatura ambiente. A adição do coagulante PAC fez o pH diminuir, mas a

alteração foi pequena, mantendo os resultados dentro do estabelecido nos ensaios de bancada. Apesar dos testes de bancada apontaram pH de coagulação de aproximadamente 6,5 como melhor resultado, as etapas da pesquisa não seguiram esse valor sempre. As oscilações entre mínimo e máximo devem-se à qualidade da água bruta, que também ofereceu variações entre e durante as carreiras de filtração.

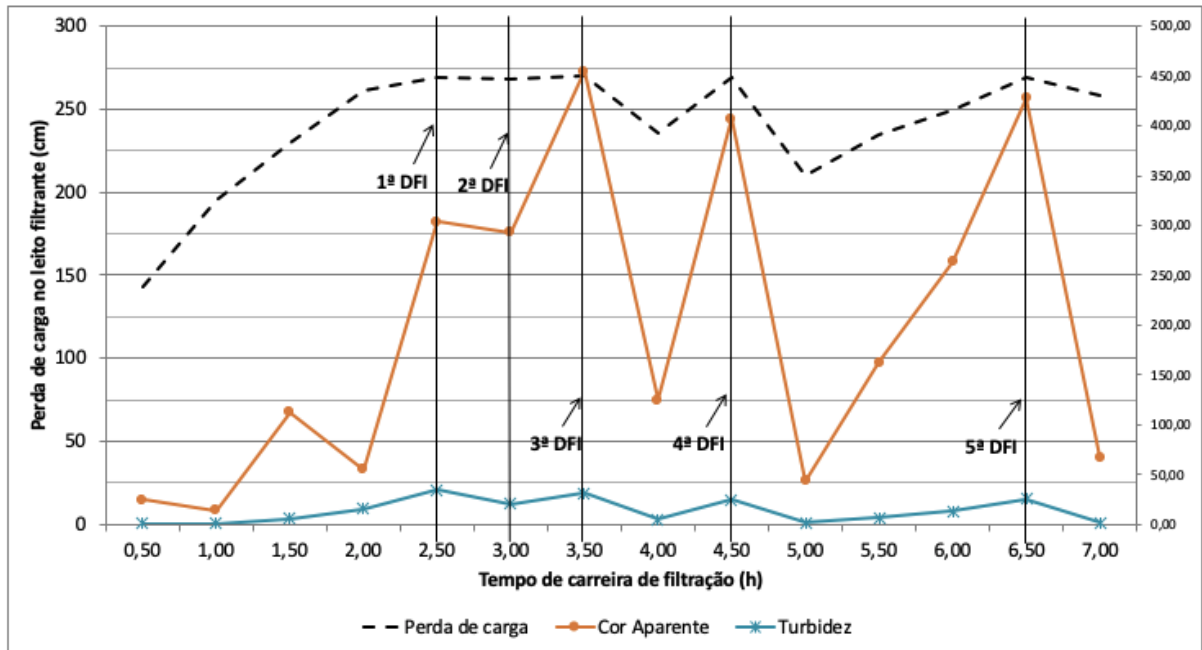
Como mencionado no item acima, o coagulante pode alterar os valores de pH. Desta forma, verificou-se grande maioria de valores acima de 0,20 mg/L. O valor máximo de alumínio permitido (VMP) tanto pela Organização mundial da saúde (OMS), órgãos reguladores americanos e a Portaria de Consolidação nº 5 do Ministério da Saúde é 0,20 mg/L de Al (SCHONTAG, 2015).

#### *4.2.2.5 Perda de carga e qualidade*

A Figura 71 demonstra a correlação entre a perda de carga e os parâmetros principais de qualidade, avaliados na terceira etapa dos testes. Optou-se por demonstrar apenas a Etapa 3, tendo em vista a disponibilidade de dados ser adequada para o filtro como um todo, diferente das etapas 1, 2A e 2D, quando avaliaram-se as perdas de carga em câmaras de carga diferentes.

Neste gráfico, portanto, vincula-se as condições operacionais aos parâmetros de qualidade. Percebe-se que a cor aparente apresenta incremento significativo ao passo que a perda de carga do filtro aumenta. Da mesma forma, ocorre com a turbidez, porém com valores menos expressivos que para o parâmetro cor aparente.

Figura 71 – Correlação entre as condições operacionais e os parâmetros de qualidade.



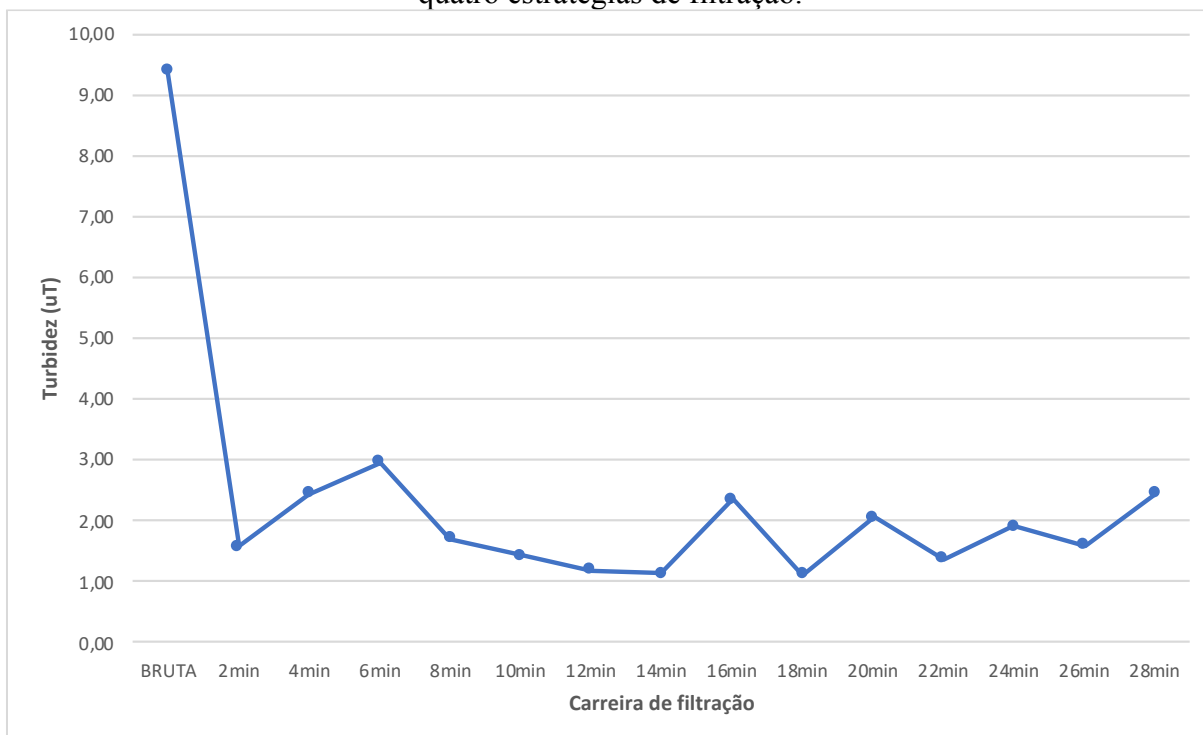
Fonte: O autor (2020).

A dificuldade no atendimento desses parâmetros, mesmo com uma turbidez relativamente baixa da água bruta, ocorre visto que a tecnologia de filtração direta não é a recomendada para a água bruta com as características apresentadas pelo manancial da Lagoa do Peri. Essa tecnologia foi escolhida em função dos índices de turbidez e cor verdadeira do manancial serem baixos e por acelerar os resultados desta pesquisa, todavia não invalida os resultados e análise do filtro rápido bifluxo objeto do presente estudo.

#### 4.2.3 Influência da Retrolavagem e da Descarga de Fundo e Injeção de Água na Interface na água filtrada durante a carreira de filtração

O período de recuperação foi verificado para todas carreiras de filtração. As médias da turbidez dos 28 primeiros minutos de filtração são apresentados na Figura 72.

Figura 72 - Médias dos resultados para turbidez no período de recuperação do filtro, nas suas quatro estratégias de filtração.



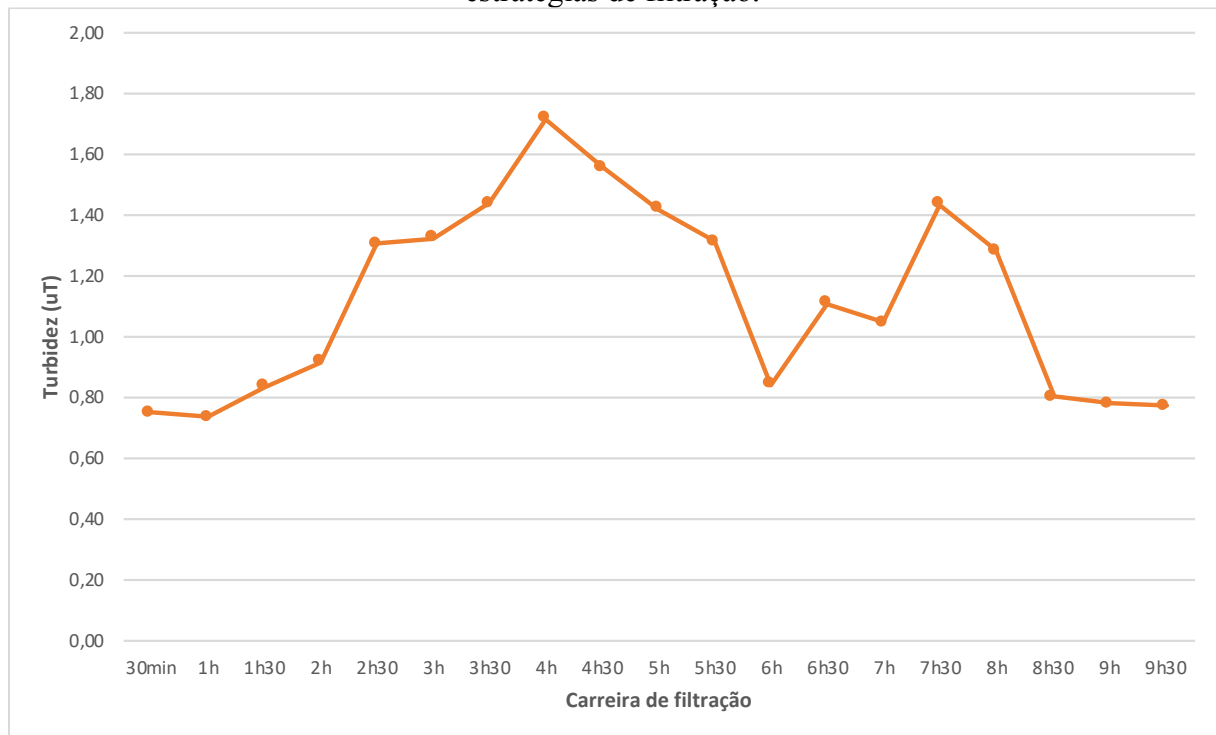
Fonte: O autor (2020).

O período de recuperação é o tempo que o filtro leva para estabilizar as características da água filtrada. Foi observado que a qualidade da água tratada a partir dos 4 min iniciais de filtração estabiliza-se, chegando a ser equivalente em alguns momentos, até o final dos 30 min iniciais.

Esta oscilação é verificada também no período de filtração, não estabelecendo padrão estável de comportamento durante a carreira de filtração. A Figura 73 representa o relatado.



Figura 73 - Médias dos resultados para turbidez no período de filtração, nas suas quatro estratégias de filtração.

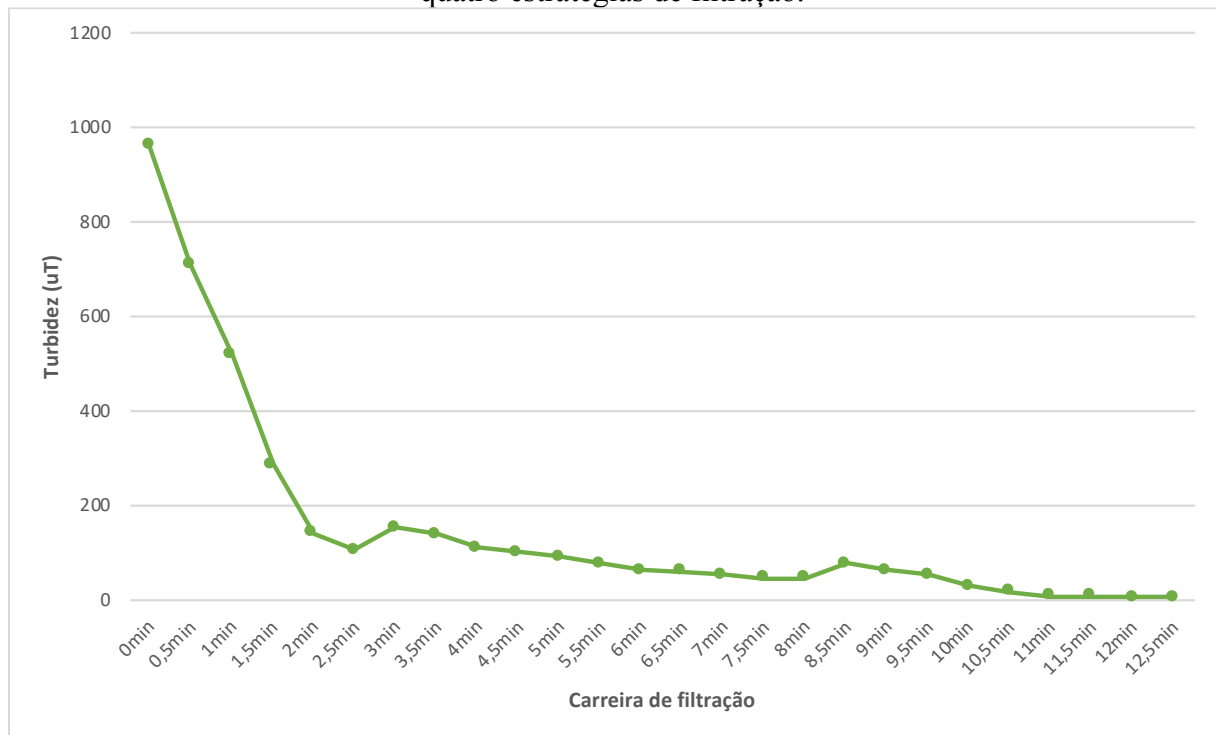


Fonte: O autor (2020).

