



UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO NORTE
CENTRO DE TECNOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA
SANITÁRIA
MESTRADO EM ENGENHARIA SANITÁRIA

**APLICABILIDADE DA FILTRAÇÃO LENTA NO
TRATAMENTO DE ÁGUA DE UMA LAGOA
LITORÂNEA TROPICAL**

FELIPE ANTÔNIO LOPES CARDOSO SILVA

NATAL

2019

Silva, Felipe Antônio Lopes Cardoso.

Aplicabilidade da filtração lenta no tratamento de água de uma lagoa litorânea tropical / Felipe Antônio Lopes Cardoso Silva. - 2019.

47 f.: il.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Centro de Tecnologia, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental, Natal, RN, 2019.

Orientador: Prof. Dr. Hélio Rodrigues dos Santos.

Coorientadora: Profa. Dra. Jazielli Carvalho Sá.

1. Filtração lenta - Dissertação. 2. Coeficiente de desuniformidade - Dissertação. 3. Lagoa litorânea tropical - Dissertação. 4. Tratamento da água - Dissertação. I. Santos, Hélio Rodrigues dos. II. Sá, Jazielli Carvalho. III. Título.

RN/UF/BCZM

CDU 628.16

FELIPE ANTÔNIO LOPES CARDOSO SILVA

**APLICABILIDADE DA FILTRAÇÃO LENTA NO
TRATAMENTO DE ÁGUA DE UMA LAGOA
LITORÂNEA TROPICAL**

Dissertação de mestrado apresentada ao Programa de Pós-graduação em Engenharia Sanitária, da Universidade Federal do Rio Grande do Norte, como requisito à obtenção do título de Mestre em Engenharia Sanitária.

Orientador: Prof. Hélio Rodrigues dos Santos

NATAL

2019

FELIPE ANTÔNIO LOPES CARDOSO SILVA

**APLICABILIDADE DA FILTRAÇÃO LENTA NO
TRATAMENTO DE ÁGUA DE UMA LAGOA
LITORÂNEA TROPICAL**

Dissertação de mestrado apresentada ao Programa de Pós-graduação em Engenharia Sanitária, da Universidade Federal do Rio Grande do Norte, como requisito à obtenção do título de Mestre em Engenharia Sanitária.

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Hélio Rodrigues dos Santos (Orientador)

Profa. Dra. Jazielli Carvalho Sá (Coorientadora)

Prof. Dr. André Luis Calado Araújo

Prof. Dr. Jean Leite Tavares

Natal, 5 de Fevereiro de 2019

RESUMO

A filtração lenta é uma tecnologia utilizada para tratamento de água desde o século XIX, que pode ser uma alternativa às técnicas convencionais de tratamento de água por não utilizar produtos químicos e ser de simples operação. Além disso, é capaz de atuar no tratamento de lagoas litorâneas tropicais, que tipicamente têm turbidez e cor baixas. Nesta pesquisa, quatro filtros lentos foram confeccionados e operados em duas configurações distintas, com coeficientes de desuniformidade de 3 e 4. Os filtros lentos, após o amadurecimento, apresentaram valores de turbidez (0,80 NTU) e de cor verdadeira (14 uC), além de ausência de *E. Coli*, todos dentro do padrão de potabilidade brasileiro.

Palavras-chave: Filtração lenta, coeficiente de desuniformidade.

ABSTRACT

Slow sand filtration is a technology used for the treatment of water since the 19th century, which can be an alternative to conventional water treatment techniques, since it doesn't use chemical products and it is of simple operation. In addition, it is capable of treating the water of coastal tropical lagoons, which typically have low turbidity and low color. In this research, two configurations of slow sand filters in pilot scale were constructed and operated, with uniformity coefficients of 3 and 4. The slow sand filters, after biofilm development, showed values of turbidity (0.80 NTU), and true color (14 uC), in addition to the absence of *E. Coli*, all within the Brazilian potability standards.

Keywords: Slow sand filtration, uniformity coefficient.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Curva de Distribuição Granulométrica das duas configurações dos filtros.	16
Figura 2. Desenho esquemático de um filtro lento piloto.....	17
Figura 3. Evolução da perda de carga dos filtros ao longo da primeira carreira de filtração. .	20
Figura 4. Dados de precipitações ocorridas na bacia e da turbidez da água bruta ao longo da primeira carreira de filtração.	21
Figura 5. Turbidez remanescente do efluente dos filtros lentos e da água bruta ao longo dos ensaios Tf3. Legenda: CD3 – coeficiente de desuniformidade Cd = 3; CD4 – coeficiente de desuniformidade Cd = 4.	21
Figura 6. Turbidez média remanescente (\pm erro padrão) no efluente dos filtros após o amadurecimento (CD3 foi considerado maduro após 12 dias, enquanto CD4 após 20 dias). .	23
Figura 7. Evolução da perda de carga nos filtros ao longo da segunda carreira de filtração. .	24
Figura 8. Dados de precipitações ocorridas na bacia e da turbidez da água bruta ao longo dos ensaios Tf6.....	25
Figura 9. Turbidez remanescente do efluente dos filtros lentos e da água bruta ao longo dos ensaios Tf6. Legenda: CD3 – coeficiente de desuniformidade Cd = 3; CD4 – coeficiente de desuniformidade Cd = 4.	25
Figura 10. Turbidez remanescente dos filtros após o amadurecimento e da água bruta em relação ao valor médio e ao erro-padrão nos ensaios Tf6.	26
Figura 11. Cor aparente e cor verdadeira do efluente dos filtros lentos e da água bruta ao longo dos ensaios Tf3 (o sufixo “-V” indica os valores de cor verdadeira).....	28
Figura 12. Cor aparente média remanescente dos filtros e da água bruta em relação ao valor médio e ao erro-padrão na primeira carreira de filtração.	29
Figura 13. Comparação entre os dados de precipitações ocorridas na bacia e da cor aparente da água bruta ao longo dos ensaios Tf3.....	30
Figura 14. Cor aparente e cor verdadeira do efluente dos filtros lentos e da água bruta ao longo dos ensaios Tf6 (o sufixo “-V” indica os valores de cor verdadeira).....	31
Figura 15. Comparação entre os dados de precipitações ocorridas na bacia e da cor aparente da água bruta ao longo da segunda carreira de filtração.....	32
Figura 16. Cor aparente média remanescente dos filtros e da água bruta em relação ao valor médio e ao erro-padrão na segunda carreira de filtração.....	32
Figura 17. Resultados de detecção de coliformes totais e de <i>E. coli</i> no efluente dos filtros ao longo dos ensaios Tf6.	34
Figura 18. Comparação entre os dados de precipitações ocorridas na bacia e do pH da água bruta ao longo dos ensaios Tf3.	35
Figura 19. pH do efluente dos filtros lentos e da água bruta, referente à média e ao erro-padrão ao longo dos ensaios Tf3.	36
Figura 20. Comparação entre os dados de precipitações ocorridas na bacia e do pH da água bruta ao longo da segunda carreira de filtração.	37
Figura 21. pH do efluente dos filtros lentos e da água bruta, referente à média e ao erro-padrão ao longo dos ensaios Tf6.	37

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Qualidade da água recomendável para tratamento por filtração lenta.....	10
Tabela 2. Características operacionais dos filtros lentos testados (CD3 e CD4: coeficientes de desuniformidade 3 e 4, respectivamente).	14
Tabela 3. Características dos meios filtrantes e camada suporte.....	16
Tabela 4. Parâmetros avaliados no monitoramento dos filtros.....	18
Tabela 5. Resultados de detecção de coliformes totais e de <i>E. coli</i> no efluente dos filtros ao longo dos ensaios Tf3.	33

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	8
1.1. FUNDAMENTOS DA FILTRAÇÃO LENTA	9
1.1.1. Mecanismos de remoção	11
2. MATERIAIS E MÉTODOS	13
2.1. ÁREA DE ESTUDO	13
2.2. DELINEAMENTO EXPERIMENTAL	14
2.3. PROCEDIMENTOS ANALÍTICOS E DE COLETA	18
2.3.1. Procedimentos analíticos	18
2.4. ANÁLISE ESTATÍSTICA DOS DADOS	18
3. RESULTADOS E DISCUSSÃO	19
3.1. REMOÇÃO DE TURBIDEZ NOS FILTROS	19
3.1.1. Ensaio com Taxa de filtração de 3 m³/m²/dia (Tf3)	19
3.1.2. Ensaio com Taxa de filtração de 6 m³/m²/dia (Tf6)	24
3.2. REMOÇÃO DE COR	27
3.2.1. Ensaio com Taxa de filtração de 3m³/m²/dia (Tf3)	27
3.2.2. Ensaio com Taxa de filtração de 6m³/m²/dia (Tf6)	30
3.3. CARACTERÍSTICAS MICROBIOLÓGICAS DOS EFLUENTES	33
3.3.1. Ensaio com Taxa de filtração de 3m³/m²/dia (Tf3)	33
3.3.2. Ensaio com Taxa de filtração de 6m³/m²/dia (Tf6)	34
3.4. PH ÁGUA FILTRADA	35
3.4.1. Ensaio com Taxa de filtração de 3m³/m²/dia (Tf3)	35
3.4.2. Ensaio com Taxa de filtração de 6m³/m²/dia (Tf6)	36
4. RECOMENDAÇÕES.....	38
5. CONCLUSÕES.....	39
6. REFERÊNCIAS	40

1. INTRODUÇÃO

A urbanização sem planejamento e o crescimento de áreas agropecuárias têm feito com que os mananciais de abastecimento superficiais tenham se tornado cada vez mais sujeitos a diversas formas de poluição. As tecnológicas mais convencionais de tratamento de água fazem uso de doses de sais de alumínio, ocasionando extensiva precipitação de hidróxido de alumínio, sendo potenciais causadores de impactos negativos à saúde humana (XAGORARAKI & HARRINGTON, 2004, VERMA, DAVEREY & SHARMA, 2017).

Para enfrentar esse problema, tem-se buscado tecnologias mais avançadas, mas que geralmente têm custo elevado, operação especializada, gastos elevados com produtos químicos, energia elétrica e equipamentos, mas nem sempre atingem os resultados esperados (WIDERSTRÖM *et al.*, 2014). A utilização de membranas e desinfetantes alternativos, como o ozônio, são apenas alguns desses exemplos.

Outra alternativa para essa problemática é a utilização de tecnologias tradicionais, como a filtração lenta. Primeiramente pela escassez de dados referentes ao tratamento de águas de lagoas litorâneas tropicais, que constituem uma porção significativa dos mananciais de abastecimento do Nordeste brasileiro. Uma vantagem da filtração lenta é que não faz uso de produtos químicos, além disso, ela pode ser utilizada também como etapa associada de tecnologias convencionais, permitindo o uso de sistemas mais simples em decorrência de tecnologias mais onerosas como as membranas. Sendo algumas dessas associações o pré-tratamento seguido de tratamentos convencionais, ou seguido de tecnologias mais caras como membranas (SOUZA *et al.*, 2018). Além dessas vantagens, a filtração lenta geralmente é mais eficiente que a filtração rápida na remoção de protozoários, microrganismos que vêm se tornando um problema emergente (COTRUVO, CRAUN & HEARNE, 1999).

1.1. FUNDAMENTOS DA FILTRAÇÃO LENTA

A filtração lenta é uma tecnologia de tratamento de água utilizada desde o século XIX até os dias de hoje para produção de água potável. Os filtros lentos (FLs) são filtros biológicos nos quais um ecossistema microbiológico se desenvolve inicialmente na parte superficial da areia, e posteriormente ao longo do leito (CHAN *et al.*, 2018), principalmente na forma de um biofilme na parte superior do material filtrante, sendo o principal responsável pela remoção de partículas. A filtração lenta é, em muitos casos, uma tecnologia de baixo custo e alto benefício, devendo-se levar em conta os custos de aquisição de área superficial, dependendo de pouca ou nenhuma adição de produtos químicos e de operação simples, sem necessidade também de maquinário consumidor de energia elétrica. Além disso, integra processos físicos, químicos e biológicos para remoção de contaminantes num único reator. Algumas de suas características comuns são: não se faz uso de coagulante, utilizam-se taxas de filtração baixas e, usualmente, leitos de granulometrias finas (BEVILACQUA, AZEVEDO & CERQUEIRA, 2009).

As baixas taxas de filtração favorecem o aumento do tempo de detenção hidráulica no interior do leito filtrante, tornando mais intensa a atividade biológica, que vai se desenvolvendo e garantindo a remoção de partículas indesejadas.

Os filtros lentos são compostos por uma camada de água sobrenadante, leito de areia, camada suporte com pedregulhos e uma tubulação de saída. A camada de água sobrenadante, associada às baixas taxas de filtração empregadas, proporciona um ambiente adequado para o desenvolvimento do biofilme na interface água-areia. Usualmente se utiliza areia na confecção dos FLs pelo seu baixo custo, durabilidade e disponibilidade, com grãos relativamente finos. A camada de pedregulhos funciona como suporte para a camada de areia, proporcionando uma passagem livre para a água filtrada, e prevenindo a passagem de areia para a tubulação de saída do filtro (GUCHI, 2015). Além da atuação crucial do biofilme, é importante compreender que outros mecanismos secundários (os fenômenos de adesão e de transporte) também atuam removendo partículas de maneira consoante. Devido às baixas taxas de filtração, usualmente de 3 a 9 m³/m²/dia, a água passa muito mais tempo dentro do leito filtrante quando comparada aos filtros rápidos. Portanto, o líquido percola lentamente através dos poros do meio de areia, e partículas inertes, matéria orgânica, e microrganismos como bactérias, vírus e (oo)cistos de protozoários, que podem ter sofrido trespasse, são removidos.

