

TRATAMENTO DE ÁGUA PARA ABASTECIMENTO  
POR MEIO DE FILTROS LENTOS DE FLUXO  
ASCENDENTE COM LIMPEZA POR  
RETROLAVAGEM E DESCARGA DE FUNDO

Fernando Hymnô de Souza



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

Fernando Hymnô De Souza

**TRATAMENTO DE ÁGUA PARA ABASTECIMENTO POR MEIO DE  
FILTROS LENTOS DE FLUXO ASCENDENTE COM LIMPEZA POR  
RETROLAVAGEM E DESCARGA DE FUNDO**

Dissertação apresentada ao Programa  
de Pós-graduação em Engenharia  
Ambiental, como requisito parcial para  
a obtenção do Grau de Mestre em  
Engenharia Ambiental.

Orientador: Maurício Luiz Sens

FLORIANÓPOLIS, (SC)  
FEVEREIRO/2015

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

Souza, Fernando Hymnô de  
Tratamento De Água Para Abastecimento Por Meio De  
Filtros Lentos De Fluxo Ascendente Com Limpeza Por  
Retrolavagem E Descarga De Fundo / Fernando Hymnô de Souza  
; orientador, Maurício Luiz Sens - Florianópolis, SC, 2015.  
113 p.

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

Inclui referências

1. Engenharia Ambiental. 2. Tratamento de água para  
abastecimento. 3. Filtração Lenta Ascendente. 4. Filtração  
em Múltiplas Etapas. 5. Tratamento Descentralizado. I.  
Sens, Maurício Luiz. II. Universidade Federal de Santa  
Catarina. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental.  
III. Título.

**“Tratamento de Água para Abastecimento por meio de Filtros Lentos de Fluxo Ascendente com Limpeza por Retrolavagem e Descarga de Fundo”**

**FERNANDO HYMNO DE SOUZA**

Dissertação submetida ao corpo docente do Programa de Pós - Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina como parte dos requisitos necessários para obtenção do grau de

**MESTRE EM ENGENHARIA AMBIENTAL**

na Área de Engenharia Ambiental.

Aprovado por:



Prof. Mauricio Luiz Sens, Dr.  
(Orientador)



Prof. Ramon Lucas Dalsasso, Dr.



Prof. Cristina Célia Brandão, Dr.



Prof. Valter Lúcio de Pádua, Dr.

Prof. William Gerson Matias, Dr.  
(Coordenador)

FLORIANÓPOLIS, SC – BRASIL  
FEVEREIRO/2015



*Àqueles que estão sempre comigo,  
minha família e amigos.*





## **Agradecimentos**

Durante todo o mestrado até a finalização dessa dissertação tive a alegria de poder contar com a ajuda de inúmeras pessoas, das mais diferentes maneiras, às quais não poderia deixar de agradecer.

Agradeço primeiramente à minha família, pelo apoio e exemplo durante toda a minha vida. Aos meus avós e minha tia avó por sempre terem sido um exemplo de força e humildade na vida. Ao meu pai Pedro, pelo exemplo de dedicação e comprometimento com o trabalho, à minha mãe Vera por me ensinar a amar e respeitar as pessoas, e à minha irmã Karina por ter me ensinado a ter coragem de enfrentar o desconhecido.

Ao Prof. Maurício L. Sens meus sinceros agradecimentos pela orientação na composição e execução desse projeto de pesquisa, acompanhando-me sempre de cheio de ideias e de muito bom humor.

Aos meus amigos Juliana e Bruno pela amizade e imenso apoio durante todo tempo, até mesmo antes do mestrado. Aos meus demais amigos do LAPOA: Renata, Marina, Márcio, Victor, Alcione, Thyara, Tiago e Laura, por todo esse tempo de convivência e boas conversas.

Ainda, à imensa ajuda dos bolsistas e estagiários de graduação que estiveram no LAPOA durante esses dois anos. Ao Tiago e à Agnes pelo empenho e ajuda durante a compra de materiais e construção dos pilotos. Ao Aloísio, Bruna, Filipe e Luísa, no monitoramento dos pilotos e apoio no laboratório.

Aos meus colegas do mestrado e professores do PPGEA pelos momentos enriquecedores dentro e fora da sala de aula.

Ao pessoal do LIMA, Dna. Eliane, Victor, Murilo e aos técnicos administrativos do ENS. por sua prestatividade.

À CASAN e operadores da ETA da Lagoa do Peri, pelo espaço onde foi construído o piloto.

Por fim agradeço àqueles que durante todo esse tempo foram minha segunda família, meus irmãos escoteiros do GE Desterro 52º SC, e principalmente aos meus queridos amigos: Nai, Mari, Alisson, Rafa, Gabi, Isa e Vanessa. Vocês iluminaram todos os caminhos e por isso serei eternamente e imensamente grato.



*“Então, se esta for minha última carta, por favor, acredite que está tudo bem comigo, e mesmo quando não estiver, ficará bem logo depois.*

*E eu acredito que seja assim com você também.*

*Com amor,  
Charlie”*

*(Stephen Chbosky, 1999)*



## Resumo

Esta dissertação aborda o tratamento de água por meio de filtração lenta ascendente com a retrolavagem e descarga de fundo com entrada de água na interface entre o meio filtrante e a camada suporte como alternativa à limpeza dos filtros. Em outras pesquisas a retrolavagem foi utilizada com sucesso como forma alternativa de limpeza em filtros lentos descendentes e com área superficial reduzida. Tais filtros são considerados uma excelente alternativa ao fornecimento de água potável em comunidades rurais e/ou isoladas. Os objetivos específicos propostos nessa dissertação foram: Avaliar a limpeza por retrolavagem associada às descargas de fundo, a qualidade da água produzida e a eficiência da camada suporte como pré-tratamento. Para a pesquisa foi construído e operado um sistema piloto com dois filtros lentos ascendentes iguais, com a possibilidade do uso dos três sistemas de limpeza citados. A água que abasteceu o sistema era proveniente de um manancial com densidade em torno de  $10^6$  cél./mL da cianobactéria *Cylindrospermopsis raciborskii* que normalmente prejudica a filtração em termos de duração das carreiras. Foi monitorada a qualidade da água bruta e filtrada, assim como as perdas de carga no meio filtrante e camada suporte dos filtros. Paralelamente foi construído um sistema piloto com três colunas de pré-filtração ascendente, preenchidas com o mesmo material da camada suporte dos filtros e que filtravam a mesma água na mesma taxa de filtração ( $4 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$ ). Em termos de qualidade de água os filtros foram eficientes na remoção de turbidez com médias inferiores a  $1,0 \text{ uT}$ . Houve também remoção em torno de  $2,0 \text{ Log}$  de células de *Cylindrospermopsis raciborskii* e carreiras de mais de 70 dias. Contudo, densidades em torno de  $10^4$  cél./mL foram encontradas no efluente, o que relacionado aos resultados de COD e absorvância a  $254 \text{ nm}$  fazem crer que o efluente dos filtros pode apresentar riscos na formação subprodutos da cloração. Nesses processos de remoção constatou-se que a camada suporte foi influente. Por fim, a associação entre descarga com entrada de água na interface e a retrolavagem demonstrou-se como a melhor alternativa para a limpeza dos filtros lentos ascendentes usados nesse estudo.

**Palavras chave:** Tratamento de Água Para Abastecimento; Filtração Lenta; Filtração lenta ascendente; retrolavagem.



## Abstract

This work aimed to study alternative filter cleaning to upflow slow sand filters (backwash, bottom discharge and bottom discharge with water entering in the interface between support and filter media). Slow sand filters are considered an excellent alternative for the supply of drinking water in rural areas and/or isolated communities. In some research backwash was successful used as an alternative to the cleaning of slow sand filters with reduced surface area. Such filters have an easier application in small communities or as a home-scale system. The specific objectives proposed were: Assess the backwash associated with bottom discharge for the filter cleaning; evaluate the quality of produced water. It was built two pilot scale upflow slow sand filters that could be cleaned with each cleaning system separately or associated. The water used on the system was from the lake named "Lagoa do Peri" in Florianópolis, Brazil. This water is known for its cyanobacteria high density ( $10^6$  cells/mL of *Cylindrospermopsis raciborskii*). The headloss on the filter bed and support bed were monitored, as well as the water quality of the rough and filtered water. It was also built three columns of rough filtration systems. These columns were filled with similar gravel that was used on the filter, each one representing each layer of supporting bed. They also operate in the same flow rate as the filters ( $4 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{day}$ ). The upflow slow sand filters were efficient removing turbidity, with average results were below 1.0 NTU, maximum value permitted by the Brazilian law. Water with a  $0,9 \times 10^5$  cells/mL density was used with an average of 2.0 log of cells removed. It is supposed that the support bed had an influence on that removal. Nevertheless densities of  $10^4$  cells/mL have still being found and though and that may still be a problem to the water treatment. The major advantage of the upflow slow sand filter was the high removal of *Cylindrospermopsis raciborskii* without filter's running time injuring with filters operating longer than 70 days without the use of rough filters. Although another process of treatment must be used as complement for a higher water quality results.

**Keywords:** Water Treatment; Slow Sand Filtration; Upflow Filtration; Backwashing Systems





## Índice de Figuras

Figura 1 - Filtro lento descendente de taxa constante.....	30
Figura 2 – Filtro lento de fluxo ascendente.....	34
Figura 3 – Separação de sólidos em pré-filtros.....	41
Figura 4 – Modelos de pré-filtros.....	42
Figura 5 - Uso e Layout de pré-filtros.....	43
Figura 6 – Eficiência na remoção de turbidez em pré-filtros.....	44
Figura 7 - Concentração de sólidos na água de drenagem em pré-filtros.....	46
Figura 8 – Esquema de remoção gradual de material em suspensão em meios granulares.....	47
Figura 9 – Sistema piloto de FLA.....	52
Figura 10 – Foto do sistema piloto de FLA com retrolavagem.....	53
Figura 11 – Esquema do sistema utilizado para o ensaio de expansão.....	55
Figura 12 – Perdas de carga no meio filtrante expandido em função da velocidade de aproximação.....	56
Figura 13 - Expansão do meio filtrante em função da velocidade de aproximação.....	56
Figura 14 – Esquema do piloto de colunas para o estudo de pré-filtração ou camada suporte.....	61
Figura 15 – Colunas de pré-filtração.....	62
Figura 16 – Legenda para interpretação dos <i>boxplots</i> .....	64
Figura 17 – Boxplot dos dados de turbidez ao longo das colunas.....	70
Figura 18 – Boxplot dos dados de cor aparente ao longo das colunas.....	72
Figura 19 - Sólidos retidos nas colunas de pré-filtração, CP1(1), CP2(2) e CP3(3).....	72
Figura 20 – Boxplot dos dados de cor verdadeira das colunas de filtração.....	73
Figura 21 – Boxplot dos dados de Contagem de <i>Cylindrospermopsis raciborskii</i> .....	74
Figura 22 – Remoção de Coliformes Totais nas colunas de pré- filtração.....	76
Figura 23 – Boxplot de remoção de Coliformes Totais.....	76
Figura 24 – Boxplot dos dados de OD ao longo das colunas.....	77
Figura 25 – Boxplot dos dados de COT das colunas.....	78
Figura 26 – Boxplot dos dados de COD das colunas.....	79

Figura 27 – Boxplot dos dados de Absorbância das colunas.....	79
Figura 28 – Boxplot dos dados de SUVA das colunas. ....	80
Figura 29 – Perdas de carga e remoção no FLA1.....	81
Figura 30 - Perdas de carga e remoção no FLA2. ....	82
Figura 31 – Boxplot dos dados de Turbidez da AB e FLA. ....	91
Figura 32 – Boxplot dos dados de Cor Aparente da AB e FLA.....	91
Figura 33 – Boxplot dos dados de Cor Verdadeira da AB e FLA.....	92
Figura 34 – Boxplot dos dados de Cor da AB e FLA.....	92
Figura 35 – Boxplot dos dados de Coliformes Totais da AB e FLA.....	94
Figura 36 – Boxplot de Remoção de Coliformes Totais na FLA.....	94
Figura 37 – Boxplot dos dados de células de <i>Cylindrospermopsis Raciborskii</i> na AB e FLA. ....	96
Figura 38 – Boxplot da Remoção de células de <i>Cylindrospermopsis Rarciboskii</i> na FLA.....	96
Figura 39 - Imagem das cianobactérias <i>Cylindrospermopsis raciborskii</i> na água da Lagoa do Peri.....	97
Figura 40 – Boxplot de COT e COD da AB e FLA.....	98
Figura 41 – Boxplot de Absorbância a 254 nm da AB e FLA.....	99
Figura 42 – Boxplot de SUVA da AB e FLA. ....	99
Figura 43 – Boxplot dos dados de Oxigênio Dissolvido da AB e FLA.....	102
Figura 44 – Boxplot do consumo de OD da AB e FLA. ....	102
Figura 45 – Boxplot dos dados de pH da AB e FLA. ....	103
Figura 46 – Boxplot dos dados de Condutividade da AB e FLA.....	103

## **Lista de Tabelas**

Tabela 1 - Características de filtros lentos convencionais. ....	31
Tabela 2 - Características de filtros lentos ascendentes. ....	33
Tabela 3 – Parâmetros de projeto para pré-filtros.....	46
Tabela 4 – Características gerais dos FLA. ....	51
Tabela 5 – Pontos de coleta e profundidade de filtração segundo o fluxo de filtração. ....	62
Tabela 6 – Equipamentos e metodologias empregados. ....	65
Tabela 7 – Qualidade da água bruta e filtrada nas CP. ....	68
Tabela 8 – Procedimentos de limpeza do FLA1. ....	83
Tabela 9 – Procedimentos de limpeza do FLA2. ....	87
Tabela 10 – Qualidade da água bruta e filtrada nos FLA.....	90



## Lista de Abreviaturas e Siglas

- UNICEF** – Fundo das Nações Unidas para a Infância (United Nations Children's Fund)
- SNSA** – Secretaria Nacional do Saneamento Ambiental
- OMS (WHO)** – Organização Mundial da Saúde (World Health Organisation)
- FUNASA** – Fundação Nacional de Saúde
- LAPOA** – Laboratório de Potabilização das Águas
- UFSC** – Universidade Federal de Santa Catarina
- ETA** – Estação de Tratamento de Água
- FL** – Filtro Lento
- FLA** – Filtro Lento Ascendente
- DF** – Descarga de fundo
- RL** – Retrolavagem
- DI** – descarga de fundo com entrada de água na interface entre areia e camada suporte
- CASAN** – Companhia Catarinense de Águas e Saneamento
- LP** – Lagoa do Peri
- AB** – Água Bruta
- $v_a$  – Velocidade de Aproximação
- $\phi$  – Diâmetro de tubulação
- L** – Profundidade
- d** – granulometria
- $d_{10}$  – diâmetro efetivo
- $c_u$  – coeficiente de uniformidade
- $v_{mf}$  – velocidade mínima de fluidificação
- $h_f$  – perda de carga no meio fluidificado
- LALP** – Laboratório de Apoio da Lagoa do Peri
- E%** - Expansão do meio filtrante
- CP** – Coluna de Pré-filtração
- CS** – Camada suporte
- $\Delta h_{cs}$  – Perda de carga na camada suporte
- $\Delta h_m$  – Perda de carga no meio filtrante
- $\Delta h_t$  – Perda de carga total
- N.D.** – Parâmetro não detectado pelo método analítico utilizado
- V.M.** – Valor médio
- M.** - Mediana
- $\Delta h_{ics}$  – Perda de carga inicial na camada suporte
- $\Delta h_{iT}$  – Perda de carga total inicial



## Sumário

<b>1</b>	<b>Introdução.....</b>	<b>23</b>
1.1	OBJETIVOS.....	25
1.1.1	<i>Objetivo Geral .....</i>	<i>25</i>
1.1.2	<i>Objetivos específicos.....</i>	<i>25</i>
<b>2</b>	<b>Revisão Bibliográfica .....</b>	<b>27</b>
2.1	FILTRAÇÃO LENTA.....	27
2.1.1	<i>Mecanismos de filtração .....</i>	<i>28</i>
2.1.2	<i>Aplicações da filtração lenta.....</i>	<i>29</i>
2.1.3	<i>Filtração Lenta Ascendente.....</i>	<i>31</i>
2.1.4	<i>Limpeza de filtros lentos.....</i>	<i>35</i>
2.1.5	<i>Fatores influentes no desempenho da filtração lenta .....</i>	<i>38</i>
2.2	SISTEMAS DE PRÉ-FILTRAÇÃO .....	40
2.2.1	<i>Aplicações e técnicas.....</i>	<i>41</i>
2.2.2	<i>Projeto e operação de pré-filtros ascendentes.....</i>	<i>45</i>
2.2.3	<i>Filtração em múltiplas etapas .....</i>	<i>46</i>
<b>3</b>	<b>Materiais e Métodos.....</b>	<b>49</b>
3.1	ÁGUA DE ESTUDO.....	49
3.2	O SISTEMA PILOTO DE FILTRAÇÃO LENTA ASCENDENTE.....	50
3.2.1	<i>Dimensionamento e Construção .....</i>	<i>50</i>
3.2.2	<i>Caracterização do Meio Filtrante.....</i>	<i>54</i>
3.2.3	<i>Operação e Limpeza dos Filtros.....</i>	<i>57</i>
3.3	O SISTEMA PILOTO DE PRÉ-FILTROS ASCENDENTES EM COLUNAS .....	59
3.4	MONITORAMENTO DOS SISTEMAS.....	63
<b>4</b>	<b>Resultados e discussão .....</b>	<b>67</b>
4.1	COLUNAS DE PRÉ-FILTRAÇÃO (OU CAMADA SUPORTE).....	67
4.1.1	<i>Qualidade da água filtrada pelas colunas .....</i>	<i>67</i>
4.2	OPERAÇÃO E LIMPEZA DOS FILTROS LENTOS ASCENDENTES	80
4.2.1	<i>Operação do FLA1 .....</i>	<i>83</i>
4.2.2	<i>Operação do FLA2 .....</i>	<i>86</i>
4.3	QUALIDADE DA ÁGUA FILTRADA PELOS FLA.....	89
4.3.1	<i>Remoção de Cor e Turbidez.....</i>	<i>89</i>
4.3.2	<i>Remoção de Coliformes.....</i>	<i>93</i>

4.3.3	Remoção de <i>Cylindrospermopsis raciborskii</i> .....	95
4.3.4	Remoção de COT e COD e a relação com	
Absorbância a 254 nm .....		98
4.3.5	Oxigênio dissolvido, pH e Condutividade.....	101
<b>5</b>	<b>Conclusões .....</b>	<b>105</b>
<b>6</b>	<b>Referências.....</b>	<b>109</b>



## 1 Introdução

A água e o acesso a fontes de água potável é um tema muito discutido na atualidade. Seu consumo está relacionado ao uso nas indústrias, na produção de alimentos e no uso doméstico para a higiene e, principalmente, ingestão e preparação de alimentos.

Segundo relatório divulgado pela Organização Mundial da Saúde (OMS) e o UNICEF, 748 milhões de pessoas não tinham acesso a uma fonte de água tratada em 2012 (WHO; UNICEF, 2014). No Brasil, 17,5% da população não é atendida por redes ligadas a sistemas de abastecimento, sendo fontes alternativas (poços, nascentes, cisternas, carro pipa etc.) a solução para seu abastecimento (BRASIL; MINISTÉRIO DAS CIDADES; SECRETARIA NACIONAL DE SANEAMENTO AMBIENTAL - SNSA, 2014).

A escassez de água não está relacionada apenas à inexistência desse recurso, mas à falta de acessibilidade, seja por sua má qualidade ou pela distância em que se encontra dos consumidores.

A OMS e a UNICEF estimam que 1,8 bilhão de pessoas tem, como sua principal fonte, água contaminada com material fecal (WHO; UNICEF, 2014). O acesso à água potável é essencial, pois água sem tratamento pode servir como vetor de doenças que ocasionam, por exemplo, a diarreia.

Várias são as tecnologias que podem ser empregadas para o tratamento de água, algumas muito simples e outras mais complexas e modernas, dependendo da qualidade da água a ser tratada e a qualidade final desejada. Entretanto, a população nem sempre tem acesso à água tratada pelos sistemas de abastecimento, sendo a população rural a mais afetada no Brasil, onde apenas 33,2% dos domicílios estão ligados à rede de abastecimento (FUNASA, 2012).

Há mais de dez anos, o Laboratório de Potabilização das Águas (LAPOA) da Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC) estuda sistemas descentralizados de tratamento de água. Esses sistemas podem ser de pequeno porte para atendimento de pequenas comunidades ou sistemas familiares, sem ligação a redes de abastecimento.

Uma tecnologia que pode ser empregada em sistemas descentralizados é a filtração lenta, tecnologia antiga e simples de

tratamento de água. Filtros lentos geralmente são drenados e limpos por raspagem da superfície do meio filtrante. Contudo, o procedimento pode ser considerado oneroso por aqueles que operam filtros de pequeno porte, ocasionando numa manutenção de maneira incorreta.

Por isso os filtros lentos tiveram seu sistema de limpeza aprimorado em estudos do LAPOA, substituindo-se a raspagem pela retrolavagem, comum em filtros rápidos. Filtros lentos têm áreas de maior proporção em relação aos filtros rápidos, além de meios filtrantes que podem chegar a mais de 1 m de profundidade. Isso tornaria a retrolavagem inviável em termos operacionais e econômicos. A perturbação da ação biológica na filtração lenta também é um fator a ser considerado.

Assim, na concepção clássica dos filtros lentos, a retrolavagem não seria simples de ser aplicada. Por isso, ao longo dos estudos do LAPOA, parâmetros de operação e construção foram aperfeiçoados para uma melhor aplicação da retrolavagem em filtros de escala familiar ou comunitária, simplificando a operação.

Os estudos realizados demonstraram que a retrolavagem como uma tecnologia promissora, sendo eficiente na limpeza dos filtros, sem alterar significativamente a qualidade da água, proporcionando carreiras de filtração maiores do que as de filtros convencionais.

Nesse trabalho pretende-se avaliar o potencial dos filtros lentos retrolaváveis utilizando-se o fluxo de filtração ascendente. Filtros lentos de fluxo ascendente demonstram bons resultados em termos de qualidade de água filtrada, porém não são muito estudados.

Pouco se encontra sobre construção, operação e manutenção desses filtros. Em relação à limpeza, o que se reporta é o uso da descarga de fundo, porém pouco se discute sobre esse procedimento em estudos científicos. Isso justifica a realização de estudos de sua aplicação em filtros lentos ascendentes, limpeza que pode ser auxiliada pela retrolavagem, assim como a aplicação da entrada de água na interface entre a camada suporte e o meio filtrante durante a descarga de fundo.

Acredita-se que a retrolavagem pode auxiliar na limpeza de impurezas que não são removidas na descarga de fundo expandindo o meio e eliminando impurezas. A entrada de água na interface seria uma maneira de limpeza da camada suporte apenas, sem

interferência no meio filtrante.

Assim, pretende-se aperfeiçoar a operação da filtração lenta ascendente por meio do aprimoramento da limpeza. Além disso, propõe-se o estudo da camada suporte que é apontada em outro estudo como um pré-tratamento, melhorando a filtração. Pretende-se ainda esclarecer pontos que não foram abordados em pesquisas anteriores utilizando-se dos princípios da **filtração lenta, pré-filtração e filtração em múltiplas etapas**.

## 1.1 Objetivos

### 1.1.1 Objetivo Geral

No contexto apresentado anteriormente propôs-se essa pesquisa com o objetivo de avaliar a aplicação da retrolavagem associada à descarga de fundo em filtros lentos de fluxo ascendente para tratamento de água para consumo humano.

### 1.1.2 Objetivos específicos

- Avaliar a qualidade da água produzida no sistema piloto de filtração lenta ascendente;
- Avaliar a limpeza por retrolavagem associada à descarga de fundo e descarga com entrada de água na interface;
- Avaliar a eficiência da camada suporte como pré-tratamento à filtração lenta ascendente.



## 2 Revisão Bibliográfica

### 2.1 Filtração Lenta

A filtração lenta é uma tecnologia para a potabilização de água utilizada há séculos e ainda considerada eficiente. Em sistemas desse tipo a água é introduzida no filtro com baixas taxas de filtração (entre 3 e 12 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.d), o que permite a remoção de patógenos principalmente por meio da atividade biológica.

Esses sistemas também são reconhecidos por sua simplicidade na construção e operação. Recursos locais podem ser utilizados em sua construção e não há a necessidade de tratamento químico prévio ao filtro (GIMBEL; GRAHAN; COLLINS, 2006; SÁ, 2006; LANGENBACH et al., 2010).

Estima-se que a filtração lenta é uma das técnicas mais antigas para o tratamento de água em sistemas públicos. Porém, perdeu espaço devido ao aparecimento de tecnologias avançadas, com a necessidade de menores áreas para implantação e aplicáveis a água de qualidade mais comprometida. Embora seja uma tecnologia amplamente utilizada e vários estudos na área tenham sido desenvolvidos, ainda pouco se sabe sobre alguns de seus mecanismos (NAKAMOTO et al., 2014).

No Brasil atualmente é utilizada principalmente para a potabilização de água onde a instalação e operação de Estações de Tratamento de Água (ETA) convencionais com coagulação, floculação e decantação é algo inviável devido à ausência de mão de obra especializada ou de recursos econômicos compatíveis.

Nessas áreas filtros lentos (FL) tornam-se interessante por serem de fácil operação, não necessitando de mão de obra especializada, pois carecem apenas de cloração final para desinfecção da água (LOGSDON; KOHNE; ABEL, 2002; BRASIL, 2011).

Pesquisas apontam que, apenas com a utilização de tratamentos de água a nível familiar, comunidades que não possuem acesso ao sistema público de abastecimento podem reduzir significativamente o risco da incidência de doenças diarreicas (FEWTRELL et al., 2005; CLASEN et al., 2006).