O processo de retrolavagem foi realizado ao final de cada carreira. Todo o processo de retrolavagem durou 14 min, sendo coletada amostras a cada 30 segundos, e com um minuto e meio entre o início da retrolavagem e a saída de amostra de efluente de retrolavagem.

A turbidez da água de lavagem estabiliza após 3 min de retrolavagem, com velocidade da água de 0,77 m/min, ou 46 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.d. Este tempo mostra-se suficiente para uma limpeza eficaz, sem desperdícios da água tratada. A Figura 74 demonstra que ao fim da retrolavagem a turbidez remanescente esteve muito próxima à zero, e estável, principalmente.

Figura 74 - Médias dos resultados para turbidez no período de retrolavagem do filtro, nas suas quatro estratégias de filtração.



Fonte: O autor (2020).

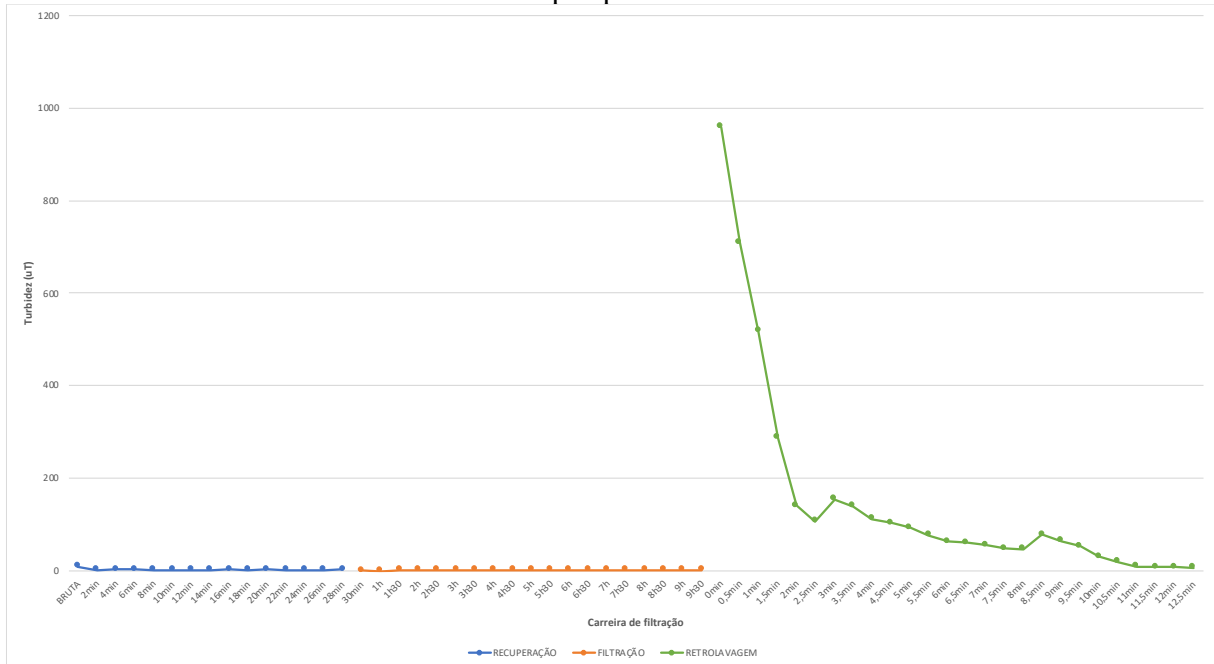
Observou-se inicialmente que a velocidade calculada para a retrolavagem promovia o carregamento do material filtrante. Com isso, através de válvulas regulou-se a vazão necessária para a lavagem adequada do meio filtrante, fluidificando-o e evitando a formação de bolhas de ar e demais inconvenientes aos filtro bifluxo. Verificou-se, portanto que as partículas foram arrastadas com a expansão do meio filtrante, saindo do filtro e limpando-o para a execução de uma nova carreira de filtração.

Quando o tempo de retrolavagem com água é otimizado, torna a produção efetiva dos filtros mais eficaz. Desta forma, o processo de retrolavagem deve ser muito bem observado de forma a evitar grandes gastos com água e energia.

De acordo com o Gráfico 49 percebe-se um grande salto no gráfico que se refere à turbidez da água de retrolavagem. Este pico se deve à descarga de fundo, logo, percebe-se que esta se reduz significativamente no decorrer do processo de limpeza. Nestes sentido, portanto, infere-se que a retrolavagem foi eficaz, diminuindo as perdas de carga no filtro, e evitando grandes acúmulos de turbidez, cor, cianobactérias e demais substâncias, sendo possível iniciar uma nova carreira de filtração sem cargas sobressalentes no filtro. Ainda, conforme as análises realizadas por Ghisi (2019), a pequena variação encontrada na perda de carga inicial e na

duração da carreira de filtração são indicativos de que o filtro estava sempre alcançando um nível de limpeza adequado.

Figura 75 - Médias de recuperação, filtração e retrolavagem do filtro bifluxo para as etapas de pesquisa.



Fonte: O autor (2020).

Nota-se também o comportamento do período de recuperação do filtro muito próximo ao comportamento do período de filtração. Verifica-se oscilações pequenas para turbidez, porém valores iniciais de filtração muito parecidos com os valores finais da recuperação do filtro.

Verifica-se também, de acordo com as carreiras de filtração relatadas nos itens acima, e as constantes no Apêndice A, que as Descargas de Fundo Intermediárias aliadas à Injeção de Água na Interface tiveram grande influência principalmente na Etapa 2A. Porém, sem muita eficácia na Etapa 3. Infere-se que isto se deve à contribuição compartilhada na Etapa 3 pela porção Ascendente e Descendente, enquanto na Etapa 2A apenas contar com a porção ascendente do filtro.

Ainda, vale ressaltar que todo o material coloidal fixado na porção ascendente ocorreu no material filtrante de granulometria mais fina, sendo necessária a DFI e IAI, que por sua vez, retira o material retido nesta camada.

## 5 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

Avaliou-se a qualidade de água produzida em um filtro rápido bifluxo de acordo com os principais parâmetros de qualidade de água que referem-se à aplicabilidade da filtração.

Como pode ser observado nos resultados discutidos nos itens anteriores, o resultado da qualidade da água filtrada não é ideal e não atende ao preconizado pela Portaria de Consolidação nº 5 do Ministério da Saúde (BRASIL, 2017) para água filtrada por filtração rápida, a qual deve possuir uma turbidez máxima de 0,5 uT em no mínimo 95% das amostras.

A grande diferença entre as estratégias de filtração adotadas no filtro em análise foi o tempo de duração das carreiras de filtração. A duração da carreira do filtro bifluxo foi bastante inferior à normalidade da filtração direta. A elevação acentuada da perda de carga no meio filtrante, especialmente no fluxo descendente, está associada ao fato de que a água da Lagoa do Peri possui elevada concentração de fitoplâncton. A grande quantidade de cianobactérias presentes na Lagoa do Peri faz com que a penetração (filtração em profundidade) seja baixa, aspecto mais impactante no fluxo descendente, em que a água passa a ser filtrada passa primeiramente entre as partículas menores do meio filtrante. Os filamentos produzidos por algumas espécies de fitoplâncton obstruem os poros do meio filtrante, dificultando a penetração das impurezas, e com isso, causando colmatação precoce do meio filtrante. Este filtro, por sua vez, não demonstrou-se eficiente para remoção de cianobactérias. Para casos com água bruta ricos em organismos deste tipo, os processos e as sequências de tratamento de água de abastecimento público devem ser analisados em função da sua capacidade de remover células viáveis das cianobactérias – sem promover a lise celular – e da capacidade de remover a fração dissolvida das cianotoxinas.

Quanto à Descarga de Fundo Intermediária, Injeção de Água na Interface e execução de Retrolavagem do filtro, estas etapas mostraram-se eficientes, tendo em vista o incremento na duração das carreiras de filtração pela execução destes procedimentos. Na Etapa 2A e 3 percebeu-se grande mudança. Os resultados de turbidez e o restabelecimento da perda de carga das duas porções do leito filtrante demonstraram a efetividade das descargas de fundo com injeção na interface e das retrolavagens realizadas. Constatou-se que a porção que opera no fluxo ascendente filtrou a maior fração de água.

De fato, os critérios de projeto de filtros rápidos bifluxos precisam ser melhor compreendidos para o seu uso em escala real. Ao operar com uma taxa de filtração total de 400 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.d, o filtro se mostra como uma alternativa interessante em termos de custos de instalação, especialmente em locais onde a área é um fator limitante. Outra alternativa de emprego seria

no *retrofit* (atualização) de unidades já existentes de fluxo único que necessitam tratar maiores vazões. Ressalta-se que esta tecnologia pode ser empregada em sistema de filtração convencional, aproveitando-se pequenas áreas para o tratamento de grandes taxas de filtração. Ainda, para novos estudos, sugere-se avaliar novas configurações de meio filtrante em termos de materiais, granulometria e espessura das camadas.

## REFERÊNCIAS

- ALPE, G.; BARRETT, A. D. *Developments in Upflow Filtration*. Australian Water Works Association. December 1971.
- AHSAN, T. *Process analysis and optimization of direct horizontal-flow roughing filtration*. Delft. 193p. Tese (Doutorado) – Delft University of Technology e International Institute for Infrastructural, Hydraulic and Environmental Engineering. 1995.
- ALVES, C. *Tratamento de Águas de Abastecimento*. Portugal: Publindústria, Produção de Comunicação,Lda. 2005.
- American Water Works Association. *Water quality and treatment: a handbook of public water supplies*. New York; McGraw-Hill; 1971. 654 p.
- AMIRTHARAJAH, A. *ome theoretical and conceptual views of filtration*. Jounal AWWA, vol. 80, n. 12, p. 36 – 46, Dec. 1988.
- AMIRTHARAJAH, A.; MILLS, K. M. *Rapid-mix design for mechanisms of alum coagulation*. Journal of the American Water Woks Association, v. 76, n. 4, p. 210-216, Apr. 1982.
- ANDREOLI, Cleverson V.; PEGORINI, Eduardo S.; HOPPEN, Cinthya; TAMANINI, Cristina R.; NEVES, Paulo S. *Produção, composição e constituição de lodo de estação de tratamento de água (ETA)*. In: ANDREOLI, Cleverson V. Alternativas de uso de resíduos do saneamento. Rio de Janeiro: ABES, 2006, p. 29-48.
- ARBOLEDA VALENCIA, J. “*Teoría, Diseño y Control de los Procesos de Clarificación del Agua*”. Lima, CEPIS, 1973.
- ARGAMAN, Y.; KAUFMAN, W. J. *Turbulence and Flocculation*. Journal Sanitary Eng. Div.-ASCE, v. 96, n. SA2, p. 223-241. Apr. 1970.
- American Public Health Association, APHA. *Standard Methods For The Examination Of Water And Wastewater*, 23nd Ed.; American Water Works Association, Water Environment Federation. Washington, DC, 2017.
- AZEVEDO, MARIA TERESA DE P.SANT’ ANNA, C. L. *Identificação e Contagem de Cianobactérias Planctônicas de Águas Continentais Bras.*, 2006. p. 58.
- AZEVEDO, S. M. F. *Toxinas de Cianobactéria: Causas e Conseqüências para a Saúde Pública*. Medicina on Line, volume 1, Ano 1, nº3. Julho/Agosto/Setembro. 1988.
- BAPTISTA, M.G.; NIXDORF, B. *Low disturbances favor steady state: case of cyanobacterial monodominance in a Brazilian coastal lagoon*, Inland Waters, 4:2, 243-254, 2014.
- BAYLIS, J. R. *Variable rate filtration*. Pure Water, v. XI, n. 5, p. 86-114, May 1959.
- BRASIL. Ministério da Saúde. *Portaria de Consolidação nº 5, de 28 de Setembro de 2017, do Ministério da Saúde*. Brasília, DF, 2017.

BERNHARDT, H.; CLASEN, J. *Flocculation of micro-organisms*. J. Water Supply Res. Technol. Aqua 1991, 40, 76–87.

BRANDÃO, C. C. S.; LACERDA, M. R. S.; ABREU, M. C. *Influência do tempo de floculação na filtração direta de Águas com baixa turbidez e teor elevado de algas*. In: Anais do VII Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária Ambiental, João Pessoa, Brasil. 1996.

Bratby, J. *Coagulation and Flocculation in Water and Wastewater Treatment*. Reino Unido: IWA Publishing. 2006.