O desempenho dos FLs na remoção de microrganismos é influenciado por algumas características, podendo ser limitado pelas características inerentes à água bruta. Ou seja, os FLs podem ter a eficiência alterada pela variação da qualidade da água bruta. Para isso, pode-se cogitar um pré-tratamento para adequar a água às condições do tratamento. A taxa de filtração, em valores menores, usualmente incorre em maiores remoções de partículas, entretanto, ela será função da vazão e da área ocupada pelo filtro. Outro fator influente é o tamanho dos grãos, usualmente recomenda-se que os grãos que compõem o leito sejam relativamente finos, com tamanho efetivo variando entre 0,15mm a 0,3mm, podendo grãos menores causarem a colmatação dos filtros, enquanto que grãos maiores podem tornar demasiado tardio o desenvolvimento do biofilme. A temperatura é diretamente proporcional ao metabolismo dos microrganismos que habitam os FLs, acelerando o desenvolvimento do biofilme. Levando-se em consideração todas as características anteriormente citadas, a maturidade da comunidade microbiológica do meio é o mais significativo dos fatores (DI BERNARDO, BRANDÃO & HELLER, 1999; NAIR, MANSOOR AHAMMED & DAVRA, 2014).

Ao optar-se pela filtração lenta como única unidade de tratamento, é necessário saber que algumas características da água bruta poderão limitar o uso da tecnologia (**Tabela 1**). Apesar de não haver necessariamente um comum acordo quanto aos valores máximos de turbidez e de cor da água bruta entre alguns autores, sabe-se que os mananciais necessitam apresentar baixos valores de turbidez e classificação oligotrófica, como é o caso das lagoas localizadas nas faixas litorâneas da região Nordeste do Brasil, o que faz com que as lagoas litorâneas tropicais apresentem potencial para o tratamento via filtração lenta.

Tabela 1. Qualidade da água recomendável para tratamento por filtração lenta.

Valores máximos recomendáveis		
Características da água	Di Bernardo (1993)	Cleasby (1991)
Turbidez (NTU)	10	5
Cor verdadeira (UC)	5	-

1.1.1. Mecanismos de remoção

A percolação da água nos interstícios do meio filtrante de um filtro lento resulta no contato das impurezas presentes com a superfície dos grãos, podendo retê-las. Ocorrem então processos de degradação biológica e química que reduzem a matéria orgânica disponível à formas mais simples, permanecendo como material inerte até sua remoção ou limpeza, ou até mesmo sendo levadas em solução (VARGAS, 1992).

Ao operar com baixas taxas de filtração, os filtros lentos acabam possuindo tempos de detenção hidráulica mais elevados do que os filtros rápidos. Decorrente disso, há o desenvolvimento de intensa atividade biológica, inicialmente nas camadas mais superficiais do meio filtrante.

Os filtros lentos possuem três zonas distintas com atividades biológicas: acima do meio, onde se desenvolve a comunidade planctônica; na interface água/areia; e nos interstícios da areia. Na interface desenvolve-se o filme biológico, chamado de *schmutzdecke*, constituído de várias espécies microbianas, como por exemplo: bactérias, algas e protozoários, que submetem-se a complexas interações biológicas, como simbiose, competição por espaço ou por recursos alimentares comuns. Esse filme pode conter também material inerte como argila, e minerais precipitados como ferro e manganês (VARESCHE, 1989).

O mecanismo dominante nos filtros lentos é a coagem, e ocorre durante a passagem da água através da superfície de coesão formada no biofilme na interface água/areia (DI BERNARDO, 1993). A sedimentação também tem grande parcela de influência nos filtros lentos, pois a água nos interstícios granulares resulta em inúmeras diminutas bacias de sedimentação, que possibilitam a sedimentação das pequenas partículas antes da água continuar o seu caminho. Esse depósito aumenta à medida que se multiplicam bactérias e outros microrganismos presentes.

Em decorrência dessa sedimentação, desenvolve-se também ao redor dos diversos grãos um material viscoso, constituído de bactérias ativas, seus resíduos, células mortas e material orgânico parcialmente assimilado. Assim, um material semelhante ao *schmutzdecke* reveste os grãos de areia permitindo a ocorrência de atividade biológica no interior do meio filtrante (HESPANHOL, 1987).

Segundo HUISMAN & WOOD (1974) existem quatro processos particulares da filtração lenta responsáveis pela purificação da água: o ambiente é hostil, principalmente para bactérias coliformes fecais, que normalmente são acostumadas à temperatura do corpo humano e não persistem em temperaturas inferiores a 37°C; a competição por recursos, mais escassos à medida que a profundidade do leito aumenta, tornando a sobrevivência de microrganismos um desafio, principalmente em temperaturas mais altas, onde a taxa metabólica é superior; a predação por parte de organismos que vivem na camada superior do leito filtrante; e a excreção de venenos e toxinas nocivas principalmente às bactérias coliformes fecais. A combinação desses fatores num ambiente resulta na morte e inativação de inúmeros patógenos, reduzindo o número de bactérias como *E. coli* e proporcionalmente de outros patógenos.

Além disso, outro dos benefícios da filtração lenta é a sua capacidade de remover os protozoários *Giardia* e *Cryptosporidium*, que estão entre os principais microrganismos de interesse emergente, devido à sua ampla distribuição e ocorrência de diversos surtos e infecções esporádicas registradas em várias partes do mundo (BEVILACQUA, AZEVEDO & CERQUEIRA, 2009). Esses protozoários são considerados os gêneros de protozoários mais relevantes, por provocarem sintomas como diarreia e perda de peso, além de necessitarem de baixas doses infectantes. Ademais, esses protozoários são resistentes aos processos usuais de desinfecção, como a cloração, e capazes de persistirem por longos períodos no meio ambiente (RUPPERT & BARNES, 1994).

Além da recorrente resistência aos processos comuns de desinfecção, (KORICH *et al.*, 1990, FINCH *et al.* 1994, GYÜRÉK *et al.*, 1997, DAI & HOZALSKI, 2002, WIDERSTRÖM *et al.*, 2014) na década de 1990 eram reportadas dezenas a centenas de casos de giardíase e criptosporidíase em países desenvolvidos (LIBÂNIO, 2010). Nas décadas de 2000 e de 2010 esses números aumentaram para centenas de surtos e milhares de casos envolvendo países na América do Norte, Europa Ocidental, Oceania e China (EFSTRATIOU, ONGERTH & KARANIS, 2017). É possível inferir que globalmente esses dados sejam superiores, principalmente em países mais pobres, onde as condições sanitárias são inadequadas.

Alguns aspectos normalmente indicados como as possíveis causas da presença de (oo)cistos de protozoários na água distribuída e, conseqüentemente, origem de surto ou epidemia incluem a contaminação dos mananciais de abastecimento, principalmente superficiais, por esgoto doméstico ou águas residuárias provenientes de instalações de produções animais; além da contaminação súbita dos mananciais, principalmente superficiais, após intensas chuvas; incluindo falhas nos processos de tratamento de água (humanas e/ou técnicas); assim como tratamento da água por técnicas e processos inadequados aos níveis de poluição dos mananciais de abastecimento e/ou recontaminação da água na rede de distribuição (infiltração de águas residuárias) (BEVILACQUA, AZEVEDO & CERQUEIRA, 2009). Essa problemática destaca a importância de serem utilizadas tecnologias capazes de remover os protozoários antes da etapa de desinfecção.

Os protozoários *Giardia* e *Cryptosporidium* apresentam ciclos biológicos complexos, incluindo estágios de reprodução assexuada ou sexuada no organismo do hospedeiro até a formação de cápsulas protetoras, os (oo)cistos. Do ponto de vista da Engenharia Sanitária e Ambiental, importa reconhecer que os (oo)cistos desses protozoários são as formas excretadas, infectantes, que circulam no ambiente e são ingeridas por novos hospedeiros; são formas resistentes às condições ambientais e, portanto, chegam às estações de tratamento de água e necessitam de remoção (BASTOS, BRANDÃO & CERQUEIRA, 2009).

Diante do exposto, esse trabalho propôs avaliar o potencial da filtração lenta no tratamento da água de uma lagoa litorânea tropical.

2. MATERIAIS E MÉTODOS

2.1. ÁREA DE ESTUDO

O manancial utilizado para a realização desta pesquisa foi a lagoa do Jiqui, situada no município de Parnamirim/RN, localizada no litoral leste do Rio Grande do Norte (Zona 25 M, Longitude 257753,78 m E, Latitude 9345286,89 m S). A lagoa tem o Rio Pitimbu como afluente, sendo que a mesma recebe grande contribuição do aquífero subterrâneo Dunas-Barreiras.

A água da Lagoa do Jiqui é utilizada para o abastecimento de 30% da população das zonas Sul, Leste e Oeste de Natal/RN, após seu tratamento na Estação de Tratamento de Água (ETA) do Jiqui (CAERN, 2018). A lagoa do Jiqui faz parte da bacia hidrográfica do rio Pirangi, que se situa na faixa Litorânea Leste do RN, região onde o clima é tropical chuvoso, com verão seco, sendo a estação chuvosa concentrada tipicamente nos meses de março a junho, tendo chuvas anuais médias normalmente atingindo cerca de 1.500 mm a 2.000 mm (EMPARN, 2019). O exutório da bacia é o Oceano Atlântico.

2.2. DELINEAMENTO EXPERIMENTAL

Para avaliar a aplicabilidade da FL para tratamento da água da Lagoa do Jiqui, foram construídos filtros lentos em escala piloto, com areias com diferentes coeficientes de desuniformidade (3 e 4, respectivamente), sendo os mesmos empregados no tratamento da água da lagoa do Jiqui (**Tabela 2**). Cada filtro foi construído em duplicata, totalizando quatro filtros. Todos os filtros foram operados simultaneamente para cada um dos ensaios propostos para possibilitar a comparação direta dos resultados.

Tabela 2. Características operacionais dos filtros lentos testados (CD3 e CD4: coeficientes de desuniformidade 3 e 4, respectivamente).

Ensaio	Coeficientes de Desuniformidade (Cd)	Taxa de filtração (m³/m²/dia)	Duração da carreira de filtração
Tf3	3 e 4	3	15 de Agosto a 15 de Setembro de 2018 (32 dias)
Tf6	3 e 4	6	15 de Fevereiro a 08 de Março de 2019 (22 dias)

Durante o período experimental, foram aplicadas duas Taxas de Aplicação Superficial (TAS), sendo na primeira carreira de filtração, empregada uma taxa de 3 m³/(m².dia) para todos os filtros, enquanto que na segunda carreira de filtração, utilizou-se uma taxa de 6 m³/(m².dia). Todos os filtros foram operados com carga hidráulica variável, (apesar de ser mais comum a operação com carga hidráulica e vazão constantes, controladas através de uma válvula) de modo que o nível da água sobre o meio filtrante era inicialmente de 5cm, podendo chegar a 60cm (carga hidráulica disponível = 60cm) ao final da carreira de filtração.

A caracterização do meio filtrante e da camada suporte nos filtros é apresentada na **Tabela 3**. As curvas granulométricas dos meios filtrantes estudados são apresentadas na **Figura 1**.

Tabela 3. Características dos meios filtrantes e camada suporte.

Leito	Espessura	Granulometria
Areia	90 cm	0,15 mm a 1,18 mm
Subcamada suporte 1 (Areia)	5 cm	1,18 mm a 2,38 mm
Subcamada suporte 2 (Brita 0)	5 cm	4,76 mm a 9,52 mm
Subcamada suporte 3 (Brita 1)	10 cm	9,52 mm a 19 mm
Subcamada suporte 4 (Brita 2)	10 cm	19 mm a 25 mm

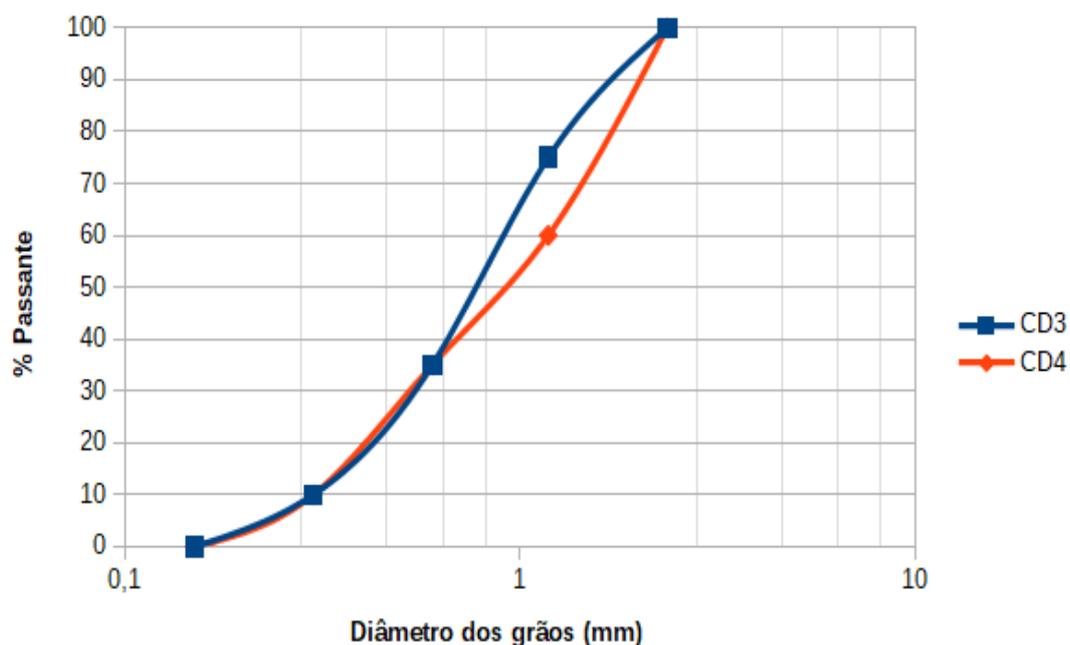


Figura 1. Curva de Distribuição Granulométrica das duas configurações dos filtros.

Os filtros piloto foram construídos em colunas de PVC com 150 mm de diâmetro e 1,80 m de altura cada, suportados por estruturas metálicas. Para a alimentação dos filtros, foi utilizado um reservatório de PVC com capacidade de 310 L, equipado com controle de bóia, que recebia a água bruta da lagoa a partir de uma derivação da adutora de recalque da ETA do Jiqui. Cada um dos filtros foi equipado com uma bomba dosadora que succionava água do reservatório de água bruta. As vazões adotadas em todos os filtros foi de 53 L/dia para a TAS de 3 m³/(m².dia) e de 106 L/dia para a TAS de 6 m³/(m².dia).