Estima-se que anualmente em todo o mundo

aproximadamente 1,8 milhão de pessoas têm sua morte relacionada à diarreia, sendo crianças as mais vulneráveis (WHO, 2011). Justifica-se então a aplicação dos filtros lentos, por se tratar de uma técnica que melhora significativamente a qualidade da água em termos bacteriológicos, relacionando-se então com a mitigação de ocorrência das doenças infecciosas (STAUBER et al., 2012).

### 2.1.1 Mecanismos de filtração

Devido às baixas taxas de filtração, essa técnica atua principalmente com três mecanismos: mecanismos de transporte, aderência e, principalmente, a atividade biológica (HUISMAN; WOOD, 1974).

Dentre os mecanismos de transporte destacam-se a ação física de coar e a sedimentação, que removem as partículas em suspensão que não conseguem passar pelos poros devido ao seu tamanho e densidade relativa, respectivamente. Esta ação ocorre principalmente na superfície dos filtros onde essas partículas ficam retidas e fazem parte do chamado *schmutzdecke*.

O *schmutzdecke*, também conhecido como camada biológica superficial, é uma camada composta por algas, bactérias e outros organismos presentes na água bruta que se depositam principalmente na camada superficial do meio filtrante. Ainda, está relacionado com a redução de matéria orgânica e patógenos na água tratada (HUISMAN; WOOD, 1974; MCNAIR et al., 1987; LUIS et al., 1999; MELO, 2006).

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

Desse modo partículas orgânicas são arrastadas e depositam-se na superfície dos grãos da parte mais superior na camada filtrante. Isso propicia a sobrevivência de microrganismos que formam um material viscoso conhecido como zoogleia, composta pelos próprios organismos, suas excretas e células mortas.

Por fim a atividade biológica é o mecanismo mais importante de purificação durante a filtração lenta. Como citado anteriormente os microrganismos estão presentes no meio filtrante, aderidos à superfície dos grãos ou no *schmutzdecke*, onde podem existir organismos predadores que se alimentam de bactérias, já no meio filtrante a oxidação bioquímica diminui a concentração de matéria orgânica.

### 2.1.2 Aplicações da filtração lenta

O principal uso da filtração lenta está associado à remoção de matéria em suspensão e organismos patogênicos, aplicando-se apropriadamente a mananciais de água com baixa turbidez, apesar de águas com altos valores de turbidez serem suportadas em curtos períodos de tempo. Aplica-se ainda à remoção de sólidos precipitados, provenientes de metais oxidados após a captação em águas subterrâneas.

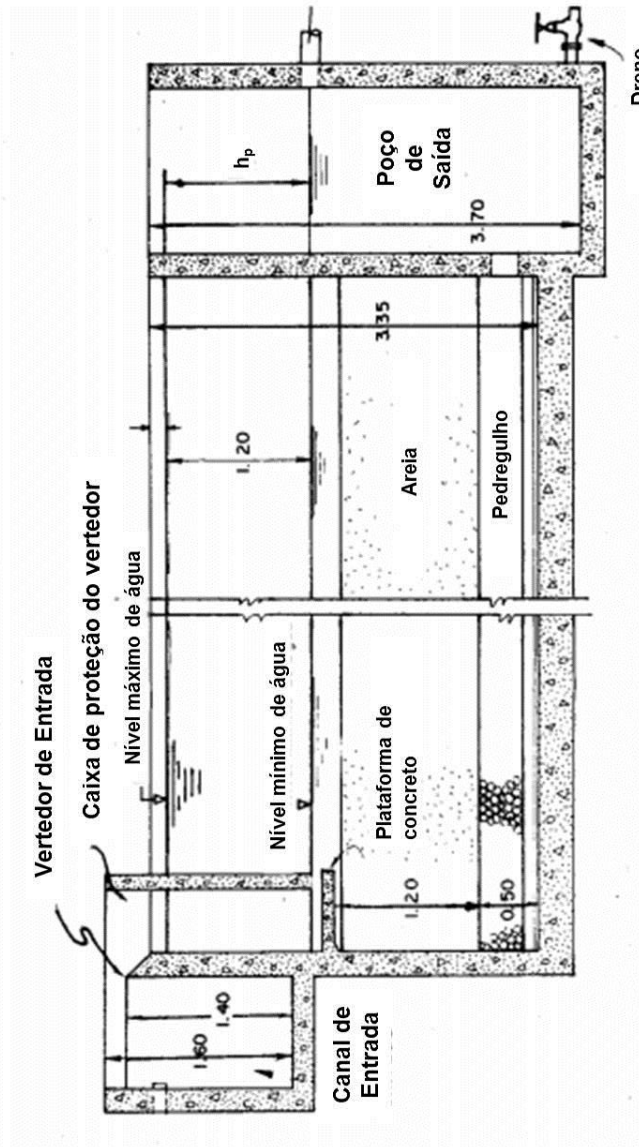
Uma das limitações desse processo é a demanda de maiores áreas em relação aos filtros rápidos para a produção da mesma quantidade de água tratada (fator que pode ser limitante quando a área é restrita). Outras limitações seriam: mão de obra para a limpeza e alteração da água tratada com grandes variações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

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

Na filtração lenta o filtro mais usual é o filtro lento descendente (convencional). Em sistemas desse tipo, o filtro é alimentado com água pela parte superior do meio filtrante, numa taxa de filtração reduzida e drenada pela parte inferior de onde é encaminhada para a desinfecção. Um esquema de filtro lento descendente pode ser observado na Figura 1.

São resumidas na Tabela 1 as principais características de filtros lentos descendentes, que podem variar segundo diferentes autores.

Figura 1 - Filtro lento descendente de taxa constante.



Fonte: VALENCIA (1981), traduzida.



Tabela 1 - Características de filtros lentos convencionais.

	<b>VALENCIA (1981)</b>	<b>HUISMAN; WOOD(1974)</b>	<b>CRITTENDEN et al. (2012)</b>
<b>Profundidade do Meio Filtrante (m)</b>	0,90 - 1,20	0,7 - 1,4	0,9 - 1,5
<b>Camada Suporte (m)</b>	0,40 - 0,45	0,30	-
<b>Altura da água na superfície (m)</b>	1,0 - 1,5	1,0 - 1,5 (2,0 excepcionalme nte)	0,9 - 1,8
<b>Taxa de filtração (m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.d)</b>	2 - 14	2,5 - 8,6	1,9 - 6,0
<b>Diâmetro Efetivo - d<sub>10</sub> (mm)</b>	0,30 - 0,35	0,15 - 0,35	0,15 - 0,30
<b>Coefficiente de Uniformidade - c<sub>u</sub></b>	1,5 - 3,0	< 3,0 < 2,0 pref. < 1,5 custos mais elevados	< 2,5

### 2.1.3 Filtração Lenta Ascendente

A filtração lenta ascendente segue os mesmos princípios da filtração lenta descendente. A água passa pelo meio filtrante em baixa taxa e sai purificada pela ação de mecanismos físicos e biológicos de filtração.

No entanto, pelo sentido do fluxo, não há formação de *schmutzdecke* na superfície do meio filtrante, diminuindo a ação das ações biológicas, sendo os mecanismos de adsorção e transporte os mais influentes (COSTA, 1980).

Nesses sistemas acredita-se que a camada suporte tenha um papel importante na filtração, reduzindo significativamente a turbidez (MURTHA, 1998).

Um histórico sobre a filtração ascendente foi descrito por HAMANN e MCKINNEY (1967) e é um dos poucos registros que se tem a respeito da filtração lenta ascendente. Os autores levantaram

que a filtração ascendente em areia foi documentada primeiramente em 1685 quando Porzio, um físico italiano publicou uma descrição de um esquema de múltiplos filtros. Ainda segundo esses autores, o sistema também foi descrito posteriormente pelo francês Amy (1754) e pelo general do exército austríaco von Wurthwehr em 1790.

A primeira patente de que se tem registro data de 1791, quando um filtro lento ascendente (FLA) foi registrado pelo arquiteto britânico Peacock. O filtro de Peacock tinha meio filtrante de areia, pedregulho, vidro quebrado ou outro material disponível, distribuído de acordo com o diâmetro efetivo (maior para menor), sendo um dos primeiros a considerar as vantagens de se filtrar distribuindo os diâmetros dessa maneira. Os únicos filtros Peacock conhecidos eram operados em navios da marinha britânica. Nos 100 anos seguintes, inúmeras patentes surgiram (HAMANN; MCKINNEY, 1967).

Em 1827 tem-se a primeira instalação municipal de filtros lentos ascendentes na Escócia, chamados filtros Greenock, podiam ser operados também como descendentes, sendo limpos pela reversão do fluxo.

Segundo VALENCIA (1981), cerca de 20 FLA eram operados na Escócia no início dos anos oitenta, alguns deles por mais de 20 anos. Sua ideia teria sido proveniente da implantação de pré-tratamento que deixou de ser separado e passou a ser feito pelo próprio filtro, tema que será discutido na seção 2.2, p.40.

Nos Estados Unidos, em sua primeira tentativa de tratamento de água para abastecimento público, a filtração lenta ascendente foi utilizada também sem muito sucesso devido à falha do sistema de limpeza, a reversão do fluxo (DI BERNARDO; DANTAS, 2005).

A filtração ascendente foi então retomada a partir do século XX, na Europa, com o desenvolvimento dos “clarificadores de contato”, onde o coagulante é adicionado diretamente na água bruta e em seguida passa por filtro de areia de fluxo ascendente em taxas elevadas. Vantagens dessa tecnologia seriam a eliminação de unidades de floculação e decantação, reduzindo área de ETAs, e a eficiência, melhorada por causa da filtração em profundidade no sentido à diminuição da granulometria dos grãos (DI BERNARDO; DANTAS, 2005). Hoje esse tipo de filtração é mais conhecido como filtração direta ascendente.

### 2.1.3.1 Aplicações

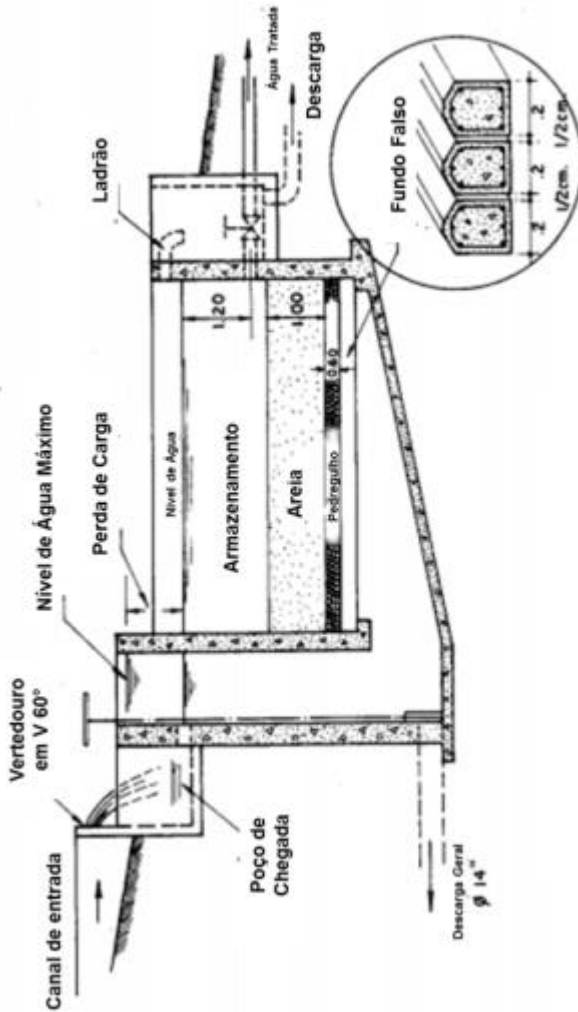
Pouco se encontra na literatura sobre a filtração lenta com fluxo ascendente e sua aplicação, contudo a operação com limpeza por descarga de fundo é simples e os filtros podem apresentar carreiras maiores por causa do sentido de escoamento (ROCHA et al., 2000).

Segundo COSTA (1980) os mecanismos predominantes na filtração lenta ascendente são os de adesão e transporte, conclusões tiradas a partir da comparação de dois filtros lentos, um ascendente e outro descendente.

**Tabela 2 - Características de filtros lentos ascendentes.**

	<b>VALENCIA (1981)</b>	<b>COSTA (1980)</b>	<b>Heller e Brito, (2006); Murtha, (1998)</b>
<b>Profundidade do Meio Filtrante (m)</b>	0,90 - 1,20	0,80	0,75
<b>Camada Suporte (m)</b>	0,40 - 0,45	0,20 (c/ blocos Leopold)	0,40
<b>Água na superfície (m)</b>	1,0 - 1,5	0,62	1,45
<b>Taxa de filtração (m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.d)</b>	2 - 14	4 - 10	3 e 6
<b>Diâmetro Efetivo - d<sub>10</sub> (mm)</b>	0,30 - 0,35	0,26	0,25
<b>Coefficiente de Uniformidade - C<sub>u</sub></b>	1,5 - 3,0	2,0	2,40

Figura 2 - Filtro lento de fluxo ascendente.



(VALENCIA, 1981. Adaptado.)

Em seu trabalho MURTHA (1998) estudou vários parâmetros nesse tipo de filtração, chegando a bons resultados em termos de remoção de turbidez e cor (verdadeira e aparente) quando comparados à filtração descendente. Os filtros foram eficientes na amortização de picos de turbidez apresentando, ainda, longas carreiras e sem transpasses. Os bons resultados não se repetiram quando se tratou da remoção de coliformes, sendo os filtros descendentes os mais eficientes, uma evidência da importância da *schmutzdecke*.

Ainda no mesmo trabalho o autor conclui que a atividade biológica acontece principalmente nos primeiros 30 cm do leito filtrante, tendo a camada suporte um papel também importante na remoção, sendo necessários ainda mais estudos na sua aplicabilidade para credenciamento como alternativa ao tratamento de água para abastecimento.

Na Tabela 2 são apresentados parâmetros construtivos utilizados em filtros de filtração lenta ascendente (Figura 2) sendo os dois últimos, Costa (1980) e Murtha (1998), os de pilotos utilizados em pesquisas.

## 2.1.4 Limpeza de filtros lentos

Existem diferentes técnicas para a limpeza de filtros lentos, dentre elas a raspagem é a mais utilizada na filtração lenta descendente. Estudos recentes, realizados na UFSC, apresentaram a retrolavagem como uma maneira eficiente para a limpeza desses filtros, no entanto ainda restam questões a serem respondidas sobre essa técnica que se apresenta promissora por sua facilidade em relação à raspagem.

### 2.1.4.1 Raspagem

A raspagem dos primeiros centímetros de meio filtrante é aplicada na filtração lenta descendente. Para que seja feita, primeiramente o filtro é drenado até que a superfície do meio filtrante esteja aparente para ser raspada. Esse processo de drenagem pode ser demorado, portanto é aconselhável que haja outros filtros para suportar a demanda de água, por exemplo, funcionando com maior taxa de filtração.

Após a secagem o *schmutzdecke* é retirado juntamente com a

areia na superfície. Esse processo pode ser feito manualmente por operários ou mecanicamente.

O tipo de organismos presentes no *schmutzdecke* pode tornar a limpeza mais fácil ou mais difícil de ser efetuada. É importante que não seja muito demorado para que não haja distúrbios na biota presente na areia remanescente. Desde que o filtro não tenha sido inteiramente drenado, rapidamente os microrganismos se reestabelecem (HUISMAN; WOOD, 1974).

A areia retirada é limpa e reposta no filtro. Costuma-se raspar o filtro até que seja atingido o nível mínimo de areia dos filtros para assim ser reposta. Uma técnica também adotada é a de se retirar uma quantidade maior de areia e limpar uma parte, recolocar no filtro a parte de areia limpa e sobre essa o restante da areia que não foi limpa, diminuindo-se o tempo de amadurecimento do filtro (HUISMAN; WOOD, 1974).

#### 2.1.4.2 Retrolavagem

Os filtros lentos retrolaváveis foram propostos por Sens em 1992 em um curso ministrado na Universidade Federal de Santa Catarina (EMMENDOERFER, 2006) e vem sendo desenvolvido e aprimorado por estudos do Laboratório de Potabilização das Águas no departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental desta mesma universidade.

A retrolavagem com água é o processo utilizado para a limpeza de filtros rápidos em estações de tratamento de água, contudo nos estudos desenvolvidos no LAPOA indicam que a retrolavagem é alternativa eficiente para a limpeza de filtros lentos, normalmente limpos por raspagem manual (EMMENDOERFER, 2006; MICHELAN, 2010; PIZZOLATTI, 2010; SOARES et al., 2010; POERSCH, 2012; ISHII, 2013; SOUZA, 2013).

Nos filtros lentos retrolaváveis a limpeza, ao invés de ser por raspagem como nos sistemas convencionais, é feita pela inversão do fluxo da água filtrada, que retorna do reservatório elevado com carga hidráulica suficiente para expandir e limpar o meio filtrante. Existem ainda estudos de sistemas de limpeza com a água bruta (PIZZOLATTI, 2010; ISHII, 2013).

Para haver a limpeza do filtro o meio filtrante deve estar parcialmente ou totalmente fluidificado e para isso necessita de uma velocidade mínima de fluidificação.

Num meio estático saturado as pressões entre os grãos são devidas à resultante das forças peso e empuxo. Essa resultante é reduzida durante a retrolavagem devido às forças de arraste que agem sobre os grãos. Em determinado ponto, ao atingir-se uma velocidade, essas pressões entre os grãos tornam-se zero, ponto a partir de onde a fluidificação é iminente. Qualquer velocidade acima dessa vai fluidificar o meio filtrante e a perda de carga torna-se constante (HENDRICKS, 2011).

Uma lacuna ainda presente nesses estudos, apesar dos bons resultados na filtração é a situação da remoção de biofilme questionada pelo uso da retrolavagem. Estudos sobre biofiltração, que pode utilizar maiores taxas de aplicação, afirmam que o biofilme adere-se muito mais firmemente ao meio filtrante do que a matéria em suspensão, não sendo removido na retrolavagem (CRITTENDEN et al., 2012).

Indica-se que quando se tem maiores taxas de filtração o biofilme torna-se mais coeso em sua superfície, no entanto não foram encontrados estudos sobre o assunto na filtração lenta. Acredita-se que pelas boas experiências anteriores com a retrolavagem essa taxa não tenha sido influente.

### *2.1.4.3 Descarga de Fundo*

A descarga de fundo é o método de limpeza descrito como o utilizado em filtros lentos ascendentes. Consiste na descarga pela parte inferior do filtro, ocasionando a passagem de água filtrada pelo meio filtrante em sentido contrário à filtração. A descarga é feita sem que o nível da água da parte superior atinja o meio, evitando-se a entrada de ar.

Durante a descarga de fundo, a mudança do sentido e o aumento da velocidade de escoamento faz com que as impurezas retidas no meio filtrante se desprendam pela perturbação ali provocada.

Esse mesmo sistema é utilizado em filtros rápidos ascendentes (DI BERNARDO; DANTAS, 2005), porém em relação aos filtros lentos, apesar de ser a única técnica apresentada para a sua limpeza, é pouco discutida nas bibliografias.

## 2.1.5 Fatores influentes no desempenho da filtração lenta

### 2.1.5.1 *Qualidade da água*

A qualidade da água a ser tratada é determinante na tecnologia que será empregada para seu tratamento. Diversos autores indicam as condições ideais para a aplicação da filtração lenta.

A turbidez é o parâmetro mais discutido como limitador da aplicação da filtração lenta. Diversos autores apresentam condições diferenciadas sendo o de 10 uT o mais comum (MURTHA, 1998).

A filtração lenta é conhecida por não ser eficiente na remoção de cor, principalmente a verdadeira eficientemente removida na filtração rápida após a coagulação.

Pela influência da atividade biológica no processo de filtração lenta a disponibilidade de nutrientes é um fator influente. Filtros enriquecidos com nutriente têm maior remoção de turbidez. Acredita-se que isso se deve ao desenvolvimento de microrganismos e produção de substâncias exopoliméricas (BELLAMY; HENDRICKS; LOGSDON, 1985).

Também desempenha papel importante a produção de algas, que também têm sua função nos filtros lentos, mas que em excesso podem acarretar problemas. A influência de tal parâmetro é mais discutida na seção 2.1.5.3, p.39.

### 2.1.5.2 *O meio filtrante*

O meio filtrante tem relação com os mecanismos de filtração, sendo os menores diâmetros efetivos os mais eficientes na remoção de turbidez, no entanto isso influenciará diretamente na perda de carga (SOUZA, 2013; PIZZOLATTI, 2014), devendo os dois parâmetros ser balanceados para uma melhor operação dos filtros. Em filtração lenta, por exemplo, os diâmetros efetivos usuais são menores que os utilizados na filtração rápida.

O diâmetro efetivo também pode influenciar na retrolavagem, sendo os menores de mais fácil expansão, sendo necessária menor velocidade de aproximação para sua fluidificação.

Em relação à forma dos grãos, meios de superfície desuniforme estão mais propensos à adesão de coloides e microrganismos, facilitando a filtração.

Outro fator influente é o coeficiente de uniformidade, sendo



os coeficientes maiores aqueles mais fáceis de serem adquiridos e os menores os que mais inibem a penetração de impurezas.

Para a filtração lenta recomenda-se coeficiente de uniformidade até 3, no entanto para retrolavagens de filtros rápidos Di Bernardo e Dantas (2005) recomendam até 1,5 pela possibilidade de estratificação do meio, o que não é interessante para filtros descendentes.

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

### 2.1.5.3 Presença de algas e microalgas

A presença de algas em sistemas de filtração lenta desempenha um papel importante na filtração, tanto positivo como negativo.

Em filtros onde há penetração de luz, a presença de algas pode ajudar na oxigenação do sistema, favorecendo atividades biológicas por microrganismos aeróbios. Algas filamentosas podem inclusive melhorar a coesão do *schmutzdecke*, facilitando o processo de raspagem (HUISMAN; WOOD, 1974).

Por outro lado, a presença de algas em grandes quantidades pode ser prejudicial ao sistema, havendo traspasse de células, diminuição da carreira de filtração e presença de cor e sabor na água filtrada.

É o caso dos estudos realizados com água bruta da Lagoa do Peri em Florianópolis (PIZZOLATTI, 2010; SOUZA, 2013) onde as carreiras de filtração foram curtas para filtração lenta (3 a 15 dias, dependendo do meio filtrante utilizado). Isso devido à alta densidade de *Cylindrospermopsis raciborskii*, cianobactéria filamentosa que pode inclusive produzir toxinas.

Quando se trata de sistemas com raspagem, carreiras curtas são um problema pelo processo ser trabalhoso. Nos estudos de Pizzolatti (2010;2014), Souza (2013) e Ishii (2013) os filtros limpos por raspagem foram comparados com sistemas similares com limpeza por retrolavagem, apresentando não apenas carreiras de filtração com tempos maiores, como qualidade de água de acordo

com a norma para o consumo em termos de turbidez.

Contudo, em relação à outro tipo de cianobactéria, a *Microcystis aeruginosa*, estudos de filtração lenta apontaram pouca relação da turbidez com o seu transpasse, sendo o diâmetro efetivo do meio filtrante influente nesse aspecto também (SÁ, 2006).

Em seu estudo PEREIRA et al. (2012) também estudou a remoção de cianobactérias pela filtração lenta e carreiras longas foram obtidas, porém a utilização de pré-filtros influenciou a remoção de impurezas, produziu carreiras de longa duração e amorteceu a variação da turbidez afluente. Sem a utilização de pré-filtro e com taxa de filtração similar aos estudos anteriores a perda de carga no meio filtrante atingiu 1 m em menos de 24 horas.

A associação da filtração lenta a uma pré-filtração em meio granular foi eficiente na redução da densidade de cianobactérias, apresentando remoção superior a 2 Log (PEREIRA et al., 2012).

A presença de cianobactérias é regulamentada pelo risco da produção de cianotoxinas por determinadas espécies, sendo fator importante pelo risco apresentado à saúde humana (CODD, 2000). O caso mais famoso foi reportado por AZEVEDO et al. (2002), onde foi usada água para hemodiálise proveniente de um sistema de tratamento onde essas toxinas estavam presentes.

Na Lagoa do Peri em Florianópolis foram realizados estudos que afirmam que a filtração direta, tecnologia utilizada atualmente no local, não é eficiente na remoção de cianotoxinas, sendo indicados dois pré-tratamentos: filtração em margem ou pré-ozonização (SENS; MONDARDO; MELO, 2000).

## 2.2 Sistemas de Pré-filtração

A pré-filtração é uma alternativa simples para a remoção de sólidos em suspensão que colmatam rapidamente filtros lentos, sendo esse seu principal uso. Também é reconhecido pela melhoria da qualidade microbiológica da água e pela capacidade de remoção de ferro e manganês (BRIKKÉ; BREDERO, 2003). É uma tecnologia interessante, pois não utiliza produtos químicos.

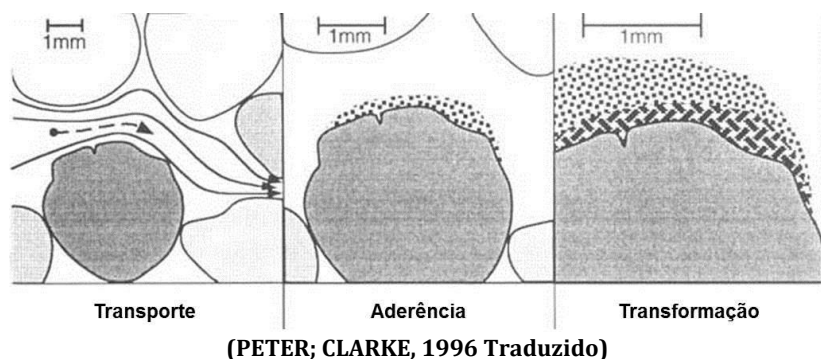
Estão geralmente localizados junto aos sistemas de tratamento, como o último pré-tratamento e geralmente relacionado a filtros lentos. Podem ser operados tanto em fluxo ascendente, descendente ou horizontal, seguindo o princípio de remoção em meios de diferentes granulometrias, reduzidas

gradualmente (WEGELIN, 1996).