CALISE, V. J; HOMER, W. A. *Russian and Eastern European water treatment practices*. In: ANNUAL CONFERENCE OF ENGINEERS – Society of Western Pennsylvania, USA. 1958.

CHORUS, I. & BARTRAM, J. *Toxic Cyanobacteria in Water: A guide to their public health consequences, monitoring and management*. World Health Organization. London and New York, 416 p. 1999.

CLEASBY, J.L. *Filtration*. In: Water Quality and treatment: A handbook of community water supplies. AWWA, 4 ed. USA. McGraw-Hill. 1990.

CORAL, L. A. *Avaliação da pré-ozonização no controle de cianobactérias e degradação de microcistinas*. Tese de doutorado – Programa de Pós-graduação em Eng. Ambiental - UFSC: Florianópolis/SC, 2012. p. 216.

CRITTENDEN, J. .; TRUSSELL, R. .; HAND, D. .; HOWE, K. .; TCHOBANOGLIOUS, G. *Water Treatment Principles and Design*. 2º. ed. Hoboken, NJ: John Wile & Sons, 2011. p. 880–932

CUBAS, A. L. V. *Floculação em meio granular expandido*. Dissertação de Mestrado - Programa de Pós-graduação em Eng. Ambiental - UFSC: Florianópolis/SC, 1999. p. 128.

DALSASSO, R. L. *Floculação em meio Granular, Descendente no Tratamento de Água para Abastecimento*. Tese de doutorado – Programa de Pós-graduação em Eng. Ambiental - UFSC: Florianópolis/SC, 2005. p. 254.

DALSASSO, R. L.; SENS, M. L. *Filtração direta com pré-floculação e coagulação com sulfato de alumínio e hidroxiclreto de alumínio: estudo com água de manancial eutrofizado*. Eng. sanit. ambient., v. 11, n. 3, p. 241–249, 2006.

DALSASSO, R. L.; SENS, M. L.; MELO FILHO, L. C. D.; MONDARDO, R. I.; SIMIONI, D. *Filtração direta ascendente – sistema hidráulico alternativo para introdução de água na interface pedregulho/areia durante as descargas de fundo intermediárias*. Relatório de Atividades – PROSAB – Edital III – Tema I. Florianópolis, nov. 2001. p. 1-12.

DA SILVA, R. D. R. *Interações de íons sulfato com sais de alumínio em soluções ácidas. estudos básicos e aplicações ambientais*. Tese de Doutorado - Programa de Pós- Graduação em Engenharia de Minas, Metalúrgica e de Materiais (PPGE3M) – UFRS: Porto Alegre/RS, 2011. 125p.

DHARMAPPA, H. B.; VERINK, J.; FUJIWARA, O.; VIGNESWARAN, S. *Optimal design of a flocculator*. Water Research. v. 27, n. 3, p. 513-519, 1993.

DE PÁDUA, V. L. *Filtração Direta Descendente – Investigação experimental da coagulação, floculação e filtração em instalação piloto: Relatório de atividades*. Fortaleza: UFC, 2001. 1v. PROSAB 3.

DE SOUZA, F. H.; MONDARDO, R. I.; SENS, M. L. *Drinking water treatment using upflow slow sand filtration systems in high density *Cylindrospermopsis raciborskii* cyanobacteria water*. DESALINATION AND WATER TREATMENT, v. 79, p. 1–8, 2017.

DI BERNARDO, L. *Hidráulica da filtração com taxa declinante*. Revista DAE, São Paulo, v. 46, n. 146, p. 259-267, set 1986.

DI BERNARDO, L. *Métodos e técnicas de tratamento de água*. Rio de Janeiro, ABES. 1993.

DI BERNARDO, L.; DANTAS, A. D. *Métodos e técnicas de tratamento de água*. 2. Ed. São Carlos: Rima, 2005. 1656 p. 2 v.

DI BERNARDO L, DI BERNARDO A, CENTURIONE FILHO PL. *Ensaio de tratabilidade de água e dos resíduos gerados em estações de tratamento de água*. São Carlos: RIMA; 2002.

DI BERNARDO, L. (Coord.); MENDES, C. G. N.; BRANDÃO, C. C. S.; SENS, M. L. & PÁDUA, V. L. *Tratamento de Água para Abastecimento por Filtração Direta*. Rio de Janeiro, ABES, 498p., 2003.

DI BERNARDO, L.; FERNANDES, L. C. *Estudos sobre as influências da composição da camada suporte e do método de realização de descargas de fundo intermediárias do desempenho de sistemas de filtração direta ascendente*. CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 14., São Paulo, set. 1987. p. 83-106.

EDZWALD, J. K.; BECKER, W. C.; TAMBINI, S. J. (1987). *Organics, polymers, and performance in direct filtration*. Journal of Environmental Engineering. V. 113, n. 1, p. 167 – 185, Feb.

FERREIRA, S. S.F.; LAGE, F.A . F. *Comportamento químico do Alumínio e do Ferro em meio aquoso e implicações no tratamento de água*. Sanare, Curitiba, v. 6, n. 6, pp. 50-58, 1997. Semestral.

GHISI, D. B. *Análise hidráulica de um filtro rápido bifluxo em escala piloto de dupla camada filtrante com descarga de fundo intermediária para tratamento de água de abastecimento*. Florianópolis, SC, Brasil. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC, Florianópolis, Santa Catarina. P.213.

GRELLMANN, C. *Aspectos da morfologia e da ecologia de *Cylindrospermopsis raciborskii* (*Woloszinska*) *Seenaya et Subba Raju e da produção de cianotoxinas na Lagoa do Peri*, Florianópolis, SC, Brasil. Dissertação (Mestrado em Biologia Vegetal) – Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC, Florianópolis, Santa Catarina. P. 95. 2006.*

GRUPTA, A. K. *A study on a biflow filtration*. H<sub>2</sub>O, n. 23, 1970. p. 607-611.



HAMANN, C. L.; MCKINNEY, R. E. *Upflow filtration process*. American Water Works Association, v. 60, p. 1023-1039, 1968.

HIDRO SOLO. Maceió, Brasil. Disponível em: <www.hidrosolo.com.br>. Acesso em: 22 janeiro 2020.

LAPOLLI, E. M.; MOREIRA, J. C.; ZARDO, S. M.; VIEIRA, V. F. *Carta dos elementos do meio ambiente – Parque da Lagoa do Peri*, Florianópolis, SC: LARS/SC, Memorial descritivo, 24 p., 1990.

LAUDARES-SILVA, R. *Aspectos limnológicos, variabilidade espacial e temporal na estrutura da comunidade fitoplanctônica da Lagoa do Peri*. 1999, 213p. Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais). Universidade Federal de São Carlos. Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais. São Carlos.

LEME, F. P. *Teoria e técnicas de tratamento de água*. 2. Ed. Rio de Janeiro: ABES, 1990.

LIBÂNIO, M. *Fundamentos de qualidade e tratamento de água*. 2. Ed. Campinas: Editora Átomo, 2008.

MACINTYRE, Archibald Joseph. *Instalações hidráulicas*. Rio de Janeiro: Guanabara, 1991.

MCCONNACHIE, G. L.; FOLKARD, G. K.; MTAWALI, M.A; SUTHERLAND, J.P. *Field trials of appropriate hydraulic flocculation processes*. Water Research. Vol. 33, No 6, p. 1425–1434.

MELO FILHO, Luiz Carlos de. *Avaliação da ozonização como pré ou pós-tratamento à filtração direta descendente na remoção de cianobactérias e saxitoxinas*. 2006, 263 p. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) Centro Tecnológico, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis.

MENDES, C. G. da N., *Solução gráfica alternativa para a determinação de taxas de filtração e níveis de água em sistemas de filtração com taxa declinante*. Revista Engenharia e Arquitetura, Brasil, v. 1, n.1, p. 14-18, Jan/Mar 1999.

METCALF & EDDY. *Wastewater engineering: treatment and reuse*. Editores: Tchobanoglous, G.; Burton, F. L.; Stensel, H. D. Metcalf e Eddy, Inc., McGraw Hill, 4<sup>th</sup> Edition, 1819 p., 2003.

MONDARDO, R. I. *Influência da Pré-oxidação na Tratabilidade das Águas Via Filtração Direta Descendente em Manancial com elevadas Concentrações de Microalgas e Cianobactérias*. 2004, 147p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). Universidade Federal de Santa Catarina. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental. Florianópolis.

MONDARDO, R. *Avaliação da Filtração em Margem como Pré-Tratamento à Filtração Direta Descendente na remoção de células de Cianobactérias e Saxitoxinas*. Tese de doutorado - Programa de Pós-graduação em Eng. Ambiental - UFSC: 2009. p. 290

MORAN, D.; MORAN, M.; CUSHING, R.; LAWLER, D. *Particle behavior in deep-bed filtration: part 1 – ripening and breakthrough*. Journal American Water Works Association, v. 85, n. 12, p. 69-81, dec. 1993.

OTHMAN, M. N., ABDULLAH, M., e AZIZ, Y. F. *Removal of Aluminium from Drinking Water*. Sains Malaysiana 39, 51-55. 2010.

PARSONS, S.; JEFFERSON, B. *Introduction to Potable Water Treatment Processes*. Australia: Blackwell Publishing Ltd. 2006.

PERNITSKY, D. J.; EDZWALD, J. K. *Selection of Alum and Polyaluminum Coagulants*. Journal of Water Supply: Research and Technology—AQUA, 55.2.

RAY, W. J. F. *Recent advances in methods of filtration*. In: INTERNATIONAL WATER SUPPLY ASSOCIATION CONGRESS, 10, 1974. Brighton. Anais... Brighton: Association Internationale des Distributions d'Eau, 1974. 388p.

RICHTER, C. A.; AZEVEDO NETTO, J. M. *Tratamento de água: tecnologia atualizada*. São Paulo: E. Blücher, 1991.

ROSALINO, M. R. R. *Potenciais Efeitos da Presença de Alumínio na Água de Consumo Humano*. Dissertação para obtenção do Grau de Mestre em Engenharia do Ambiente, Perfil Sanitária. Universidade Nova, 2011. 85p.

SENDER, I. H. *Estudio experimental en un floculador de lecho granular*. Santiago: Departamento de Ingenieria Civil da Faculdade de Ciências Físicas e Matemáticas da Universidade do Chile, 1981. 1 v. Memoria para optar al titulo de Ingeniero Civil.

SINCERO, A., SINCERO, G. *Physical-Chemical Treatment of Water and Wastewater*. Estados Unidos da América: IWA Publishing. 2003.

SCHONTAG, J. M. *Esferas de poliestireno como elemento filtrante em filtração rápida descendente*. 2015. Universidade Federal de Santa Catarina, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. Tese de Doutorado, 2015.

THOMAS, D. N.; JUDD, S. J.; FAWCETT, N. *Floculation modelling: A review*. Water Research, v. 33, n. 7, p. 1579-1592, 1999.

TREWEEK, G.P. *Optimization of flocculation time prior to direct filtration*. Journal AWWA, vol. 71 n.2, p. 96 – 101, Feb. 1979.

TRUSSELL, R. .; CHANG, M. *Review of flow through porous media as a applied to Head loss in water filters*. AWWA, v. 125, n. 11, p. 998–1006, 1999.

VIGNESAN, S.; TAM, D. M.; VISVANATHAN, C.; THANH, N. C.; SCHULZ, C. R. *Environmental sanitation reviews. Water filtration technologies for developing countries*. Bangkok: Environmental Sanitation Information Center, 1983. 110p.

ZOUBOULIS, A.; TRASKAS, G. *Comparable Evaluation of Various Commercially Available Aluminium-Based Coagulants for the Treatment of Surface Water and for the Post-treatment*

*of Urban Wastewater*. Journal of Chemical Technology and Biotechnology, 80, 1136–1147. 2005.

ZOUBOULIS, A.; TRASKAS, G.; SAMARAS, P. *Comparison of Efficiency between Poly-aluminium Chloride and Aluminium Sulphate Coagulants during Full-scale Experiments in a Drinking Water Treatment Plant*. Separation Science and Technology, 43, 6, 1507-1519. 2008.