Foram instalados três piezômetros em cada filtro (ver **Figura 2**).

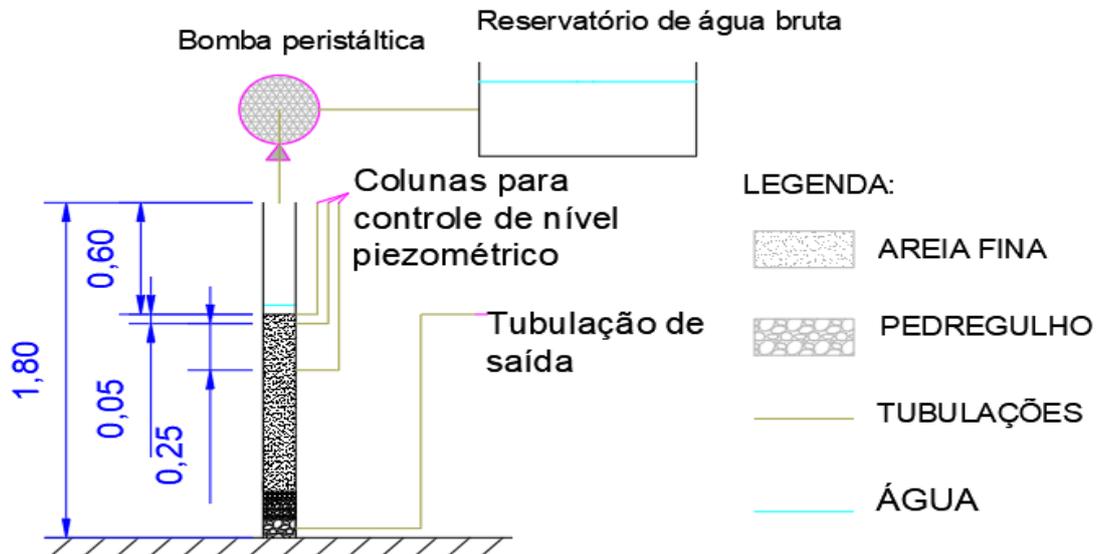


Figura 2. Desenho esquemático de um filtro lento piloto.

As areias utilizadas nos filtros foram previamente lavadas e secas em estufa com temperatura entre 100 e 110 °C. A determinação da composição granulométrica foi feita de acordo com a NBR 7217. Após o peneiramento e a separação das frações de areia, de acordo com a granulometria, foi feita a composição dos meios filtrantes de cada filtro, com a homogeneização das frações de areia nas quantidades desejadas, de acordo com as curvas granulométricas previstas para cada filtro.

O material utilizado como camada suporte foi também lavado com água tratada antes da composição dos filtros.

2.3. PROCEDIMENTOS ANALÍTICOS E DE COLETA

Após a composição dos filtros, os mesmos foram dispostos em estruturas metálicas para serem postos em funcionamento. As carreiras de filtração foram acompanhadas através dos piezômetros instalados. Determinou-se que quando um dos filtros atingisse a perda de carga máxima, seria declarada encerrada a carreira de filtração. As amostras de água bruta e tratada eram coletadas diariamente, no período da manhã, entre 8 e 11 horas. As amostras eram levadas imediatamente para o laboratório.

2.3.1. Procedimentos analíticos

Para o monitoramento dos filtros lentos nas condições operacionais definidas na **Tabela 3**, foram monitorados os seguintes parâmetros (**Tabela 4**):

Tabela 4. Parâmetros avaliados no monitoramento dos filtros.

Parâmetro	Frequência das análises	Método
Cor aparente	Diária	Standard Methods 2120
Turbidez	Diária	Standard Methods 2130 B
pH	Diária	Standard Methods 4500-H ⁺ B
Coliformes totais e <i>E. coli</i>	Semanal	Standard Methods 9223 B
Cor verdadeira	Semanal	Standard Methods 2120

2.4. ANÁLISE ESTATÍSTICA DOS DADOS

Os dados das análises de turbidez, cor aparente e pH obtidos foram tratados para verificar se houve diferença significativa entre os tratamentos aplicados.

Para definir quais testes estatísticos seriam aplicados foi necessário avaliar o ajuste dos dados quanto à normalidade da sua distribuição. Sendo assim, como os dados não seguiram distribuição normal, foram utilizados os testes não-paramétricos. E para todos os testes, foi considerado um nível de significância de 5%.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os filtros lentos piloto utilizados nesta pesquisa foram operados entre os dias 15 de Agosto e 15 de Setembro de 2018, período no qual sucederam os ensaios com Taxa de filtração de $3\text{m}^3/\text{m}^2/\text{dia}$ (Tf3), e entre os dias 14 de Fevereiro e 8 de Março de 2019, quando sucederam os ensaios com Taxa de filtração de $6\text{m}^3/\text{m}^2/\text{dia}$ (Tf6). O encerramento da carreira de filtração era declarado quando o nível da água em qualquer um dos filtros em operação atingia a altura máxima disponível (60 cm). Ao longo desse período foram operados quatro filtros lentos nos dois períodos supracitados, totalizando 55 dias de operação, tendo por finalidade avaliar a aplicabilidade da FL para tratamento da água da lagoa do Jiqui (lagoa costeira tropical), bem como a influência do coeficiente de desuniformidade e da TAS no desempenho dos FLs.

3.1. REMOÇÃO DE TURBIDEZ NOS FILTROS

A turbidez é um parâmetro comumente usado na verificação da eficiência da filtração lenta, e, juntamente com análises bacteriológicas, provém informações relacionadas ao grau de amadurecimento do filtro.

3.1.1. Ensaios com Taxa de filtração de $3\text{ m}^3/\text{m}^2/\text{dia}$ (Tf3)

A turbidez média da água bruta ficou dentro dos limites sugeridos nas bibliografias para utilização da filtração lenta, sendo assim um bom indicador do potencial da filtração lenta para o tratamento da água do manancial selecionado (CLEASBY, 1991; DIBERNARDO, 1993).

Ao longo do experimento, a perda de carga dos filtros foi acompanhada através dos piezômetros instalados em cada um deles, assim, era possível verificar a existência de elementos que pudessem interferir no funcionamento dos filtros, como bolhas de ar ou outra forma de obstrução. Durante os ensaios Tf3 os quatro filtros demonstraram uma evolução gradual ao longo do tratamento (**Figura 3**). Os sufixos “a” e “b” indicam as duplicatas de cada configuração.

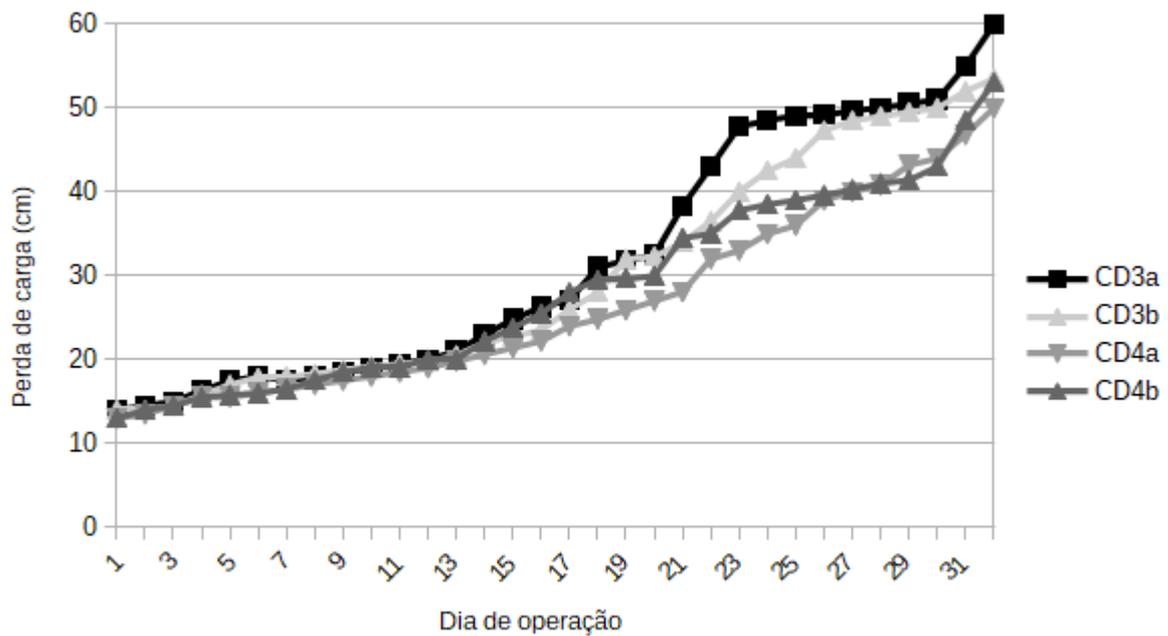


Figura 3. Evolução da perda de carga dos filtros ao longo da primeira carreira de filtração.

As precipitações detectadas ao longo dos 32 dias de operação dos ensaios Tf3 foram de valores baixos, ocorrendo apenas dois eventos com mais de 10 mm de precipitação, diante disso, não houve relação entre as ocorrências de precipitação e a flutuação dos valores de turbidez detectados para a água bruta (EMPARN, 2019) (**Figura 4**).

Ao observar os valores de turbidez dos efluentes dos filtros ao longo do tempo (**Figura 5**), os filtros já removiam turbidez desde o primeiro dia de operação, entretanto, eram claramente afetados pela variação de turbidez da água bruta. Os valores apresentados são as médias das duplicatas das configurações dos filtros.

Contudo, a partir do décimo segundo dia de operação, os filtros CD3 já eram considerados maduros, por serem paulatinamente afetados pela variação da turbidez da água bruta, tendo sua turbidez remanescente atingido valores acima de 1 NTU somente em dois dias distintos de operação.

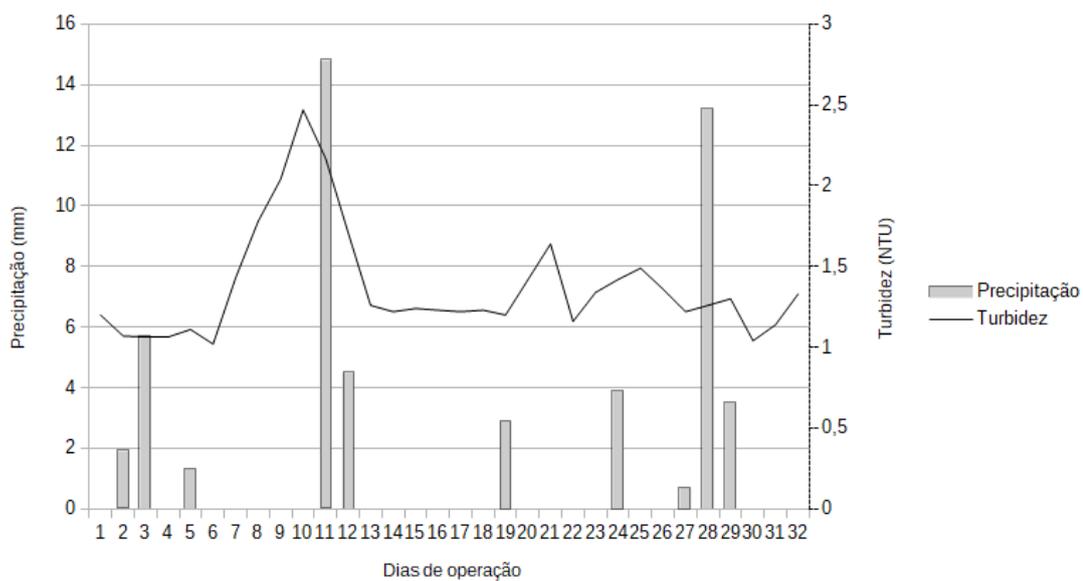


Figura 4. Dados de precipitações ocorridas na bacia e da turbidez da água bruta ao longo da primeira carreira de filtração.

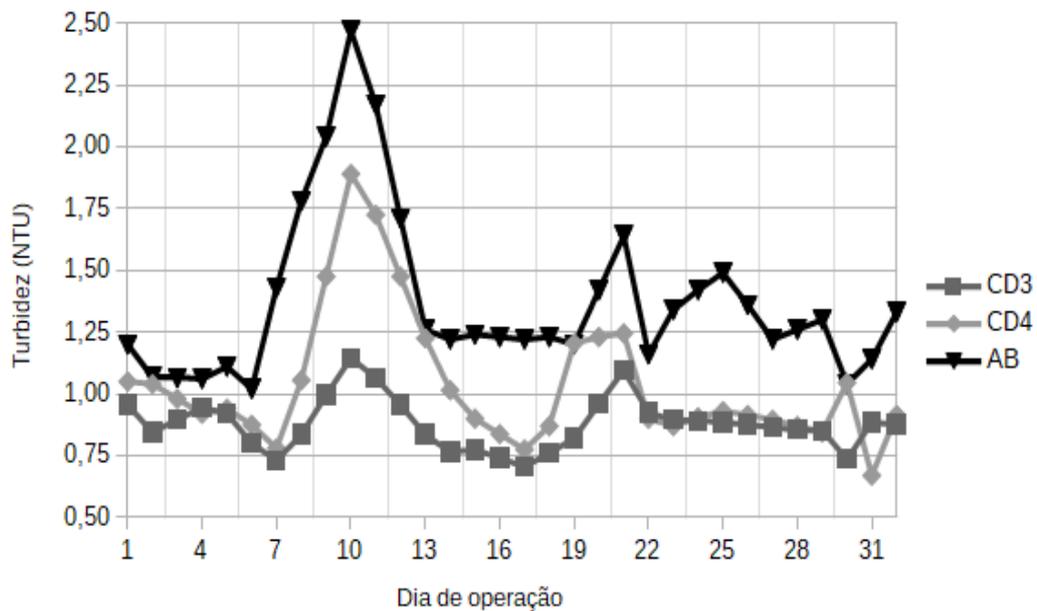


Figura 5. Turbidez remanescente do efluente dos filtros lentos e da água bruta ao longo dos ensaios Tf3. Legenda: CD3 – coeficiente de desuniformidade $Cd = 3$; CD4 – coeficiente de desuniformidade $Cd = 4$.