Diferentes meios granulares podem ser instalados tanto em compartimentos separados, quanto no mesmo compartimento, sendo operados em série ou em diferentes camadas, respectivamente.

A remoção de matéria suspensa em pré-filtros é um processo considerado complexo (WEGELIN, 1996). Inclui sedimentação, adsorção e ações biológicas e bioquímicas. As partículas sólidas transportadas devem ficar aderidas à superfície onde permanecem antes de ser possivelmente transformadas por processos biológicos ou bioquímicos, sendo ainda importante na remoção de materiais dissolvidos (Figura 3).

**Figura 3 - Separação de sólidos em pré-filtros.**

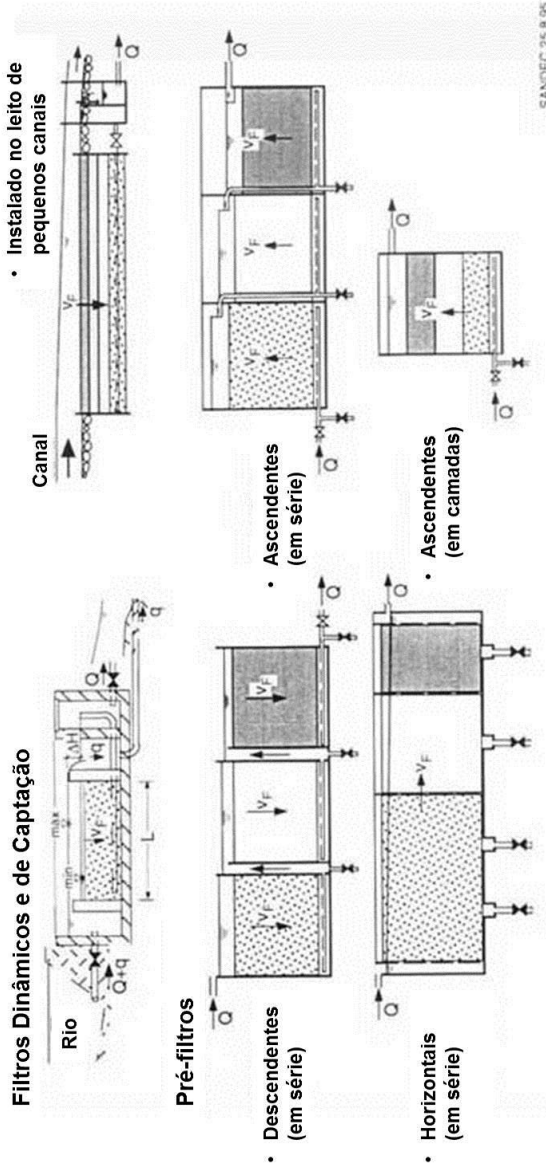


### 2.2.1 Aplicações e técnicas

Existem diferentes tipos de pré-filtros de pedregulho empregados atualmente. São eles: os pré-filtros dinâmicos, os em série (de fluxo descendente e ascendente e horizontal) e os em camadas (ascendentes), como ilustrado na Figura 4.

Cada tipo de pré-filtro apresenta suas vantagens e desvantagens. Em tratamentos em múltiplas etapas o que se usa geralmente é o pré-filtro dinâmico seguido de pré-filtros. A seguir são apresentados os usos e layouts dos pré-filtros (Figura 5), assim como as eficiências apresentadas com os comprimentos totais  $L_{tot}$  em alguns estudos (Figura 6) em taxas de filtração próximas às da filtração lenta (WEGELIN, 1996).

Figura 4 - Modelos de pré-filtros.



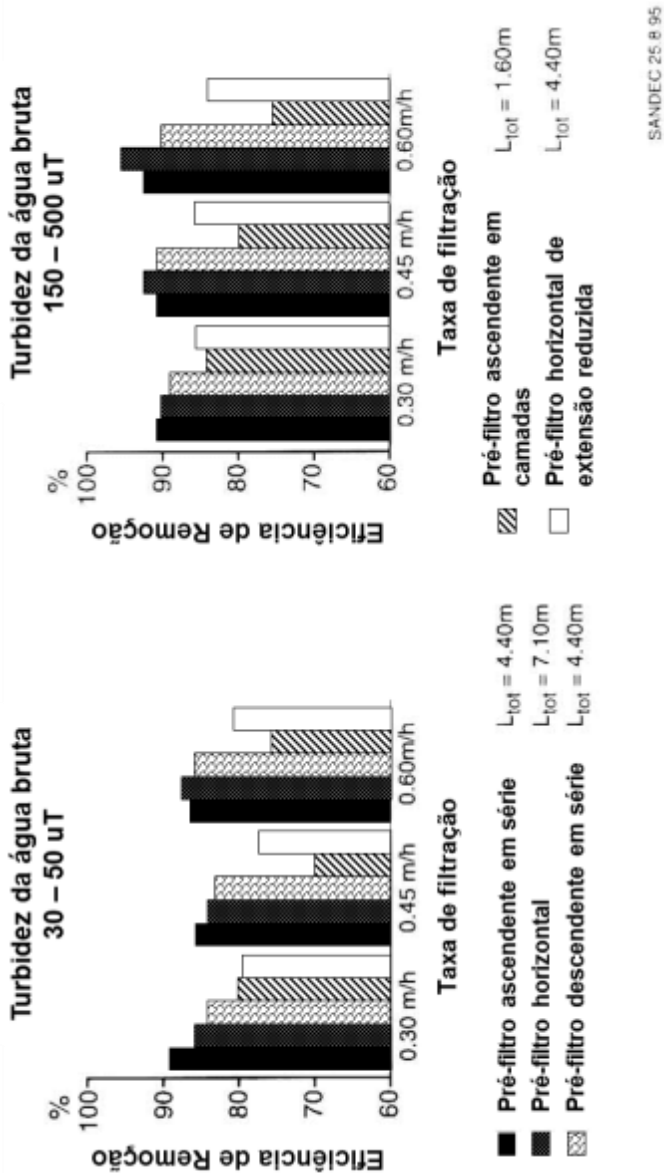
Fonte: (WEGELIN, 1996), traduzido.

Figura 5 - Uso e Layout de pré-filtros.

	prática usual	prática alternativa	local	propósito	fluxo	design do filtro	limpeza do filtro	
			no rio ou canal	captação estação de tratamento	captação proteção do melhoria do tratamento não controlado	vertical horizontal	um filtro vários filtros	manual hidráulica
1								
2								
3								
4								
5								
6								
7								
1	galeria de infiltração							
2	filtro de captação							
3	pré-filtro dinâmico							
4	pré-filtro ascendente em camadas							
5	pré-filtro ascendente em série							
6	pré-filtro descendente em série							
7	pré-filtro horizontal							

Fonte: (WEGELIN, 1996), traduzido.

Figura 6 - Eficiência na remoção de turbidez em pré-filtros.



## 2.2.2 Projeto e operação de pré-filtros ascendentes

Pré-filtros de pedregulho são operados normalmente 24 h/d e funcionam exclusivamente por gravidade. No entanto, em sistemas em que há a necessidade de bombeamento turnos podem ser aplicados variando entre 8 e 16h, dependendo do clima (WEGELIN, 1996). As taxas de operação variam entre 7,2 e 24 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.d.

Como nos pré-filtros os mecanismos de filtração mais influentes são os físicos, esses filtros são menos afetados pelo fluxo intermitente, pois não depende de uma reposição constante de nutrientes.

As perdas de carga em pré-filtros de pedregulho aumentam apenas poucos centímetros quando bem operados. Geralmente a operação e a eficiência das limpezas são controladas por esse parâmetro, sendo a limpeza feita quando a perda de carga no elemento filtrante atinge entre 10 e 20 cm, podendo chegar a 30 cm dependendo da qualidade do efluente.

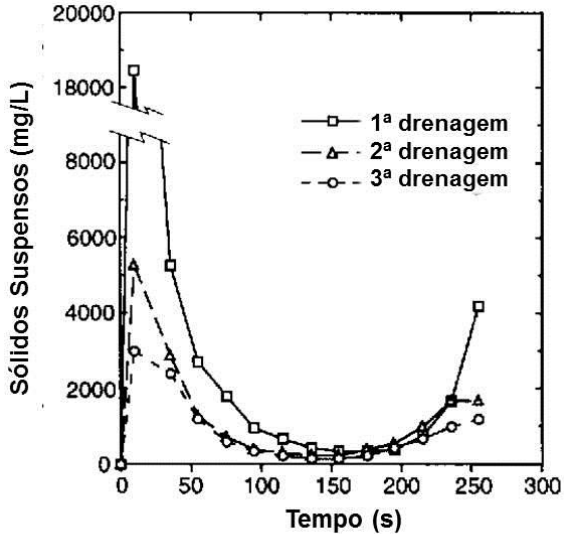
A limpeza pode ser tanto hidráulica, mais simples e comum, quanto manual, mais onerosa. A limpeza hidráulica consiste na passagem de água pelo meio filtrante mudando do regime laminar a turbulento, geralmente por aplicação de descarga de fundo.

Na Figura 7 são apresentadas concentrações de sólidos em função do tempo na água de drenagem em descargas subsequentes em pré-filtros. A interrupção e retomada da drenagem também é algo que influencia positivamente na remoção dos sólidos depositados no meio filtrante devido à instabilidade das condições de fluxo. Nota-se que as altas concentrações diminuem rapidamente com o tempo e a cada ciclo.

Em sistemas onde ocorrem atividades biológicas, havendo formação de biofilme e mineralização no meio filtrante, a limpeza hidráulica pode não ser suficiente, havendo a necessidade da retirada do meio e limpeza externa após drenagem do sistema. Em casos de filtros onde ocorra biodegradação importante, limpezas mais frequentes podem ser aplicadas a evitar a incrustação de matéria no meio filtrante.

Tal comportamento no pré-filtro não é interessante, uma vez que dificulta a manutenção do sistema, o ideal é que as atividades biológicas aconteçam na filtração lenta, geralmente associada à pré-filtração como etapa subsequente do tratamento.

Figura 7 - Concentração de sólidos na água de drenagem em pré-filtros.



SANDEC 25.8.95

Fonte: WEGELIN (1996), traduzido.

A retrolavagem, segundo WEGELIN (1996) não pode ser aplicada no caso da pré-filtração, uma vez que o meio não pode ser facilmente fluidizado.

No Tabela 3 são resumidos parâmetros de projeto de pré-filtros.

Tabela 3 - Parâmetros de projeto para pré-filtros (WEGELIN, 1996).

Parâmetro	Recomendado
Taxa de aplicação	0,3 a 1 m/h (7,2 a 24 m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> .d)
Profundidade do leito	0,8 a 1,2 m
Granulometria	20 a 4 mm
Número de frações	1 a 3

### 2.2.3 Filtração em múltiplas etapas

O princípio da filtração em múltiplas etapas (FiME) é a associação da pré-filtração à filtração lenta, utilizando-se mais frequentemente em sequência, pré-filtros dinâmicos, pré-filtros de

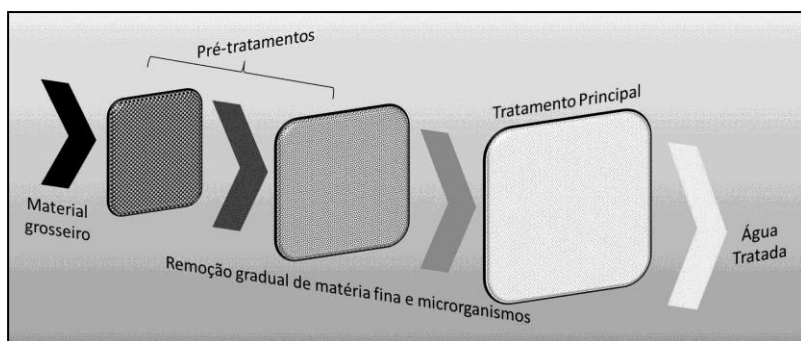


pedregulhos e filtração lenta em areia.

A técnica é geralmente utilizada para adequação da qualidade da água afluyente em um filtro lento, assim como estabilizá-la, protegendo o filtro de picos de impurezas, reduzindo, assim, os custos do tratamento, substituindo um sistema mais sofisticado com mão de obra especializada para a operação.

O princípio básico é a filtração por remoção gradual das impurezas em meios porosos variando gradativamente do maior para o menor (Figura 8).

**Figura 8 - Esquema de remoção gradual de material em suspensão em meios granulares.**



**Fonte: DI BERNARDO; BRANDÃO; HELLER (1999), adaptada.**

Segundo DI BERNARDO; BRANDÃO; HELLER (1999) a filtração é um processo imprescindível a uma produção contínua e segura de água sendo a pré-filtração importante no emprego seguro da filtração lenta onde a água bruta não apresenta qualidade necessária para esse tipo de tratamento. A combinação desses processos foi e vem sendo estudada em diversos centros de estudos e já foi tema inclusive de projetos inclusos no PROSAB no período entre 1997 e 1999.

A FiME é um tipo de tecnologia interessante por sua simplicidade, sendo facilmente empregada em regiões ainda em desenvolvimento ou onde sistemas mais sofisticados não podem ser empregados.

Esse tema é bastante abordado relacionado à filtração lenta em estudos divulgados recentemente e incentivou a inclusão do assunto nesse trabalho.



### 3 Materiais e Métodos

Para a avaliação da operação dos filtros lentos ascendentes foi construído um sistema piloto com dois filtros (FLA1 e FLA2). Ambos os filtros podiam ser operados com limpeza por descarga de fundo (DF), retrolavagem (RL) e/ou descarga de fundo com entrada de água na interface entre areia e camada suporte (DI). Os sistemas foram construídos e operados nas instalações do Laboratório de Potabilização das Águas (LAPOA) junto à Estação de Tratamento de Água da Lagoa do Peri, operada pela Companhia Catarinense de Águas e Saneamento (CASAN).

Paralelamente foram construídas três colunas de pré-filtração onde pedregulhos com as mesmas características da camada suporte dos FLA foram utilizados. Nessas colunas avaliou-se a capacidade de remoção da camada suporte em filtros lentos ascendentes.

#### 3.1 Água de Estudo

A água utilizada nesse estudo foi proveniente da Lagoa do Peri (LP), localizada na ilha de Florianópolis. Sua água é utilizada para o abastecimento de parte da população do sul e do leste desta ilha, após tratamento por meio de filtração direta descendente.

Uma característica peculiar da água da LP é a presença de alta densidade de cianobactérias, predominantemente *Cylindrospermopsis raciborskii* e *Pseudanabaena galeata*, ambas filamentosas, potencialmente produtoras de hepatoxinas e neurotoxinas que causam intoxicações agudas e crônicas, atingindo as células do fígado e o Sistema Neuromuscular, podendo levar à morte de animais em minutos, horas ou dias (MONDARDO; SENS; FILHO, 2006).

A presença cianobactérias, principalmente as filamentosas, é desfavorável à operação dos filtros, havendo transpasse de células dependendo das características do meio filtrante. A presença de cianobactérias também pode reduzir significativamente a carreira de filtração (SÁ, 2006), o que pode não ser interessante para o uso da técnica de FL.

A água bruta (AB) foi coletada e analisada simultaneamente à filtrada pelo sistema em estudo. Os parâmetros analisados, frequência de coleta, equipamentos e metodologias analíticas utilizadas estão apresentados na seção 3.4, p.63.

## **3.2 O sistema piloto de Filtração Lenta Ascendente**

Para o estudo da filtração lenta ascendente um sistema piloto com dois FLA foi projetado (Figura 9), sendo ambos os filtros construídos igualmente. Para maior variabilidade do estudo, foram operados diferentemente.

### **3.2.1 Dimensionamento e Construção**

Devido à retrolavagem, os FLA necessitam de um reservatório elevado que garanta carga hidráulica suficiente para a fluidificação do meio filtrante. Isso depende da velocidade de aproximação atingida (Figura 13, p.56).

Nesse estudo foi utilizada a água bruta da câmara de carga para a retrolavagem. Assim, não era desperdiçada água filtrada no processo. O uso da água bruta foi estudado anteriormente, constatando-se que não interferia negativamente na limpeza ou filtração (PIZZOLATTI, 2010, 2014; ISHII, 2013).

Também era necessário que a carga hidráulica do reservatório elevado (câmara de carga) vencesse a perda de carga no meio filtrante e efetuasse a retrolavagem sem o auxílio de bombas. Assim, a saída de água “F” foi colocada 40 cm acima da saída de água de retrolavagem “E” (Figura 9).

Com a abertura da válvula “E”, por essa diferença de altura, a carga hidráulica na câmara de carga aumenta 40 cm em relação à saída de água do filtro e, conseqüentemente, o escoamento ascensional dentro do filtro. O aumento no fluxo é o que deve garantir a fluidificação do meio filtrante e, assim, sua limpeza.

No piloto (Figura 9) previu-se também uma entrada de água na interface entre meio filtrante e camada suporte. Dessa maneira libera-se, pela interface, o fluxo da água da câmara de carga durante a descarga de fundo. Isso propicia a limpeza da camada suporte apenas.

Para o cálculo do volume do reservatório deve ser

considerada a velocidade de aproximação ( $v_a$ ) necessária para a expansão desejada e o tempo de retrolavagem adotado. Dessa maneira, a câmara de carga do filtro foi dimensionada de modo a, no momento da retrolavagem, ter água suficiente para lavar o filtro durante 4 min.

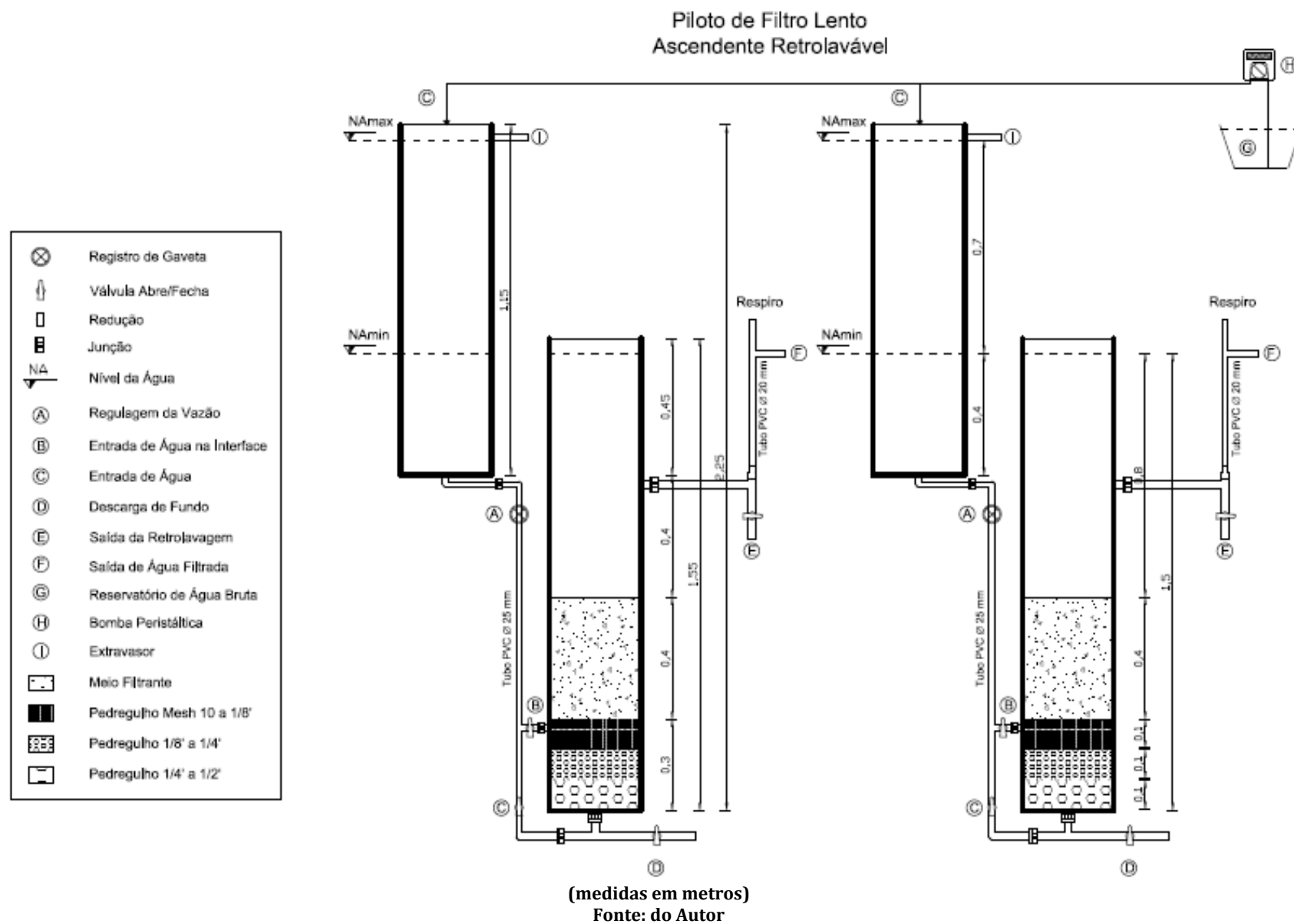
Os filtros foram construídos com tubos de PVC utilizando-se diâmetros comerciais. As instalações hidráulicas de PVC soldável para água fria ( $\phi 20$  mm e  $\phi 25$  mm) e o filtro de PVC para esgoto ( $\phi 200$  mm). Para suporte, tanto dos filtros quanto dos reservatórios, foram usados tijolos de concreto.

Na Tabela 4 são apresentadas as características gerais dos FLA.

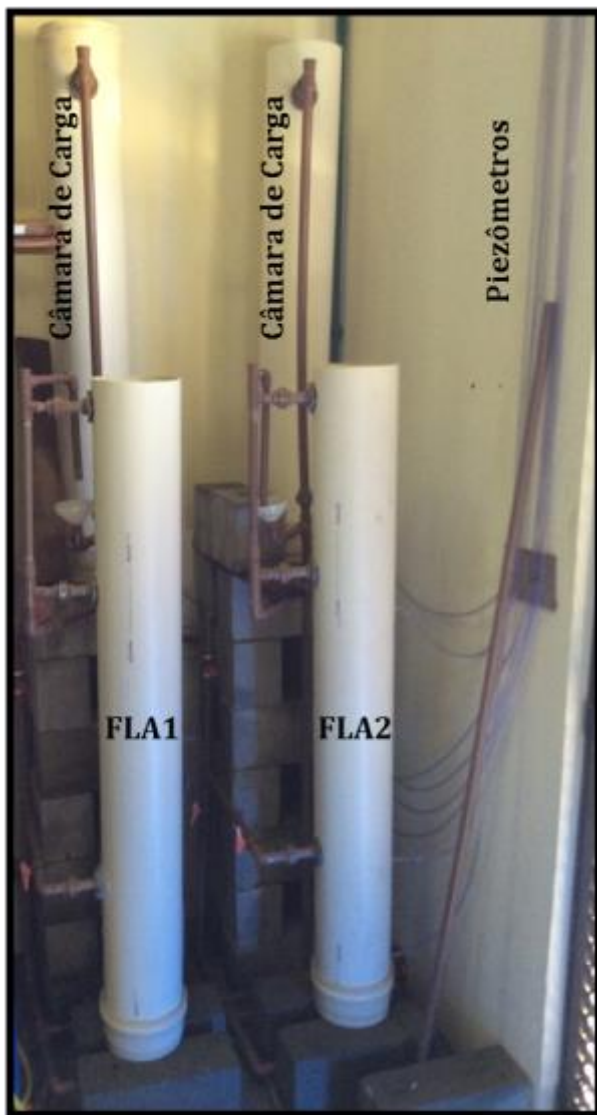
**Tabela 4 - Características gerais dos FLA.**

Característica	Adotado
Carga hidráulica máxima	70 cm
Coluna d'água acima do Meio Filtrante	80 cm
Profundidade da Camada Suporte	30 cm
Material e características da CS	Seixos rolados:
	• L = 10 cm d = 6,65 – 12,7 mm
	• L = 10 cm d = 3,18 a 6,65 mm
	• L = 10 cm d = 2 – 3,18 mm
Material e características do MF	Areia:
	L = 40 cm
	d <sub>10</sub> = 0,30 mm c <sub>u</sub> = 1,56

Figura 9 - Sistema piloto de FLA.



**Figura 10 - Foto do sistema piloto de FLA com retrolavagem.**



**Fonte: do Autor.**

### 3.2.2 Caracterização do Meio Filtrante

Para o dimensionamento do sistema foi necessário levar-se em consideração características do meio filtrante, sendo: o diâmetro efetivo, as perdas de carga no sistema durante a retrolavagem e enfim a velocidade de aproximação da água durante a retrolavagem e respectivas expansões do meio filtrante.

Para obtenção desses parâmetros, dois tipos de ensaios foram realizados em estudo anterior: ensaios de expansão e granulométricos (SOUZA, 2013).

#### 3.2.2.1 Diâmetro efetivo e coeficiente de uniformidade

A areia utilizada como meio filtrante possui diâmetro efetivo ( $d_{10}$ ) de **0,30 mm** e coeficiente de uniformidade ( $c_u$ ) de **1,56**. Para confirmação desses parâmetros foram efetuados ensaios granulométricos seguindo a norma NBR 7181:1984 (ABNT, 1984).

Tais características estão de acordo com o utilizado em FL em termos de  $d_{10}$  e  $c_u$ . O  $c_u$  adotado também se encontra dentro do recomendado para a filtração rápida ascendente, permitindo leve estratificação do meio filtrante após a retrolavagem (DI BERNARDO; DANTAS, 2005).