**APÊNDICE A – Resultados das análises realizadas para as carreiras de filtração de cada Etapa de testes do sistema piloto de Filtração Direta Bifluxo**

PRIMEIRA ETAPA - BIFLUXO - CAMARAS SEPARADAS												
1	CS	Turbidez (uT)	Cor ap. (uH)	Cor verd. (uH)	Cianobact. (cél/ml)	Clorofila-a (mg/L)	COT (mg/L)	Condutividade (uS)	Temp. (oC)	STD (mg/L)	pH	Al. Residual (mg/L)
	<b>BRUTA</b>	8,97	112	26	3712	12,62	13,97	72,1	23,7	36	8,02	0,02
1	<b>30min</b>	0,26	13	8	24	4,88	13,04	106,3	23,7	53,1	4,87	0,26
2	<b>1h</b>	0,48	15	9	56	5,02	11,95	92,7	23,4	46,4	4,79	0,254
3	<b>1h30</b>	0,9	23	12	125	5,48	12,15	90,1	23,5	45	4,7	0,275
4	<b>2h</b>	0,92	25	11	450	6,1	11,23	79,3	23,8	39,7	4,89	0,43
5	<b>2h30</b>	1,49	32	12	543	6,56	11,07	76	24,1	38	5,11	0,45
6	<b>3h</b>	2,03	36	18	940	7,83	10,97	73	23,4	36,6	4,1	0,32
	<b>DESCARGA FUNDO</b>	9,93	107	25	1309	14,17	11,52	79,5	23,8	39,8	5,78	1,32
	<b>MÁX</b>	2,03	36,00	18,00	940,00	7,83	13,04	106,30	24,10	53,10	5,11	0,45
	<b>MED</b>	1,01	24,00	11,67	356,33	5,98	11,74	86,23	23,65	43,13	4,74	0,33
	<b>MIN</b>	0,26	13,00	8,00	24,00	4,88	10,97	73,00	23,40	36,60	4,10	0,25
	<b>DESVPAD</b>	0,65	9,08	3,50	357,34	1,11	0,80	12,55	0,27	6,23	0,34	0,09
	<b>%remoção MÁX</b>	77,37	67,86	30,77	74,68	37,96	6,66					
	<b>%remoção MED</b>	88,70	78,57	55,13	90,40	52,63	16,00					
	<b>%remoção MIN</b>	97,10	88,39	69,23	99,35	61,33	21,47					
	<b>%ACRÉSCIMO</b>											-1500,00
	<b>%REMOÇÃO BRUTA-FC</b>	77,37	67,86	30,77	74,68	37,96	21,47					
2	CS	Turbidez (uT)	Cor ap. (uH)	Cor verd. (uH)	Cianobact. (cél/ml)	Clorofila-a (mg/L)	COT (mg/L)	Condutividade (uS)	Temp. (oC)	STD (mg/L)	pH	Al. Residual (mg/L)
	<b>BRUTA</b>	8,77	116	23	3658	14,474	10,37	70,9	23,3	35,5	6,45	0,09
1	<b>30min</b>	0,36	18	12	96	4,825	10,25	78,3	23,6	39,1	6,28	0,11

2	<b>1h</b>	0,4	7	5	114	5,04	9,978	78,2	23,3	39,1	5,95	0,14
3	<b>1h30</b>	0,43	7	6	168	4,92	10,03	76,4	23,3	38,2	6,02	0,12
4	<b>2h</b>	0,44	9	4	175	5,655	9,58	76,1	23,4	38	6,1	0,14
5	<b>2h30</b>	0,44	7	6	294	6,078	9,87	75,4	23,3	37,7	6,12	0,18
6	<b>3h</b>	0,69	16	14	330	6,3905	9,601	73,9	23,3	37	6,34	0,175
	<b>DESCARGA FUNDO</b>	15,8	190	24	5249	26,1775	11,94	75,4	23,3	37,7	6,36	0,77
	<b>MÁX</b>	0,69	18,00	14,00	330,00	6,39	10,25	78,30	23,60	39,10	6,34	0,18
	<b>MED</b>	0,46	10,67	7,83	196,17	5,48	9,88	76,38	23,37	38,18	6,14	0,14
	<b>MIN</b>	0,36	7,00	4,00	96,00	4,83	9,58	73,90	23,30	37,00	5,95	0,11
	<b>DESVPAD</b>	0,12	5,01	4,12	95,40	0,66	0,26	1,68	0,12	0,82	0,15	0,03
	<b>%remoção MÁX</b>	92,13	84,48	39,13	90,98	55,85	1,16					
	<b>%remoção MED</b>	94,75	90,80	65,94	94,64	62,11	4,68					
	<b>%remoção MIN</b>	95,90	93,97	82,61	97,38	66,66	7,62					
	<b>%ACRÉSCIMO</b>											-94,44
	<b>%REMOÇÃO BRUTA-FC</b>	92,13	86,21	39,13	90,98	55,85	7,42					
<b>3</b>	<b>CS</b>	<b>Turbidez (uT)</b>	<b>Cor ap. (uH)</b>	<b>Cor verd. (uH)</b>	<b>Cianobact. (cél/ml)</b>	<b>Clorofila-a (mg/L)</b>	<b>COT (mg/L)</b>	<b>Condutividade (uS)</b>	<b>Temp. (oC)</b>	<b>STD (mg/L)</b>	<b>pH</b>	<b>Al. Residual (mg/L)</b>
	<b>BRUTA</b>	10,6	127	10	3080	22,9575	11,26	69,9	22,5	34,9	7,62	0,09
1	<b>30min</b>	1,29	9	3	293	4,484	11,19	74,2	22,6	37	7,02	0,15
2	<b>1h</b>	0,41	10	5	265	4,6	11,07	74,9	22,2	37,5	6,87	0,22
3	<b>1h30</b>	0,96	12	5	278	4,897	11,15	73,5	22,4	36,7	6,71	0,24
4	<b>2h</b>	0,2	6	4	179	5,357	10,97	71,8	22,2	35,9	6,53	0,27
5	<b>2h30</b>	0,54	15	8	145	5,678	10,95	71,8	22,4	35,9	6,54	0,32

6	3h	0,91	12	11	133	5,425	10,92	70,1	21,3	35,1	6,52	0,375
	<b>DESCARGA FUNDO</b>	246	1807	17	3786	55,156	12,29	72,7	21,6	36,3	6,47	1
	<b>MÁX</b>	1,29	15,00	11,00	293,00	5,68	11,19	74,90	22,60	37,50	7,02	0,38
	<b>MED</b>	0,72	10,67	6,00	215,50	5,07	11,04	72,72	22,18	36,35	6,70	0,26
	<b>MIN</b>	0,20	6,00	3,00	133,00	4,48	10,92	70,10	21,30	35,10	6,52	0,15
	<b>DESVPAD</b>	0,40	3,08	2,97	71,37	0,48	0,11	1,79	0,46	0,88	0,21	0,08
	<b>%remoção MÁX</b>	87,83	88,19	-10,00	90,49	75,27	0,62					
	<b>%remoção MED</b>	93,22	91,60	40,00	93,00	77,90	1,94					
	<b>%remoção MIN</b>	98,11	95,28	70,00	95,68	80,47	3,02					
	<b>%ACRÉSCIMO</b>											-316,67
	<b>%REMOÇÃO BRUTA-FC</b>	91,42	90,55	-10,00	95,68	76,37	3,02					
<b>4</b>	<b>CS</b>	<b>Turbidez (uT)</b>	<b>Cor ap. (uH)</b>	<b>Cor verd. (uH)</b>	<b>Cianobact. (cél/ml)</b>	<b>Clorofila-a (mg/L)</b>	<b>COT (mg/L)</b>	<b>Condutividade (uS)</b>	<b>Temp. (oC)</b>	<b>STD (mg/L)</b>	<b>pH</b>	<b>Al. Residual (mg/L)</b>
	<b>BRUTA</b>	8,37	97	20	2783	18,56	10,71	67,2	21	33,6	6,73	0,095
1	<b>30min</b>	0,72	14	8	282	8,13	10,42	72	21,7	36	6,66	0,18
2	<b>1h</b>	0,92	12	4	135	10,456	11,04	70,1	21,8	35,1	6,64	0,15
3	<b>1h30</b>	1,29	15	8	204	9,65	10,98	69,7	21,5	34,8	6,68	0,18
4	<b>2h</b>	1,16	11	6	198	11,523	9,65	71,1	21,4	35,6	6,72	0,21
5	<b>2h30</b>	2,56	22	12	189	11,978	9,78	77,1	21,3	38,6	6,72	0,2
6	<b>3h</b>	0,44	15	5	183	12,392	9,52	77,4	21,1	38,7	6,69	0,25
	<b>DESCARGA FUNDO</b>	261	1567	21	4256	179,23	15,47	78,1	21,1	39,1	6,56	0,84
	<b>MÁX</b>	2,56	22,00	12,00	282,00	12,39	11,04	77,40	21,80	38,70	6,72	0,25

	<b>MED</b>	1,18	14,83	7,17	198,50	10,69	10,23	72,90	21,47	36,47	6,69	0,20
	<b>MIN</b>	0,44	11,00	4,00	135,00	8,13	9,52	69,70	21,10	34,80	6,64	0,15
	<b>DESVPAD</b>	0,74	3,87	2,86	47,68	1,61	0,68	3,46	0,26	1,74	0,03	0,03
	<b>%remoção MÁX</b>	69,41	77,32	40,00	89,87	33,23	-3,08					
	<b>%remoção MED</b>	85,88	84,71	64,17	92,87	42,41	4,47					
	<b>%remoção MIN</b>	94,74	88,66	80,00	95,15	56,20	11,11					
	<b>%ACRÉSCIMO</b>											-163,16
	<b>%REMOÇÃO BRUTA-FC</b>	94,74	84,54	75,00	93,42	33,23	11,11					
<b>5</b>	<b>CS</b>	<b>Turbidez (uT)</b>	<b>Cor ap. (uH)</b>	<b>Cor verd. (uH)</b>	<b>Cianobact. (cél/ml)</b>	<b>Clorofila-a (mg/L)</b>	<b>COT (mg/L)</b>	<b>Condutividade (uS)</b>	<b>Temp. (oC)</b>	<b>STD (mg/L)</b>	<b>pH</b>	<b>Al. Residual (mg/L)</b>
	<b>BRUTA</b>	7,85	117	13	3547	16,8	11,74	70,2	22,7	35	6,81	0,115
1	<b>30min</b>	0,28	14	8	93	4,94	11,47	85,4	23,1	42,7	6,37	0,275
2	<b>1h</b>	0,46	12	5	252	5,61	11,56	77,4	23	38,7	6,32	0,24
3	<b>1h30</b>	0,37	9	4	195	5,05	11,32	74,7	23,3	37,4	6,24	0,25
4	<b>2h</b>	0,87	12	8	214	5,23	11,4	72	23,3	36	6,11	0,28
5	<b>2h30</b>	1,7	15	9	356	6,12	11,15	71,6	23,4	35,8	6,15	0,29
6	<b>3h</b>	2,38	20	13	478	6,3	10,98	70	23,9	35	6,19	0,22
7	<b>3h30</b>	2,26	36	15	689	6,98	10,77	72	24,5	36	6,27	0,3
8	<b>4h</b>	2,94	32	14	545	6,45	10,56	71,3	24,2	35,6	6,29	0,324
9	<b>4h30</b>	2,74	46	15	823	7,78	10,78	72,9	24,2	36,5	6,41	0,351
10	<b>5h</b>	1,91	42	12	961	8,9	10,42	71,7	24,3	35,8	6,45	0,36
11	<b>5h30</b>	2,38	36	10	1244	9,2	10,3	71,9	23,8	36	6,51	0,365
	<b>DESCARGA FUNDO</b>	15,9	272	18	2600	31,24	16,36	77,8	23,9	38,9	6,55	0,71



	<b>MÁX</b>	2,94	46,00	15,00	1244,00	9,20	11,56	85,40	24,50	42,70	6,51	0,37
	<b>MED</b>	1,66	24,91	10,27	531,82	6,60	10,97	73,72	23,73	36,86	6,30	0,30
	<b>MIN</b>	0,28	9,00	4,00	93,00	4,94	10,30	70,00	23,00	35,00	6,11	0,22
	<b>DESVPAD</b>	0,99	13,64	3,85	363,34	1,48	0,44	4,35	0,53	2,18	0,13	0,05
	<b>%remoção MÁX</b>	62,55	60,68	-15,38	64,93	45,24	1,53					
	<b>%remoção MED</b>	78,82	78,71	20,98	85,01	60,74	6,53					
	<b>%remoção MIN</b>	96,43	92,31	69,23	97,38	70,60	12,27					
	<b>%ACRÉSCIMO</b>											-217,39
	<b>%REMOÇÃO BRUTA-FC</b>	69,68	69,23	23,08	64,93	45,24	12,27					
<b>6</b>	<b>CS</b>	<b>Turbidez (uT)</b>	<b>Cor ap. (uH)</b>	<b>Cor verd. (uH)</b>	<b>Cianobact. (cél/ml)</b>	<b>Clorofila-a (mg/L)</b>	<b>COT (mg/L)</b>	<b>Condutividade (uS)</b>	<b>Temp. (oC)</b>	<b>STD (mg/L)</b>	<b>pH</b>	<b>Al. Residual (mg/L)</b>
	<b>BRUTA</b>	9,68	117	11	1730	15,8	13,08	70,5	23	35,3	6,54	0,09
1	<b>30min</b>	1,17	32	8	164	5,973	12,45	72,4	23,8	36,2	6,15	0,2
2	<b>1h</b>	1,67	32	12	175	6,08	12,95	71,3	23,7	35,7	5,74	0,25
3	<b>1h30</b>	2	39	15	198	7,56	12,48	70,3	23,6	35,1	5,78	0,23
4	<b>2h</b>	2,23	45	17	207	7,77	11,65	70,8	23,6	35,4	5,88	0,24
5	<b>2h30</b>	0,74	17	8	156	9,58	11,95	79,9	23,5	40	5,9	0,28
6	<b>3h</b>	0,45	10	6	340	13,078	10,56	80,6	23,5	40,3	5,87	0,21
7	<b>3h30</b>	0,41	10	9	545	13,3075	10	80,2	23,6	40,1	6,08	0,244
	<b>DESCARGA FUNDO</b>	19,1	246	15	2780	24,815	13,48	78,8	23,4	39,5	6,24	0,775
	<b>MÁX</b>	2,23	45,00	17,00	545,00	13,31	12,95	80,60	23,80	40,30	6,15	0,28
	<b>MED</b>	1,24	26,43	10,71	255,00	9,05	11,72	75,07	23,61	37,54	5,91	0,24