Após o vigésimo dia de operação, os filtros CD4 também foram considerados maduros, pois a partir desse ponto a turbidez média dos filtros CD4 manteve-se abaixo de 1,0 NTU. Mesmo ocorrendo oscilações nos valores da turbidez da água bruta, os efluentes dos filtros permaneceram, majoritariamente, com valores inferiores a 1,0 NTU. Demonstrando que, principalmente para os filtros com $CD = 3$, os filtros estavam produzindo água filtrada com qualidade estável.

A carga hidráulica disponível adotada nos filtros foi de 0,6 m, quando é comum que filtros lentos tenham entre 1 m e 1,5 m de carga hidráulica disponível, o que justifica a duração breve da carreira de filtração. Contudo, o recomendável é que os filtros tenham mais de 0,5 m (COTRUVUO, CRAUN & HEARNE, 1999).

Ao observar-se o comportamento de cada filtro na remoção de turbidez, há semelhança entre ambas as configurações na redução da turbidez ao longo do tempo, o que indica o potencial de ambos os tratamentos em turbidez. Contudo, é mais expressiva a redução da turbidez nos filtros com $CD = 3$ (**Figura 6**). Naturalmente, os filtros com $CD = 3$ possuíam passagens mais estreitas nos interstícios do leito filtrante, portanto a ação de fenômenos como a coagem ocorreriam mais rapidamente, fazendo com que os filtros com $CD = 3$ amadurecessem mais rapidamente.

Na **Figura 6** é possível analisar os filtros após o amadurecimento e a água bruta quanto à turbidez remanescente em relação aos valores médios e o erro-padrão de cada um deles ao longo do período dos ensaios Tf3.

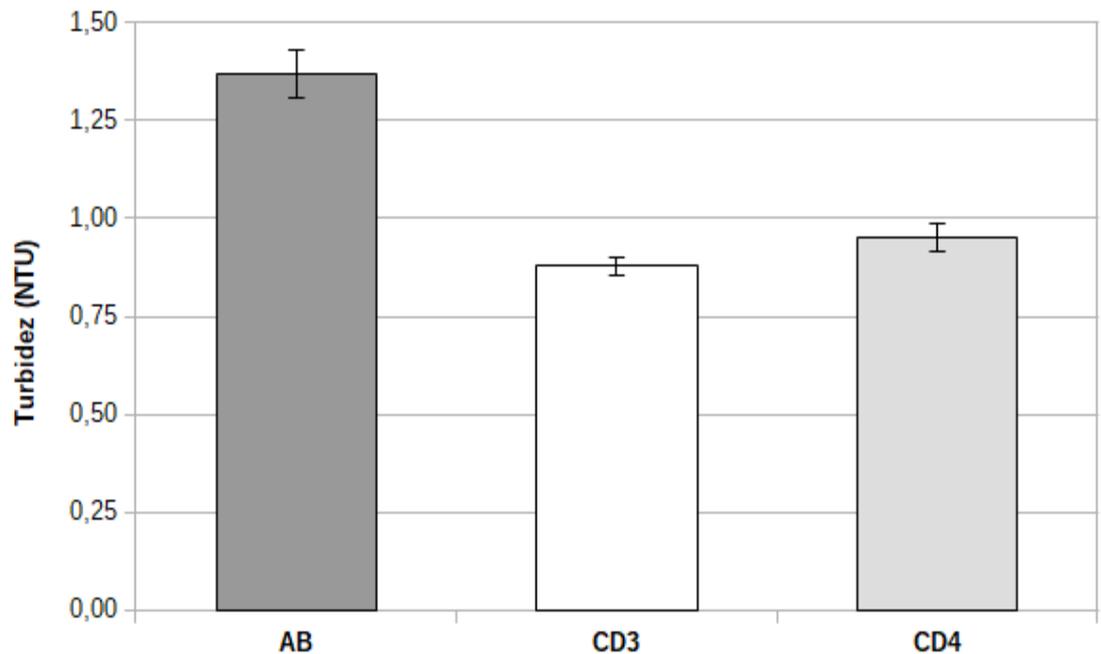


Figura 6. Turbidez média remanescente (\pm erro padrão) no efluente dos filtros após o amadurecimento (CD3 foi considerado maduro após 12 dias, enquanto CD4 após 20 dias).

Para realizar a comparação entre o desempenho dos filtros, foi necessário avaliar primeiramente o tipo de distribuição que os dados da primeira carreira provinham. Assim, por meio do teste de Shapiro-Wilk, os dados foram analisados quanto à sua distribuição, mostrando que com nível de significância de 5% há diferença significativa entre a distribuição de frequência normal e a distribuição de frequência dos dados. Portanto, a hipótese de que esses dados vieram de uma população que segue a distribuição normal deve ser rejeitada, e a análise seguinte deve ser feita por meio de testes não-paramétricos. Assim, foi utilizado o teste de Kruskal-Wallis para verificação da diferença estatística do desempenho dos filtros após o amadurecimento dos FLs e foi constatado que houve diferença significativa entre as configurações (p -valor = 0,016). Portanto, o coeficiente de desuniformidade afetou a remoção de turbidez, tendo os filtros CD3 apresentado remoções mais eficientes.

As eficiências de remoção de turbidez ao longo das últimas semanas de operação oscilaram em torno de 37% para os filtros de granulometria mais fina, tendo reduções de até 53% em relação à água bruta ao longo das operações, chegando a 20% em reduções mais baixas. Para a granulometria mais grossa ($CDU = 4$) a eficiência média foi de 26%, atingindo valores máximos de 41% e mínimos de apenas 3%.

3.1.2. Ensaio com Taxa de filtração de 6 m³/m²/dia (Tf6)

Nos ensaios Tf6 não foi possível perceber um comportamento típico de amadurecimento dos filtros pela turbidez, pois a mesma oscilou em todo o período da carreira de filtração. Contudo, a turbidez da água bruta, em geral, tendeu a subir, o que também dificulta a definição clara de quando os filtros amadureceram. Inclusive, é possível que os filtros tenham atingido a carga hidráulica disponível máxima antes do seu amadurecimento, pois a taxa de filtração era maior e a bibliografia tipicamente menciona um período de 2 a 3 semanas para o amadurecimento dos filtros (RANJAN & PREM, 2018). Também foi acompanhada a evolução da perda de carga nos filtros ao longo dos ensaios Tf6 (**Figura 7**). Os sufixos “a” e “b” indicam as duplicatas de cada configuração.

As precipitações detectadas ao longo dos 23 dias de operação dos ensaios Tf6 foram de valores moderados, ocorrendo eventos com distintos volumes de chuva. A turbidez elevou-se, principalmente após o décimo primeiro dia de operação, e com as chuvas subsequentes permaneceu-se estável (EMPARN, 2019) (**Figura 8**).

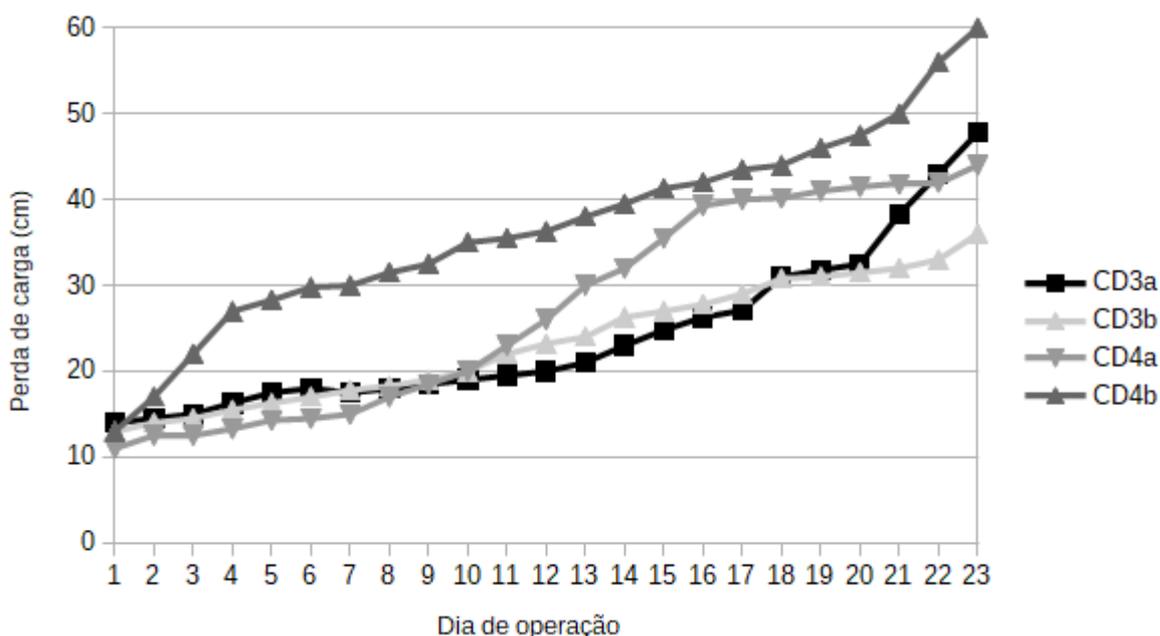


Figura 7. Evolução da perda de carga nos filtros ao longo da segunda carreira de filtração.

Assim como nos ensaios Tf3, os filtros já removiam turbidez desde o primeiro dia de operação (**Figura 9**).

O decaimento contínuo da turbidez remanescente para ambos os filtros até o nono dia de operação demonstra a fase de amadurecimento dos filtros. Entretanto, com os eventos de precipitação e aumento contínuo da turbidez da água bruta, a turbidez dos efluentes passou a oscilar em torno de 1 NTU. Com a TAS de 6 m³/(m².dia), os filtros CD4 apresentaram melhores remoções de partículas em relação aos filtros CD3, apresentando ao longo de toda a carreira de filtração valores inferiores de turbidez remanescente.

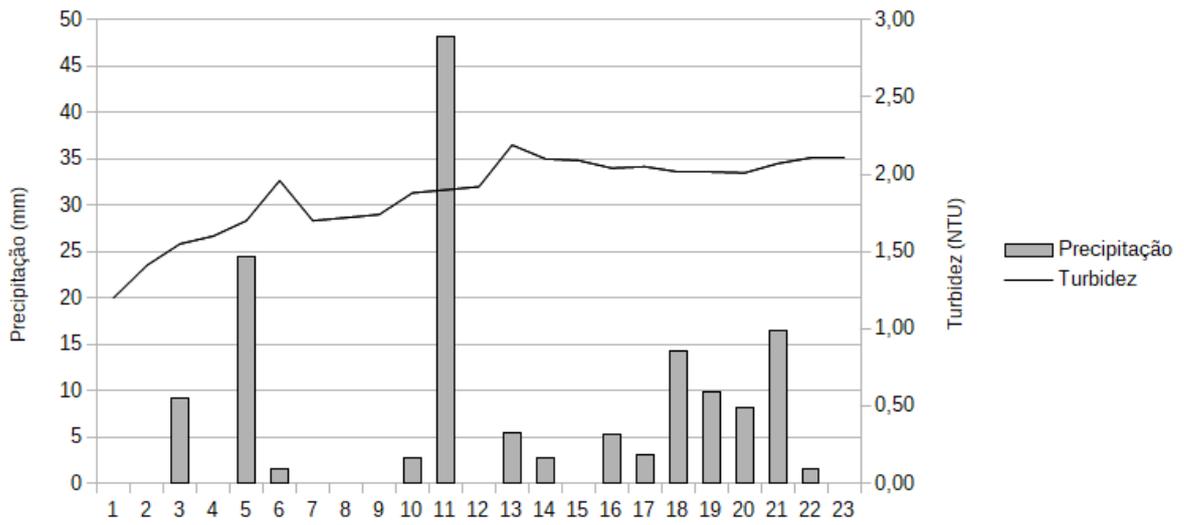


Figura 8. Dados de precipitações ocorridas na bacia e da turbidez da água bruta ao longo dos ensaios Tf6.

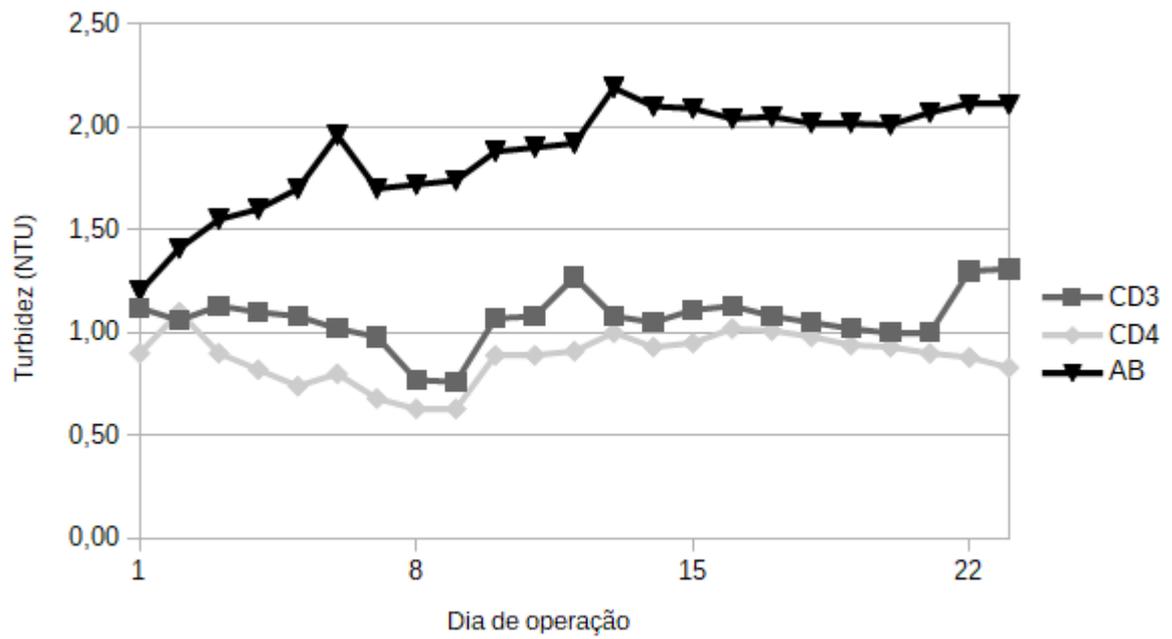


Figura 9. Turbidez remanescente do efluente dos filtros lentos e da água bruta ao longo dos ensaios Tf6. Legenda: CD3 – coeficiente de desuniformidade Cd = 3; CD4 – coeficiente de desuniformidade Cd = 4.