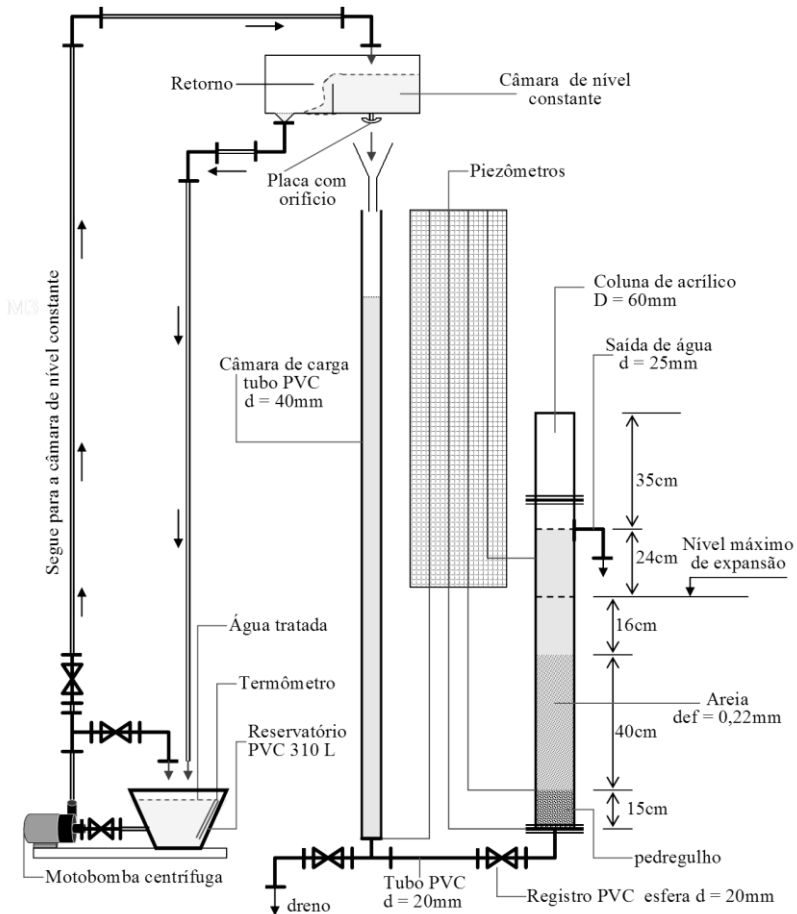
#### 3.2.2.2 Características da expansão do meio filtrante

A velocidade mínima de fluidificação ( $v_{mf}$ ) e a perda de carga no meio filtrante fluidificado ( $h_f$ ) foram determinadas experimentalmente em estudo anterior (SOUZA, 2013). Para isso uma coluna foi preenchida com 15 cm de camada suporte e a expansão foi estudada em 40 cm de areia posteriormente utilizada como meio filtrante.

Os ensaios foram realizados em um sistema existente no Laboratório de Águas da Lagoa do Peri (LALP). O esquema da coluna utilizada para os ensaios de expansão está apresentado na Figura 11.



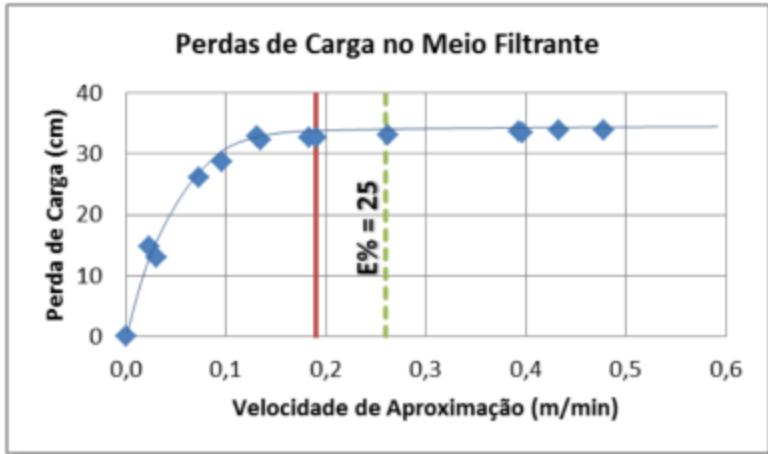
Figura 11 – Esquema do sistema utilizado para o ensaio de expansão.



Fonte: EMMENDOERFER (2006)

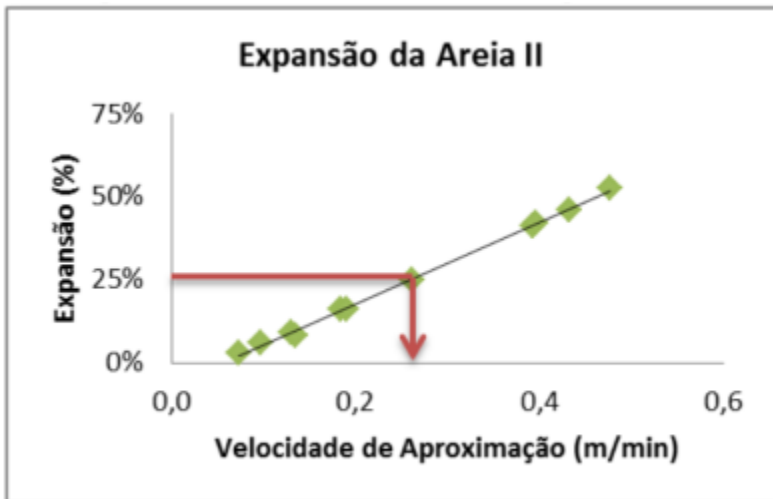
São apresentados os resultados obtidos na caracterização do meio filtrante utilizado (Figura 12 e Figura 13).

**Figura 12 - Perdas de carga no meio filtrante expandido em função da velocidade de aproximação.**



Fonte: DE SOUZA (2013).

**Figura 13 - Expansão do meio filtrante em função da velocidade de aproximação.**



Fonte: DE SOUZA (2013)

Na Figura 12 são apresentadas as perdas de carga e na Figura 13 a expansão, ambas em função da velocidade de aproximação. Assume-se o meio filtrante totalmente fluidizado quando a perda de carga passa a ser estável, nesse caso em torno de 33 cm.

A partir da regressão linear da relação dos dados obtidos no ensaio de expansão (Figura 13) foi possível chegar à Equação 1, que relaciona a velocidade de aproximação ( $v_a$ ) aplicada na retrolavagem e expansão do meio filtrante ( $E\%$ ). Assim, a cada retrolavagem, foi possível a averiguação da expansão média do meio filtrante.

#### **Equação 1**

$$E\% = (1,23v_a - 0,07) \times 100$$

(SOUZA, 2013)

### **3.2.3 Operação e Limpeza dos Filtros**

Os filtros foram operados em paralelo e abastecidos por bomba peristáltica com uma taxa de filtração de  $4\text{m}^3/\text{m}^2\text{dia}$  com água da Lagoa do Peri, como discutido na seção 3.1, p. 49. Ao final da carreira foram feitas limpezas diferenciadas como será discutido na seção 4.2, p.80. Nas próximas seções são descritos os tipos de limpeza empregados.

#### **3.2.3.1 Procedimento de Descarga de Fundo**

A Descarga de Fundo (DF) foi realizada pela passagem de água filtrada liberando-se o fluxo na parte inferior do filtro, utilizando-se apenas da gravidade.

O procedimento para a DF era feito após o fechamento dos piezômetros para evitar-se a entrada de ar no filtro. Assim, a válvula “C” era fechada e em seguida a “D” aberta (Figura 9). Ao final da limpeza as válvulas eram retornadas à posição normal de filtração. Foram empregados diferentes tempos para a limpeza, como será descrito na **seção 4.2**.

### *3.2.3.2 Procedimento da descarga de fundo com entrada de água na interface entre meio filtrante e camada suporte*

A Descarga de Fundo com entrada de água na Interface entre o meio filtrante e a camada suporte, também será referida como Descarga na Interface (DI). O procedimento também era realizado pela liberação do fluxo pela parte inferior do filtro como descrito anteriormente (seção 3.2.3.1, p. 57).

Nesse caso diferencia-se por haver introdução de água bruta na interface entre areia e camada suporte. Essa água era proveniente da câmara de carga e tal limpeza tinha como finalidade limpar apenas a camada suporte, poupando o meio filtrante.

Assim, aumenta-se a eficiência da limpeza dessa camada, pois não há perda de carga ocasionada pela passagem da água pelo meio filtrante. Técnica semelhante foi apresentada por DI BERNARDO; DANTAS (2005) para filtração rápida.

Essa limpeza foi realizada pelo fechamento da válvula “C” e abertura das válvulas “B” e “D” (Figura 9). A descarga era realizada durante 2,5 min como será descrito na seção 4.2, p.80, e ao final as válvulas eram recolocadas na posição normal de filtração.

### *3.2.3.3 Procedimento da Retrolavagem*

A Retrolavagem (R) era realizada pela passagem de água bruta no mesmo fluxo da filtração (ascendente). No entanto, era utilizada velocidade de aproximação suficiente para a fluidificação do meio filtrante, executando a sua limpeza.

Uma vantagem da utilização da água bruta é a economia de água filtrada. Outra vantagem é a operação, que se tornou menos complicada em relação a um filtro com reservatório elevado e água filtrada. Isso facilitou no controle de abertura e fechamento de válvulas para concepção de filtro adotada.

Assim a retrolavagem do sistema efetuou-se pela abertura da válvula “E” (Figura 9). A água do filtro acima dessa saída escoava, deixando 40 cm de carga disponível. Essa carga torna possível o aumento do fluxo de filtração, logo, a retrolavagem. Ao final do processo a mesma válvula era fechada e a filtração seria retomada em fluxo declinante até estabilização em  $4 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$ .

Porém, a limpeza não aconteceu conforme esperado e os filtros foram retrolavados por tempos e vazões diferentes, como

será discutido na seção 4.2, p.80.

### 3.3 O Sistema Piloto de Pré-Filtros Ascendentes em Colunas

A camada suporte foi apontada em outro estudo de filtração lenta ascendente (MURTHA, 1998) como tendo um papel importante na remoção de coliformes e turbidez, funcionando como pré-filtros. Um dos objetivos da dissertação foi estabelecer a importância dessa camada no processo. Assim, foram colocadas em operação três colunas de pré-filtração ascendente (CP) em paralelo (Figura 14).

As colunas eram cilíndricas, de acrílico transparente, com fundo falso e esperas para instalações hidráulicas ao longo de suas paredes. Essas esperas foram utilizadas para a instalação de registros de aspersão de ar, no caso, utilizados para as coletas de água da coluna.

Mantas *blackout* cobriam as colunas para evitarem-se interferências pela incidência de luz (Figura 15). Contudo podiam ser facilmente removidas para observação do meio filtrante.

Foram coletadas amostras na entrada (AB) e ao longo da coluna após 3 cm, 17 cm, 32 cm, 49 cm, 65 cm de profundidade e saída a 80 cm (Tabela 5). A profundidade de filtração foi estabelecida como sendo a distância da base do meio filtrante ao ponto de coleta (L), seguindo o fluxo de filtração.

A profundidade de 80 cm foi utilizada para avaliar-se ao máximo a remoção no pedregulho, estendendo-se os 10 cm do mesmo pedregulho utilizado na CS dos FLA. Assim, pôde-se estimar a capacidade máxima de remoção nessa camada.

Os meios filtrantes utilizados nas colunas foram os mesmos usados como camada suporte nos FLA. Cada coluna correspondia a uma parte da camada. A CP1 com pedregulho mais grosso, variando entre 6,35 e 12,7 mm, correspondente a parte inferior da camada suporte do FLA. A CP2 com pedregulho de tamanho intermediário, variando entre 3,18 e 6,35 mm, correspondente a parte intermediária. E por fim a CP3 com pedregulho de tamanho mais fino, variando entre 2,00 e 3,18 mm, correspondente a parte superior.

A relação entre o diâmetro da coluna e o diâmetro efetivo do meio filtrante ( $d_{col}/d_{10}$ ) variou entre 8,7 e 55. Segundo Wegelin

(1996) o efeito de “parede” geralmente não são preocupantes na pré-filtração em pedregulho. Contudo recomenda uma razão mínima de 25 em colunas de pré-filtração, o que não foi seguido nesse estudo.

Como se desejava simular a remoção na camada suporte em FLA, a taxa de aplicação nesse piloto também foi de  $4 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$ . Essa taxa é inferior ao que geralmente é usado em pré-filtros, geralmente entre  $7,2$  a  $24 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$  (WEGELIN, 1996). O que se acredita ter um efeito positivo na remoção e na diminuição do efeito de “parede” nas colunas.

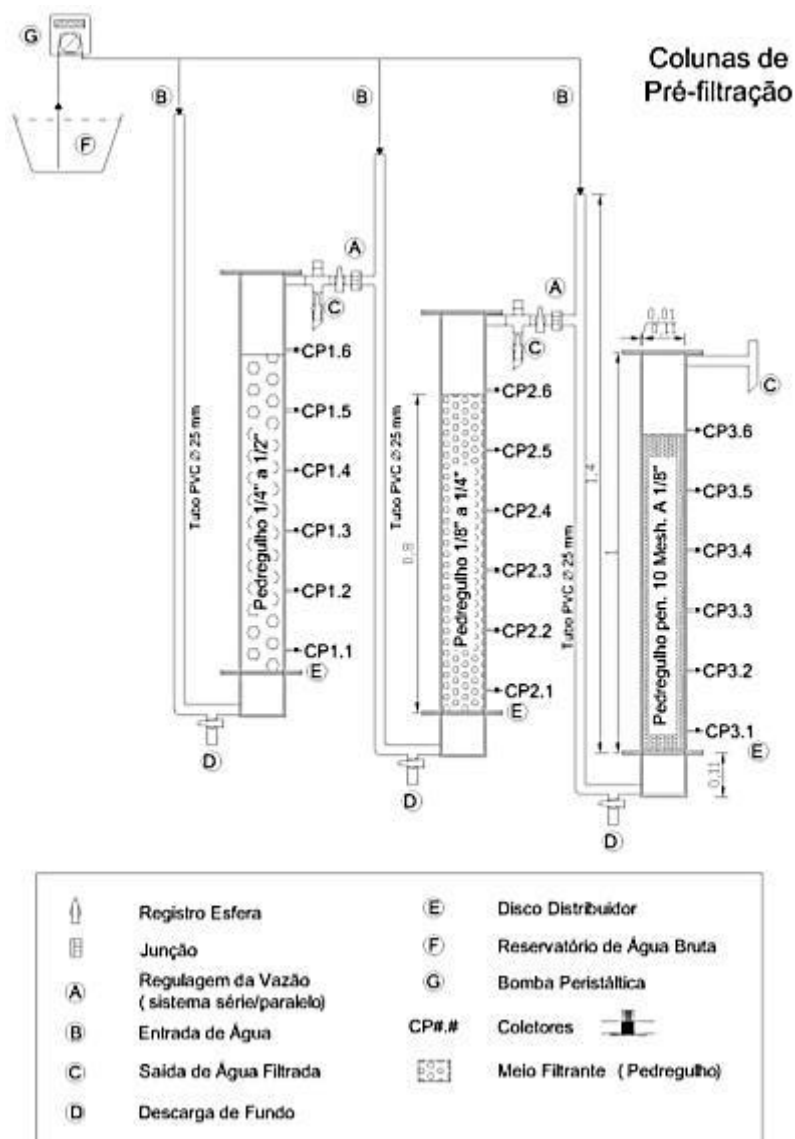
A operação foi restrita a um máximo de 10 cm de perda de carga no meio filtrante, essa entre os 10 cm a 30 cm recomendados para a operação de pré-filtros (WEGELIN, 1996).

Para a limpeza era utilizada a descarga de fundo. Fazia-se uma drenagem onde a água dos 10 cm de coluna acima do meio filtrante descia efetuando a sua limpeza. Isso era feito até que a água atingisse a superfície do meio filtrante, assim evitava-se a introdução de ar nas colunas e, por fim, a presença de bolhas de ar durante a filtração.

A remoção foi avaliada em toda a profundidade dos pré-filtros, baseando-se em piloto similar ao trabalho de KHAN & FAROOQI (2011), onde se simulava a capacidade de remoção de alta turbidez por meio de pré-filtração.

As amostras eram coletadas com vazão semelhante à da entrada nas colunas, de modo a não perturbar a filtração ou carrear sólidos depositados na superfície do meio filtrante. Primeiramente era descartado entre 50 e 100 mL e então coletados outros 50 mL como amostra.

Figura 14 – Esquema do piloto de colunas para o estudo de pré-filtração ou camada suporte.



**Figura 15 - Colunas de pré-filtração.**



Fonte: do Autor.

**Tabela 5 - Pontos de coleta e profundidade de filtração seguindo o fluxo de filtração.**

<b>Ponto de Coleta (CP1, 2 ou 3.#)</b>	<b>Profundidade de filtração (cm)</b>
.1	3
.2	17
.3	32
.4	49
.5	65
.6	80



### 3.4 Monitoramento dos sistemas

Os filtros e as colunas foram monitorados três vezes por semana, inicialmente em termos de cor e turbidez. A partir do momento em que houve estabilidade em sua remoção as análises passaram a englobar outros parâmetros (Tabela 6). Também se apresentam as metodologias e equipamentos empregados. Devido à complexidade e ao número de pontos de coleta elevados, as coletas nas colunas passaram a ser semanais.

Ainda, foram monitoradas as perdas de cargas no meio filtrante durante toda a carreira de filtração e igualmente, no caso dos FLA, na camada suporte. Foi dada atenção aos momentos antes e depois das lavagens, assim pôde-se fazer uma avaliação da eficiência da limpeza dos filtros.

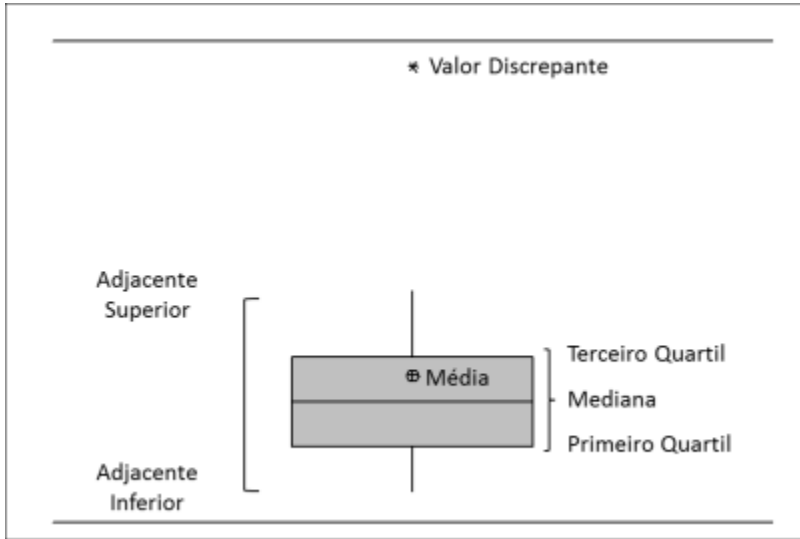
As perdas de carga foram medidas pela diferença da carga hidráulica em piezômetros instalados nos filtros antes da entrada (acima do distribuidor de vazão), entre a camada suporte e o meio filtrante e, por fim, acima desse. Assim mediou-se pela diferença de carga hidráulica entre eles a perda de carga na camada suporte ( $\Delta h_{cs}$ ), meio filtrante ( $\Delta h_m$ ) e total ( $\Delta h_t$ ).

O limite de  $\Delta h_t$  em cada filtro era de 70 cm. Quando esse valor era atingido efetuava-se a limpeza como descrito na seção 3.2.3, p. 57.

Os dados foram comparados pelo método da análise de variância de Krustal-Walis(KW) com o uso do programa *Minitab*® 16. O método de KW é um método não paramétrico, que não exige a distribuição normal dos dados para a comparação. Tal distribuição não era esperada nos dados obtidos. As comparações foram efetuadas entre os dois filtros e em casos específicos, onde a remoção era pequena, entre a AB e a filtrada também.

Os dados foram reportados em tabelas, onde são apresentadas as médias e medianas. Outras informações são apresentadas em *boxplots*, como indicado na Figura 16.

**Figura 16 – Legenda para interpretação dos *boxplots*.**



O parâmetro SUVA é definido como Absorbância Ultravioleta Específica (do inglês, *Specific Ultraviolet Absorbance*) e foi calculada de acordo com a Equação 2 (APHA; AWWA; WEF, 2005).

**Equação 2**

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

**Onde:**

- SUVA – Absorbância Ultravioleta Específica (L.mg<sup>-1</sup>.m<sup>-1</sup>)
  - A – Absorbância a 254 nm (cm<sup>-1</sup>)
  - COD – Carbono Orgânico Dissolvido (mg/L)

Em alguns casos na avaliação dos Coliformes o método utilizado não foi capaz de detectar a presença de *Escherichia coli* (N.D.). Acredita-se que isso ocorreu pela diluição necessária para a determinação de Coliformes totais, que se demonstrou inadequada para a detecção de *Escherichia coli*, encontrada em menor densidade. Tal fato foi constatado apenas quando a o monitoramento já tinha se encerrado.

Tabela 6 – Equipamentos e metodologias empregados.

<b>Parâmetro</b>	<b>Método</b>	<b>Equipamentos</b>
<b>Cor</b>	Espectrofotométrico	▪ Espectrofotômetro <i>HACH DR2100</i>
<b>Turbidez</b>	Nefelométrico	▪ Turbidímetro <i>HACH 2100N</i>
<b>Coliformes</b>	Substrato Cromogênico Definido	▪ Substrato ONPG-MUG <i>COLILERT®</i> ▪ Cartelas <i>Quanti-tray®/2000</i> ▪ Molde de borracha <i>Quanti-tray®/2000</i> ▪ Lâmpada UV ▪ Estufa ▪ Autoclave ▪ Selador <i>Quanti-tray</i>
<b>COT e COD</b>	Combustão em Alta Temperatura	▪ Analisador <i>Shimadzu Toc5000A</i>
<b>Contagem de algas</b>	Contagem em câmara de Sedgewick	▪ Câmara Sedgewick ▪ Microscópio Óptico <i>Olympus BX40</i>
<b>Condutividade</b>		▪ Medidor Multiparâmetros <i>HACH HQ40D</i> ▪ Sonda Condutividade
<b>Temperatura</b>		▪ Medidor Multiparâmetros <i>HACH HQ40D</i> ▪ Sonda Condutividade
<b>pH</b>		▪ Medidor Multiparâmetros <i>HACH HQ40D</i> ▪ Sonda pH
<b>OD</b>	Detecção por fluorescência	▪ Medidor Multiparâmetros <i>HACH HQ40D</i>

---

		▪ Sonda OD
		▪ Amostrador OD
<b>Absorbância</b>	Espectrofotométrico	▪ Espectrofotometro OptizenPop 3000W
<b>SUVA</b>	Calculado	Equação 2)

---

## **4 Resultados e discussão**

### **4.1 Colunas de Pré-filtração (ou Camada Suporte)**

As colunas de pré-filtração (CP) foram construídas para avaliação da capacidade de remoção ainda na camada suporte e foram operadas em paralelo com a mesma água de estudo utilizada nos FLA. Todas elas apresentaram remoção significativa na maioria dos parâmetros já nos primeiros 17 cm, um indício da capacidade de remoção da camada suporte em FLA.

#### **4.1.1 Qualidade da água filtrada pelas colunas**

Na Tabela 7 estão resumidos os dados da qualidade de água das colunas de pré-filtração durante aproximadamente 180 dias de operação. Antes disso as colunas foram operadas durante aproximadamente 30 dias para amadurecimento. São apresentados resumidamente os dados das amostras coletadas nos pontos CP1.2, CP2.2 e CP3.2 com 17 cm de filtração e CP1.6, CP2.6 e CP3.6 ao final dos 80 cm totais de filtração. Em seguida os parâmetros são discutidos separadamente.

São apresentadas as médias dos dados obtidos (**V.M.**), as medianas (**M.**) e sua remoção em porcentagem. Não foram apresentados os resultados de remoção em que não houve diferenças estatisticamente significativas entre os dados de água bruta e filtrada.

Tabela 7 - Qualidade da água bruta e filtrada nas CP.

Unidade	AB		CP1.2		CP1.6		CP2.2		CP2.6	
	V.M. M.	V.M. M.	V.M. M.	Remoção M.	V.M. M.	Remoção M.	V.M. M.	Remoção M.	V.M. M.	Remoção M.
Turbidez	5,14	2,91	2,18	43%	2,18	58%	2,48	52%	1,78	65%
	5,32	2,59	1,85	51%	1,85	65%	2,35	56%	1,48	72%
Cor Aparente	76	53	40	30%	40	47%	48	37%	34	56%
	79	49	34	38%	34	57%	46	42%	32	59%
Cor Verdadeira	18	12	13	30%	13	25%	14	24%	14	23%
	17	10	39%	39%	10	39%	12	27%	11	33%
pH	6,72	6,17	6,11		6,11		6,21		6,16	
	6,77	6,18	6,11		6,11		6,19		6,16	
OD	8,62	2,20	0,91		0,91		1,90		0,93	
	8,53	2,46	0,88		0,88		1,36		0,87	
Contagem	60518	41617	31%		17267	71%	25036	59%	17390	71%
	62700	44800	29%		22250	65%	18600	70%	8600	86%
C. Rarciboskii	907773	624250	31%		259000	71%	375545	59%	260850	71%
	940500	672000	29%		333750	65%	279000	70%	129000	86%
COT	8,21	6,39	22%		6,29	23%	6,55	20%	5,51	33%
	8,10	6,45	20%		5,92	27%	6,26	23%	5,55	31%
COD	5,67	5,59	4,85		4,90	14%	5,88		5,00	12%
	5,68	5,62	4,90		4,96	13%	5,95		5,00	13%
Absorbancia 254 nm	0,058	0,056	0,051		0,051		0,057		0,053	
	0,056	0,057	0,052		0,052		0,058		0,051	
SUVA	0,973	1,006	1,051		1,051		0,984		1,015	
	1,013	1,000	1,044		1,044		0,994		0,997	
Coliformes Totais	24621	6256	75%		1095	96%	4056	84%	611	98%
	24192	5199	79%		812	97%	2774	89%	424	98%
E. Coli :	164	N.D.	N.D.		N.D.		N.D.		N.D.	
	0	N.D.	N.D.		N.D.		N.D.		N.D.	

Tabela 7 – Qualidade da água bruta e filtrada nas CP. (continuação).