	<b>MIN</b>	0,41	10,00	6,00	156,00	5,97	10,00	70,30	23,50	35,10	5,74	0,20
	<b>DESVPAD</b>	0,74	14,11	4,07	142,22	3,08	1,08	4,87	0,11	2,45	0,15	0,03
	<b>%remoção MÁX</b>	76,96	61,54	-54,55	68,50	15,78	0,99					
	<b>%remoção MED</b>	87,20	77,41	2,60	85,26	42,72	10,39					
	<b>%remoção MIN</b>	95,76	91,45	45,45	90,98	62,20	23,55					
	<b>%ACRÉSCIMO</b>											-171,11
	<b>%REMOÇÃO BRUTA-FC</b>	95,76	91,45	18,18	68,50	15,78	23,55					
<b>v</b>												
<b>SEGUNDA ETAPA - FLUXOS ÚNICOS - FILTRAÇÃO DESCENDENTE</b>												
<b>1</b>	<b>CD</b>	<b>Turbidez (uT)</b>	<b>Cor ap. (uH)</b>	<b>Cor verd. (uH)</b>	<b>Cianobact. (cél/ml)</b>	<b>Clorofila-a (mg/L)</b>	<b>COT (mg/L)</b>	<b>Condutividade (uS)</b>	<b>Temp. (oC)</b>	<b>STD (mg/L)</b>	<b>pH</b>	<b>Al. Residual (mg/L)</b>
	<b>BRUTA</b>	11,4	52	12	5526	22,339	12,65	67,7	20,2	33,9	7,25	0,08
1	<b>30min</b>	1,05	11	8	158	9,9225	10,75	72,2	20,2	36,1	6,32	0,13
2	<b>1h</b>	0,85	7	5	196	9,3175	9,67	71,5	20,2	35,8	6,1	0,13
3	<b>1h30</b>	0,91	18	2	235	7,944	9,461	71,2	20,3	35,6	5,89	0,1
4	<b>2h</b>	1,23	14	2	423	7,128	14,27	70,2	20,3	35,1	6,12	0,25
5	<b>2h30</b>	2,4	30	5	377	10,6835	13	68,3	20,7	34,2	5,7	0,15
6	<b>3h</b>	2,11	28	2	1355	10,1805	11,15	68,7	20,7	34,4	5,5	0,16
7	<b>3h30</b>	2,61	34	2	1660	13,7275	12,96	68,4	20,5	34,2	5,9	0,24
	<b>DESCARGA FUNDO</b>	15,8	87	14	1754	14,756	14,05	74,1	20,5	37	6,14	0,64
	<b>MÁX</b>	2,61	34,00	8,00	1660,00	13,73	14,27	74,10	20,70	36,10	6,32	0,64
	<b>MED</b>	1,59	20,29	3,71	629,14	9,84	11,91	70,58	20,43	35,06	5,96	0,23
	<b>MIN</b>	0,85	7,00	2,00	158,00	7,13	9,46	68,30	20,20	34,20	5,50	0,10

	<b>DESVPAD</b>	0,75	10,40	2,36	613,81	2,13	1,90	2,07	0,21	0,80	0,27	0,18
	<b>%remoção MÁX</b>	77,11	34,62	33,33	69,96	38,55	-12,81					
	<b>%remoção MED</b>	86,02	60,99	69,05	88,61	55,94	5,82					
	<b>%remoção MIN</b>	92,54	86,54	83,33	97,14	68,09	25,21					
	<b>%ACRÉSCIMO</b>											-200,00
	<b>%REMOÇÃO BRUTA-FC</b>	77,11	34,62	83,33	69,96	38,55	-2,45					
	<b>v</b>											
<b>2</b>	<b>CD</b>	<b>Turbidez (uT)</b>	<b>Cor ap. (uH)</b>	<b>Cor verd. (uH)</b>	<b>Cianobact. (cél/ml)</b>	<b>Clorofila-a (mg/L)</b>	<b>COT (mg/L)</b>	<b>Condutividade (uS)</b>	<b>Temp. (oC)</b>	<b>STD (mg/L)</b>	<b>pH</b>	<b>Al. Residual (mg/L)</b>
	<b>BRUTA</b>	8,78	149	20	6119	21,454	10	77,1	25,5	38,5	4,7	0,2
1	<b>30min</b>	0,54	8	3	2	11,445	9,56	82	25,1	41	4,8	0,21
2	<b>1h</b>	0,351	7	1	8	12,048	7,216	79	24,7	39,5	5	0,28
3	<b>1h30</b>	0,484	6	4	6	11,239	6,448	81,5	24,9	40,8	5,3	0,36
4	<b>2h</b>	0,896	10	8	11	10,6195	6,631	84,5	25	42,3	5,6	0,51
5	<b>2h30</b>	2,22	9	9	6	10,23	6,689	85,7	25	42,8	4,8	0,62
	<b>DESCARGA FUNDO</b>	13,3	151	21	34	9,71	34,58	92	25	46	4,7	0,51
	<b>MÁX</b>	2,22	10,00	9,00	11,00	12,05	9,56	85,70	25,10	42,80	5,60	0,62
	<b>MED</b>	0,90	8,00	5,00	6,60	11,12	7,31	82,54	24,94	41,28	5,10	0,40
	<b>MIN</b>	0,35	6,00	1,00	2,00	10,23	6,45	79,00	24,70	39,50	4,80	0,21
	<b>DESVPAD</b>	0,77	1,58	3,39	3,29	0,71	1,29	2,63	0,15	1,31	0,35	0,17
	<b>%remoção MÁX</b>	74,72	93,29	55,00	99,82	43,84	4,40					
	<b>%remoção MED</b>	89,77	94,63	75,00	99,89	48,19	26,91					
	<b>%remoção MIN</b>	96,00	95,97	95,00	99,97	52,32	35,52					

	<b>%ACRÉSCIMO</b>												-210,00
	<b>%REMOÇÃO BRUTA-FC</b>	74,72	93,96	55,00	99,90	52,32	33,11						
v													
<b>3</b>	<b>CD</b>	<b>Turbidez (uT)</b>	<b>Cor ap. (uH)</b>	<b>Cor verd. (uH)</b>	<b>Cianobact. (cél/ml)</b>	<b>Clorofila-a (mg/L)</b>	<b>COT (mg/L)</b>	<b>Condutividade (uS)</b>	<b>Temp. (oC)</b>	<b>STD (mg/L)</b>	<b>pH</b>	<b>Al. Residual (mg/L)</b>	
	<b>BRUTA</b>	10,8	124	18	5894	18,89	11,4	70,1	23,5	38,5	6,28	0,08	
1	<b>30min</b>	0,72	6	4	10	10,25	10,23	72,4	23,1	36,2	5,8	0,11	
2	<b>1h</b>	0,67	8	5	7	10,56	9,87	69	23,4	34,5	6,1	0,15	
3	<b>1h30</b>	0,62	4	2	6	9,24	9,68	71,6	23,7	35,8	6,3	0,17	
4	<b>2h</b>	0,59	4	3	9	8,45	7,69	72,5	23,7	36,2	6,1	0,14	
5	<b>2h30</b>	0,61	5	1	4	11,68	8,14	71,9	23,6	36	5,8	0,18	
6	<b>3h</b>	0,69	7	6	7	11,79	7,47	71,6	23,5	35,8	5,7	0,21	
	<b>DESCARGA FUNDO</b>	12,5	176	15	27	10,99	16,77	73,8	23,5	36,9	5,5	0,39	
	<b>MÁX</b>	0,72	8,00	6,00	10,00	11,79	10,23	72,50	23,70	36,20	6,30	0,21	
	<b>MED</b>	0,65	5,67	3,50	7,17	10,33	8,85	71,50	23,50	35,75	5,97	0,16	
	<b>MIN</b>	0,59	4,00	1,00	4,00	8,45	7,47	69,00	23,10	34,50	5,70	0,11	
	<b>DESVPAD</b>	0,05	1,63	1,87	2,14	1,32	1,22	1,28	0,23	0,64	0,23	0,03	
	<b>%remoção MÁX</b>	93,33	93,55	66,67	99,83	37,59	10,26						
	<b>%remoção MED</b>	93,98	95,43	80,56	99,88	45,32	22,40						
	<b>%remoção MIN</b>	94,54	96,77	94,44	99,93	55,27	34,47						
	<b>%ACRÉSCIMO</b>												-162,50
	<b>%REMOÇÃO BRUTA-FC</b>	93,61	94,35	66,67	99,88	37,59	34,47						
v													



	<b>MÁX</b>	2,62	45,00	22,00	470,00	70,05	8,42	87,80	23,40	43,90	4,30	0,45
	<b>MED</b>	0,94	18,88	10,25	106,06	15,06	7,35	79,42	22,56	39,65	3,84	0,20
	<b>MIN</b>	0,24	4,00	1,00	6,00	6,07	5,99	71,00	21,20	35,50	3,40	0,11
	<b>DESVPAD</b>	0,70	12,21	6,39	153,22	15,08	0,77	4,92	0,69	2,43	0,27	0,10
	<b>%remoção MÁX</b>	64,93	69,80	-10,00	91,10	-275,17	26,50					
	<b>%remoção MED</b>	87,42	87,33	48,75	97,99	19,32	35,82					
	<b>%remoção MIN</b>	96,73	97,32	95,00	99,89	67,50	47,72					
	<b>%ACRÉSCIMO</b>											-104,55
	<b>%REMOÇÃO BRUTA-FC</b>	70,95	73,83	10,00	91,10	-275,17	29,83					
	<b>v</b>											
<b>2</b>	<b>CA</b>	<b>Turbidez (uT)</b>	<b>Cor ap. (uH)</b>	<b>Cor verd. (uH)</b>	<b>Cianobact. (cél/ml)</b>	<b>Clorofila-a (mg/L)</b>	<b>COT (mg/L)</b>	<b>Condutividade (uS)</b>	<b>Temp. (oC)</b>	<b>STD (mg/L)</b>	<b>pH</b>	<b>Al. Residual (mg/L)</b>
	<b>BRUTA</b>	10,2	187	25	6210	21,78	13,45	71,5	25,1	35,7	6,2	0,09
1	<b>30min</b>	0,61	10	6	12	8,64	11,75	73,7	25	36,8	6	0,11
2	<b>1h</b>	0,72	14	4	15	8,794	10,84	74,1	25	37	5,8	0,13
3	<b>1h30</b>	0,75	12	3	14	9,924	9,32	74	25	37	5,8	0,14
4	<b>2h</b>	0,73	15	5	18	8,03	9,87	74,2	25,2	37,1	5,4	0,18
5	<b>2h30</b>	0,69	11	2	12	7,89	6,54	74	25,2	37	5,9	0,19
6	<b>3h</b>	0,75	7	7	14	8,2	10,65	75,1	24,9	37,5	5,3	0,17
7	<b>3h30</b>	0,79	13	9	17	8,46	10,24	73,9	24,9	37	5,2	0,22
8	<b>4h</b>	0,81	11	5	21	8,325	11,87	74	25	37	5,8	0,29
9	<b>4h30</b>	0,76	12	7	19	7,956	12,02	74,8	24,9	37,4	5,8	0,27
10	<b>5h</b>	0,85	12	9	18	8,071	11,95	73,1	24,8	36,6	5,1	0,38
11	<b>5h30</b>	0,76	17	13	22	7,211	10,68	72	24,8	36	5	0,37

1 2	<b>DFI1</b>	62,89	458	24	981	102,47	12,59	76,5	24,7	38,3	4,9	0,76
1 3	<b>6h</b>	0,79	9	4	19	15,32	9,51	76,1	24,6	38	5,4	0,31
1 4	<b>6h30</b>	0,83	11	3	24	11,894	8,95	74,8	24,7	37,4	5,6	0,33
1 5	<b>7h</b>	0,76	10	2	21	10,758	9,452	75	24,6	37,5	5,7	0,46
1 6	<b>7h30</b>	0,86	14	8	29	10,34	9,586	75,1	24,6	37,5	5,8	0,59
1 7	<b>8h</b>	0,89	19	14	35	9,51	8,124	74	24,5	37	5,8	0,6
1 8	<b>DFI2</b>	55,4	39	20	327	41,785	11,79	77	24,4	38,5	5,2	0,98
1 9	<b>8h30</b>	0,81	25	18	49	15,87	9,56	76,8	24,4	38,4	5,5	0,72
2 0	<b>9h</b>	0,86	23	17	67	13,75	10,57	75,8	24,3	37,9	5,6	0,9
	<b>DESCARGA FUNDO</b>	69,56	1495	38	1784	98,754	16,85	76	24,3	38	5,4	0,94
	<b>MÁX</b>	0,89	25,00	18,00	67,00	15,87	12,02	76,80	25,20	38,40	6,00	0,90
	<b>MED</b>	0,78	13,61	7,56	23,67	9,94	10,08	74,47	24,80	37,23	5,58	0,35
	<b>MIN</b>	0,61	7,00	2,00	12,00	7,21	6,54	72,00	24,30	36,00	5,00	0,11
	<b>DESVPAD</b>	0,07	4,73	4,96	14,10	2,62	1,42	1,12	0,26	0,55	0,29	0,22
	<b>%remoção MÁX</b>	91,27	86,63	28,00	98,92	27,13	10,63					
	<b>%remoção MED</b>	92,36	92,72	69,78	99,62	54,36	25,04					
	<b>%remoção MIN</b>	94,02	96,26	92,00	99,81	66,89	51,38					
	<b>%ACRÉSCIMO</b>											-900,00
	<b>%REMOÇÃO BRUTA-FC</b>	91,57	87,70	32,00	98,92	36,87	21,41					
v												
3	CA	<b>Turbidez (uT)</b>	<b>Cor ap. (uH)</b>	<b>Cor verd. (uH)</b>	<b>Cianobact. (cél/ml)</b>	<b>Clorofila-a (mg/L)</b>	<b>COT (mg/L)</b>	<b>Condutividade (uS)</b>	<b>Temp. (oC)</b>	<b>STD (mg/L)</b>	<b>pH</b>	<b>Al. Residual (mg/L)</b>