Possivelmente, os filtros foram mais susceptíveis às mudanças de turbidez da água bruta em decorrência da TAS superior, pois a água adentrava os filtros com o dobro da vazão da primeira carreira de filtração, carreando um número maior de partículas num dado intervalo de tempo.

Na **Figura 10** é possível analisar os filtros após o amadurecimento e a água bruta quanto à turbidez remanescente em relação aos valores médios e o erro-padrão de cada um deles ao longo do período dos ensaios Tf6.

Como nos ensaios Tf3, para realizar a comparação entre o desempenho dos filtros, foi necessário avaliar primeiramente o tipo de distribuição que os dados dos ensaios Tf6 provinham.

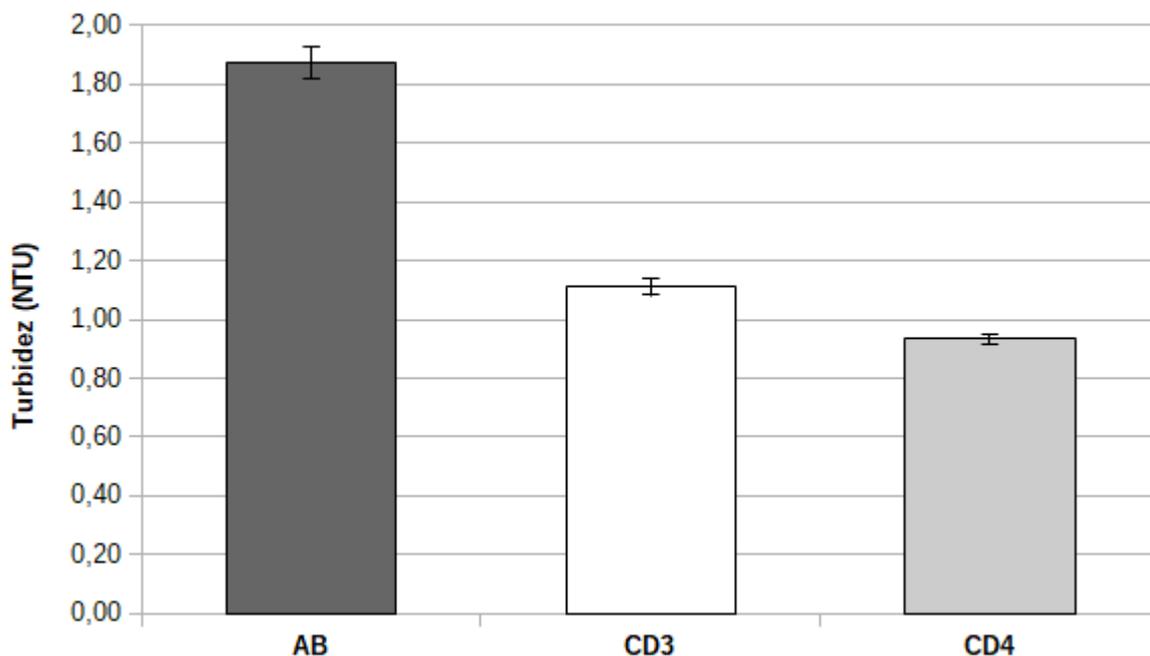


Figura 10. Turbidez remanescente dos filtros após o amadurecimento e da água bruta em relação ao valor médio e ao erro-padrão nos ensaios Tf6.

Assim, por meio do teste de Shapiro-Wilk, os dados foram analisados quanto à sua distribuição, mostrando que com nível de significância de 5% há diferença significativa entre a distribuição de frequência normal e a distribuição de frequência dos dados. Portanto, a hipótese de que esses dados vieram de uma população que segue a distribuição normal deve ser rejeitada, e a análise seguinte deve ser feita por meio de testes não-paramétricos. Assim, foi utilizado o teste de Kruskal-Wallis para verificação da diferença estatística do desempenho dos filtros após o amadurecimento dos FLs e foi constatado que houve diferença significativa entre as configurações (p-valor = 0,0000207). Portanto, o coeficiente de desuniformidade afetou a remoção de turbidez, tendo os filtros CD4 apresentado remoções mais eficientes.

Nos ensaios Tf6, as eficiências de remoção de turbidez após o décimo dia de operação oscilaram em torno de 34% a 56% para os filtros CD3, enquanto que os filtros CD4 removeram entre 50% e 64% de turbidez.

A Estação Piloto de Filtração Lenta ficava localizada dentro de um galpão e o material dos filtros não era translúcido, causando o sombreamento dos filtros. Possivelmente os filtros teriam amadurecido com maior brevidade caso fossem expostos à luz.

3.2. REMOÇÃO DE COR

3.2.1. Ensaios com Taxa de filtração de $3\text{m}^3/\text{m}^2/\text{dia}$ (Tf3)

O monitoramento de cor mostrou uma tendência à redução de cor em ambas as configurações dos filtros, tendo os filtros CD3 valores inferiores de cor em relação aos CD4 tanto para cor aparente quanto para cor verdadeira (**Figura 11**).

As eficiências de remoção de cor aparente nos filtros limitaram-se a 45% para os filtros CD3 e 35% para os filtros CD4. Esses dados são indicadores de um potencial uso como pré-tratamento para redução de doses de oxidante por exemplo, reduzindo os custos de operação de uma ETA com produtos químicos.

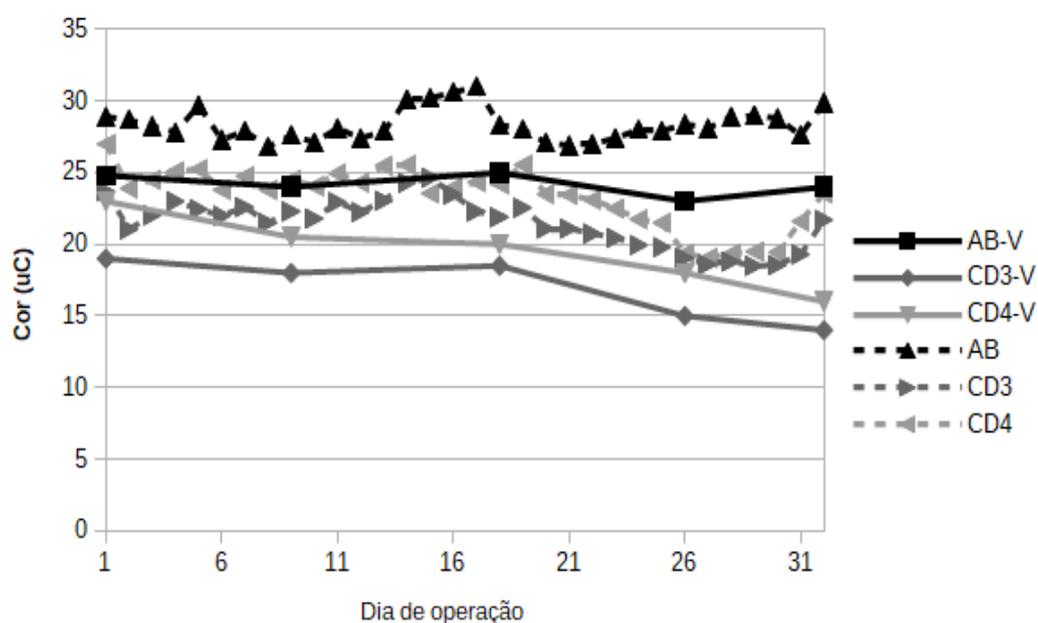


Figura 11. Cor aparente e cor verdadeira do efluente dos filtros lentos e da água bruta ao longo dos ensaios Tf3 (o sufixo “-V” indica os valores de cor verdadeira).

Assim como para a turbidez remanescente, os filtros removiam cor aparente desde o início da operação, contudo, é possível perceber uma remoção mais expressiva após o décimo sexto dia de operação dos ensaios Tf3. À exceção dos últimos dois dias de operação, a cor aparente atingiu valores inferiores a 20 uC em ambas as configurações, mesmo com o aumento gradual da cor aparente da água bruta (**Figura 11**).

Ao longo da última semana de operação, os filtros com CD = 3 apresentaram resultados de cor verdadeira abaixo do limite exigido pela Portaria nº 5/2017 do Ministério da Saúde (BRASIL, 2017). Esses resultados aliados com uma turbidez inferior a 1,0 NTU demonstram o potencial da filtração lenta como tecnologia para o tratamento da água de lagoas litorâneas tropicais.

Nota-se uma remoção mais expressiva nos filtros CD3 em relação aos filtros CD4 para cor aparente no tocante aos valores médios e o erro-padrão de cada um deles (**Figura 12**). Como a cor aparente é afetada pelas partículas que também conferem turbidez, a redução mais expressiva dos filtros CD3 pode ser decorrente do efeito de coagem mais eficaz dessa configuração.

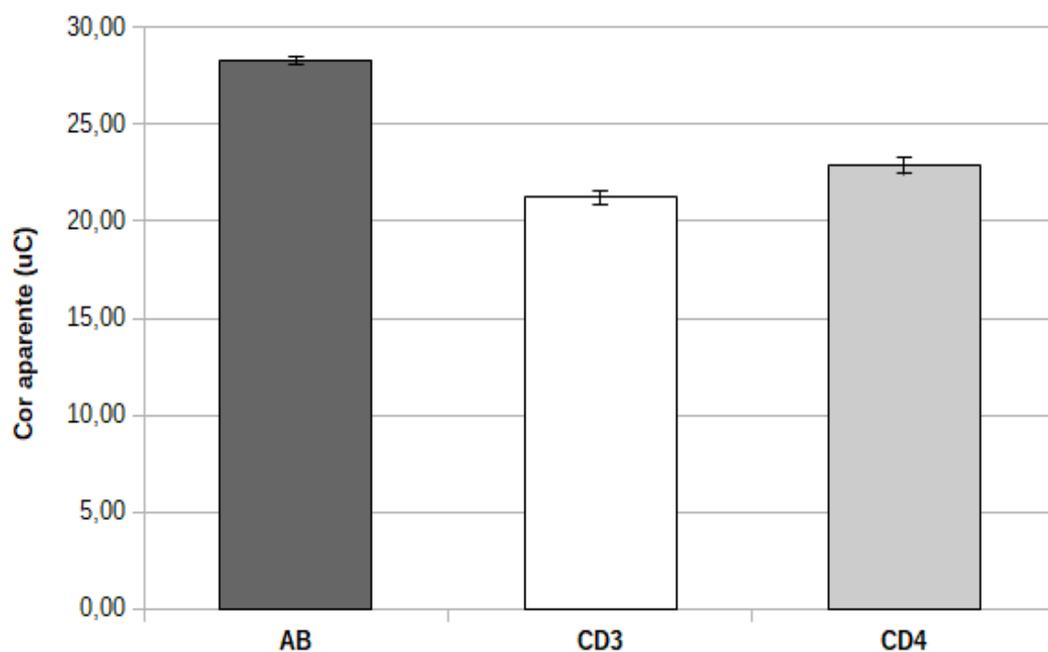


Figura 12. Cor aparente média remanescente dos filtros e da água bruta em relação ao valor médio e ao erro-padrão na primeira carreira de filtração.

Os filtros CD3 removeram em média 21% da cor aparente, chegando a remoções de até 31% e mínimos de 8%. Enquanto que os filtros CD4 removeram em média 15% da cor aparente, com valores máximos de 29% e mínimos de apenas 2%.

Apesar disso, a evolução do desempenho dos filtros, principalmente no trecho entre os dias 25 e 30 de operação, demonstrou o potencial para as carreiras subsequentes, tendo em vista, por exemplo, que o valor máximo de cor aparente segundo a Portaria nº 5/2017 (BRASIL, 2017) é de 15 uC.

A cor aparente da água bruta, assim como a turbidez, também não demonstrou relação com o regime de precipitação (**Figura 13**).

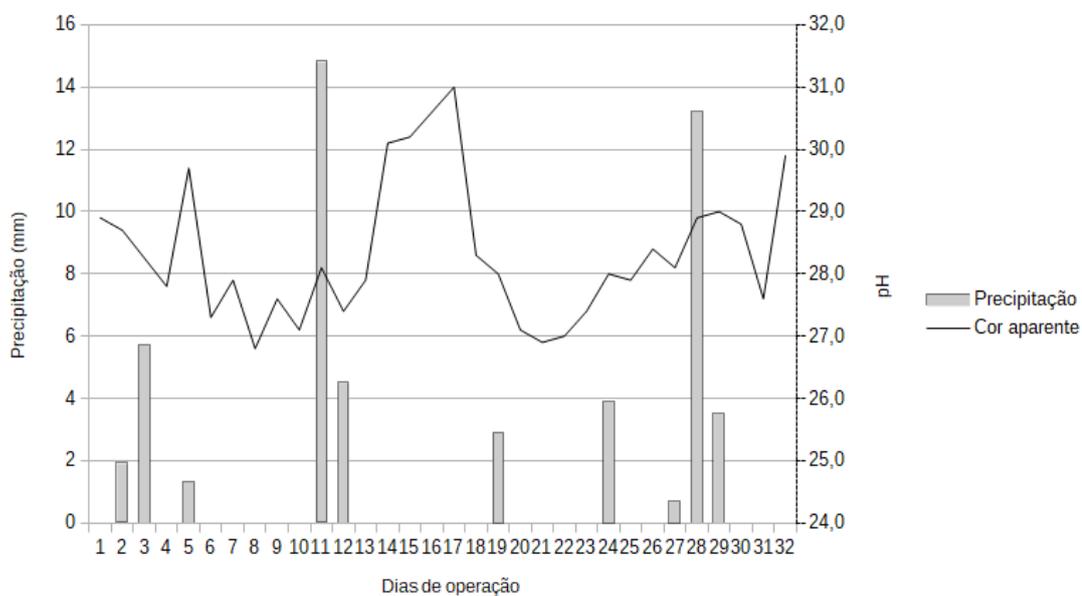


Figura 13. Comparação entre os dados de precipitações ocorridas na bacia e da cor aparente da água bruta ao longo dos ensaios Tf3.