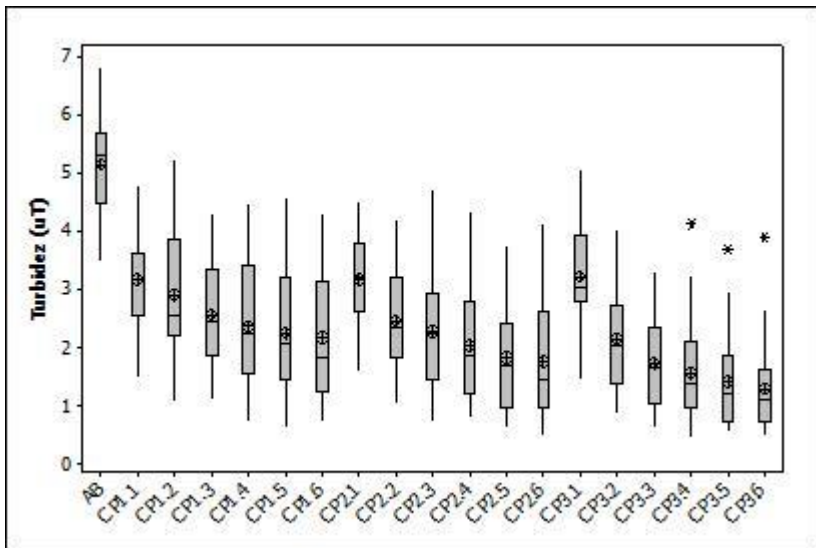
Unidade	AB		CP3.2		CP3.6	
	V.M. M.	V.M. M.	V.M. M.	Remoção	V.M. M.	Remoção
Turbidez	uT	5,14 5,32	2,15 2,08	58% 61%	1,30 1,12	75% 79%
Cor Aparente	uH	76 79	41 41	46% 48%	24 21	69% 73%
Cor Verdadeira	uH	18 17	14 13	23% 24%	13 11	26% 33%
pH		6,72 6,77	6,36 6,36		6,24 6,25	
OD	mg/L	8,62 8,53	1,24 0,66		0,48 0,43	
Contagem	ind./mL	60518 62700	29927 34300	51% 45%	11690 5350	81% 91%
C. Rarciboskii	células/mL	907773 940500	448909 514500	51% 45%	175350 80250	81% 91%
COT	mg/L	8,21 8,10	6,31 6,05	23% 25%	5,23 5,24	36% 35%
COD	mg/L	5,67 5,68	5,62 5,59		5,04 5,21	11% 8%
Absorbância 254 nm	cm <sup>-1</sup>	0,058 0,056	0,055 0,057		0,057 0,059	
SUVA	L mg <sup>-1</sup> cm <sup>-1</sup>	0,973 1	1,023 1,020		1,105 1,141	
Coliformes Totais	UFC/100 mL	24621 24192	10806 3516	56% 85%	666 628	97% 97%
E. Coli *	UFC/100 mL	164 0	N.D. N.D.		N.D. N.D.	

#### 4.1.1.1 Remoção de turbidez e cor

As colunas apresentaram grande eficiência na remoção de turbidez logo nos primeiros centímetros de filtração, chegando a remover 58%, 65% e 75% ao longo de toda a coluna respectivamente em CP1, CP2 e CP3. Nos primeiros 17 cm de coluna essa remoção já alcançava uma porcentagem de em média 43%, 52% e 58% respectivamente.

Na Figura 17 são apresentados os boxplot dos dados de turbidez ao longo de toda a coluna. Observa-se que houve remoção de turbidez, sendo mais acentuada aquela ocorrida nos primeiros centímetros de filtração. Tal comportamento é esperado em meios filtrantes de maneira geral.

Figura 17 – Boxplot dos dados de turbidez ao longo das colunas.



No trabalho de Khan e Farooqi (2011), que também usavam colunas (no caso em série), a remoção apresenta comportamentos semelhantes em relação à granulometria do meio filtrante, ou seja, quanto menor a granulometria, maior a remoção. Contudo, nesse estudo foram reportadas remoções menores a cada coluna. Acredita-se que isso se deve às diferentes características da água de estudo, que era sintética, com turbidez caracterizada por um alto teor de sólidos sedimentáveis. Ainda, a taxa de aplicação era maior



(12 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.d).

Os diâmetros efetivos usados também foram diferentes (15 a 20 mm, 9 a 15 mm e 5 a 9 mm), porém a aplicação do sistema em série fez com que a água ao final atingisse valores aceitáveis para a aplicação em filtros lentos com remoção de 95% em três colunas de 15 cm de altura cada.

Água de um rio em período chuvoso, também caracterizada pela alta concentração de sólidos sedimentáveis, foi usada no mesmo estudo em colunas de 15 cm e 100 cm de meio filtrante, a remoção foi de 93% e 95% respectivamente, ou seja, houve pouca diferença devido ao aumento da profundidade de filtração. Essas são evidências da relevante capacidade de remoção em pequenas profundidades de filtração em pré-filtros de fluxo ascendente.

Estudos com água de baixa turbidez, representando períodos de seca, onde a turbidez é representada pela presença de coloides, reportam menores remoções a cada camada, embora sempre haja maior remoção naquela mais fina e nos primeiros centímetros de filtração (LIN; PAGE; PAVELIC, 2008; KHAN; FAROOQI, 2011; HASNAIN; KHAN, 2014).

A turbidez da água da LP está relacionada à presença de cianobactérias e coloides em suspensão, porém a remoção de turbidez foi superior à dos trabalhos anteriormente reportados. Acredita-se que isso se deve à baixa taxa de aplicação empregada, fazendo que fosse possível a remoção por outros mecanismos que não a decantação, como é proposto por Lin, Page e Pavelic (2008).

O mesmo se observa na remoção de cor aparente (Figura 18), onde houve remoção média 69% pela CP3 e a remoção mais importante foi nos primeiros centímetros de filtração. Essa semelhança nos dados é esperada, uma vez que a cor aparente da água bruta da lagoa do Peri é representada em sua maioria por sólidos em suspensão.

De maneira geral também se observa remoção ao longo das colunas, apesar dos primeiros centímetros serem os mais influentes na filtração. Isso levantou a suspeita de que havia decantação no distribuidor de fluxo abaixo do meio filtrante. Porém, pôde-se analisar visualmente que tal fato não ocorria e que os primeiros centímetros de meio filtrante eram os que mais apresentavam sólidos retidos entre si (Figura 19).

Figura 18 - Boxplot dos dados de cor aparente ao longo das colunas.

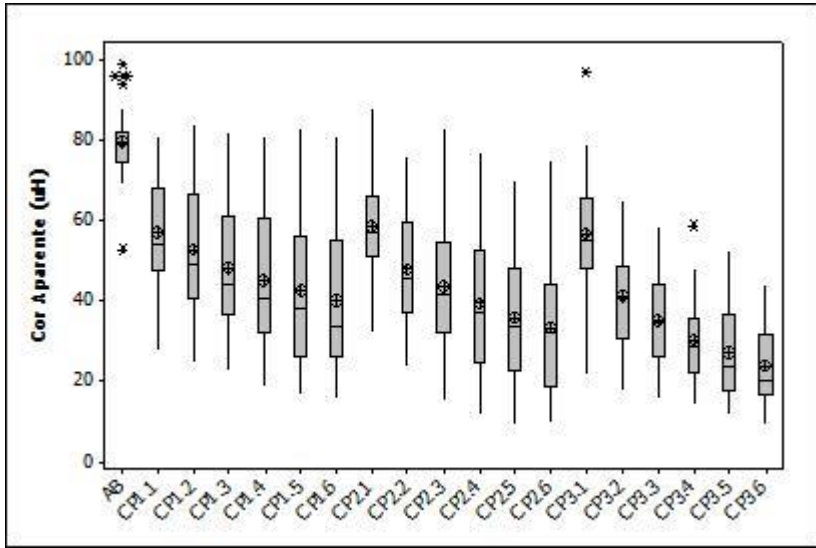
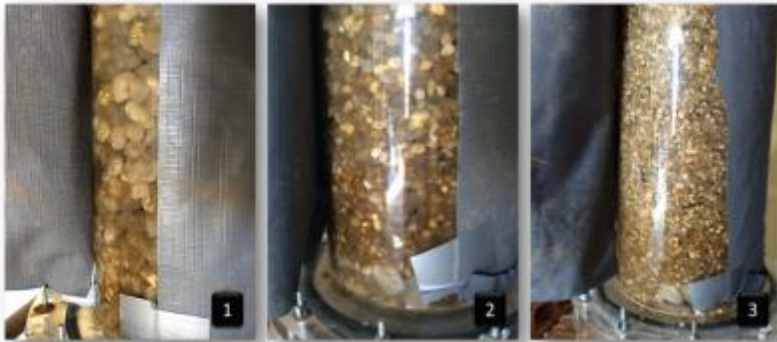


Figura 19 - Sólidos retidos nas colunas de pré-filtração, CP1(1), CP2(2) e CP3(3).

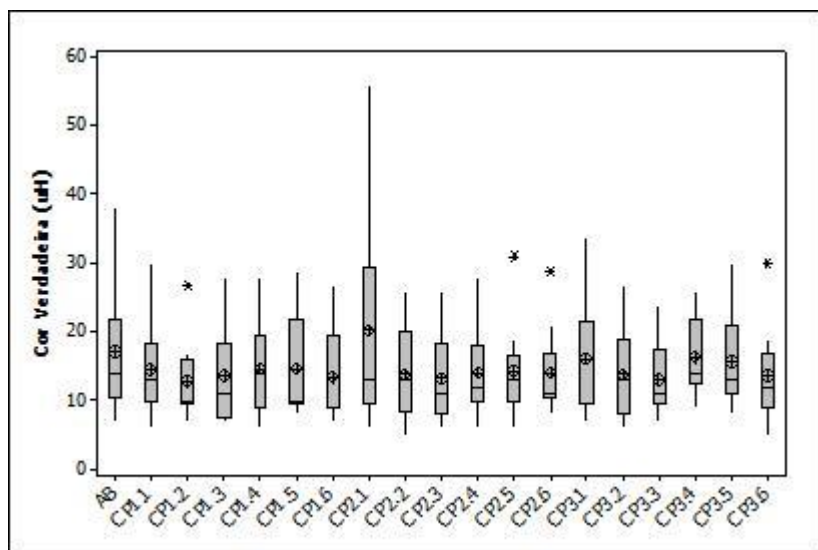


Fonte: do Autor.

Quando se trata de cor verdadeira a remoção é menor, sendo em média 25%, 23% e 26% respectivamente e sem diferença significativa entre elas. Nesse caso nota-se que a cor verdadeira foi removida logo no início da filtração (**Figura 20**), não apresentando mais diferença significativa à das amostras coletadas nos pontos

mais à jusante do tratamento.

**Figura 20** – Boxplot dos dados de cor verdadeira das colunas de filtração.



Em pré-filtração não se espera que haja remoção de cor verdadeira. Contudo, nesse estudo há redução nos valores que mostram-se estatisticamente significativos.

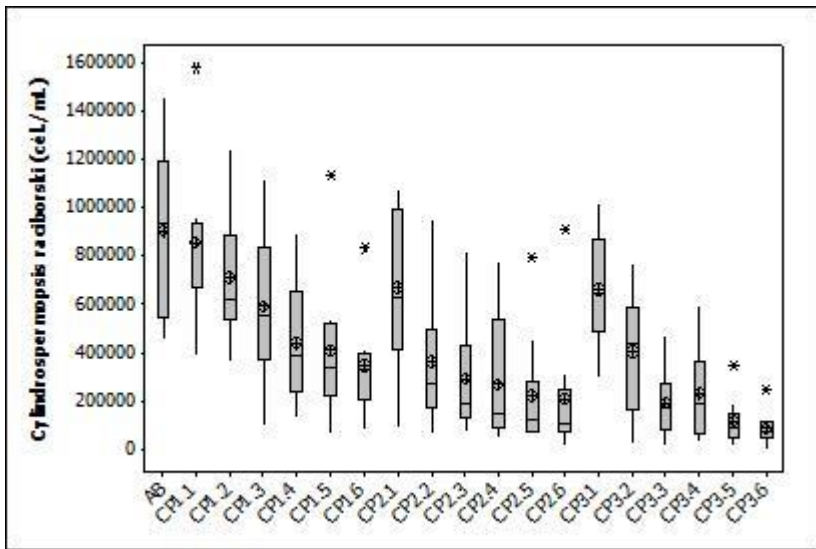
#### 4.1.1.1 Remoção de *Cylindrospermopsis raciborskii*

Pré-filtros têm sido recomendados para a remoção de *Cylindrospermopsis raciborskii* para a aplicação da filtração lenta (MELO, 2006; PEREIRA et al., 2012). Para a água em estudo a remoção chegou a 71% em média nas CP1 e 2, e a 81% na CP3. Remoção que já era de 31%, 59% e 51% somente nos 17 primeiros centímetros de filtração das CP1, 2 e 3, respectivamente, e sem diferença estatística entre as duas últimas. São apresentados os resultados de contagem de *Cylindrospermopsis raciborskii* nas colunas (**Figura 21**).

A remoção dessa cianobactéria já havia sido reportada em outros estudos com pré-filtros ascendente em camadas (MELO, 2006; PEREIRA et al., 2012), embora tenha se observado carregamento para fora dos sistemas em momentos específicos do

estudo (MELO, 2006). Tal fenômeno não foi observado nas CP em questão.

**Figura 21 – Boxplot dos dados de Contagem de *Cylindrospermopsis raciborskii*.**



Como pode ser observado nos *boxplot*, na saída houve menor variação na densidade do que ao longo da coluna. Isso pode estar relacionado ao amortecimento de eventuais desprendimentos. Outra explicação seria a amostragem, que embora tenha sido feita de maneira a não perturbar a dinâmica do filtro, pode ter desprendido uma parte do que estava aderido no meio filtrante.

Em seu trabalho Melo (2006) avaliou a remoção de *Cylindrospermopsis raciborskii* em um pré-filtro ascendente em camadas. Nesse trabalho a remoção total do sistema foi entre 18,6% e 80,2% em um pré-filtro ascendente em camadas. Nesse caso a turbidez estava relacionada à presença da cianobactéria e as baixas remoções foram relacionadas ao seu desprendimento no período após a inoculação.

Ressalta-se que nesse trabalho a taxa de aplicação era maior e o pré-filtro em camadas, ou seja, a remoção reportada é a total daquela em cinco meios diferentes, ainda maiores taxas de filtração tem influência negativa na remoção.

É importante ressaltar, como já dito anteriormente, que nesse estudo foi usada taxa menor do que o recomendado para pré-filtração, e conseqüentemente inferior às taxas usadas nos estudos em discussão.

Como no caso da remoção de Turbidez e Cor Aparente a remoção foi acentuada conforme a diminuição do diâmetro efetivo do meio filtrante da coluna, sendo menos significativa nos centímetros finais.

#### 4.1.1.1 Remoção de Coliformes

Seguindo o padrão de remoção de turbidez e cor aparente, a maior parte dos coliformes foi removida nos primeiros 17 cm de filtração (Figura 22). Os dados de *E. coli* não foram reportados pois foram detectados esses microrganismos em apenas uma amostragem.

Após os 80 cm de filtração não houve diferença significativa na remoção de Coliformes Totais nas colunas, sendo a remoção em torno de 97-98%. Nos primeiros 17 cm uma média de 75%, 84% e 56% (0,5 a 1,0 Log), respectivamente, já havia sido removida. O parâmetro não foi avaliado nos demais pontos de coleta.

Acredita-se que esse valor inferior de remoção na CP3 foi devido a uma amostragem em que pode ter havido perturbação na coluna durante a amostragem. Devido ao número pequeno de amostras esse erro teve grande influência na média final. Contudo, não foi notada variação ao final da filtração, um indício de que foi um erro de amostragem.

Pré-filtros são conhecidos por uma boa remoção de coliformes (CLARKE et al., 2004; TAIRA, 2008; VERAS; BERNARDO, 2008; NKWONTA; OCHIENG, 2009), contudo poderia ser prejudicada pela presença de elevada densidade de *Cylindrospermopsis raciborskii* (MELO, 2006). Esses dados mostram que para a água de estudo não foi preciso uma filtração em grande profundidade para uma boa remoção. Nesse caso essa remoção pode estar relacionada à taxa de filtração ser baixa.

Figura 22 - Remoção de Coliformes Totais nas colunas de pré-filtração.

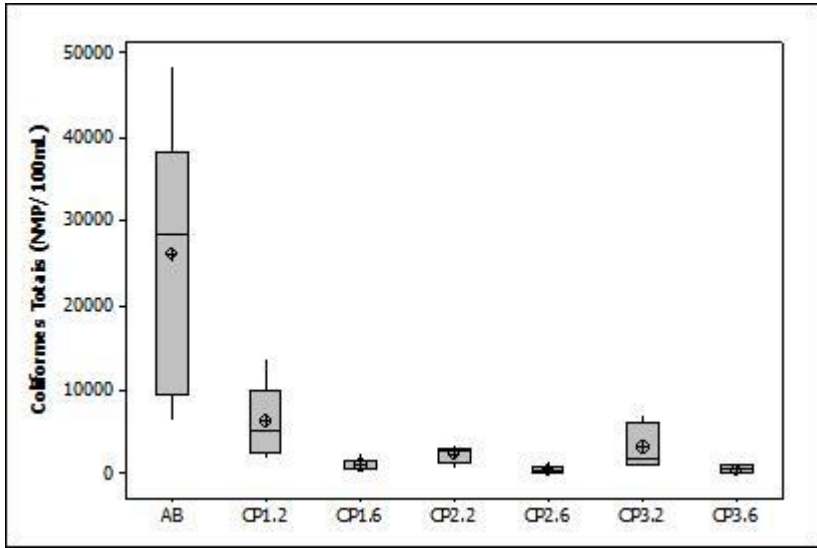
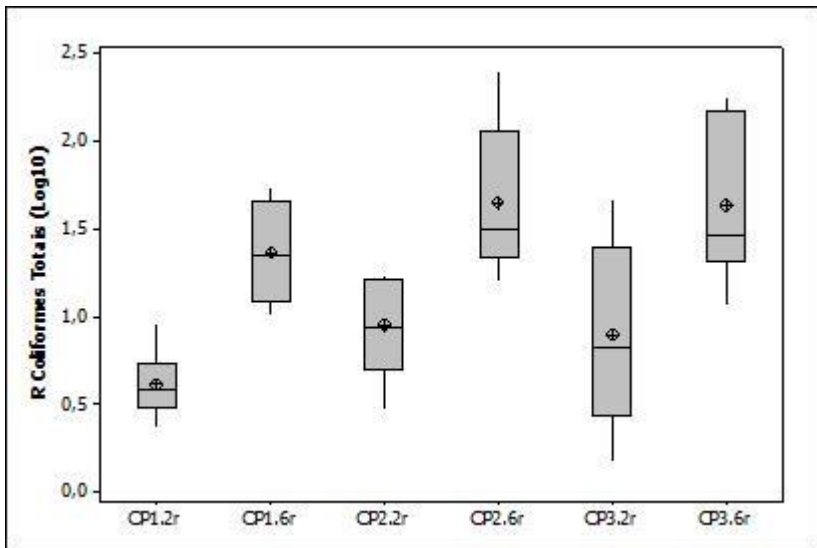


Figura 23 - Boxplot de remoção de Coliformes Totais.

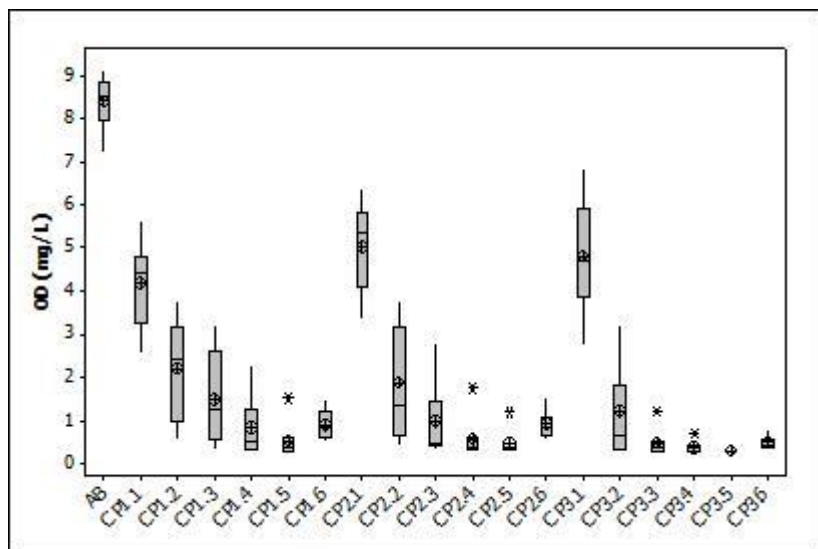


#### 4.1.1.2 Consumo de Oxigênio Dissolvido

De maneira geral houve um grande consumo de OD nas CP. A partir do ponto 3 todas as colunas já apresentavam condições anaeróbias de operação (menos que 1,5 mg O<sub>2</sub>/L). No caso da CP3 o sistema encontrava-se em anaerobiose a partir do ponto 2. Isso indica que estava havendo, além de ações físicas de remoção nessas colunas, ações biológicas que consumiram o oxigênio presente no meio.

Como pode ser observado na Figura 24, o consumo acentuou-se conforme se diminuiu a granulometria das colunas. Observa-se também certo aumento no OD ao final das colunas. Acredita-se que isso ocorreu devido ao crescimento de cianobactérias ao final da filtração, uma vez que as colunas não eram cobertas e deixavam a luz entrar pela parte superior, permitindo a reoxigenação do sistema.

Figura 24 - Boxplot dos dados de OD ao longo das colunas.



#### 4.1.1.3 Remoção de COT, COD e Absorbância a 254 nm.

Houve remoção de COT no sistema, sendo aquela na parte inicial das colunas a mais significativa (Figura 25). A remoção de COD pelos sistemas foi pequena (Figura 26). Análises estatísticas apontam que não houve diferença entre as amostras coletadas a 17 cm de profundidade, porém houve diferença entre as amostras da saída das colunas, indicando uma leve remoção (médias de 14%, 12% e 11%). A análise estatística também aponta que não houve diferença de remoção entre as colunas.

Não houve diferenças entre a absorbância das amostras coletadas na coluna e nem na SUVA. Isso indica que não houve transformação da matéria orgânica dissolvida ao passar pelo sistema.

Figura 25 - Boxplot dos dados de COT das colunas.

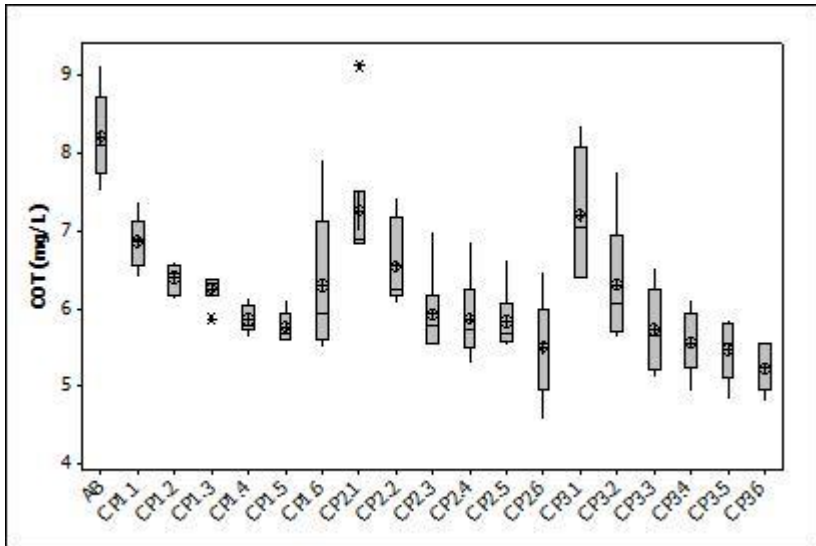




Figura 26 - Boxplot dos dados de COD das colunas.

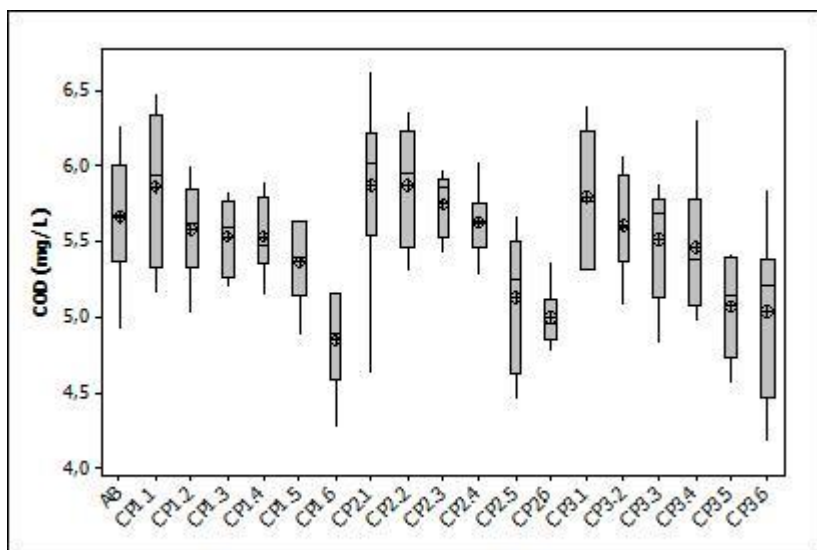


Figura 27 - Boxplot dos dados de Absorbância das colunas.