	<b>BRUTA</b>	9,55	170	15	5978	19,86	12,41	69,9	25	35	5,8	0,08
1	<b>30min</b>	0,71	5	1	5	10,85	11,8	72,2	25,1	36,1	5,7	0,1
2	<b>1h</b>	0,79	6	2	17	10,42	9,87	71,9	25,1	36	5,5	0,12
3	<b>1h30</b>	0,81	10	8	16	9,63	9,12	71,9	25,2	36	5,5	0,16
4	<b>2h</b>	0,76	9	5	10	9,97	8,75	72	25,2	36	5,4	0,15
5	<b>2h30</b>	0,79	11	8	18	10,06	9,01	71,8	25,3	35,9	5,3	0,19
6	<b>3h</b>	0,84	12	6	14	9,07	10,3	71,6	25,4	35,8	5,2	0,22
7	<b>3h30</b>	0,82	11	7	10	11,15	10,45	72	25,4	36	5,2	0,27
8	<b>4h</b>	0,85	15	9	18	12,08	11,09	72,3	25,5	36,1	5,1	0,21
9	<b>4h30</b>	0,8	16	12	15	11,74	10,78	72,4	25,6	36,2	5,2	0,24
10	<b>DFI1</b>	58,9	19	16	2589	65,89	11,56	75	25,5	37,5	4,8	0,48
11	<b>5h</b>	0,77	9	5	22	9,24	10,68	72,8	25,6	36,4	5	0,28
12	<b>5h30</b>	0,76	7	2	65	9,86	9,98	72,4	25,6	36,2	5,1	0,3
13	<b>6h</b>	0,81	8	8	78	10,65	10,1	73	25,7	36,5	5,1	0,33
14	<b>6h30</b>	0,83	11	8	35	10,53	8,97	74	25,7	37	5	0,27
15	<b>7h</b>	0,86	16	9	90	11,75	8,65	74,1	25,8	37	4,9	0,35
16	<b>7h30</b>	0,82	10	8	105	10,2	8,99	73,9	26	37	4,7	0,27
17	<b>8h</b>	0,78	13	7	97	9,98	9,24	73,8	26	36,9	4,6	0,29
18	<b>8h30</b>	0,79	17	10	68	10,47	10,25	74	26	37	4,7	0,49
19	<b>DF2</b>	55,3	28	18	1245	39,81	10,79	76	26,1	38	4,5	0,89
20	<b>9h</b>	0,7	15	11	89	14,85	10,35	75,8	26,2	37,9	4,9	0,7
21	<b>9h30</b>	0,77	19	12	95	12,62	10,09	74,6	26,3	37,3	5	0,84



	<b>DESCARGA FUNDO</b>	62,78	983	45	1955	78,15	14,7	75	26,3	37,5	4,5	1,05
	<b>MÁX</b>	0,86	19,00	12,00	105,00	14,85	11,80	75,80	26,30	37,90	5,70	0,84
	<b>MED</b>	0,79	11,58	7,26	45,63	10,80	9,92	72,97	25,62	36,49	5,11	0,30
	<b>MIN</b>	0,70	5,00	1,00	5,00	9,07	8,65	71,60	25,10	35,80	4,60	0,10
	<b>DESVPAD</b>	0,04	3,92	3,18	36,82	1,37	0,87	1,17	0,36	0,58	0,29	0,19
	<b>%remoção MÁX</b>	90,99	88,82	20,00	98,24	25,23	4,92					
	<b>%remoção MED</b>	91,70	93,19	51,58	99,24	45,64	20,07					
	<b>%remoção MIN</b>	92,67	97,06	93,33	99,92	54,33	30,30					
	<b>%ACRÉSCIMO</b>											-950,00
	<b>%REMOÇÃO BRUTA-FC</b>	91,94	88,82	20,00	98,41	36,46	18,69					
v												
<b>TERCEIRA ETAPA - BIFLUXO - CAMARA ÚNICA</b>												
<b>1</b>	<b>CU</b>	<b>Turbidez (uT)</b>	<b>Cor ap. (uH)</b>	<b>Cor verd. (uH)</b>	<b>Cianobact. (cél/ml)</b>	<b>Clorofila-a (mg/L)</b>	<b>COT (mg/L)</b>	<b>Condutividade (uS)</b>	<b>Temp. (oC)</b>	<b>STD (mg/L)</b>	<b>pH</b>	<b>Al. Residual (mg/L)</b>
	<b>BRUTA</b>	11,8	48	15	6736	18,724	11,67	70,7	19,7	35,4	7,65	0,07
1	<b>30min</b>	0,96	11	4	131	5,662	9,77	69,2	19,4	34,6	6,87	0,11
2	<b>1h</b>	0,71	9	2	254	6,2745	8,611	72,4	19	36,2	6,8	0,16
3	<b>1h30</b>	0,46	6	1	109	6,514	7,589	74,5	19,5	37,3	6,3	0,06
4	<b>2h</b>	0,95	10	6	362	7,17	8,333	73,7	19,5	36,9	6,1	0,11
5	<b>DFI1</b>	81,1	250	19	22780	62,8385	12,39	81	19,7	40,5	5,8	0,12
6	<b>DFI2</b>	34,9	87	14	18300	29,6435	14,78	81	19,6	40,5	6,2	0,56
	<b>DESCARGA FUNDO</b>	74,8	102	17	14895	24,115	16,34	79	19,8	39,5	6	1,45
	<b>MÁX</b>	0,96	11,00	6,00	362,00	7,17	9,77	74,50	19,50	37,30	6,87	0,16



	<b>%remoção MÁX</b>	92,28	53,85	-41,67	97,68	63,06	29,25					
	<b>%remoção MED</b>	95,66	71,63	35,42	98,83	68,88	33,78					
	<b>%remoção MIN</b>	97,11	82,69	75,00	99,48	72,45	41,60					
	<b>%ACRÉSCIMO</b>											-962,50
	<b>%REMOÇÃO BRUTA-FC</b>	92,28	53,85	-41,67	97,68	63,06	30,58					
<b>3</b>	<b>CU</b>	<b>Turbidez (uT)</b>	<b>Cor ap. (uH)</b>	<b>Cor verd. (uH)</b>	<b>Cianobact. (cél/ml)</b>	<b>Clorofila-a (mg/L)</b>	<b>COT (mg/L)</b>	<b>Condutividade (uS)</b>	<b>Temp. (oC)</b>	<b>STD (mg/L)</b>	<b>pH</b>	<b>Al. Residual (mg/L)</b>
	<b>BRUTA</b>	7,94	193	14	6516	25,226	12,46	75,9	23,1	37,9	8,27	0,1
1	<b>30min</b>	0,384	15	2	49	6,26	10,53	93,1	23,1	46,6	6,68	0,11
2	<b>1h</b>	0,37	23	20	25	14,77	9,284	86,1	23,4	43	5,49	0,11
3	<b>1h30</b>	0,32	14	5	15	11,113	7,326	90,8	23,5	45,4	5,45	0,09
4	<b>2h</b>	0,328	12	6	15	11,4075	7,531	86,8	23,8	43,4	5,33	0,13
5	<b>DFI1</b>	77,8	1230	22	37820	83,179	11,54	101,3	24,5	50,6	5,49	0,15
6	<b>DFI2 (DFI+15min)</b>	67,2	1105	0	32270	58,863	8,532	89,9	24,7	44,9	5,67	0,08
7	<b>2h30</b>	1,41	15	11	7030	9,7575	10,31	75,7	24,5	37,8	5,64	0,1
	<b>DESCARGA FUNDO</b>	7,6	148	15	25850	34,587	10,92	92,6	23,6	46,3	5,72	0,24
	<b>MÁX</b>	1,41	23,00	20,00	7030,00	14,77	10,53	93,10	24,50	46,60	6,68	0,13
	<b>MED</b>	0,56	15,80	8,80	1426,80	10,66	9,00	86,50	23,66	43,24	5,72	0,11
	<b>MIN</b>	0,32	12,00	2,00	15,00	6,26	7,33	75,70	23,10	37,80	5,33	0,09
	<b>DESVPAD</b>	0,47	4,21	7,05	3132,31	3,08	1,51	6,69	0,53	3,38	0,55	0,01
	<b>%remoção MÁX</b>	82,24	88,08	-42,86	-7,89	41,45	15,49					
	<b>%remoção MED</b>	92,92	91,81	37,14	78,10	57,74	27,80					
	<b>%remoção MIN</b>	95,97	93,78	85,71	99,77	75,18	41,20					

	<b>%ACRÉSCIMO</b>											0,00
	<b>%REMOÇÃO BRUTA-FC</b>	82,24	92,23	21,43	-7,89	61,32	17,26					
<b>4</b>	<b>CU</b>	<b>Turbidez (uT)</b>	<b>Cor ap. (uH)</b>	<b>Cor verd. (uH)</b>	<b>Cianobact. (cél/ml)</b>	<b>Clorofila-a (mg/L)</b>	<b>COT (mg/L)</b>	<b>Condutividade (uS)</b>	<b>Temp. (oC)</b>	<b>STD (mg/L)</b>	<b>pH</b>	<b>Al. Residual (mg/L)</b>
	<b>BRUTA</b>	7,94	193	14	6516	23,587	13,57	75,9	23,1	37,9	8,27	0,1
1	<b>30min</b>	1,1	65	17	516	9,451	10,48	82,2	23,9	41,1	5,78	0,14
2	<b>1h</b>	1,4	28	9	1403	11,326	9,073	77,8	24,4	38,9	5,57	0,12
3	<b>1h30</b>	1,78	39	14	1421	18,452	10,75	77,4	24,7	38,7	5,67	0,14
4	<b>2h</b>	2,14	43	15	1686	13,9995	10,79	77,3	24,9	38,7	5,84	0,17
5	<b>2h30</b>	2,31	50	5	2222	11,542	11,8	77,6	25	38,8	6,08	0,21
6	<b>3h</b>	3,12	54	4	1698	25,844	8,963	77,9	24,8	39	6,13	0,14
7	<b>DFI1</b>	62,7	1335	2	28860	83,846	11,33	81,8	24,1	41	5,93	0,08
8	<b>3h30</b>	1,47	27	4	645	54,9715	9,429	79,2	24,6	39,6	5,55	0,12
9	<b>DFI2</b>	27,4	655	11	20080	27,533	9,16	82,2	24,4	41,1	5,9	0,71
10	<b>4h</b>	2,29	49	6	980	7,025	10,32	76,1	24,6	38,1	6,05	0,23
11	<b>DFI3 (DFI2+15min)</b>	12,8	299	3	13930	59,445	12,61	82,9	23,7	41,4	6,51	0,89
12	<b>4h30</b>	1,68	22	6	476	8,938	9,384	95,1	23,7	47,5	5,84	0,17
13	<b>DFI4</b>	50,1	740	7	23570	9,2815	8,618	89,4	23,7	44,7	5,96	0,99
14	<b>5h</b>	2,49	35	3	889	9,691	10,02	82,3	24,1	41,2	5,98	0,08
	<b>DESCARGA FUNDO</b>	47,8	689	14	21780	27,851	11,85	92,8	24,1	46,4	5,8	1,3
	<b>MÁX</b>	3,12	65,00	17,00	2222,00	54,97	11,80	95,10	25,00	47,50	6,13	0,23
	<b>MED</b>	1,98	41,20	8,30	1193,60	17,12	10,10	80,29	24,47	40,16	5,85	0,15

	<b>MIN</b>	1,10	22,00	3,00	476,00	7,03	8,96	76,10	23,70	38,10	5,55	0,08
	<b>DESVPAD</b>	0,60	13,58	5,17	583,43	14,41	0,90	5,60	0,44	2,78	0,21	0,04
	<b>%remoção MÁX</b>	60,71	66,32	-21,43	65,90	-133,06	13,04					
	<b>%remoção MED</b>	75,09	78,65	40,71	81,68	27,40	25,56					
	<b>%remoção MIN</b>	86,15	88,60	78,57	92,69	70,22	33,95					
	<b>%ACRÉSCIMO</b>											20,00
	<b>%REMOÇÃO BRUTA-FC</b>	68,64	81,87	78,57	86,36	58,91	26,16					
<b>5</b>	<b>CU</b>	<b>Turbidez (uT)</b>	<b>Cor ap. (uH)</b>	<b>Cor verd. (uH)</b>	<b>Cianobact. (cél/ml)</b>	<b>Clorofila-a (mg/L)</b>	<b>COT (mg/L)</b>	<b>Condutividade (uS)</b>	<b>Temp. (oC)</b>	<b>STD (mg/L)</b>	<b>pH</b>	<b>Al. Residual (mg/L)</b>
	<b>BRUTA</b>	6,64	149	16	5546	20,3595	11,97	77,4	24,9	38,7	6,32	0,11
1	<b>30min</b>	0,998	25	5	97	6,7325	10,86	95	24,6	47,5	6,06	0,12
2	<b>1h</b>	1,34	2	2	56	5,5515	10,95	96,6	24,6	48,3	6,12	0,12
3	<b>DFI1</b>	32,4	545	8	27891	66,8585	11,81	79,9	24,4	39,9	6,28	0,95
4	<b>1h30</b>	1,81	25	4	284	30,012	10,34	120,8	24,8	60,5	7,07	0,11
5	<b>2h</b>	1,95	14	12	562	7,0475	11,24	74,7	24	37,3	6,33	0,14
6	<b>DFI2</b>	16,5	352	14	22654	29,825	10,95	78,5	24	39,2	6,32	0,413
7	<b>2h30</b>	2,19	21	9	345	5,425	9,518	74,4	24	37,2	6,46	0,15
8	<b>DFI3</b>	13,5	312	16	17265	4,584	10,79	78,8	24,1	39,4	6,42	0,61
9	<b>3h</b>	2,48	23	1	1025	24,2835	9,592	75,6	24	37,8	6,45	0,2
	<b>DESCARGA FUNDO</b>	54,6	758	25	21982	45,781	11,56	110,8	24,1	55,4	6,4	0,98
	<b>MÁX</b>	2,48	25,00	12,00	1025,00	30,01	11,24	120,80	24,80	60,50	7,07	0,20
	<b>MED</b>	1,79	18,33	5,50	394,83	13,18	10,42	89,52	24,33	44,77	6,42	0,14
	<b>MIN</b>	1,00	2,00	1,00	56,00	5,43	9,52	74,40	24,00	37,20	6,06	0,11