3.2.2. Ensaios com Taxa de filtração de 6m³/m²/dia (Tf6)

Ao longo dos ensaios Tf6, os filtros demonstraram uma alta sensibilidade às alterações da água bruta durante a primeira semana de monitoramento. Contudo, após a primeira semana houve redução constante em todas as medições (**Figura 14**).

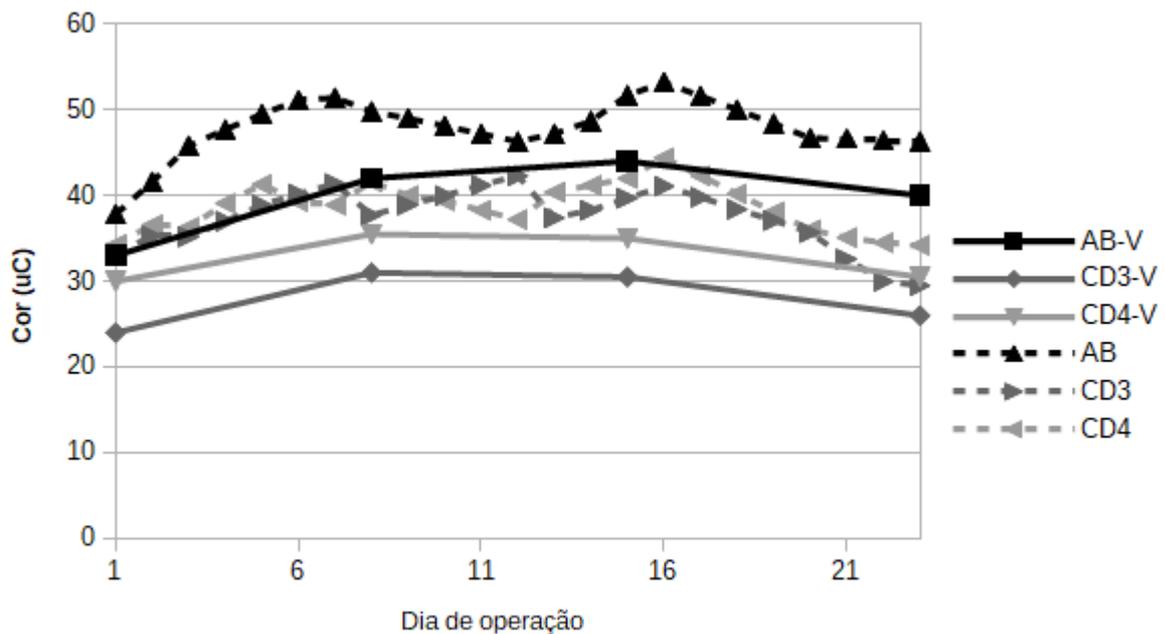


Figura 14. Cor aparente e cor verdadeira do efluente dos filtros lentos e da água bruta ao longo dos ensaios Tf6 (o sufixo “-V” indica os valores de cor verdadeira).

Diferente dos ensaios Tf3, os filtros não conseguiram atingir valores inferiores ao limite exigido no Brasil referente à cor verdadeira. Essa diferença provavelmente foi ocasionada pela diferença de taxa de filtração e pelo período chuvoso, que elevou a cor verdadeira da água bruta, que era de aproximadamente 25 uC durante os ensaios Tf3 e atingiu valores entre 35 e 45 uC durante os ensaios Tf6.

Também foram realizados testes estatísticos para comparar os filtros entre si no que tange à remoção de cor aparente. Os dados não apresentaram uma distribuição normal após o teste Shapiro-Wilk. Posteriormente, foi feito o teste Kruskal-Wallis para verificação da diferença estatística do desempenho dos filtros (p-valor = 0,021).

A cor aparente da água bruta aumentou após os primeiros eventos de precipitação, começou a decair e após a precipitação do décimo primeiro dia manteve-se oscilando em torno de 45 uC a 55 uC (**Figura 15**).

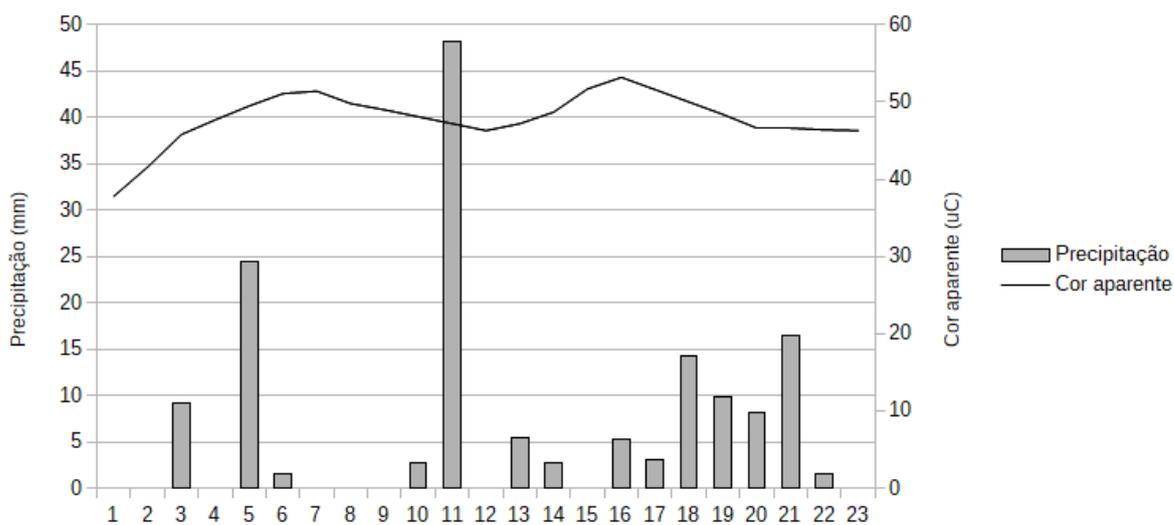


Figura 15. Comparação entre os dados de precipitações ocorridas na bacia e da cor aparente da água bruta ao longo da segunda carreira de filtração.

Além da verificação da cor aparente média e erro padrão após o amadurecimento dos filtros (**Figura 16**), os testes estatísticos compararam os filtros entre si no que tange à remoção de cor aparente. Os dados não apresentaram uma distribuição normal após o teste Shapiro-Wilk. Posteriormente, foi feito o teste Kruskal-Wallis para verificação da diferença estatística do desempenho dos filtros, e constatou-se que não houve diferença significativa entre os tratamentos para remoção de cor aparente (p-valor = 0,4184).

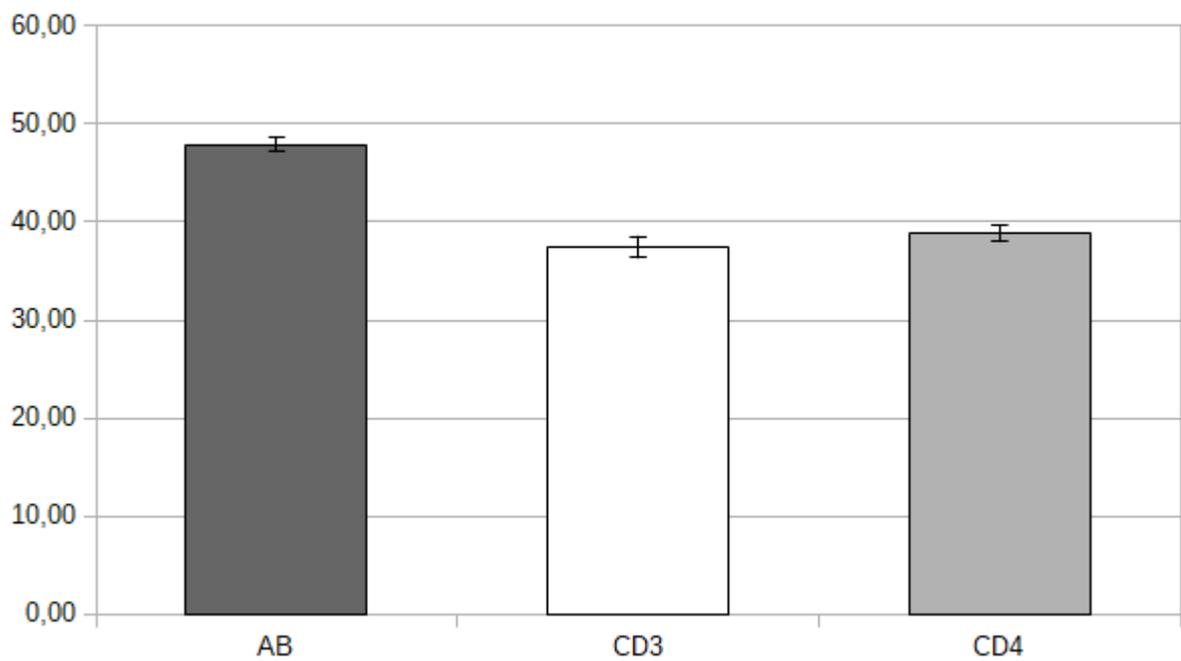


Figura 16. Cor aparente média remanescente dos filtros e da água bruta em relação ao valor médio e ao erro-padrão na segunda carreira de filtração.

Ao longo da segunda carreira de filtração, os filtros CD3 removeram até 36% da cor aparente, enquanto que os filtros CD4 atingiram remoções de até 26%, ambos os filtros apresentaram remoções mínimas de 9%.

Aparentemente, com maiores TAS, os filtros não têm a mesma capacidade de remoção de cor, além do período chuvoso ter afetado a cor aparente do manancial.

3.3. CARACTERÍSTICAS MICROBIOLÓGICAS DOS EFLUENTES

3.3.1. Ensaios com Taxa de filtração de 3m³/m²/dia (Tf3)

Ao longo do experimento foram realizados testes microbiológicos de detecção de coliformes totais e de *E. coli* (Tabela 5).

Tabela 5. Resultados de detecção de coliformes totais e de *E. coli* no efluente dos filtros ao longo dos ensaios Tf3.

Dia de operação	Filtro		Microrganismos
	CD3	CD4	
1	Presente	Presente	<i>E. Coli</i>
	Presente	Presente	Coliformes totais
7	Ausente	Ausente	<i>E. Coli</i>
	Presente	Presente	Coliformes totais
16	Ausente	Ausente	<i>E. Coli</i>
	Ausente	Presente	Coliformes totais
23	Ausente	Ausente	<i>E. Coli</i>
	Ausente	Presente	Coliformes totais
29	Ausente	Ausente	<i>E. Coli</i>
	Ausente	Presente	Coliformes totais

A partir do dia 7 de operação não era mais possível detectar a presença de *E. Coli* em ambas as configurações dos filtros, sendo um dos indicadores do amadurecimento dos filtros. Além disso, após o dia 23 de operação, nos filtros CD3 também não era possível detectar a presença de coliformes totais. A melhor remoção de microrganismos nos filtros de menor granulometria é coerente com outros estudos (BELLAMY *et al.*, 1985b) O que ressalta o potencial do uso da filtração lenta para o tratamento das lagoas litorâneas tropicais, sendo capazes de remover *E. Coli* e coliformes totais dentro de apenas 2 a 3 semanas, podendo atingir remoções mais eficazes em carreiras subsequentes.

O desempenho dos filtros CD3 é reforçado pelas conclusões de diversos outros autores (BELLAMY *et al.*, 1985b; TIMMS *et al.*, 1995), que atestaram melhor remoção de microrganismos em filtros com menores tamanhos de grãos.

3.3.2. Ensaio com Taxa de filtração de 6m³/m²/dia (Tf6)

Na etapa dos ensaios com Tf6, foram realizadas análises de NMP (Número Mais Provável) de coliformes totais e de *E. Coli* (Figura 17).

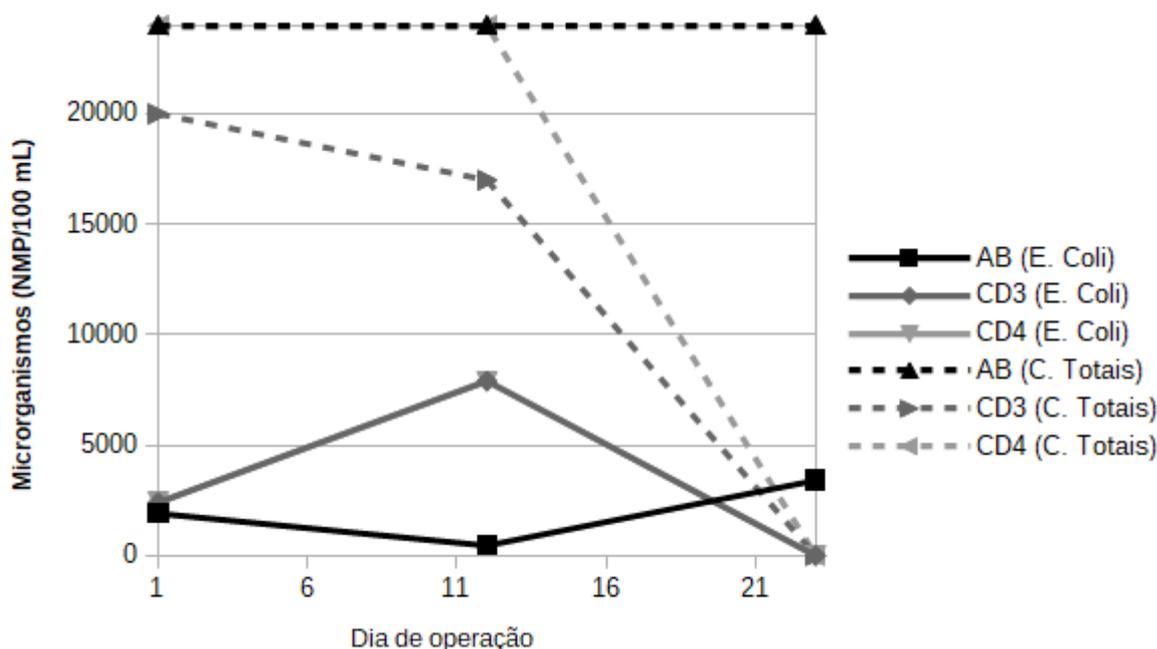


Figura 17. Resultados de detecção de coliformes totais e de *E. coli* no efluente dos filtros ao longo dos ensaios Tf6.