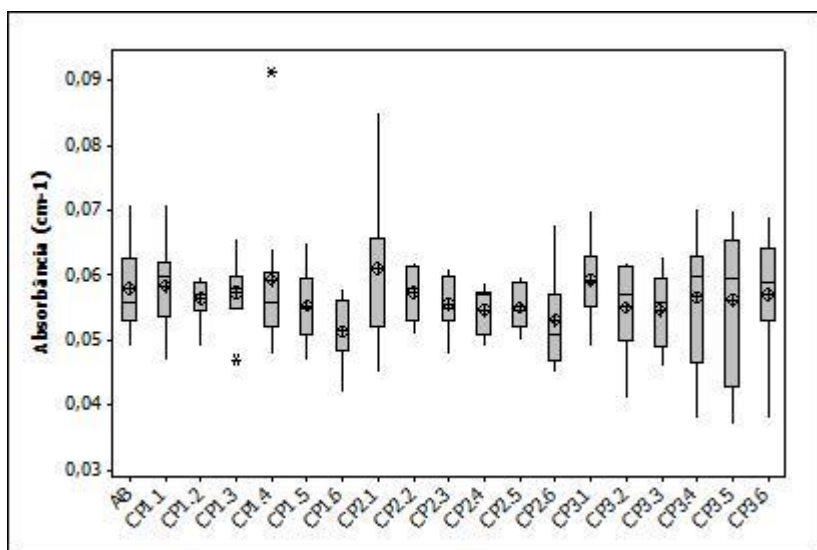
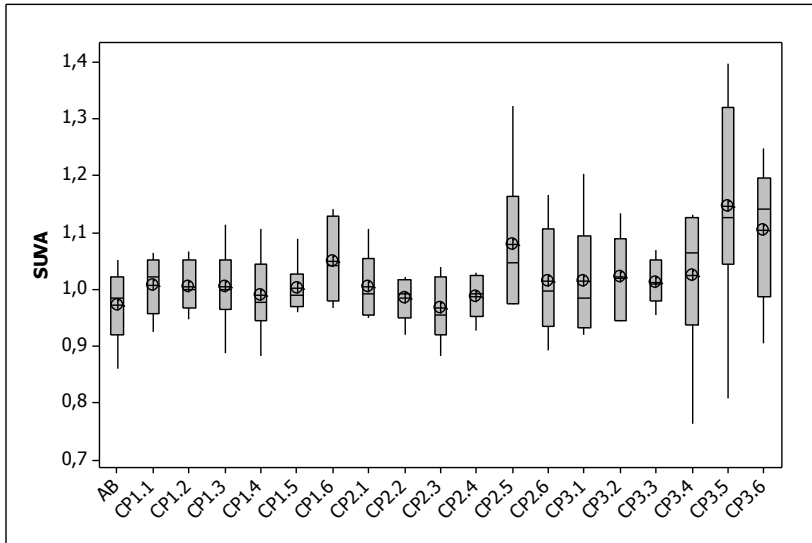


Figura 28 – Boxplot dos dados de SUVA das colunas.



## 4.2 Operação e Limpeza dos Filtros Lentos Ascendentes

Os dois filtros foram operados paralelamente e limpos de maneiras diferenciadas para amplificação do estudo. Como citado anteriormente, foram utilizadas a retrolavagem, descarga de fundo, descarga na interface ou combinação dessas.

Na Figura 29 e Figura 30 estão representadas as perdas de carga nos sistemas de filtração, assim como as remoções de turbidez, Coliformes totais e *Cylindrospermopsis raciborskii*. Tais remoções serão comentadas separadamente nas seções 4.3.1, 4.3.2 e 4.3.3, nas páginas 89, 93 e 95 respectivamente.

Os procedimentos de limpeza não surtiram o efeito esperado nos filtros, tendo que ser na maioria das vezes associados para uma limpeza eficiente.

Nas tabelas (Tabela 8, p.83 e Tabela 9, p. 87) são apresentados os procedimentos adotados e a perda de carga inicial após a limpeza na camada suporte e total (camada suporte e meio filtrante).

Figura 29 – Perdas de carga e remoção no FLA1.

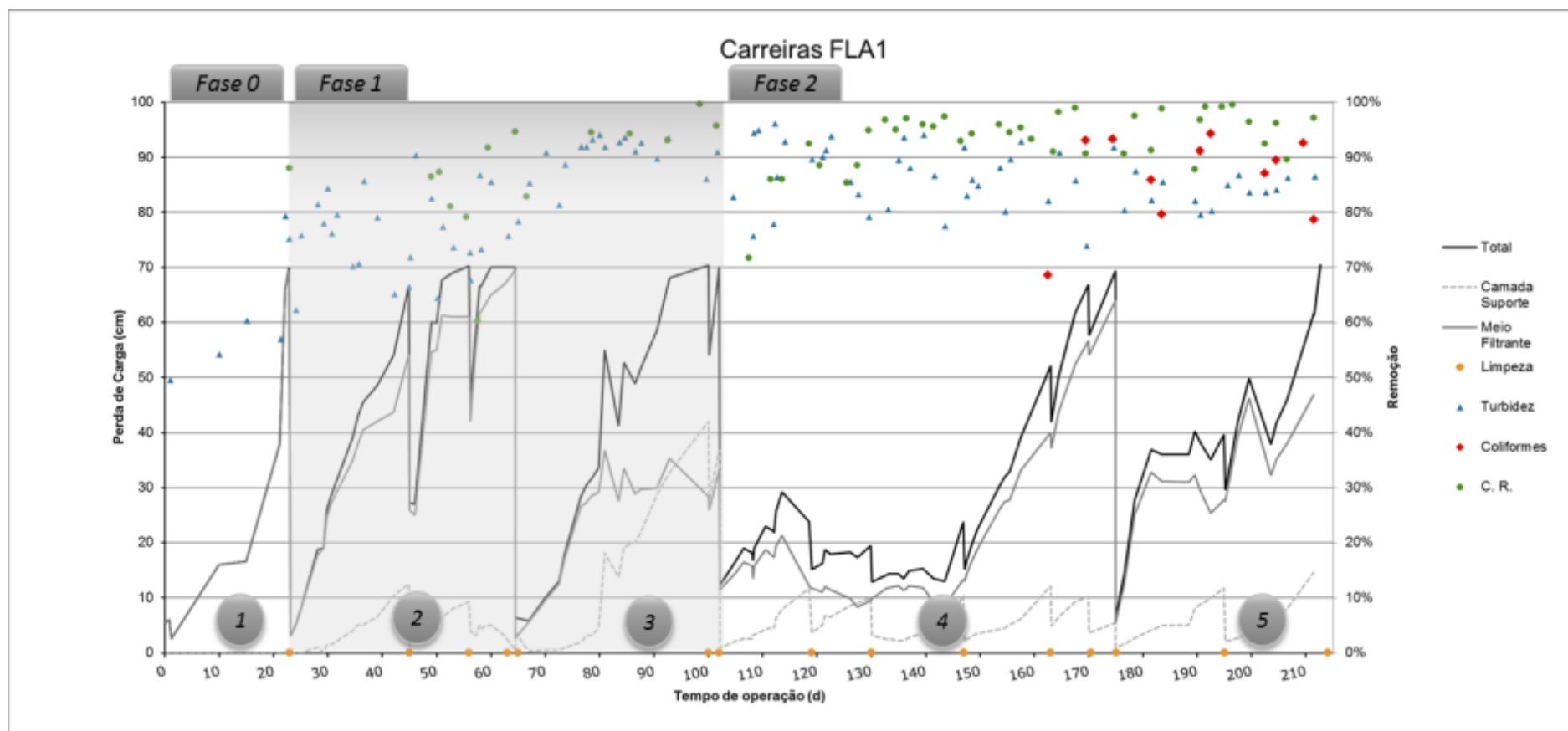
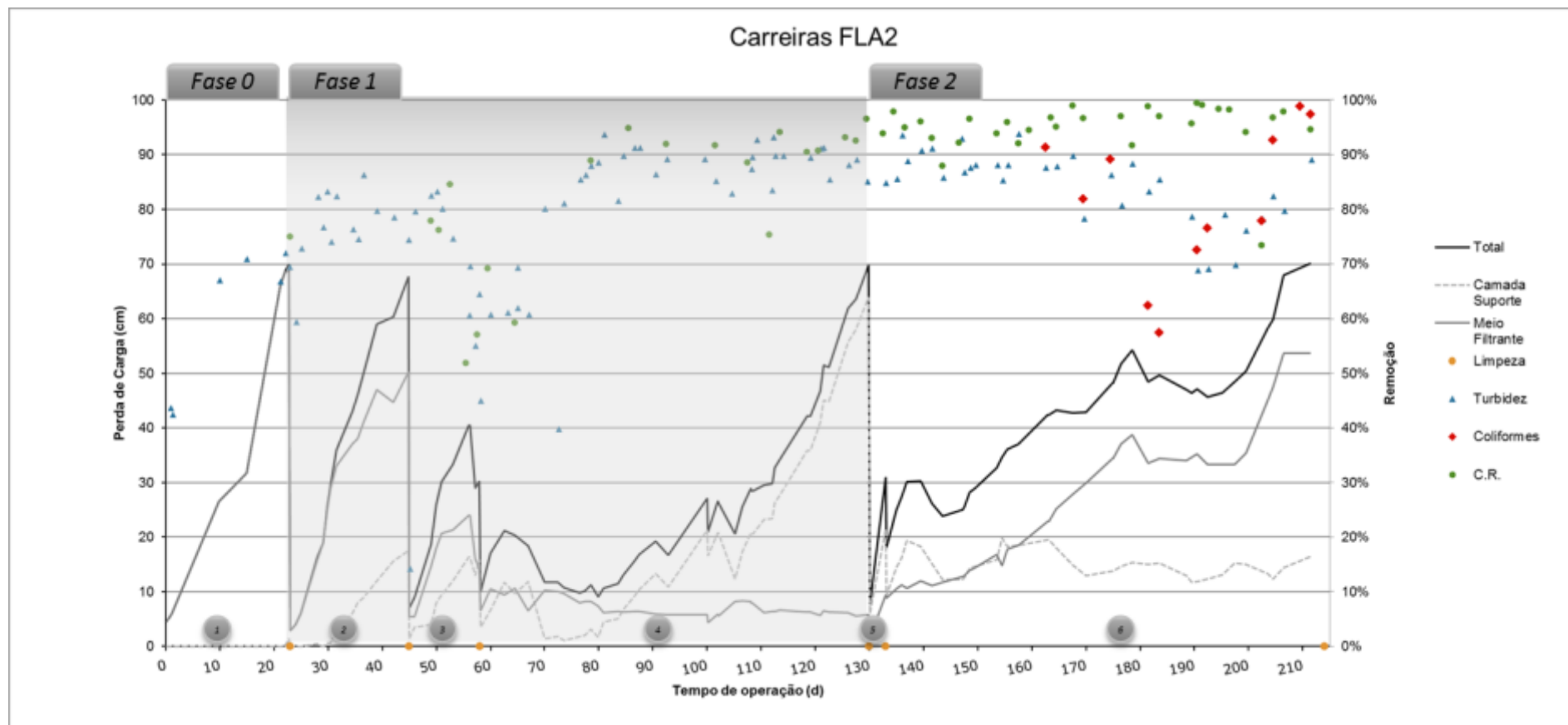


Figura 30 - Perdas de carga e remoção no FLA2.



De maneira geral houve comportamento diferenciado entre os filtros e entre as carreiras. Isso e o pequeno número de carreiras dificultaram as conclusões a respeito do funcionamento da tecnologia empregada, pois não foi possível a comparação do comportamento em um número mais representativo de experimentos.

O período de monitoramento foi restrito ao cronograma do estudo e o pequeno número de carreiras deve-se à duração das mesmas, que foi maior do que era previsto. Deste modo, diminuíram-se os testes de limpeza.

Por isso, a operação dos filtros é descrita e discutida nas seções a seguir separadamente. Ainda, pela variação na operação no mesmo filtro, as carreiras foram agrupadas em fases para uma melhor apresentação e compreensão dos resultados.

Na chamada “fase 0” o comportamento foi semelhante em ambos os filtros. Essa fase foi um período de maturação em que a água filtrada apresentava valores de remoção de turbidez inferiores a 70%. Nota-se também que não houve perda de carga na camada suporte, que aparece a partir da segunda carreira de maneira cada vez mais representativa.

Nas fases seguintes houve diferenciação na operação dos filtros e os resultados são apresentados e discutidos nas seções a seguir.

#### 4.2.1 Operação do FLA1

A seguir (Tabela 8 e seções 4.2.1.1 e 0, p.84 e 85) é apresentado um resumo da operação dos filtros.

**Tabela 8 - Procedimentos de limpeza do FLA1.**

<b>Fase</b>	<b>Carreira</b>	<b>Limpeza</b>	<b>Duração<sup>1</sup> (dias)</b>	<b><math>\Delta h_{iCS}</math> (cm)</b>	<b><math>\Delta h_{iT}</math> Total(cm)</b>
<b>0</b>	1	RL <sup>2</sup>	23	0	5,5
		RL	22	0	3
<b>1</b>	2	DF	11	1,3	27,3
		DF	7	4,0	46,0
		DF + DI	2	0,5	70,0
	3	RL	35	3,7	6,4

		DF + DI	2	28,8	54,0
		DI + RL + RL	17	0,9	12,3
2	4	DI	11	3,6	15,2
		DI	17	3,1	12,9
		DI	16	2,1	15,1
	5	DI	7	4,8	41,9
		DI	5	3,6	57,6
		RL	20	1,0	6,4
		DI	21	2,0	29,5

**Notas:** <sup>1</sup> *Tempo transcorrido desde a limpeza anterior.*

<sup>2</sup> *Várias retrolavagens para a limpeza inicial do meio filtrante e testes do sistema. Cessaram-se após a diminuição da turbidez da água de retrolavagem.*

#### 4.2.1.1 Fase 1

No FLA1 a partir da carreira nº2 foi utilizada a descarga de fundo apenas. O processo demonstrou-se muito demorado, havendo necessidade de 50 min para o escoamento de toda a água acima do meio filtrante. Na mesma carreira, a seguir, foram adotados os mesmos 50 min para a limpeza e, a cada limpeza, menos água passava pelo meio filtrante.

Acredita-se que isso ocorreu devido à colmatação cada vez maior do meio filtrante, dificultando a limpeza por necessitar de maiores cargas hidráulica para uma limpeza eficiente.

Isso pode ser observado na variação da perda de carga no filtro. Após a primeira descarga de fundo, quando iniciado o processo de filtração, a perda de carga no sistema ainda era alta, principalmente no meio filtrante. Após terceira DF na carreira nº2 e a segunda DF na carreira nº3, o processo não se apresentava mais eficiente. Por isso uma retrolavagem foi efetuada para a limpeza do meio filtrante durante 4 min.

Processo semelhante é denominado como descargas intermediárias (DI BERNARDO; DANTAS, 2005), onde a um filtro ascendente retrolavável são aplicadas descargas de fundo durante a carreira de filtração a fim de prolongá-la, a partir do momento em que a descarga de fundo não é mais aplicável, usa-se a retrolavagem.

O processo era então reiniciado e pretendia-se realizar as

descargas intermediárias como nas carreiras anteriores. Contudo, a descarga de fundo não se apresentou eficiente após a segunda DF na carreira nº3, fazendo com que o aumento da perda de carga total fosse muito rápido (2 dias). Devido a isso, foi decidida a mudança do sistema de limpeza.

Como se pode observar (Figura 29), nessa fase a perda de carga na camada suporte passou a ser significativa na perda de carga total do sistema. Esse é mais um indício da participação dessa camada na remoção de sólidos.

Na carreira nº3 há um comportamento diferente das demais. A partir de alguns dias a perda de carga no meio filtrante se estabilizou e é possível constatar, pela perda de carga, que a remoção estava acontecendo principalmente na camada suporte ou na interface dessa com o meio filtrante.

Observando-se as perdas de carga na carreira nº3, concluiu-se que a descarga de fundo não foi eficiente e foi acionada a descarga na interface. A limpeza foi mais influente na camada suporte e isso influenciou na retenção de sólidos no meio filtrante. Acredita-se que o conjunto disso, elevada perda de carga inicial e menor retenção na camada suporte, ocasionou na curta carreira.

Também nessa fase observam-se remoções mais significativas de turbidez e *Cylindrospermopsis raciborskii* com valores acima de 80%, o que para a água de estudo representava valores abaixo de 0,5 uT, portanto dentro do exigido pela legislação de potabilidade brasileira (BRASIL, 2011).

A observação das carreiras nº2 e 3 e das colunas de pré-filtração fez com que se decidisse por uma mudança na limpeza dos filtros. Nas colunas de pré-filtração, perdas de carga muito elevadas (de 10 a 30 cm) dificultaram a limpeza e como se pode observar nos FLA, isso prejudicou a limpeza da camada suporte também.

#### 4.2.1.2 Fase 2

Na fase 2 foram adotadas como descargas intermediárias as descargas com entrada na interface. O que determinou o momento da limpeza foi a definição da perda de carga máxima na camada suporte em 10 cm. Esperava-se com isso uma maior eficiência da limpeza nessa camada.

Houve períodos em que a perda de carga demonstrou-se mais influente na camada suporte, preservando o MF até certo momento,

culminando na necessidade de retrolavagem ao final da carreira nº4. Nessa carreira ainda não se tinha 10 cm de perda de carga na camada suporte, mas um total de 70 cm já tinha sido atingido.

Esse período durou no total 73 dias (carreira nº4), com uma média de 12,2 dias entre uma DI e outra.

Após a retrolavagem o sistema funcionou por mais 41 dias, sendo necessária uma DI ao 20º dia e retrolavagem ao 41º devido à alta perda de carga no meio filtrante durante toda a carreira. Ao final desse período a retrolavagem apenas não foi eficiente, sendo necessária a repetição do processo.

Nessa fase de acompanhamento também foram obtidos bons resultados de remoção de turbidez e *Cylindrospermopsis raciborskii*. Nesse período iniciou-se o acompanhamento da remoção de Coliformes totais, sendo a maioria dos resultados superiores a 80%.

## 4.2.2 Operação do FLA2

Nas seções 4.2.2.1 e 4.2.2.2 e na Tabela 9 é apresentado um resumo da operação do FLA2.

### 4.2.2.1 Fase 1

Nessa fase foi adotada apenas a retrolavagem como procedimento de limpeza para o FLA2. A primeira delas não foi eficiente, tendo de ser utilizada associada a outros procedimentos. Primeira mente a DF que também durou cerca de 50 min, considerada demorada e em seguida DI.

A carreira nº2 desse filtro (Figura 30) teve comportamento similar ao início da nº2 do FLA1 (Figura 29). Ambas aconteceram exatamente ao mesmo tempo e após um exaustivo procedimento de limpeza. Também nessa carreira resultados abaixo de 0,5 uT começaram a ser obtidos e a duração foi de 22 dias.

Ao final da carreira o filtro foi retrolavado. No entanto, a retrolavagem não foi eficiente. Esperou-se que toda a água escoasse do reservatório, o que levou cerca de 30 min e não houve fluidificação do meio filtrante. Assim o reservatório foi novamente cheio e fez-se uma segunda retrolavagem, dessa vez o meio foi fluidizado com uma expansão média de 17% durante 4 min, calculada a partir da Equação 1 (p.57).



Tabela 9 – Procedimentos de limpeza do FLA2.

Fase	Carreira	Limpeza	Duração <sup>1</sup> (dias)	$\Delta h_{iCS}$ (cm)	$\Delta h_{iT}$ (cm)
0	1	RL <sup>2</sup>	23	0	4,5
	2	RL+DF+DI	22	0	2,9
1	3	RL <sup>3</sup> +RL(17%) <sup>4</sup>	13	1,5	7,0
	4	RL <sup>3</sup> +RL(6%) <sup>4</sup>	72	3,5	10,0
2	5	DI+RL	3	6,0	7,7
		DI	79	9,3	18,1

**Notas:** <sup>1</sup> Tempo transcorrido desde a última limpeza.

<sup>2</sup> Várias retrolavagens para a limpeza inicial do meio filtrante e testes do sistema. Cessaram-se após a diminuição da turbidez da água de retrolavagem.

<sup>3</sup> Retrolavagem sem expansão.

<sup>4</sup> Expansão média do meio filtrante durante a retrolavagem.

A carreira n<sup>o</sup>3 foi iniciada normalmente, no entanto foi interrompida ao 13<sup>o</sup> dia, devido à má qualidade do efluente. Foi realizada uma retrolavagem e como na carreira anterior esta não funcionou sendo necessária uma segunda retrolavagem. Nesse processo conseguiu-se uma expansão de 6% em 4 min.

A carreira n<sup>o</sup>4 apresentou perda de carga inicial de 10 cm. No início houve um aumento rápido na perda de carga da camada suporte (de 3,5 a cerca de 10 cm) em apenas 3 dias, contudo, após uma semana, a perda de carga na camada suporte diminuiu novamente, permanecendo estável por alguns dias. Esse pode ser um indício de arraste de material desprendido do meio granular ou degradação biológica. Contudo, durante esse período, a perda de carga no meio filtrante manteve-se estável e a qualidade da água continuou ruim.

Melhores resultados começaram a ser obtidos após cerca de 2 semanas, o que pode ser um indício do amadurecimento do filtro. Após esse período a perda de carga na camada suporte manteve-se em constante aumento e a qualidade da água melhorou, mantendo uma remoção de turbidez sempre acima dos 80%. Essa carreira durou um total de 72 dias.

#### 4.2.2.2 Fase 2

A estabilidade da perda de carga no meio filtrante fez com que fosse tomada a decisão de se fazer apenas a descarga na interface, tal limpeza não funcionou, uma vez que houve, ao invés de descarga, uma retrolavagem apenas do meio filtrante, tamanha a obstrução na camada suporte. Assim, foi feita uma retrolavagem em seguida para a limpeza da camada suporte.

A carreira nº5 foi interrompida devido ao grande aumento da perda de carga na camada suporte em um curto espaço de tempo, indício da ineficiência da limpeza anterior. Assim, uma nova DI foi realizada.

A carreira nº6 durou 79 dias ao todo. Diferentemente da carreira nº4, a perda de carga se concentrou no meio filtrante, caracterizando a variabilidade dos processos envolvidos na filtração. Outro sinal dessa variabilidade é a perda de carga na camada suporte manteve-se oscilando na faixa de 10 e 20 cm.

A perda de carga no meio filtrante apresentou constante aumento, até um momento em que se estabilizou durante cerca de 20 dias. Nesse período houve decaimento na qualidade de água filtrada em termos de remoção de turbidez e coliformes totais. Contudo, a remoção de *Cylindrospermopsis raciborskii* não foi prejudicada. Nesse período houve um decaimento na presença de cianobactéria na água bruta.

Coincidentemente com o posterior aumento da presença de *Cylindrospermopsis raciborskii* observa-se o aumento da perda de carga no meio filtrante, um indicativo do papel de sua presença no desenvolvimento de perda de carga, como já observado em outros estudos (MELO, 2006; PIZZOLATTI, 2010, 2014; PEREIRA et al., 2012). A carreira foi encerrada quando a perda de carga total atingiu 70 cm. Foi realizada uma DI seguida por retrolavagem. Ambas funcionaram corretamente uma vez que o material retido na camada suporte (caracterizado pela perda de carga entre 10 e 20 cm, inferior a da carreira anterior em torno de 65 cm).

Acredita-se que a limpeza da camada suporte antes da retrolavagem atuou de maneira positiva na realização da retrolavagem, diminuindo a carga a ser vencida para a fluidificação do meio filtrante.

### 4.3 Qualidade da água filtrada pelos FLA

Na Tabela 10 são apresentadas as médias e medianas de medição dos parâmetros de qualidade da água bruta e filtrada em ambos os filtros a partir da **fase 1**, assim como suas respectivas remoções.

A qualidade da água bruta apresentou uma variação seguindo uma variação normal em suas medições, diferentemente da água filtrada que tendia a melhorar no decorrer das carreiras.

#### 4.3.1 Remoção de Cor e Turbidez

Ambos os filtros apresentaram valores satisfatórios em termos de remoção de Turbidez (Figura 31). A remoção foi em média acima de 80% (85% e 82% respectivamente) e segundo o teste estatístico houve diferença entre a remoção dos filtros. Ambas as médias foram abaixo do valor máximo permitido pela legislação brasileira apresentando médias de 0,80 e 0,97 uT e medianas de 0,67 e 0,76 uT respectivamente.

Quanto à cor houve remoção de cor aparente nos filtros (Figura 32) com médias em torno de 77% e 74% no FLA1 e FLA2 respectivamente. O FLA2 em alguns momentos apresentou resultados inferiores de remoção, o que influenciou na menor média, o mesmo pode ser observado na remoção de turbidez.

Acredita-se que a diferença nessa remoção foi devida a um momento de transpasse no FLA2 ao final de uma das carreiras de filtração (Figura 30, p.82), onde a eficiência da filtração foi comprometida como poderá 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).

Pela aplicação de testes estatísticos não houve diferença entre a cor verdadeira da água bruta e da água filtrada em ambos os filtros, sendo assim, constata-se que não houve remoção de cor verdadeira pelos filtros (Figura 33), diferentemente da cor aparente que se apresentou com remoções semelhantes. Embora sejam estatisticamente diferentes, os valores de cor verdadeira e aparente são bem próximos (Figura 34), demonstrando que a maior parte a cor removida é aquela relacionada à turbidez da água.

Tabela 10 - Qualidade da água bruta e filtrada nos FLA.

Unidade	AB		FLA1		FLA2		M.P.
	V.M. M.	V.M. M.	Remoção	V.M. M.	Remoção	V.M. M.	
Turbidez	5,29 5,31	0,80 0,67	85% 87%	0,97 0,76	82% 86%	0,97 0,76	1*
Cor Aparente	81 81	19 17	77% 79%	21 17	74% 79%	21 17	15
Cor Verdadeira	13 11	14 14		15 13		15 13	
pH	6,76	6,29		6,28		6,28	6 - 9,5
OD	8,87	0,48		0,39		0,39	
Condutividade	84,6	83,0		83,2		83,2	
Temperatura	21,5	20,7		20,5		20,5	
Contagem	60683 61400	4558 3700	92% 94%	7161 3500	88% 94%	7161 3500	88% 94%
C. Rariboskii	910240 921000	13673 11100	98% 99%	21482 10500	98% 99%	21482 10500	98% 99%
COT	7,94 7,95	5,04 5,04	36% 37%	4,95 4,89	38% 39%	4,95 4,89	38% 39%
COD	5,15 4,75	4,71 4,58	9% 4%	4,58 4,46	11% 6%	4,58 4,46	11% 6%
Absorbância 254 nm	0,058 0,057	0,074 0,070		0,073 0,074		0,073 0,074	
SUVA	1,064 1,013	1,505 1,581		1,505 1,676		1,544 1,676	
Coliformes Totais	23044 20191	2838 1491	88% 89%	3500 1491	85% 93%	3500 1491	Ausencia Ausencia
E. Coli	164 0	N.D. N.D.		N.D. N.D.		N.D. N.D.	Ausencia Ausencia

V.M. - Valor médio.