	<b>DESVPAD</b>	0,55	8,98	4,23	358,70	10,99	0,73	18,44	0,37	9,26	0,36	0,03
	<b>%remoção MÁX</b>	62,65	83,22	25,00	81,52	-47,41	6,10					
	<b>%remoção MED</b>	72,97	87,70	65,63	92,88	35,29	12,98					
	<b>%remoção MIN</b>	84,97	98,66	93,75	98,99	73,35	20,48					
	<b>%ACRÉSCIMO</b>											-81,82
	<b>%REMOÇÃO BRUTA-FC</b>	62,65	84,56	93,75	81,52	-19,27	19,87					
<b>6</b>	<b>CU</b>	<b>Turbidez (uT)</b>	<b>Cor ap. (uH)</b>	<b>Cor verd. (uH)</b>	<b>Cianobact. (cél/ml)</b>	<b>Clorofila-a (mg/L)</b>	<b>COT (mg/L)</b>	<b>Condutividade (uS)</b>	<b>Temp. (oC)</b>	<b>STD (mg/L)</b>	<b>pH</b>	<b>Al. Residual (mg/L)</b>
	<b>BRUTA</b>	9,3	98	12	6157	21,457	12,88	78,2	24,5	39,1	7,45	0,08
1	<b>30min</b>	0,71	15	6	81	8,745	10,75	85	24,6	42,5	6,85	0,11
2	<b>1h</b>	0,76	10	3	35	6,124	9,65	84,6	24,5	42,3	6,78	0,15
3	<b>1h30</b>	0,84	19	5	47	7,325	9,87	84,1	24,4	42	6,6	0,13
4	<b>2h</b>	0,69	14	4	32	7,458	10,54	85,3	24,6	42,6	6,5	0,14
5	<b>2h30</b>	0,71	16	6	38	8,018	10,23	87,1	24,4	43,5	6,4	0,16
6	<b>3h</b>	0,75	11	7	30	9,134	8,69	90	24,3	45	6,3	0,14
7	<b>DFI1</b>	58,79	323	14	17895	67,857	11,82	95,2	24,3	47,6	6,8	1,05
8	<b>3h30</b>	0,85	20	8	247	8,926	9,864	89,1	24,2	44,5	6,75	0,21
9	<b>DFI2</b>	45,12	467	16	10526	24,568	10,5	92,1	24,1	46	6,9	0,63
10	<b>4h</b>	0,7	35	10	321	9,54	9,87	88,2	24,1	44,1	6,53	0,15
11	<b>4h30</b>	0,71	13	9	345	8,778	8,99	88,8	24	44,4	6,3	0,18
12	<b>DFI3</b>	23,89	480	18	6214	21,843	10,03	89,6	24	44,8	6,7	0,25
13	<b>5h</b>	0,75	64	19	458	15,745	9,64	87,2	24,3	43,6	6,5	0,35

1												
4	<b>5h30</b>	0,82	97	25	675	12,478	9,33	87,5	24,2	43,7	6,6	0,49
	<b>DESCARGA FUNDO</b>	60,7	570	31	15874	42,665	12,09	98,5	24,5	49,25	6,3	0,76
	<b>MÁX</b>	0,85	97,00	25,00	675,00	15,75	10,75	90,00	24,60	45,00	6,85	0,49
	<b>MED</b>	0,75	28,55	9,27	209,91	9,30	9,77	86,99	24,33	43,47	6,56	0,20
	<b>MIN</b>	0,69	10,00	3,00	30,00	6,12	8,69	84,10	24,00	42,00	6,30	0,11
	<b>DESVPAD</b>	0,06	27,56	6,75	218,44	2,67	0,62	1,99	0,20	1,00	0,18	0,12
	<b>%remoção MÁX</b>	90,86	1,02	-108,33	89,04	26,62	16,50					
	<b>%remoção MED</b>	91,90	70,87	22,73	96,59	56,67	24,15					
	<b>%remoção MIN</b>	92,58	89,80	75,00	99,51	71,46	32,50					
	<b>%ACRÉSCIMO</b>											-512,50
	<b>%REMOÇÃO BRUTA-FC</b>	91,18	1,02	-108,33	89,04	41,85	27,53					

## ANEXO A – Projeto do Filtro Bifluxo

### MEMORIAL DE DIMENSIONAMENTO DO SISTEMA PILOTO (GHISI, 2019)

#### **Características básicas do filtro a ser executado e estudado:**

- Dupla camada filtrante (antracito + areia);
- Presença de descarga de fundo intermediária com injeção na interface areia-pedregulho;
- Câmaras de carga independentes para ambos os fluxos, com taxa constante nos mesmos;
- Uso de bocal desmontável como dreno de água filtrada (diâmetro externo dos discos = 80 mm; diâmetro interno junto aos discos = 32 mm; diâmetro interno na conexão = 17 mm);
- Taxa de filtração total de 400 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.d (sendo 200 no fluxo ascendente e 200 no fluxo descendente).

#### **Dimensionamento do filtro:**

##### 1) Sistema de coleta do filtrado

##### 1.1) Vazão de água filtrada

Considerando Diâmetro do Filtro Piloto de 250 mm:

$$Q = 400 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d} \times (\pi \times (0,125 \text{ m})^2) = 19,64 \text{ m}^3/\text{d} = 0,82 \text{ m}^3/\text{h} = 2,28\text{E-}4 \text{ m}^3/\text{s} = 13,64$$

L/min

##### 1.2) Tubulações imediatas do filtrado (Velocidade máxima: 1,25 m/s - Richter e Azevedo Netto (1991))

$$Q = V \cdot A \quad Q = 2,28\text{E-}4 \text{ m}^3/\text{s}$$

$$\text{Adotando DN25 } (\varnothing_{\text{int}} = 21,6 \text{ mm}) \quad V = 0,62 \text{ m/s}$$

O diâmetro do efluente da unidade adotado é de 25 mm, mantendo uma velocidade abaixo do limite recomendado. Esse é o diâmetro desde a saída da crepina até o exterior do filtro.

##### 1.3) Incremento da perda de carga hidráulica devido ao sistema de coleta do filtrado

$$Q = V \cdot A \quad | \quad Q = 2,28\text{E-}4 \text{ m}^3/\text{s}; \text{ Adotando DN25 } (\varnothing_{\text{int}} = 21,6 \text{ mm}) \quad V = 0,62 \text{ m/s}$$



O diâmetro do efluente da unidade adotado é de 25 mm, mantendo uma velocidade abaixo do limite recomendado. Esse é o diâmetro desde a saída da crepina até o exterior do filtro.

#### 1.4) Incremento da perda de carga hidráulica devido ao sistema de coleta do filtrado

Fórmula de Fair-Whipple-Hsiao (diâmetros abaixo de 50 mm e PVC):

$$J = 0,0008695 (Q_{1,75} / D_{4,75}) = 0,0008695 (2,28E-4 \text{ }^{1,75} / 0,0216 \text{ }^{4,75}) = 0,03 \text{ m/m}$$

$$\Delta h = J \times L = 0,03 \text{ m/m} \times 2,15 \text{ m (comprimento da mangueira)} = 0,065 \text{ m}$$

Perda localizada na expansão de diâmetro do bocal para a mangueira:  $\Delta h = (K \times V_2) / 2g = (0,7 \times 1,412) / (2 \times 9,81) = 0,07 \text{ m}$ . 1,41 m/s é a velocidade do líquido na porção de menor diâmetro da singularidade

Registro de globo totalmente aberto:  $\Delta h = (K \times V_2) / 2g = (10 \times 0,462) / (2 \times 9,81) = 0,10 \text{ m}$ . 0,46 m/s é a velocidade do líquido no interior da singularidade.

Há ainda a perda de carga localizada devida à entrada da água filtrada na crepina. Para crepinas de 20 mm e sem tubo para ar, como a utilizada neste trabalho, e a vazão de filtração, a perda de carga localizada durante a filtração é de 0,10 mca (HIDRO SOLO, 2019).

Total: 0,33 mca.

#### **Tubulações de água a ser filtrada**

Para as tubulações afluentes, Richter e Azevedo Netto (1991) recomendam velocidade máxima de 0,60 m/s. Dessa forma ambos os diâmetros de 25 ou 32 mm atendem para conduzir a vazão a ser filtrada em cada um dos fluxos do filtro. Diâmetro de 32 mm é adotado entre a câmara de carga e o fundo do filtro (fluxo ascendente) e também para condução da água entre o distribuidor de vazão e o filtro (para ambos os fluxos).

#### **Camadas filtrantes e granulometria dos materiais filtrantes**

Richter e Azevedo Netto (1991) explicam que para se evitar a mescla excessiva das camadas de antracito e areia, o tamanho efetivo do primeiro deve estar entre 1,8 e 2,1 vezes o tamanho efetivo ( $d_{10}$ ) da última. Dessa forma, empregam-se areias de tamanhos efetivos de 0,50 e 0,60 mm, e antracito com 1,05 mm de tamanho efetivo.

A areia de menor granulometria é empregada na porção de 30 cm superior do filtro ascendente, além da camada de areia do filtro descendente, de forma a manter uma camada uniforme no entorno do bocal de drenagem do filtrado e evitar qualquer acúmulo de sólidos

próximo a esse dispositivo, em interfaces de materiais filtrantes de granulometria diferente. De acordo com Vignesan *et al.* (1983), o coeficiente de uniformidade (Cu) dos materiais filtrantes é de 1,5. A Tabela 1 ilustra a relação de parâmetros adotados relativos à camada filtrante.

Tabela 1 – Configuração da camada filtrante.

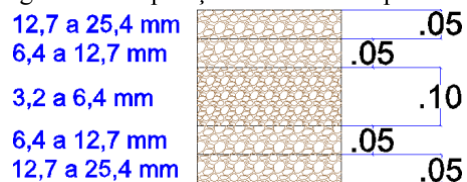
Parâmetro	Valor/Descrição	
Porção superior do filtro (fluxo descendente)	Espessura da camada de antracito	0,60 m
	Diâmetro efetivo do antracito	1,07 mm
	Coeficiente de uniformidade do antracito	1,55
	Espessura da camada de areia	0,25 m
	Diâmetro efetivo da areia	0,51 mm
	Coeficiente de uniformidade da areia	1,47
Porção inferior do filtro (fluxo ascendente)	Espessura da camada de areia	1,70 m
	Tamanho efetivo da areia usada nos 0,30 m superiores	0,51 mm
	Coeficiente de uniformidade da areia usada nos 0,30 m superiores	1,47
	Tamanho efetivo da areia usada nos 1,40 m inferiores	0,58 mm
	Coeficiente de uniformidade da areia usada nos 1,40 m inferiores	1,74

Fonte: O autor (2020).

### **Camada suporte**

Na escolha da camada suporte para o presente projeto, levou-se em consideração o recomendado por Di Bernardo e Dantas (2005). A configuração adotada é a disposta na Figura 1, quanto à lavagem com ar e água, suprimindo-se a camada superior e a da base (de 25,4 a 50,0 mm) por se tratar de um filtro em escala piloto. A profundidade total da camada suporte é de 30 cm.

Figura 1 – Disposição da camada suporte



Fonte: O autor (2020).

Previu-se um fundo falso formado por um Cap invertido perfurado de 200 mm de diâmetro, localizado abaixo da camada suporte, de forma a possibilitar a entrada e distribuição da água a ser filtrada e da água de retrolavagem.

### **Retrolavagem**

### 1) Expansão desejada do leito filtrante e velocidade ascensional da água de lavagem

Na prática são consideradas expansões entre 25 e 50%, sendo 40% um valor comumente empregado (RICHTER; AZEVEDO NETTO, 1991). Neste projeto, que possui um leito filtrante bastante profundo, e com o objetivo de se evitar uma altura total muito elevada do filtro, é adotada uma expansão de 30% da porção do leito filtrante composta pela areia mais grossa (0,60 mm), que dentre os materiais empregados, é o que exige maior velocidade ascensional para expandir.