Em decorrência da TAS mais elevada, as remoções de coliformes totais e de *E. Coli* foram mais tardias quanto em relação à primeira carreira de filtração, entretanto, no fim da carreira de filtração ambos os filtros removiam *E. Coli* além da capacidade de detecção do método e removiam 99,98% dos coliformes totais.

Usualmente, a ausência de *E. Coli* e de coliformes totais (seguida de processos de desinfecção) provém segurança para a água tratada quando avaliados frequentemente, dispensando a verificação de outros indicadores biológicos. Entretanto, existem situações particulares que podem requerer informações adicionais, como a detecção de microrganismos como o *Cryptosporidium*.

3.4. PH ÁGUA FILTRADA

3.4.1. Ensaio com Taxa de filtração de 3m³/m²/dia (Tf3)

O pH da água bruta não apresentou variações que pudessem ser percebidas em conjunto com as oscilações das ocorrências de precipitação (**Figura 18**).

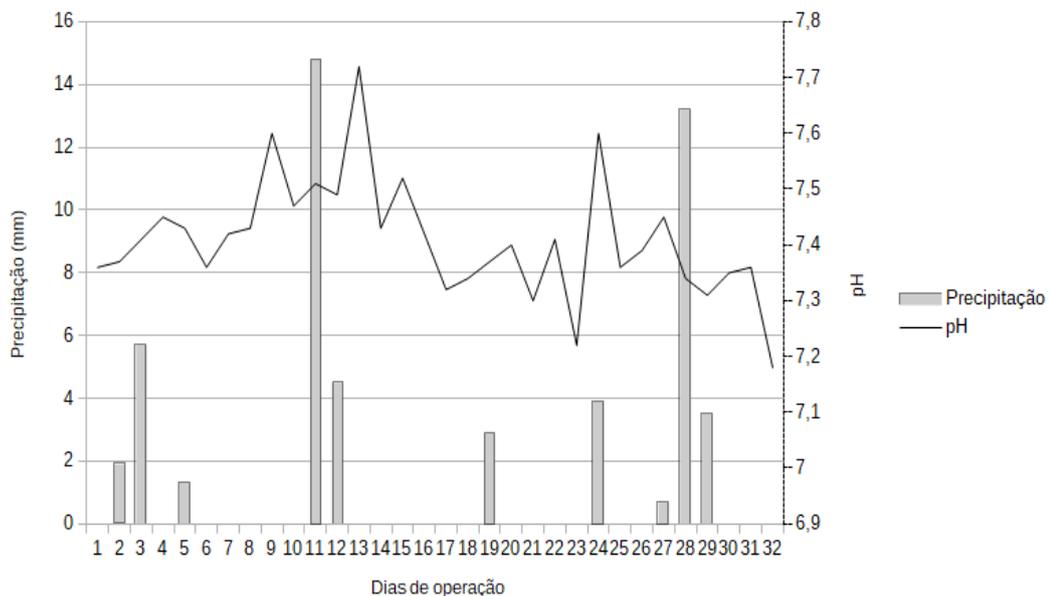


Figura 18. Comparação entre os dados de precipitações ocorridas na bacia e do pH da água bruta ao longo dos ensaios Tf3.

O pH da água filtrada oscilou dentro da faixa aceitável para o padrão de potabilidade, de 6,0 a 9,5, especificada pela Portaria nº 5/2017 do Ministério da Saúde (BRASIL, 2017). Nota-se que nos filtros com CDU = 4, o pH manteve-se próximo ao da água bruta, enquanto que os de CDU = 3 ficaram mais próximos do pH neutro (**Figura 19**).

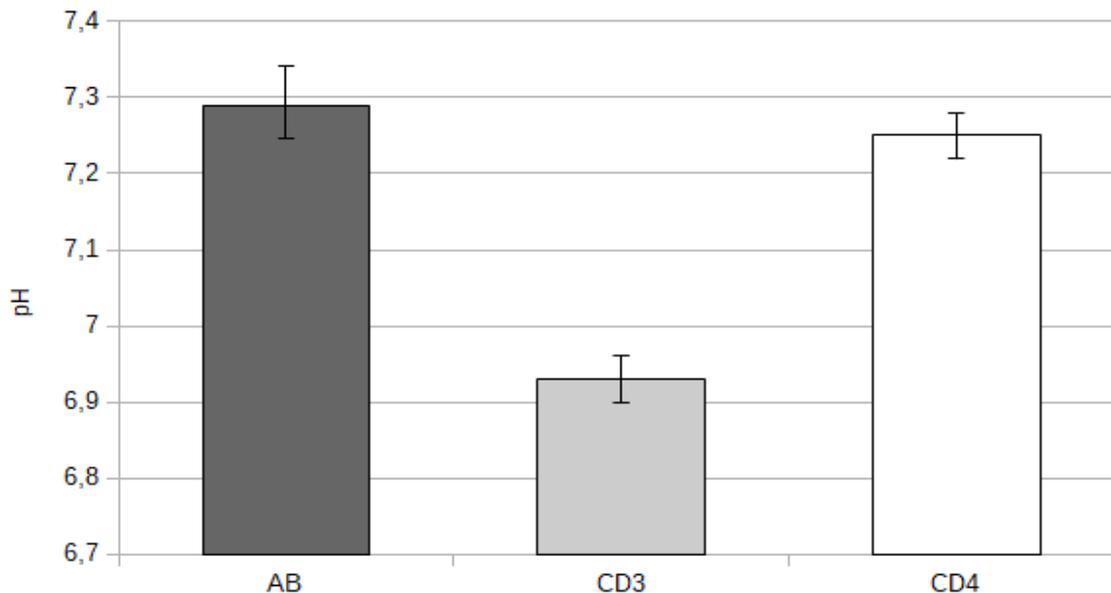


Figura 19. pH do efluente dos filtros lentos e da água bruta, referente à média e ao erro-padrão ao longo dos ensaios Tf3.

O pH dos filtros CD3 pode ter sido diminuído pela presença de bactérias neutrófilas, que têm seu desenvolvimento otimizado quando o pH está mais próximo de 7. Possivelmente, os filtros CD4 eventualmente apresentariam um comportamento semelhante, caso a carreira de filtração chegasse ao fim nesses filtros. Contudo, como o tamanho dos grãos dos filtros CD3 é menor, o desenvolvimento do biofilme ocorreu mais rapidamente, visto que entre os dias 16 e 23 de operação, esses filtros já removiam *E. Coli* e coliformes totais.

3.4.2. Ensaios com Taxa de filtração de 6m³/m²/dia (Tf6)

Assim como nos ensaios Tf3, o pH da água bruta não apresentou variações que pudessem ser percebidas em conjunto com as oscilações das ocorrências de precipitação (**Figura 20**).

Os valores de pH dos efluentes filtrados não apresentaram diferença em relação às medições da água bruta, estando os valores médios e erros padrão interceptando as mesmas faixas de valores (**Figura 21**).

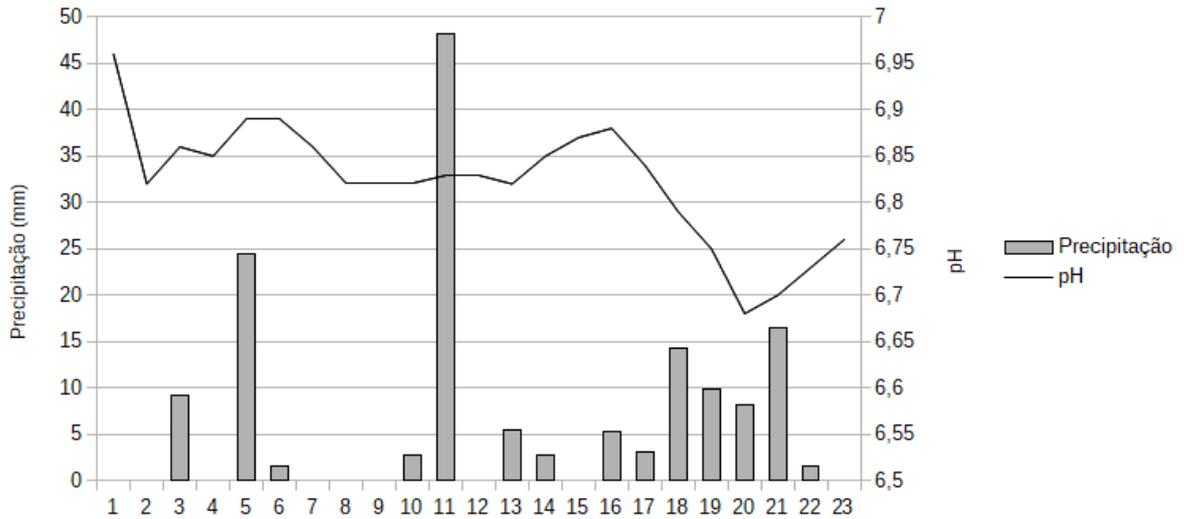


Figura 20. Comparação entre os dados de precipitações ocorridas na bacia e do pH da água bruta ao longo da segunda carreira de filtração.

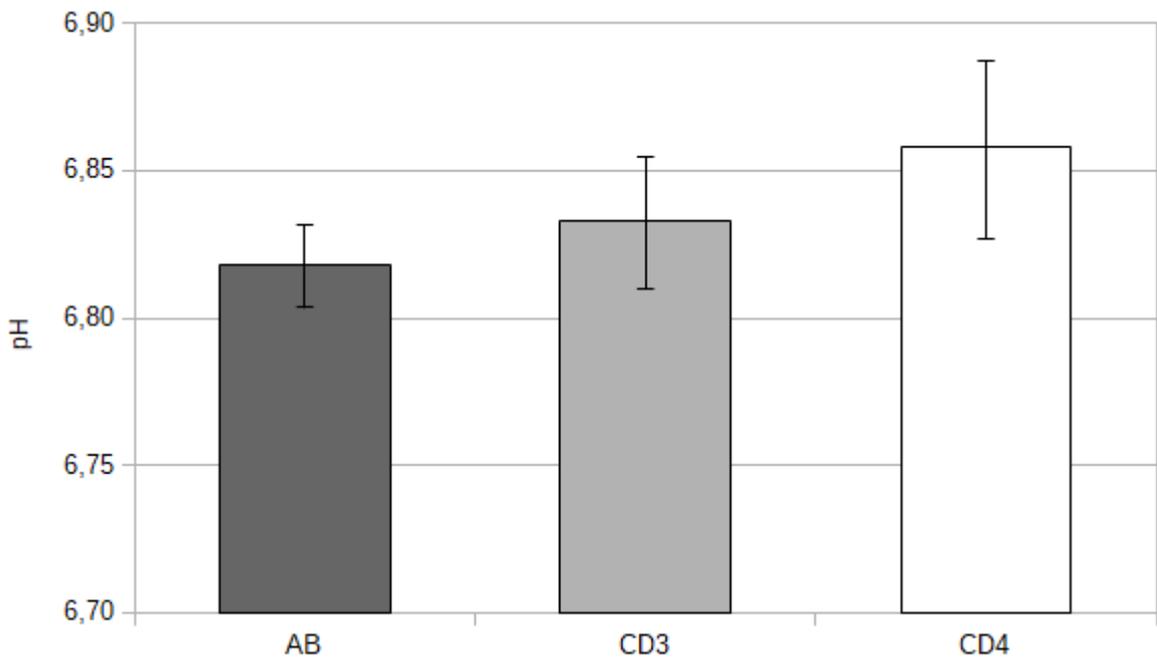


Figura 21. pH do efluente dos filtros lentos e da água bruta, referente à média e ao erro-padrão ao longo dos ensaios Tf6.

4. RECOMENDAÇÕES

Após a avaliação do potencial para o uso da filtração lenta numa lagoa litorânea tropical, é recomendável estudar:

- A associação da filtração lenta com a filtração rápida e outras tecnologias convencionais;
- Avaliar outras taxas de filtração mais elevadas e outras configurações de filtros lentos que permitam reduzir o tamanho dos filtros;
- Avaliar a aplicação de mantas, carvão ativado e outras tecnologias que alterem o leito filtrante;
- Avaliar a operação de filtros com nível constante;
- Avaliar a operação de filtros sob a luz do sol.

5. CONCLUSÕES

- Os filtros lentos apresentam um bom potencial para o tratamento de águas de lagoas litorâneas tropicais, tendo em vista seu rápido amadurecimento, remoção de *E. Coli* e de coliformes totais;
- Durante os ensaios com taxa de filtração de 3 m³/m²/dia, os filtros demonstraram um desempenho superior na remoção da cor verdadeira da água, além de removerem *E. Coli* após apenas uma semana de operação, sendo indicada uma taxa de filtração mais baixa para utilização da filtração lenta como associação com outras tecnologias para tratamento da água;
- A filtração lenta tem um potencial para o uso em associação com tecnologias convencionais, sendo capaz de remover patógenos mesmo nos ensaios taxa de filtração de 6 m³/m²/dia, além disso, ao dobrar a taxa de filtração dos filtros a duração da carreira de filtração foi reduzida em apenas 30%, permitindo a construção de filtros com menor área.