M. - Mediana.

M.P. - Máximo recomendado pela Portaria MS nº 2914/11 para águas potáveis (após a desinfecção).

\* Saída do filtro, sem desinfecção.

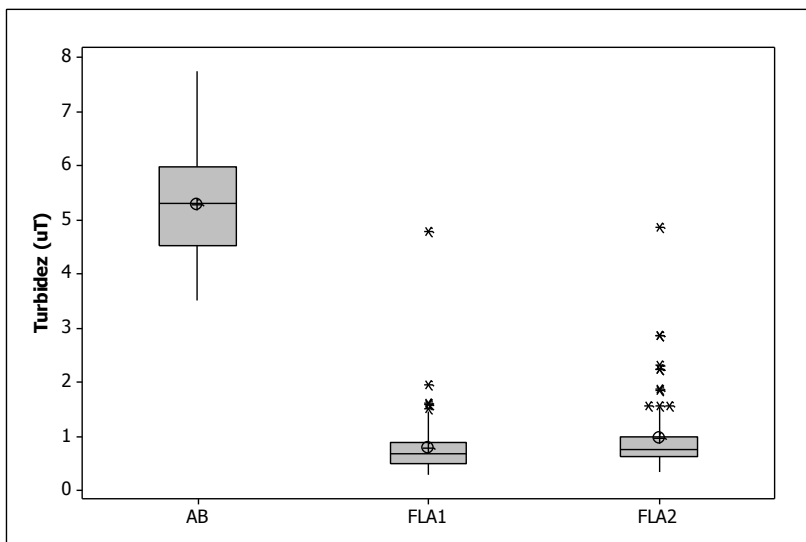
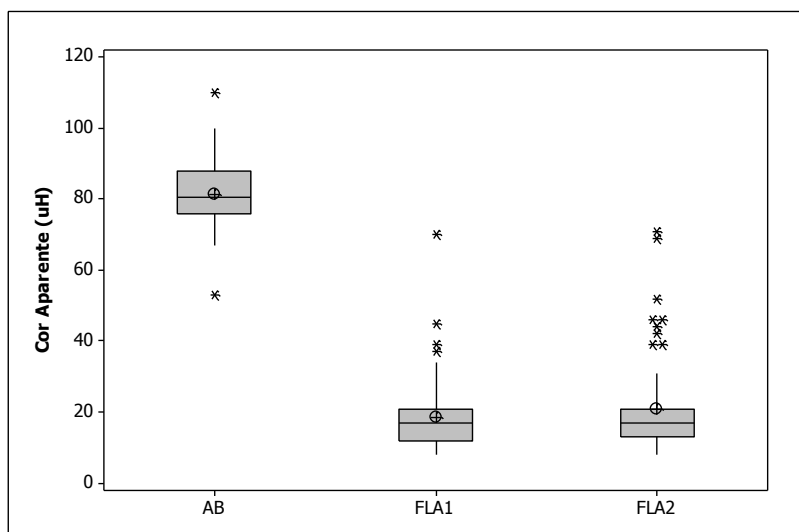
**Figura 31 - Boxplot dos dados de Turbidez da AB e FLA.****Figura 32 - Boxplot dos dados de Cor Aparente da AB e FLA.**

Figura 33 – Boxplot dos dados de Cor Verdadeira da AB e FLA.

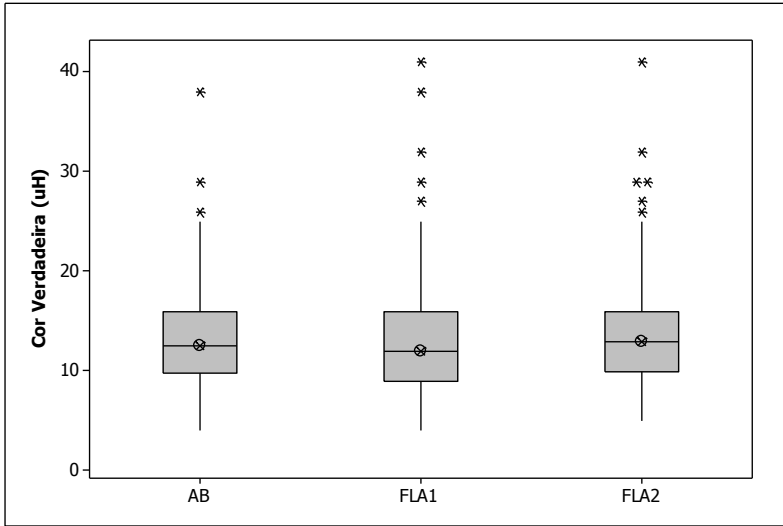
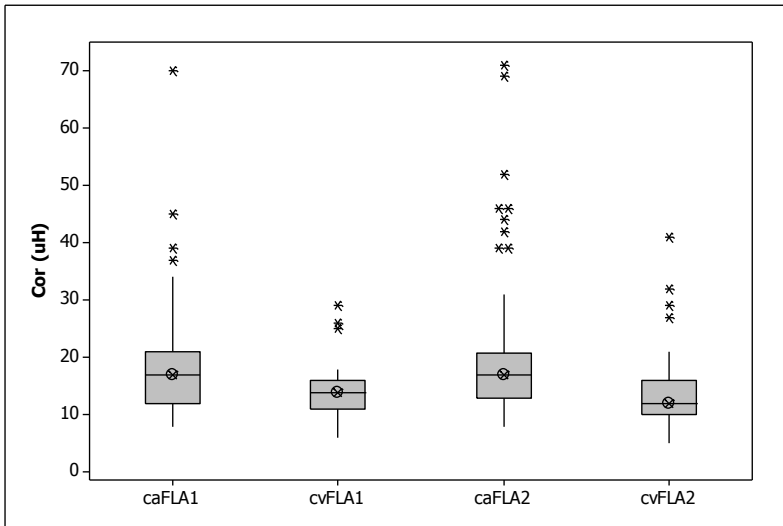


Figura 34 – Boxplot dos dados de Cor da AB e FLA.



Nota: ca – Cor aparente; cv – Cor verdadeira.

A remoção de turbidez e cor aparente já era esperada, uma vez que bons resultados já foram reportados por esse tipo de filtração (COSTA, 1980; MURTHA, 1998). MURTHA e HELLER (2003) já haviam relatado bons valores de turbidez no efluente de FLA em um estudo que comparava as variáveis de projeto e operação em filtros lentos, dentre eles a direção do fluxo. Nesse estudo o FLA ainda mostrou-se mais eficiente na remoção de turbidez do que a filtração descendente. Ainda em relação a esse estudo houve uma maior eficiência na remoção de cor aparente. Diferentemente dos resultados aqui apresentados, também foi reportada remoção de cor verdadeira. Essa diferença poderia estar relacionada às propriedades da água utilizada nos estudos serem diferentes.

#### 4.3.2 Remoção de Coliformes

Ambos os filtros apresentaram remoção de Coliformes totais (Figura 35 e Figura 36), sendo em média 88% no FLA1 e 85% no FLA2. *E. coli* não foi detectado em todas as amostras de água bruta e foi detectado apenas em uma amostragem no FLA1. Acredita-se que essa ausência na água bruta está relacionada à diluição utilizada para a análise (10X). Amostras brutas não eram analisadas devido à quantidade de Coliformes totais excederem o suportado pelo método.

Ainda, a remoção de coliformes foi acompanhada apenas na última carreira de filtração dos filtros (cerca de 80 dias). Nessa carreira foi observado um transpasse de impurezas pelo filtro, caracterizado pela diferença de cor e turbidez medidas na mesma época. Houve também variação na perda de carga no meio filtrante, que diminuiu no período enquanto a tendência é que se aumente.

Em trabalhos comparando filtros lentos de diferentes fluxos a remoção de coliformes na filtração ascendente mostrou-se eficiente embora significativamente menor que a filtração descendente (COSTA, 1980; MURTHA, 1998). A remoção de coliformes em filtros lentos está associada à formação do *schmutzdecke*. Em filtros ascendentes não há formação dessa camada antes do meio leito filtrante da mesma maneira que se forma em filtros descendentes.

Figura 35 - Boxplot dos dados de Coliformes Totais da AB e FLA.

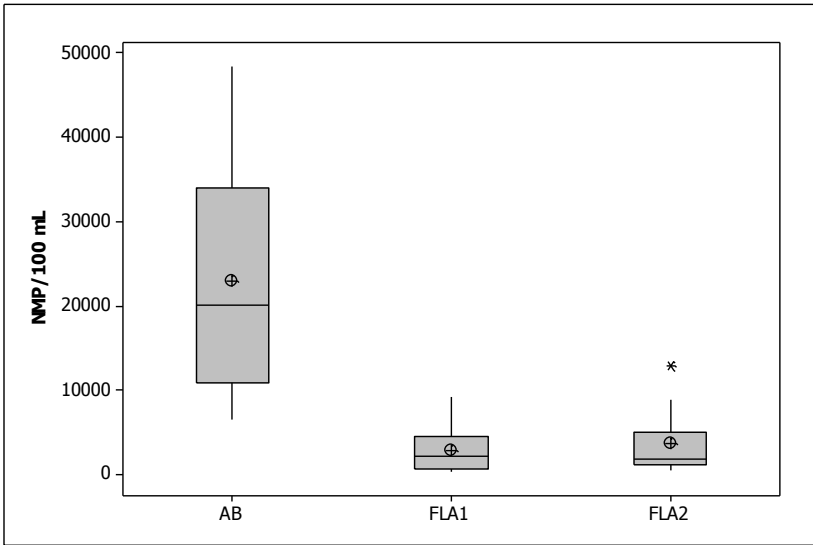
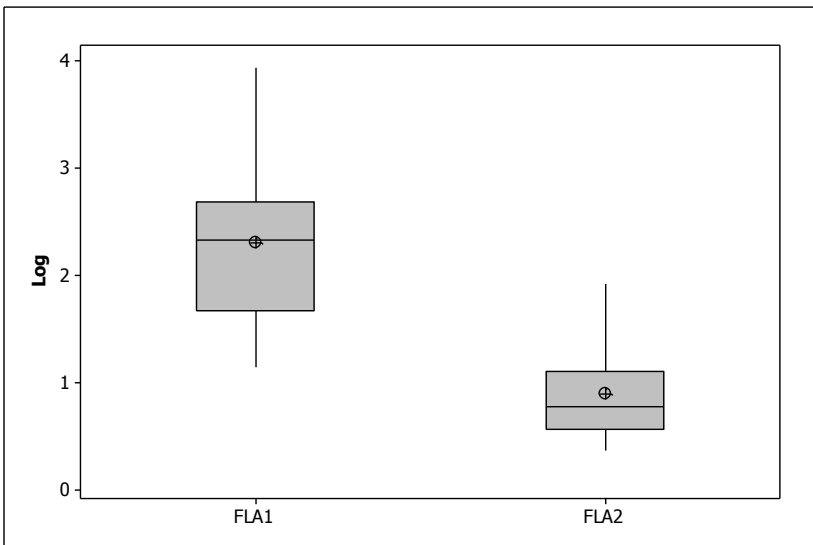


Figura 36 - Boxplot de Remoção de Coliformes Totais na FLA.





Contudo, como já levantado por MURTHA; HELLER (2003), a camada suporte nesse tipo de filtro tem um papel na filtração, atuando também como meio filtrante. Essa camada inicial tem características similares às empregadas em pré-filtração, embora seja em taxas de filtração maiores e leitos de maior profundidade.

Como pode ser visto nos resultados apresentados na seção 4.1 houve importante tratamento nos primeiros centímetros das colunas de pré-filtração chegando à remoção entre 0,5 e 1,0 Log em cada camada, indício de que a camada suporte dos FLA exerceu um importante papel na remoção de coliformes, mesmo sem a formação de *schmutzdecke*. No caso isso pode ser devido ao biofilme poderia se formar na camada suporte, analogamente ao que se forma em pré-filtros ascendentes.

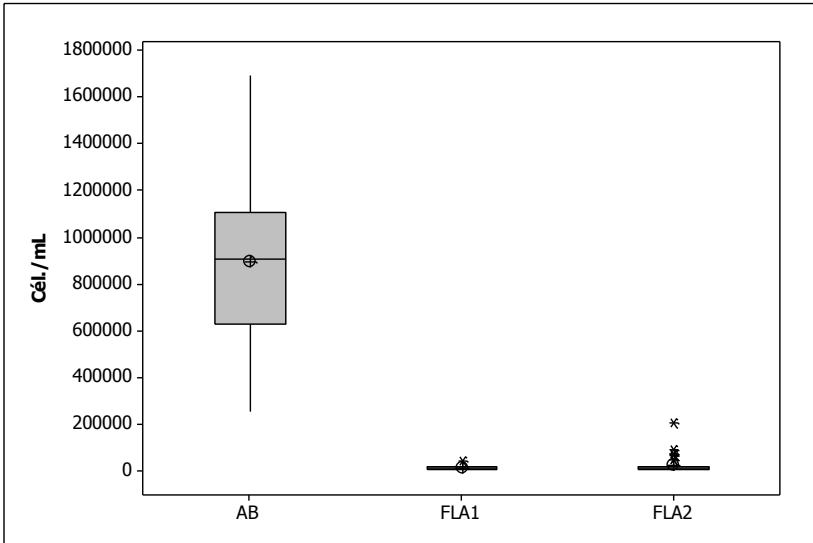
Valores elevados de remoção de coliformes são reportados em relação à pré-filtração em taxas maiores e profundidade de leitos maiores sendo inclusive recomendada para tal (CLARKE et al., 2004; TAIRA, 2008; VERAS; BERNARDO, 2008; NKWONTA; OCHIENG, 2009).

Em seu trabalho, TAIRA (2008) obteve bons resultados na remoção de oocistos de *Cryptosporidium sp.* na pré-filtração apenas. O estudo relacionou a remoção dos oocistos aos sólidos retidos no pré-filtro e à variedade do biofilme ali formado, um indício de que a filtração lenta ascendente também teria um bom desempenho nesse aspecto uma vez que foi observada uma grande remoção de turbidez nas colunas e importante perda de carga na camada suporte dos FLA. Contudo, tal remoção não foi avaliada nesse trabalho.

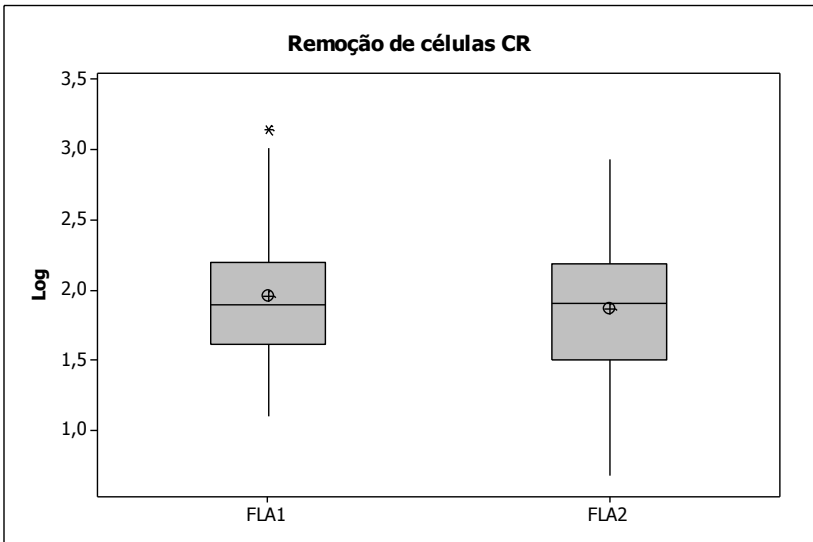
### 4.3.3 Remoção de *Cylindrospermopsis raciborskii*

Todos os filtros removeram significativamente indivíduos de *Cylindrospermopsis raciborskii* numa proporção de aproximadamente 92% e 88%, em FLA1 e FLA2 respectivamente (Figura 37 e Figura 38). Observou-se que pelos filtros passaram apenas os indivíduos menores ou houve quebra durante a filtração. Indivíduos de *Cylindrospermopsis raciborskii* na água bruta podem ser observados na Figura 39.

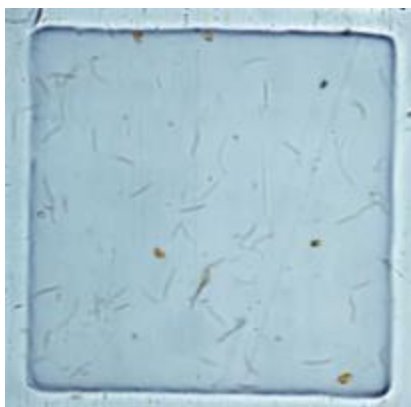
**Figura 37 – Boxplot dos dados de células de *Cylindrospermopsis Raciborskii* na AB e FLA.**



**Figura 38 – Boxplot da Remoção de células de *Cylindrospermopsis Raciborskii* na FLA.**



**Figura 39 - Imagem das cianobactérias *Cylindrospermopsis raciborskii* na água da Lagoa do Peri.**



**(Fonte: do Autor)**

Assim, quando a remoção é retratada em termos de remoção de células por mililitro, aumenta para uma média de 99% em ambos os filtros, média de 2,0 log e 1,9 log, não apresentando diferenças significativas entre eles.

Segundo a literatura a filtração lenta mostra-se capaz de remover cianobactérias, incluindo *Cylindrospermopsis raciborskii*, contudo pré-filtração é recomendada devido à colmatação rápida (poucos dias) do meio filtrante (MELO, 2006; PEREIRA et al., 2012; PIZZOLATTI et al., 2014).

Nesse trabalho não foram usados pré-filtros precedendo a FLA e mesmo assim as carreiras de filtração foram longas, chegando a quase 80 dias no FLA2, sem prejuízo à remoção de células da cianobactéria. Contudo, apesar da grande remoção, densidades de  $1,4$  e  $2,1 \times 10^4$  cél./mL foram encontradas na água filtrada, as quais ainda são elevadas e poderiam causar a presença de subprodutos após a desinfecção (EL-ATY; IBRAHIM, 2009; HUANG et al., 2009).

#### 4.3.4 Remoção de COT e COD e a relação com Absorbância a 254 nm

Do carbono orgânico total das amostras cerca de 70% é representado por carbono orgânico dissolvido. Como pode ser observado praticamente todo o carbono particulado foi removido no filtro, isso pode ser concluído pela relação de turbidez e COT e por não haver diferença significativa entre COT e COD nas amostras filtradas.

Esses valores altos de COD foram reportados anteriormente em outros estudos (ESQUIVEL, 2012; FONTES et al., 2013; PIZZOLATTI, 2014). A *Cylindrospermopsis raciborskii* representa 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 (FONTES et al., 2013). A parte remanescente após a filtração é preocupante devido à possibilidade de formação de subprodutos da cloração durante a desinfecção.

Figura 40 – Boxplot de COT e COD da AB e FLA.

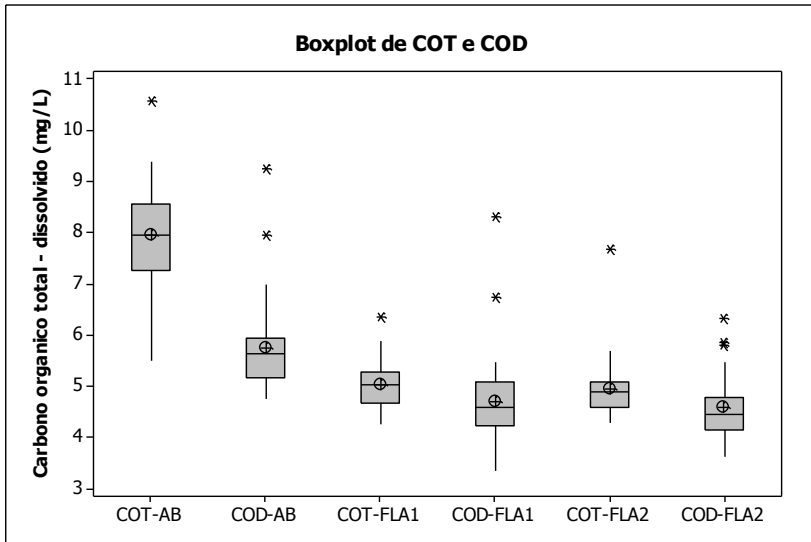


Figura 41 – Boxplot de Absorbância a 254 nm da AB e FLA.

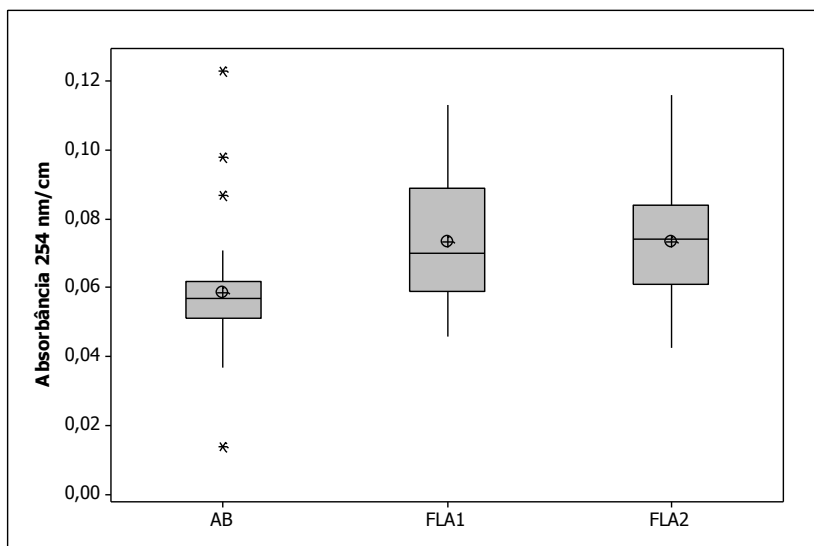
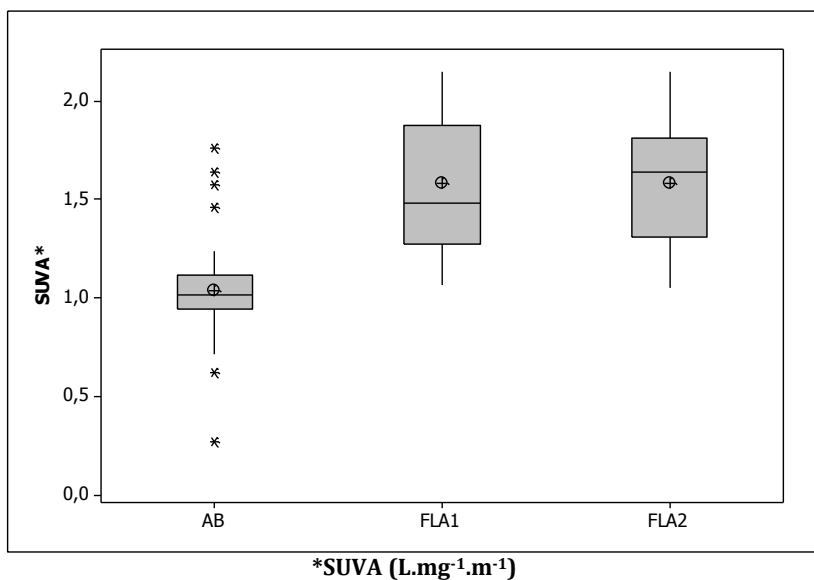


Figura 42 – Boxplot de SUVA da AB e FLA.



Como pode ser observado, houve um aumento significativo na absorvância a 254 nm das amostras filtradas em relação à água bruta. Também houve aumento da SUVA, não havendo diferença significativa entre os filtros para ambos os casos.

A absorvância é um indicativo de matéria orgânica dissolvida. Vários compostos podem absorver luz nos comprimentos de onda ultravioleta. No comprimento 254 nm há uma predominância de compostos orgânicos tendo os ácidos húmicos uma boa representatividade. Essa não é considerada uma medida qualitativa para medição dos compostos, mas pode usada para comparação de sistemas de tratamento na comparação de águas de mesma proveniência, sendo um bom indicador de remoção (APHA; AWWA; WEF, 2005).

O aumento da absorvância na água filtrada é um indício de que compostos que absorvem luz nesse comprimento de onda tenham se formado no filtro. Comparando-se os valores de COD e absorvância nota-se que houve uma redução do primeiro e aumento do segundo, influenciando na SUVA.

Maiores valores de SUVA tendem a representar uma quantidade maior da presença de ácidos húmicos. Esses ácidos podem ser provenientes da decomposição dos compostos orgânicos presentes no filtro. Maiores valores de SUVA foram relacionados com maior concentração de potenciais formadores de trialometanos (JUNG; SON, 2008), contudo nenhuma relação é encontrada no trabalho de ATES; KITIS; YETIS (2007). Nesse último trabalho, amostras com baixos valores de SUVA ( $<2 \text{ L.mg}^{-1}.\text{m}^{-1}$ ), valores próximos dos apresentados no filtrado dos FLA, não apresentaram correlação com a formação de trialometanos.

A atividade no filtro pode ser evidenciada pelos dados de oxigênio dissolvido. Contudo não se pode afirmar com certeza a formação desses compostos, uma vez que o COT, COD e absorvância não são métodos qualitativos. A diferença de comportamento dos dois parâmetros pode ser devido à modificação do tipo de matéria orgânica presente nas amostras, em menor quantidade, porém com maior capacidade de absorvância.

O consumo de oxigênio nos filtros foi elevado levando o sistema a operar condições anaeróbias. Tais condições podem ter influenciado também no tratamento. É relatado que filtros lentos

podem ter a capacidade de degradar amônia quando operado em condições anaeróbias. No entanto nesse trabalho não foi avaliada a presença de nitrogênio ( $\text{NH}_4$ ,  $\text{NO}_2^-$  ou  $\text{NO}_3^-$ ) (MERMILLOD-BLONDIN; MAUCLAIRE; MONTUELLE, 2005). Contudo, nitratos podem influenciar positivamente na absorvância a 254 nm e poderia explicar o fato dessa ter aumentado enquanto o COD diminuiu (WEISHAAR et al., 2003; MATILAINEN et al., 2011).