Richter e Azevedo Netto (1991) indicam que para promover tal expansão de areia com tamanho efetivo de 0,60 mm, a faixa de velocidade ascensional é de 0,85 a 1,05 m/min. Adotando-se uma velocidade durante a lavagem de 0,85 m/min, atinge-se uma expansão de 40% da camada de areia mais fina (0,50 mm) e de 50% do antracito. Dessa forma, todos os valores de expansão permanecem na faixa recomendada.

Portanto, durante a retrolavagem, a fluidificação dos materiais filtrantes deveria chegar à seguinte altura calculada sobre a superfície da camada filtrante quando na disposição de operação do filtro:

$$H = 1,40 \text{ m} \times 0,30 + 0,55 \text{ m} \times 0,40 + 0,60 \text{ m} \times 0,50 = 0,95 \text{ m.}$$

A velocidade ascensional de lavagem citada, equivalente a  $51 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{h}$ , ainda está compreendida na faixa recomendada por Hamann e Mckinney (1968) e Vignesan *et al.* (1983) para lavagem de filtros bifluxos,  $47,5$  a  $55 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{h}$ .

Vazão de água para retrolavagem

$$0,85 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{min} \times 0,0491 \text{ m}^2 = 0,0418 \text{ m}^3/\text{min} \text{ ou } 42 \text{ L/min}$$

### 2) Dimensionamento da tubulação de água para lavagem

Para a tubulação que transporta água para lavagem, Richter e Azevedo Netto (1991) indicam uma velocidade máxima de 3,60 m/s. A vazão de água de lavagem já calculada no item anterior é de 42 L/min, sendo adequado então um diâmetro de no mínimo 20 mm. Foi adotado um diâmetro de 32 mm ( $\varnothing_{\text{int}} = 27,8 \text{ mm}$ ), sendo que, dessa forma, a velocidade no interior da tubulação é de 1,15 m/s.

### 3) Tempo nominal e volume de água de lavagem

Di Bernardo *et al.* (2017) recomendam um tempo nominal de 7 a 10 minutos para

lavagem dos filtros. Adotou-se um tempo nominal de 10,0 minutos para lavagem do filtro. Tendo-se esse tempo estabelecido e a vazão de lavagem calculada, calcula-se que o volume de lavagem do filtro:

$0,0418 \text{ m}^3/\text{min} \times 10 \text{ min} = 0,418 \text{ m}^3$  de água para lavagem do filtro, ou seja, o reservatório de lavagem deveria possuir um volume maior que esse valor. Por segurança, adotou-se um reservatório com capacidade de 1.000 litros.

#### 4) Locação e dimensionamento do tubo coletor de água da lavagem

Richter e Azevedo Netto (1991) indicam que a altura mínima da extremidade inferior das calhas ou tubo coletor, sobre a superfície do leito filtrante em repouso, depende da expansão máxima prevista para o material durante a sua lavagem. Essa altura foi calculada anteriormente e vale 0,95 m, que somada à folga recomendada de 0,15 m, passa a 1,10 m, sendo este então o valor adotado

Uma tubulação de 25 mm ( $\text{Ø}_{\text{int}} = 21,6 \text{ mm}$ ) de diâmetro para a coleta da água de lavagem permite uma velocidade máxima de 1,91 m/s, sendo esse o diâmetro adotado.

#### 5) Operação da lavagem do filtro

A lavagem é realizada por meio do uso de um conjunto motor-bomba centrífuga de potência igual a 1 cv conectado a um segmento de tubulação de 32 mm, com a outra extremidade ligada ao fundo do filtro. Esse esquema ainda conta com um registro para o controle da vazão, de forma a se garantir o fornecimento da vazão especificada para a retrolavagem. Afere-se a vazão com o uso de uma proveta graduada de 1,0 L e um cronômetro, coletando-se a água na extremidade da tubulação que a conduz ao esgotamento. A água a ser usada é água filtrada pelo próprio sistema piloto.

#### 6) Descarga de fundo intermediária na interface

Previu-se, conforme recomendação de Di Bernardo (2003) para filtros ascendentes, neste modelo de projeto, a operação de descarga de fundo intermediária com injeção na interface antes da aplicação da retrolavagem da unidade filtrante. Portanto, é prevista uma derivação da tubulação de fornecimento de água de lavagem, de mesmo diâmetro 32 mm, passando ao longo da interface entre a subcamada mais superficial da camada suporte e o fundo da camada de areia mais grossa, porção inferior do leito filtrante. O trecho de tubulação do interior da seção do filtro é devidamente perfurado, e a drenagem dessa porção de água que realiza a lavagem da camada suporte ocorre por um dreno de fundo, localizado no fundo do

filtro.

Essa operação é indicada também durante a operação do filtro, objetivando prolongar a carreira de filtração, no caso de se atingir a carga hidráulica máxima da porção do filtro ascendente previamente ao da carga do escoamento descendente

#### 7) Determinação da necessidade de lavagem

Neste projeto é adotado o regime de taxa de filtração constante, ou seja, a taxa nominal, assim como a vazão de água a ser filtrada, não se altera ao longo da operação do filtro (nos testes em filtração bifluxo).

Para a determinação da coluna de água sobre o topo do leito filtrante, ao início das carreiras de filtração, considerando-se a porção descendente: somam-se a perda de carga provocada pelo sistema de drenagem do filtrado e a perda promovida pelo fluxo da água no filtro descendente quando o leito se encontra limpo. O primeiro valor foi calculado no item 1.3 e vale 0,33 m. O segundo valor é calculado, conforme Di Bernardo e Dantas (2005), pela Equação de Ergun, que resulta em 0,33 m.

Dessa forma, o total da perda de carga no fluxo descendente ao início da filtração tem o seguinte valor:

$$0,33 + 0,33 = 0,66 \text{ m.}$$

Determina-se que a carga hidráulica máxima para o fluxo descendente na Fase 1 do estudo é de 1,75 m (distância entre a superfície do leito filtrante e o extravasor da coluna do filtro). Essa coluna deve ter, então, uma altura total de 4,91 m, havendo um extravasor de diâmetro 25 mm na altura de 4,68 m.

Na Fase 2 do estudo (Etapa 3), prolonga-se a coluna filtrante e, portanto, a carga hidráulica disponível, em aproximadamente 1,0 m. Assim, nessa etapa do estudo o extravasor a estar locado 2,73 m acima do topo do leito filtrante.

Quanto à porção ascendente: somam-se a perda de carga provocada pelo sistema de drenagem do filtrado, a perda promovida pelo fluxo da água no filtro ascendente quando o leito se encontra limpo, a perda junto à camada suporte, a perda relacionada ao fundo do filtro e a da passagem da água na tubulação até o fundo do filtro. O primeiro valor foi calculado no item 1.3 e vale 0,33 m. O segundo valor, calculado pela Equação de Ergun, equivale a 0,75 m.

Perda na camada suporte - Richter e Azevedo Netto (1991):  $\Delta h (\text{cam. sup.}) = (V_a \cdot H) / 3 = (0,21 \times 0,3) / 3 = 0,02 \text{ m.}$

Quanto ao fundo: Aproximando a configuração a ser realizada a blocos universais, tem-se que para a taxa de filtração do filtro ascendente, gera-se uma perda de 0,05 m.

No trajeto da água pela tubulação até o fundo do filtro, tem-se:

Perda de carga na tubulação (câmara de carga):

$$J = 10,641 \times C^{-1,85} \times Q^{1,85} \times D^{-4,87} = 3,26E-7 \text{ m/m} \mid \Delta h = J \times L (6 \text{ m}) = 1,95E-6 \text{ m}$$

Perda de carga na tubulação (entre a câmara de carga e o fundo) de 32 mm - Fórmula de Fair-Whipple-Hsiao:

$$J = 0,0008695 (Q_{1,75} / D_{4,75}) = 0,0008695 (1,14E-4_{1,75} / 0,0278_{4,75}) = 0,03$$

$$\text{m/m } \Delta h = J \times L (1,8 \text{ m}) = 0,054 \text{ m}$$

Perda de carga nas singularidades:

$$2 \text{ joelhos (32 mm): } \Delta h = (K \times V_2) / 2g = (0,9 \times 0,142) / (2 \times 9,81) = 8,99E-4 \text{ m} \times 2 = 1,8E-3 \text{ m}$$

$$2 \text{ têes de passagem lateral: } \Delta h = (K \times V_2) / 2g = (2,0 \times 0,142) / (2 \times 9,81) = 2,0E-3 \text{ m} \times 2 = 4,0E-3 \text{ m}$$

$$\text{Redução brusca 75 para 32 mm: } \Delta h = (K \times V_2) / 2g = (0,38 \times 0,142) / (2 \times 9,81) = 3,8E-4 \text{ m}$$

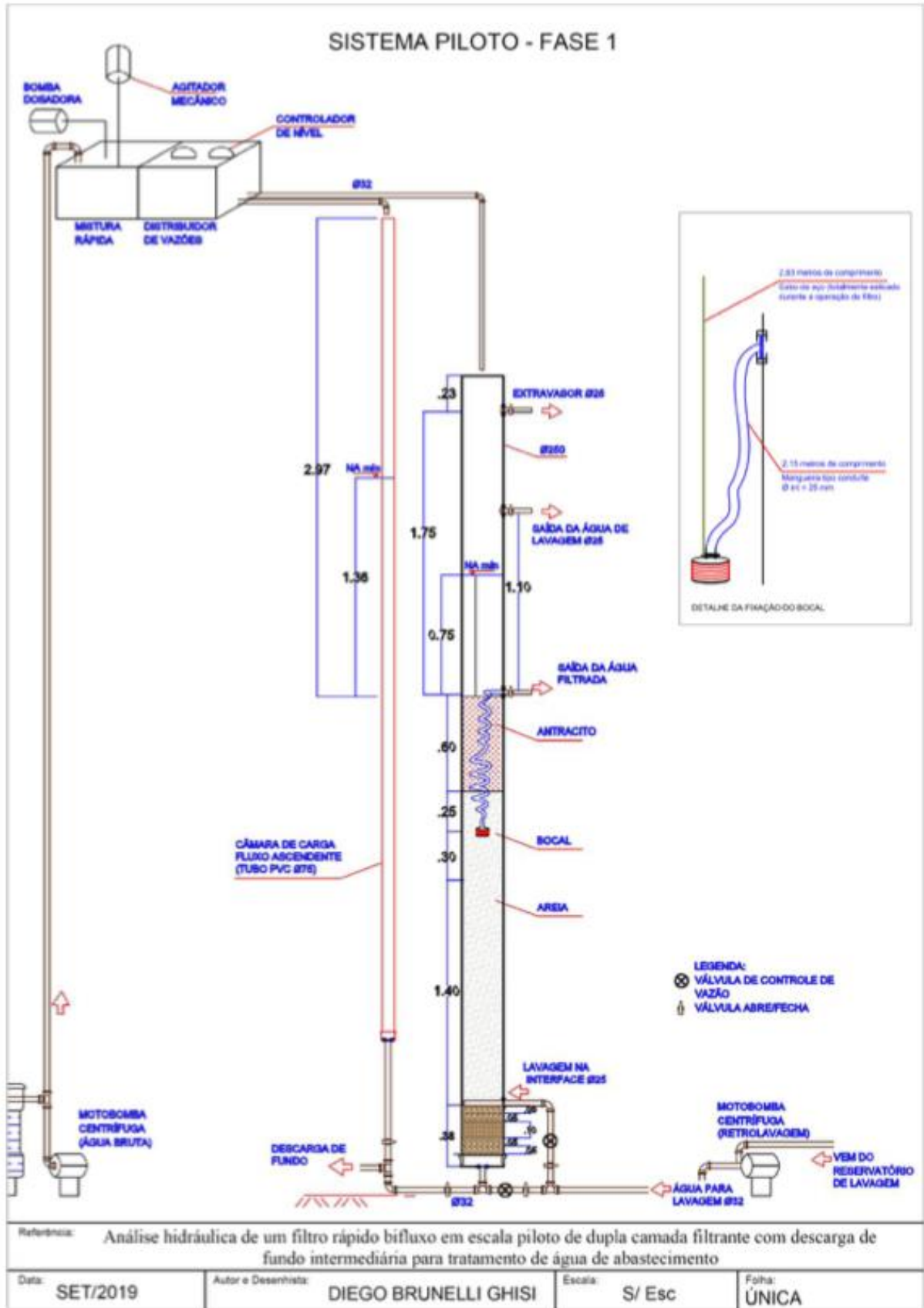
$$\text{Registro de globo totalmente aberto: } \Delta h = (K \times V_2) / 2g = (10 \times 0,142) / (2 \times 9,81) = 0,01 \text{ m}$$

$$\text{Ampliação brusca de 32 para 250 mm} = 3,14E-9 \text{ m}$$

Dessa forma, o total da perda de carga no fluxo ascendente ao início da filtração tem o seguinte valor: 0,821 m

Determina-se que a carga hidráulica máxima para o fluxo ascendente é de 3,0 m. Essa consiste, então, na altura entre a saída do filtrado e o topo da câmara de carga. Este último fica locado aproximadamente 1,0 m acima do topo da coluna do filtro, isto é, a 5,90 m do fundo do filtro. A câmara de carga do fluxo ascendente permaneceu com a mesma configuração durante todo o presente estudo.

ANEXO B – Desenho Técnico Fase 1 (Etapa 1, 2A e 2D)  
(GHISI, 2019)



ANEXO C – Desenho Técnico Fase 2 (Etapa 3)  
(GHISI, 2019)