6. REFERÊNCIAS

- ATHERHOLT, T. B.; LECHEVALLIER, M. W.; NORTON, W. D.; ROSEN, J. S. Effect of rainfall on Giardia and Cryptosporidium. **Journal of the American Water Works Association**, v. 90, n. 9, p. 66-80, 1998.
- BASTOS, R. K. X.; HELLER, L.; VIEIRA, M. B. M.; BRITO, L. A.; BELIVACQUA, P. D.; NASCIMENTO, L. E. Giardia cysts and Cryptosporidium oocysts dynamics in Southeast Brazil. Occurrence in surface water and removal in water treatment processes. **Water Science and Technology**, v. 14, n. 2, p. 15 -22, 2004.
- BASTOS, R. K. X.; BRANDÃO, C. C. S.; CERQUEIRA, D. A. Tratamento de Água e Remoção de Protozoários. **Remoção de microrganismos emergentes e microcontaminantes orgânicos no tratamento de água para consumo humano. Rio de Janeiro: ABES**, p. 109-150, 2009.
- BAUMGARTNER, J., MURCOTT, S. & EZZATI, M. Reconsidering appropriate technology': the effects of operating conditions on the bacterial removal performance of two household drinking water filter systems. **Environmental Research Letters** 2, 2007.
- BELLAMY, W. D., SILVERMAN, G. P., HENDRICKS, D. W., LOGSDON, G. S. Removing giardia cysts with slow sand filtration. **Journal of American Water Works Association**, v. 77, n. 2, p. 52-60, 1985a.
- BELLAMY, W. D., SILVERMAN, G. P & HENDRICKS, D. W. Filtration of Giardia cysts and other substances, vol.2. Slow Sand Filtration. **USEPA**. Cincinnati, OH, EPA- 600/2-85/026. p. 6-87, 1985b.
- BETANCOURT, W. Q.; ROSE, J. B. Drinking water treatment processes for removal of Cryptosporidium and Giardia. **Veterinary parasitology**, v. 126, n. 1, p. 219-234, 2004.
- BEVILACQUA, P. D.; AZEVEDO, S. M. F. O.; CERQUEIRA, D. A. Microrganismos emergentes: protozoários e cianobactérias. **Remoção de microrganismos emergentes e microcontaminantes orgânicos no tratamento de água para consumo humano. Rio de Janeiro: ABES**, p. 74-108, 2009.
- BICHAU, F.; BARBEAU, B.; DULLEMONT, Y.; HIJNEN, W. Role of predation by zooplankton in transport and fate of protozoan (oo)cysts in granular activated carbon filtration. **Water Research**, v. 44, i. 4, p. 1072-1081, 2010.
- BRASIL. Portaria nº 5, de 28 de Setembro de 2017. Consolidação das normas sobre as ações e os serviços de saúde do Sistema Único de Saúde. **Ministério da Saúde**, 2017.
- CAERN. Relatório anual 2018 – Qualidade da água: Natal/RN, zonas sul, leste e oeste. Disponível em: <<http://www.adcon.rn.gov.br/ACERVO/caern/DOC/DOC00000000172762.PDF>>
- CDC (Centers for Disease Control and Prevention). CDC works to improve *Cryptosporidium* tracking in the United States. <https://www.cdc.gov/parasites/crypto/cryptonet-public.html> 2017.
- CHAN, S.; PULLERITS, K.; RIECHELMANN, J.; PERSSON, K. M.; RÅDSTRÖM, P.; PAUL, C. J. Monitoring biofilm function in new and matured full-scale slow sand filters using flow cytometric histogram image comparison (CHIC). **Water Research**, v. 138, p. 27-36, 2018.

- CONNELLY, S. J.; WOLYNIAK, E. A.; DIETER, K. L.; WILLIAMSON, C. E.; JELLISON, K. L. Impact of zooplankton grazing on the excystation, viability, and infectivity of protozoan pathogens *Cryptosporidium parvum* and *Giardia lamblia*. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 73, n. 22, p. 7277-7282, 2007.
- COTRUVO, J.; CRAUN, G. F.; HEARNE, N. Providing Safe Drinking Water in Small Systems: Technology, Operations, and Economics. CRC Press, 1999
- DAI, X.; HOZALSKI, R. M. Effect of NOM and biofilm on the removal of *Cryptosporidium parvum* oocysts in rapid filters. **Water Research**, v. 36, n. 14, p. 3523-3532, 2002.
- DATTA, A. K. & CHAUDHURI, M. Microbial purification in slow sand filters. **Environmental Toxicology and Water Quality**. 6: p. 239- 247, 1991.
- DIAS, G. M. F.; BELIVACQUA, P. D.; BASTOS, R. K. X.; OLIVEIRA, A. A.; CAMPOS, G. M. M. *Giardia* spp. e *Cryptosporidium* spp. em água de manancial superficial de abastecimento contaminada por dejetos humano e animal. **Arquivo Brasileiro de Medicina Veterinária e Zootecnia**, v. 60, n. 6, p. 1291-1300, 2008.
- DI BERNARDO, L. **Métodos e técnicas de Tratamento de Água**, vol. 1 e 2. ABES, Rio de Janeiro, Brasil, 1993.
- DI BERNARDO, L.; BRANDÃO, C. C. S.; HELLER, L. **Tratamento de águas de abastecimento por filtração em múltiplas etapas**. Rio de Janeiro: ABES, 1999.
- DI BERNARDO, L. *et al.* Tratamento de água para abastecimento por filtração direta. **Rio de Janeiro: ABES, Rima**, 2003.
- DUNCAN, A. The Ecology of Slow Sand Filters. **Slow Sand Filtration: Recent Development in Water Treatment Technology**, England, p. 5-21, 1988.
- EFSTRATIOU, A.; ONGERTH, J. E.; KARANIS, P. Waterborne transmission of protozoan parasites: Review of worldwide outbreaks-An update 2011–2016. **Water Research**, 2017.
- EIGHMY, T. T.; COLLINS, M. R.; MALLEY, J. P.; Jr., ROYCE, J. & MORGAN, D. Biological Enhanced Slow Sand Filtration for Removal of Natural Organic Matter. **AWWA Research Foundation**, Denver, CO. p. 33-69, 1993.
- EMPARN, 2019. <Disponível em: <http://189.124.130.5:8181/monitoramento/monitoramento.php>>
- ESTEVEZ, F. A. Fundamentos de Limnologia. In: **Fundamentos de Limnologia 3ª edição**. Interciência/Finep, 2011.
- FINCH, G.R., BLACK, E.K., GYÜRÉK, L.L., BELOSEVIC, M. Ozone Disinfection of *Giardia* and *Cryptosporidium*. **AWWA Research Foundation and American Water Works Association, Denver, CO**, 56 p., 1994.
- GYÜRÉK, L.L., FINCH, G.R., BELOSEVIC, M. Modeling chlorine inactivation kinetics of *Cryptosporidium parvum* in phosphate buffer. **J. Environ. Eng.** 125, p. 913–924, 1997
- GUCHI, E. “Review on Slow Sand Filtration in Removing Microbial Contamination and Particles from Drinking

Water.” **American Journal of Food and Nutrition**, vol. 3, no. 2 2015.

HAARHOFF, J. & CLEASBY, J. L. Biological and Physical mechanisms in slow sand Filtration. In slow sand Filtration. **American Society of Civil Engineers**, p.34-98, 1991.

HACHICH, E. M.; SATO, M. I. Z.; GALVANI, A. T.; MENEGON, J. R. N.; MUCCI, J. L. N. Giardia and Cryptosporidium in source waters of Sao Paulo State, Brazil. **Water Science and Technology**, v. 50, p. 239-245, 2004.

HALL, Tom; CROLL, Brian. Particle counters as tools for managing Cryptosporidium risk in water treatment. **Water Science and Technology**, v. 36, n. 4, p. 143-149, 1997.

HIDAYAH, E. N., CHOU, Y. C. & YEH, H. H. Characterization and removal of natural organic matter from slow sand filter effluent followed by alum coagulation. **Applied Water Science**, 8:3 <https://doi.org/10.1007/s13201-018-0671-4>, 2018.

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

HUISMAN, L. & WOOD, W. E. Slow Sand Filtration. **World Health Organization**, Geneva, Switzerland. pp. 1-89, 1974.

JENKINS, M. W., TIWARI, S. K. & DARBY, J. Bacterial, viral and turbidity removal by intermittent slow sand filtration for household use in developing countries: experimental investigation and modeling. **Water Research** 45, 6227– 6239, 2011.

KISTEMANN, T.; CLABEN, T.; KOCH, C.; DANGENDORF, F.; FISCHEDER, R.; GEBEL, J.; VACATA, V.; EXNER, M. Microbial load of drinking water reservoir tributaries during extreme rainfall and runoff. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 68, n. 5, p. 2188-2197, 2002.

KORICH, D. G., MEAD, J. R., MADORE, M. S., SINCLAIR, N. A., STERLING, C. R., 1990. Effects of ozone, chlorine dioxide, chlorine and monochloramine on *Cryptosporidium parvum* oocyst viability. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 56, 1423–1428.

LECHEVALLIER, M. W.; NORTON, W. D.; LEE, R. G. Occurrence of *Giardia* and *Cryptosporidium* spp. in surface water supplies. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 57, n. 9, p. 2610-2616, 1991.

LECHEVALLIER, M. W.; NORTON, W. D. Examining relationships between particle counts and *Giardia*, *Cryptosporidium*, and turbidity. **Journal (American Water Works Association)**, p. 54-60, 1992.

LIBÂNIO, M. **Fundamentos de qualidade e tratamento de água**. Editora Átomo, 3ª edição, 2010.

LLOYD, B. The construction of a sand profile sampler: Its use in study of the vorticella populations and General Intestinal Micro fauna of Slow Sand Filter. **Water Research**, v. 7: p. 963-973, 1973.

MOLL, D. M. & SUMMERS, R. S. Performance, Biomass and Community structure profiles of Biological Rapid Media Filters. **Advances in slow sand and Alternative Biological Filtration**, England, p. 85, 1996.

MONIS, P. *et al.* Risk-based management of drinking water safety in Australia: Implementation of health based

targets to determine water treatment requirements and identification of pathogen surrogates for validation of conventional filtration. **Food and Waterborne Parasitology**, 2017.

NAIR, A. T., MANSOOR AHAMMED, M. & DAVRA, K. Influence of operating parameters on the performance of a household slow sand filter. **Water Science & Technology**, 2014.

PREM RANJAN & MANJEET PREM, 2018. Schmutzdecke- A Filtration Layer of Slow Sand Filter. **Int.J.Curr.Microbiol.App.Sci.** 7(7): 637-645.

RITTMANN, B. E. & HUCK, P. M. Biological treatment of public water supplies. **CRC Crit. Rev. Environmental Control.** 19(2): 119-184, 1989.

RUPPERT, E. E.; BARNES, R. D. **Invertebrate zoology.** Fort Worth: Saunders College Publishing, 1994.

SÁ, J. C. Remoção de *Microcystis aeruginosa* e microcistina pelo processo de filtração lenta. 2002. 131f. **Dissertação (Mestrado em tecnologia ambiental e recursos hídricos) - Universidade de Brasília**, Brasília, DF, 2002.

SANTOS, H. R., PRADO, G. S., VIDAL, C. M. S., MORUZZI, R. B., CAMPOS, J. R. Aplicabilidade das técnicas de determinação de tamanho de partículas em sistemas de tratamento de água e esgoto sanitário. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 9, n. 4, p. 291-300, 2004.

SATTAR, S. A., CHAURET, C. & SPRINGTHORPE, V. S. Giardia cyst and Cryptosporidium oocyst survival in water shade and factors affecting inactivation. **AWWARF and AWWA**, ISBN 0- 89867-975-3, p. 75- 107, 1999.

SOUZA, F. H.; TOSCANO, B.; CARNEIRO, C. G.; SENS, M. L. Diagnóstico e discussão sobre o uso da Filtração Lenta para abastecimento público em Santa Catarina, Brasil. **Revista DAE**, v. 66, n. 209, 2018.

STOTT, R.; MAY, E.; RAMIREZ, E.; WARREN A. Predation of Cryptosporidium oocysts by protozoa and rotifers: implications for water quality and public health. **Water Science and Technology**, v. 47, p. 77-88, 2003.

TIMMS, S.; SLADE, J. S.; FRICKER, C. R. Removal of Cryptosporidium by slow sand filtration. **Water Science and Technology**, v. 31, n. 5-6, p. 81-84, 1995.

UHL, W. & GIMBEL, R. (2000). Investigations on the performance of fast- rate biological filters in drinking water treatment. **Advances in slow sand and Alternative biological filtration.**, England, p. 1-321, 2000.

VARESCHE, M. B. A. (1989). *Estudo sobre a Interferência de Algas no Sistema de Filtração Lenta em Areia.* Dissertação de Mestrado, Universidade de São Paulo, Escola de Engenharia de São Carlos, Departamento de Hidráulica e Saneamento, São Carlos, SP, Brasil, 417p.

VARGAS, L. C. (1992). "Filtración Lenta en Arena" In: *Programa Regional de Mejoramiento de la Calidad del Agua para Consumo Humano*, CEPIS.

VERMA, Srishti; DAVEREY, Achlesh; SHARMA, Archana. Slow sand filtration for water and wastewater treatment—a review. **Environmental Technology Reviews**, v. 6, n. 1, p. 47-58, 2017.

WEBER-SHIRK, M. L. & DICK, R. I. Biological mechanisms in slow sand filters. **Journal of American**

Water Works Associations. 89(2), p. 72-83, 1997a.

WEBER-SHIRK, M. L. & DICK, R. I. Bacterivory by a chrysophyte in slow sand filters. **Water Research**, 33(3), p. 631-638, 1999.

WEBER-SHIRK, M. L. (2002). Enhancing slow sand filter performance with an Acid- Soluble Seston Extract. **Water Research**. 36(2002): p. 4753- 4756, 2002.

WELTE, B. & MONTIEL, A. Removal of BDOC by Slow Sand Filtration: comparison with granular activated carbon and effect of temperature. **Advances in slow sand and Alternative biological filtration**, England. p. 60, 1996.

WIDERSTRÖM, Micael et al. Large outbreak of *Cryptosporidium hominis* infection transmitted through the public water supply, Sweden. **Emerging infectious diseases**, v. 20, n. 4, p. 581, 2014.

XAGORARAKI, I. & HARRINGTON, G. W. Zeta Potential, dissolved organic carbon, and removal of *Cryptosporidium* oocysts by coagulation and sedimentation. **Journal of Environmental Engineering and Science**, v. 130, n. 12, p. 1424-1432, 2014.

YAO, Meng; NAN, Jun; CHEN, Ting. Effect of particle size distribution on turbidity under various water quality levels during flocculation processes. **Desalination**, v. 354, p. 116-124, 2014.

YOUNG-ROJANSCHI, C. & MADRAMOOTOO, C. Intermittent versus continuous operation of biosand filters. **Water Research** 49, 1–10, 2014.