Resultados de trabalhos anteriores mostraram uma baixa concentração de nutrientes na água da Lagoa do Peri (MONDARDO, 2009; HENNEMANN; PETRUCIO, 2011), 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 prevalecimento 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 (MERMILLOD-BLONDIN; MAUCLAIRE; MONTUELLE, 2005).

#### 4.3.5 Oxigênio dissolvido, pH e Condutividade

Durante a filtração praticamente todo o oxigênio foi consumido, de uma média de 8,87 mg/L na água bruta para uma média de 0,48 e 0,39 mg/L na água filtrada em FLA1 e FLA2. O Consumo médio foi de 7,9 e 8,0 mg/L, não sendo estatisticamente diferente entre os filtros.

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 lenta não se caracteriza como removedora de tais tipos de compostos.

Figura 43 - Boxplot dos dados de Oxigênio Dissolvido da AB e FLA.

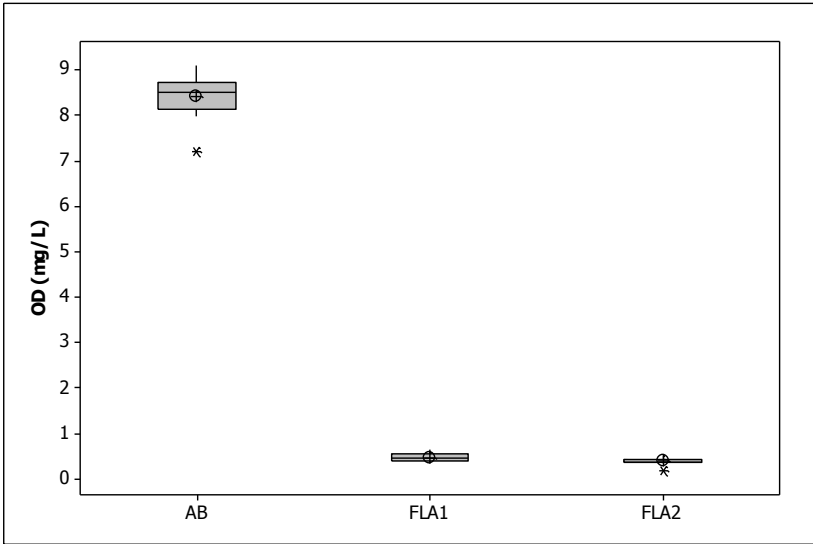


Figura 44 - Boxplot do consumo de OD da AB e FLA.

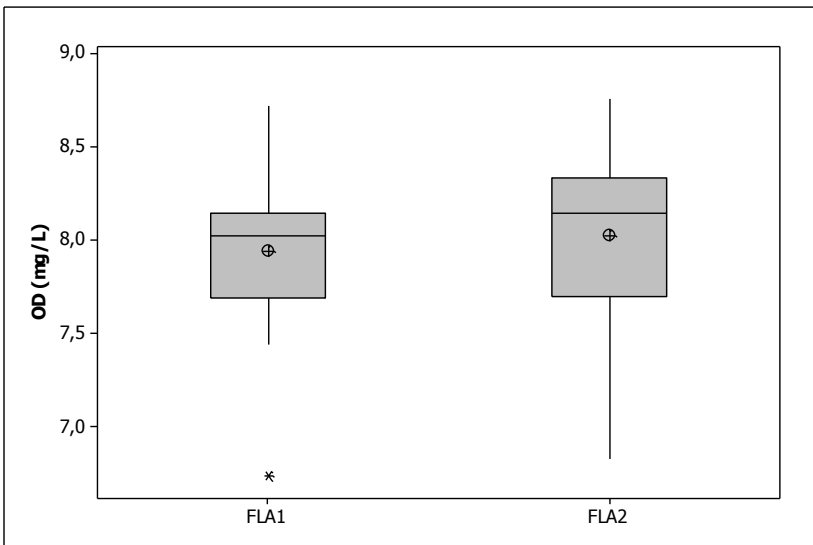




Figura 45 – Boxplot dos dados de pH da AB e FLA.

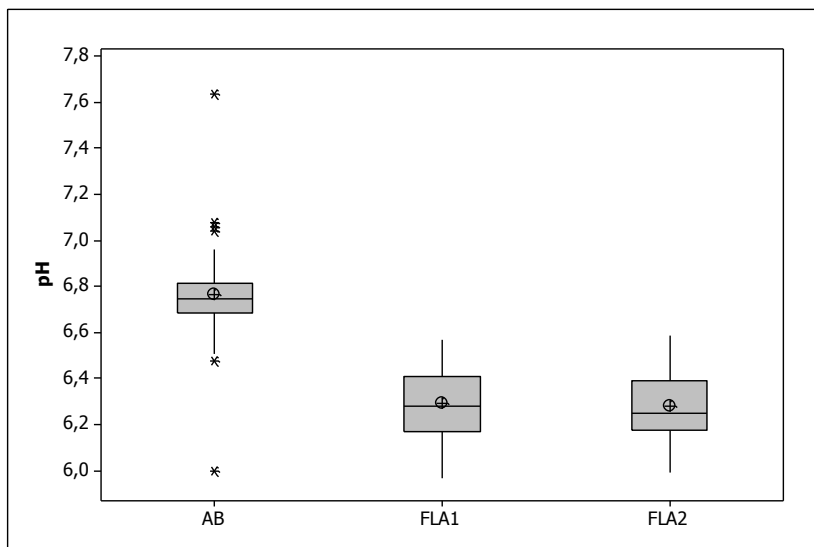
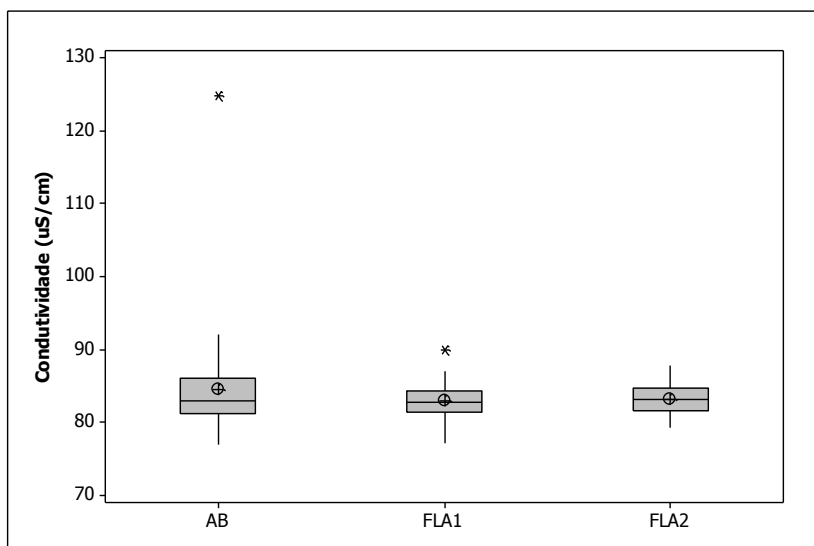


Figura 46 – Boxplot dos dados de Condutividade da AB e FLA.





## 5 Conclusões

Com esse trabalho foi possível concluir-se que a filtração lenta ascendente adequada para o tratamento da água em estudo, sendo eficiente na remoção da maioria dos parâmetros de qualidade avaliados. Contudo, alguns parâmetros apresentaram um alto residual, o que poderia acarretar problemas na desinfecção pós-filtração.

Os sistemas de limpeza empregados nem sempre funcionaram como esperado, contudo a descarga de fundo com água na interface e a retrolavagem associadas foram eficientes na limpeza dos filtros, enquanto as descargas de fundo ou a retrolavagem não se mostraram eficientes para a limpeza quando empregadas como único método de limpeza.

Com esse estudo também foi possível concluir-se que para a água de estudo:

- Os filtros lentos ascendentes foram eficientes na remoção de turbidez, cor aparente, coliformes e a cianobactéria *Cylindrospermopsis raciborskii*;
- Embora tenha havido remoção de COT os filtros não foram capazes de remover significativamente o COD naturalmente presente na água de estudo;
- A baixa remoção de COD e o aumento da absorbância a 254 nm da água filtrada é um indício da possível formação de subprodutos dessa água após a cloração, sendo necessário o uso de algum tratamento complementar à filtração;
- As altas remoções nos primeiros centímetros das colunas de pré-filtração indicam que uma parte significativa da remoção em filtros lentos pode ocorrer na camada suporte. Os dados de perda de carga nessa camada dos FLA também suportam essa conclusão;
- A inconstância do sistema influenciou a limpeza dos filtros. Isso dificultou sua operação, o que não é

interessante na aplicação da tecnologia em locais isolados, sem mão de obra especializada;

- Comparando-se com outros estudos anteriores sobre filtração lenta da água da Lagoa do Peri os filtros lentos tem desempenho semelhante ou inferior no tratamento;
- As carreiras de filtração com longa duração é uma vantagem apresentada pela filtração ascendente comparada à descendente. Em sistemas de médio e grande porte o seu uso poderia ser algo vantajoso, uma vez que haja melhores recursos operacionais para sua limpeza e manutenção;

Com os resultados obtidos, recomenda-se para pesquisas futuras:

- Estudo da recuperação da qualidade da água filtrada após a limpeza dos filtros lentos ascendentes, a fim de determinar-se a produção efetiva do filtro;
- Continuação dos estudos com a limpeza dos filtros, a fim de se obter maior reprodutibilidade;
- Estudar esses filtros utilizando-se água de estudo com turbidez mineral, a fim de se avaliar sua remoção sem a interferência da presença de cianobactérias em alta densidade como foi o caso, eliminando sua influência no processo de filtração;
- Aumentar-se a carga hidráulica disponível para a limpeza dos filtros (retrolavagem e descarga de fundo com entrada de água na interface), seja por aumento da altura do filtro ou por eliminação de possíveis perdas desnecessárias no sistema;
- Medição da perda de carga nos centímetros de filtração iniciais no meio filtrante, a fim de se determinarem as perdas relacionadas à penetração de impurezas nessa camada. Ainda, a perda de carga nos centímetros finais da camada suporte, de modo a avaliar se há intrusão da areia do meio filtrante na camada suporte devido aos processos de limpeza;

- Otimização da camada suporte em filtros lentos ascendentes baseada no presente trabalho;



## 6 Referências

ABNT. **NBR 7181/1984: Solo - Análise Granulométrica: Método de Ensaio**. Rio de Janeiro, 1984. .

APHA; AWWA; WEF. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 21st. ed. Washington: American Public Health Association, 2005. 1496 p.

ATES, N.; KITIS, M.; YETIS, U. Formation of chlorination by-products in waters with low SUVA--correlations with SUVA and differential UV spectroscopy. **Water research**, v. 41, n. 18, p. 4139-48, out. 2007.

AZEVEDO, S. M. F. O.; CARMICHAEL, W. W.; JOCHIMSEN, E. M.; RINEHART, K. L.; LAU, S.; SHAW, G. R.; EAGLESHAM, G. K. Human intoxication by microcystins during renal dialysis treatment in Caruaru-Brazil. **Toxicology**, v. 181-182, p. 441-6, 27 dez. 2002.

BELLAMY, W. D.; HENDRICKS, D. W.; LOGSDON, G. S. Slow Sand Filtration: Influences of selected variables.pdf. **Research and Technology**, p. 62 - 66, 1985.

BRASIL. Portaria MS Nº 2914. 2011.

BRASIL; MINISTÉRIO DAS CIDADES; SECRETARIA NACIONAL DE SANEAMENTO AMBIENTAL - SNSA. **Sistema nacional de informações sobre saneamento: diagnóstico dos serviços de água e esgotos - 2013**. Brasília: SNSA/MCIDADES, 2014. 181 p.

BRIKKÉ, F.; BREDERO, M. **Linking technology choice with operation and maintenance in the context of community water supply and sanitation**. Geneva: World Health Organization and IRC Water and Sanitation Centre, 2003. 142 p.

CLARKE, B. A.; JONES, C. J.; EVANS, H. L.; CROMPTON, J. L.; DOREA, C. C.; BERTRAND, S. Multi-stage filtration for developing world surface water treatment. **Proceedings of the ICE - Water Management**, v. 157, n. September, p. 143–149, 2004.

CLASEN, T.; ROBERTS, I.; RABIE, T.; SCHMIDT, W.; CAIRNCROSS, S. Interventions to improve water quality for preventing diarrhoea. **Cochrane database of systematic reviews (Online)**, v. 3, n. 1, p. CD004794, 2006.

CODD, G. Cyanobacterial toxins, the perception of water quality, and the prioritisation of eutrophication control. **Ecological engineering**, v. 16, n. 1, p. 51–60, out. 2000.

COSTA, R. H. R. da. **Estudos comparativos da eficiência de filtros lentos de areia convencionais e de fluxo ascendente**. 1980. 160 f. Universidade de São Paulo, Escola de Engenharia de São Carlos. Dissertação de Mestrado, São Carlos, 1980.

CRITTENDEN, J. C.; TRUSSELL, R. R.; HAND, D. W.; HOWE, K. J.; TCHOBANOGLOUS, G. **Mwh's water treatment: principles and design**. 3. ed. Hoboken: John Wiley & Sons Inc, 2012. 1901 p.

DI BERNARDO, L.; BRANDÃO, C. C. S.; HELLER, L. **Tratamento de águas de abastecimento por filtração em múltiplas etapas**. Rio de Janeiro: ABES, 1999. 114 p.



DI BERNARDO, L.; DANTAS, A. D. B. **Métodos e técnicas de tratamento de água - volume 2**. 2nd. ed. São Carlos: RiMa, 2005. 792 p.

EL-ATY, A.; IBRAHIM, M. Influence of chlorine on algae as precursors for trihalomethane and haloacetic acid production. **Environmental science & technology**, v. 6, n. 508, p. 1215–1220, 2009.

EMMENDOERFER, M. L. **Filtração lenta com retrolavagem para propriedades rurais de uso familiar**. 2006. 56 f. Universidade Federal de Santa Catarina, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. Trabalho de Conclusão de Curso, Florianópolis, 2006.

ESQUIVEL, L. G. R. **Remoção de materia orgânica natural e precursores de trihalometanos por filtração em margem na lagoa do peri, santa catarina, brasil**. 2012. 2012.

FEWTRELL, L.; KAUFMANN, R. B.; KAY, D.; ENANORIA, W.; HALLER, L.; COLFORD, J. M. Water, sanitation, and hygiene interventions to reduce diarrhoea in less developed countries: a systematic review and meta-analysis. **The Lancet infectious diseases**, v. 5, n. 1, p. 42–52, jan. 2005.

FONTES, M. L. S.; TONETTA, D.; DALPAZ, L.; ANTÔNIO, R. V.; PETRUCIO, M. M. Dynamics of planktonic prokaryotes and dissolved carbon in a subtropical coastal lake. **Frontiers in microbiology**, v. 4, n. April, p. 71, jan. 2013.

FUNASA. **Funasa » Saneamento Rural**. Disponível em: <<http://www.funasa.gov.br/site/engenharia-de-saude-publica-2/saneamento-rural/>>. Acesso em: 3 mar. 2015.

GIMBEL, Rr. P. in S. S. and A. B. P.; GRAHAN, N. J. D.; COLLINS, M. R. **Recent progress in slow sand and alternative biofiltration processes**. 1st. ed. Padstow: International Water Organization, 2006. 581 p.

HAMANN, C. L.; MCKINNEY, R. E. Upflow Filtration Process. p. 1023–1039, 1967.

HASNAIN, G.; KHAN, Z. Treatment of high turbidity water through plain and coagulated up-flow roughing filter. **Desalination and Water Treatment**, v. 52, n. 4-6, p. 1035–1043, 2014.

HELLER, L.; BRITO, L. The retention of *Cryptosporidium* sp. oocysts at varying depths in slow sand filters: A pilot study. **Aqua**, p. 193–207, 2006.

HENDRICKS, D. **Fundamentals of water treatment unit processes : physical, chemical, and biological**. 1st. ed. Broken Sound Parkway: International Water Organization, 2011.

HENNEMANN, M. C.; PETRUCIO, M. M. Spatial and temporal dynamic of trophic relevant parameters in a subtropical coastal lagoon in Brazil. **Environmental monitoring and assessment**, v. 181, n. 1-4, p. 347–61, out. 2011.

HUANG, J.; GRAHAM, N.; TEMPLETON, M. R.; ZHANG, Y.; COLLINS, C.; NIEUWENHUIJSEN, M. A comparison of the role of two blue-green algae in THM and HAA formation. **Water research**, v. 43, n. 12, p. 3009–18, jul. 2009.

HUISMAN, L.; WOOD, W. **Slow sand filtration**. Geneva: World Health Organization, 1974. 120 p.

ISHII, M. M. **Filtração lenta com retrolavagem para tratamento de água de abastecimento**. 2013. 56 f. Universidade Federal de Santa Catarina, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. Trabalho de Conclusão de Curso, Florianópolis, 2013.

JUNG, C.-W.; SON, H.-J. The relationship between disinfection by-products formation and characteristics of natural organic matter in raw water. **Korean Journal of Chemical Engineering**, v. 25, n. 4, p. 714–720, 2008.

KHAN, Z.; FAROOQI, R. Roughing filtration as an effective pre-treatment system for high turbidity water. **Water science and technology : a journal of the International Association on Water Pollution Research**, v. 64, n. 7, p. 1419–27, jan. 2011.

LANGENBACH, K.; KUSCHK, P.; HORN, H.; KÄSTNER, M. Modeling of slow sand filtration for disinfection of secondary clarifier effluent. **Water research**, v. 44, n. 1, p. 159–66, jan. 2010.

LIN, E.; PAGE, D.; PAVELIC, P. A new method to evaluate polydisperse kaolinite clay particle removal in roughing filtration using colloid filtration theory. **Water research**, v. 42, n. 3, p. 669–76, fev. 2008.

LOGSDON, G.; KOHNE, R.; ABEL, S. Slow sand filtration for small water systems. **Journal of Environmental Engineering and Science**, v. 348, p. 339–348, 2002.

LUIS, I.; SÁNCHEZ, D.; LATORRE, I. J.; GALVIS, I. G. COMPORTAMIENTO DE LA POBLACION DE ALGAS Y EN UN FILTRO LENTO EN ARENA. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, n. 1974, p. 4251–4263, 1999.

MANZ, D.; ENG, P. New horizons for slow sand filtration. **Eleventh Canadian National Conference and Second Policy Forum on Drinking Water and the Biennial Conference of the Federal-Provincial- Territorial Committee on Drinking Water, Promoting Public Health Through Safe Drinking Water**, n. 403, p. 682 – 692, 2004.

MATILAINEN, A.; GJESSING, E. T.; LAHTINEN, T.; HED, L.; BHATNAGAR, A.; SILLANPÄÄ, M. An overview of the methods used in the characterisation of natural organic matter (NOM) in relation to drinking water treatment. **Chemosphere**, v. 83, n. 11, p. 1431–42, jun. 2011.

MCNAIR, D.; SIMS, R.; SORENSEN, D.; HULBERT, M. Schmutzdecke characterization of clinoptilolite-amended slow sand filtration. **Journal AWWA**, n. C, 1987.

MELO, A. E. S. de. **Avaliação da filtração lenta na remoção de células de *Cylindrospermopsis raciborskii* e saxitoxinas**. 2006. 197 f. Universidade de Brasília, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental. Dissertação de Mestrado, Brasília, 2006.

MERMILLOD-BLONDIN, F.; MAUCLAIRE, L.; MONTUELLE, B. Use of slow filtration columns to assess oxygen respiration, consumption of dissolved organic carbon, nitrogen transformations, and microbial parameters in hyporheic sediments. **Water research**, v. 39, n. 9, p. 1687–98, maio 2005.

MICHELAN, D. C. G. dos S. **Filtração em margem de rio precedendo a filtração lenta, para remoção de carbofurano, em tratamento de água para consumo humano**. 2010. Universidade Federal de Santa Catarina,

Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. Tese de Doutorado, 2010.

MONDARDO, R. I. **Avaliação da filtração em margem como pré-tratamento à filtração direta descendente na remoção de células de cianobactérias e saxitoxinas.** 2009. 291 f. Universidade Federal de Santa Catarina, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. Tese de Doutorado, 2009.

MONDARDO, R. I.; SENS, M. L.; FILHO, L. C. de M. Pré-tratamento com cloro e ozônio para remoção de cianobactérias. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 11, n. 4, p. 337–342, 2006.

MURTHA, N. A. **Avaliação da influência de variáveis hidráulicas, parâmetros de projeto e das características da água bruta na eficiência de filtros lentos de areia.** 1998. 227 f. Universidade Federal de Minas Gerais, Escola de Engenharia. Dissertação de Mestrado, Belo Horizonte, 1998.

MURTHA, N.; HELLER, L. Avaliação da influência de parâmetros de projeto e das características da água bruta no comportamento de filtros lentos de areia. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, 2003.

NAKAMOTO, N.; GRAHAM, N.; COLLINS, R.; GIMBEL, R. **Progress in slow sand and alternative biofiltration processes: further developments and applications.** 1st. ed. London: IWA Publishing, 2014. 570 p.

NKWONTA, O.; OCHIENG, G. Roughing filter for water pre-treatment technology in developing countries: A review. **International Journal of Physical Sciences**, v. 4, n. 9, p.

455–463, 2009.

PEREIRA, S. P.; MARTINS, F. D. C.; GOMES, L. N. L.; SALES, M. D. V.; DE PÁDUA, V. L. Removal of cyanobacteria by slow sand filtration for drinking water. **Journal of Water, Sanitation and Hygiene for Development**, v. 2, n. 3, p. 133, set. 2012.

PIZZOLATTI, B. S. **Estudos de limpeza de filtro lento por raspagem e retrolavagem**. 2010. 119 f. Universidade Federal de Santa Catarina, Departamento de Engenh, Florianópolis, Brasil, 2010.

PIZZOLATTI, B. S. **Influência da técnica de limpeza de filtros lentos e diâmetro dos grãos sobre a qualidade da água produzida, com destaque para remoção de carbamatos e oocistos de cryptosporidium (simulados por microesferas)**. 2014. 222 f. aria Sanitária e Ambiental. Tese de Doutorado, 2014.

PIZZOLATTI, B. S.; SOARES, M.; ROMERO, L.; LUIZ SENS, M. Comparison of backwashing with conventional cleaning methods in slow sand filters for small-scale communities. **Desalination and Water Treatment**, n. January 2014, p. 1–7, 6 jan. 2014.

POERSCH, F. C. D. A. **Sistema de filtros lentos descendentes com retrolavagem sem reservatório elevado**. 2012. 89 f. Universidade Federal de Santa Catarina, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. Trabalho de Conclusão de Curso, 2012.

ROCHA, V. C. T.; HELLER, L.; COSTA, B. M. P.; LIBÂNIO, M. Avaliação Da Influência Do Sentido Do Escoamento Na Filtração Lenta Na Remoção De Cor Em Águas De

Abastecimento. **IX SILUBESA - Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**, p. 568–573, 2000.

SÁ, J. C. **Influência das características da camada filtrante e da taxa de filtração na eficiência de remoção de microcystis aeruginosa e microcistina na filtração lenta em areia**. 2006. Universidade Federal de Santa Catarina, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. Dissertação de Mestrado, Brasília, 2006.

SENS, M. L.; MONDARDO, R. I.; MELO, L. C. De. Cyanobacteria and sanitoxin removal prior to direct filtration by ozonation assessing and riverbank filtration. **Health (San Francisco)**, p. 133–148, 2000.

SOARES, M. B. D.; PIZOLLATTI, B. S.; ESQUIVEL, L. G. R.; CONCEIÇÃO, D. G.; SENS, M. L. Backwashed Slow Sand Filtration for Water Supply during Droughts Periods in Animal Production. **21st Century Watershed Technology: Improving Water Quality and Environment**, v. 2010, n. 701, p. 21–24, 2010.

SOUZA, F. H. de. **Influencia do diametro efetivo do meio filtrante em filtros lentos retrolavaveis**. 2013. 44 f. Universidade Federal de Santa Catarina, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. Trabalho de Conclusão de Curso, Florianópolis, 2013.

STAUBER, C. E.; PRINTY, E. R.; MCCARTY, F. a; LIANG, K. R.; SOBSEY, M. D. Cluster randomized controlled trial of the plastic BioSand Water filter in Cambodia. **Environmental science & technology**, v. 46, n. 2, p. 722–8, 17 jan. 2012.

TAIRA, R. **Remoção de oocistos de cryptosporidium na filtração lenta, precedida ou não de filtração**

**ascendente em pedregulho**. 2008. Universidade de Brasília, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental. Dissertação de Mestrado, Brasília, 2008.

VALENCIA, J. A. Filtracion Lenta. In: **Teoría, diseño y control de los procesos de clarificación del agua**. Lima: Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente, 1981. p. 588.

VERAS, L.; BERNARDO, L. Di. Water treatment by multistage filtration systems-MSF. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 13, n. 1, p. 109–116, 2008.

WEGELIN, M. **Surface water treatment by roughing filters - a design, construction and operation manual**. St. Gallen: Swiss Centre for Development Cooperation in Technology and Management (SKAT), 1996. 180 p.

WEISHAAR, J. L.; AIKEN, G. R.; BERGAMASCHI, B. a; FRAM, M. S.; FUJII, R.; MOPPER, K. Evaluation of specific ultraviolet absorbance as an indicator of the chemical composition and reactivity of dissolved organic carbon. **Environmental science & technology**, v. 37, n. 20, p. 4702–8, 15 out. 2003.

WHO. **Guidelines for drinking-water quality**. 4th. ed. Genebra: World Health Organization, 2011. 564 p.

WHO; UNICEF. **Progress on drinking water and sanitation - 2014 update**. Geneva: WHO, 2014. 78 p.