

**I-1147 COMPARAÇÃO DO DESEMPENHO DA FILTRAÇÃO DIRETA ASCENDENTE E DESCENDENTE, COM ÊNFASE NA REMOÇÃO DE ESPOROS DE BACTÉRIAS AERÓBIAS COMO SUBSTITUOS DE OOCISTOS DE *Cryptosporidium***

**Alef Luan de Souza Pereira<sup>(1)</sup>**

Engenheiro Ambiental e Sanitarista pela Universidade Católica de Brasília. Mestrando no Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Ambientais e Recursos Hídricos da Universidade de Brasília (PTARH-UnB) na área de tratamento de água para consumo humano.

**Cristina Célia Silveira Brandão<sup>(2)</sup>**

Engenheira Química pela Universidade Federal da Bahia. Mestre em Engenharia Química pela COPPE/UFRJ. Doutora em Engenharia Ambiental pelo Imperial College (Londres). Professora da Universidade de Brasília.

**Endereço<sup>(1)</sup>:** CSB 3, Lote 3 – Taguatinga – Distrito Federal – CEP 72015-535 – Brasil – Tel.: (61) 99870-4062 – e-mail: alef.pereira@unb.aluno.br

## RESUMO

A presença de oocistos de *Cryptosporidium* na água para consumo humano representa fator de risco à saúde pública. No entanto, devido à complexidade e custos relacionados à metodologia de quantificação desses patógenos, o seu monitoramento em estações de tratamento de água (ETA) tem sido cada vez mais realizado por meio de indicadores e substitutos, com o intuito de viabilizar análises sistemáticas. Um dos substitutos já investigado e reconhecido pela comunidade científica são os esporos de bactérias aeróbias (EBA). A legislação vigente no Brasil para potabilidade de água para consumo humano prevê, sob certas condições, que a eficiência de remoção de EBA pode indicar a remoção de cistos e oocistos em ETAs. Assim, este estudo avalia e compara o desempenho da filtração direta ascendente com a filtração direta descendente, com ênfase na remoção de EBA como substitutos de oocistos de *Cryptosporidium*. A metodologia foi dividida em duas etapas: ensaios em escala de bancada e experimentos de filtração em escala piloto. Os estudos em escala de bancada foram realizados por meio da execução de testes de jarros, cujo objetivo foi permitir a construção do diagrama de coagulação e a definição das melhores condições de pH e dose do coagulante (sulfato de alumínio). Com base na análise dos resultados, optou-se por realizar os experimentos de filtração utilizando o pH natural da água de estudo, com doses de coagulante variando de 5 a 7 mg/L. Nos experimentos de filtração em escala piloto foram avaliadas as remoções de turbidez, EBA e de coliformes totais. Os resultados mostraram que tanto o filtro ascendente quanto o filtro descendente apresentaram eficiências de remoção de turbidez semelhantes, com valores de turbidez na água filtrada sempre abaixo de 0,35 uT. Com relação à remoção de EBA, a comparação das eficiências de remoção indicou uma superioridade do filtro descendente, que apresentou remoção média de 2,51 log, enquanto a eficiência média do filtro ascendente foi de 2,06 log. Por outro lado, o filtro descendente apresentou maior e mais rápido desenvolvimento da perda de carga, o que limitou consideravelmente a duração da carreira de filtração e a produção de água filtrada. Por fim, recomenda-se que a superioridade do filtro descendente com relação à remoção de EBA apontada por este estudo seja investigada de forma mais aprofundada, utilizando concomitantemente outros indicadores de oocistos de *Cryptosporidium*, com objetivo de aumentar a confiabilidade e representatividade dos resultados gerados.

**PALAVRAS-CHAVE:** filtração direta, filtração rápida ascendente, filtração rápida descendente, remoção de EBA, oocistos de *Cryptosporidium*.

## INTRODUÇÃO

Desde os primeiros registros de surtos associados à contaminação da água de abastecimento por oocistos de *Cryptosporidium*, ocorridos nos anos 1980 e 1990, a preocupação com a remoção desses patógenos da água tem sido recorrente. A criptosporidiose, doença causada pela ingestão de oocistos de *Cryptosporidium*, está associada à ocorrência de diarreia aquosa, podendo ser bastante grave, particularmente em pacientes imunodeprimidos, e levar à morte (Cacciò *et al.*, 2005; Ryan e Hijjawi, 2015). Este patógeno é encontrado na natureza sob a forma de oocistos, que são estruturas altamente resistentes às diversas condições ambientais e também à cloração, processo de desinfecção mais utilizado em estações de tratamento de água (ETA). Assim, os esforços para remoção dessas estruturas estão mais voltados ao emprego de desinfetantes com maior capacidade de inativação, e/ou à otimização da filtração, que deve ser eficiente na retenção dos oocistos.

O filtro granular é a única barreira no tratamento de água para consumo humano por filtração direta, tecnologia de tratamento de água que prescinde de decantadores e, por vezes, de floculadores, e que tem sido empregada no Brasil devido aos menores custos e complexidade associados à instalação e manutenção das unidades (Di Bernardo *et al.*, 2003). Por sua vez, a eficiência da filtração está intimamente relacionada à desestabilização das partículas promovida pela coagulação química, já que é necessário que haja um equilíbrio entre os mecanismos de aderência e desprendimento dos grãos no meio filtrante (Emelko *et al.*, 2003).

Por representar um fator de risco de saúde pública, os oocistos de *Cryptosporidium* deveriam fazer parte dos parâmetros de monitoramento sistemático da qualidade da água distribuída para a população. Mas a complexidade e os custos relacionados à metodologia de detecção e quantificação destes patógenos torna inviável um monitoramento consistente e regular. Assim, vários substitutos têm sido investigados pela comunidade científica e muitos têm apresentado boas correlações com a remoção destes patógenos, como por exemplo os esporos de bactérias aeróbias (Headd e Bradford, 2016; Mazoua e Chauveheid, 2005; Brown e Cornwell, 2007; Oliveira *et al.*, 2018).

Os esporos são estruturas dormentes, extremamente resistentes, nos quais certas espécies de bactérias passam parte do seu ciclo de vida. A esporulação é uma estratégia de sobrevivência que tem sido relacionada principalmente à presença de condições metabólicas desfavoráveis. Os esporos apresentam grande longevidade e habitam as mais diversas partes do planeta, devido tanto às suas características metabólicas quanto à alta capacidade de dispersão através do vento, da água e de hospedeiros (Nicholson *et al.*, 2000).

Conforme descrito por Headd e Bradford (2016), os esporos de bactérias aeróbias (EBA) podem ser bons indicadores devido a cumprirem alguns requisitos, como: não patogenicidade, apresentarem baixos custos de análise em laboratório, baixa complexidade, serem persistentes e abundantes no meio ambiente, e também por possuírem a capacidade de se manterem inalterados durante o transporte, amostragem e análise laboratorial. Além disso, existem consistentes indícios de que os EBA constituem indicadores conservadores da eficiência de remoção de oocistos de *Cryptosporidium* por meio da filtração granular (Mazoua e Chauveheid, 2005; Brown e Cornwell, 2007; Oliveira *et al.*, 2018).

A legislação brasileira que estabelece o padrão de potabilidade para água para consumo humano, Portaria nº 888/2021 do Ministério da Saúde (BRASIL, 2021), prevê a avaliação da eficiência de remoção da estação de tratamento de água (ETA) por meio do monitoramento semanal de esporos de bactérias aeróbias (EBA), caso a média geométrica anual de *Escherichia coli* esteja acima 1000/100mL no ponto de captação em mananciais superficiais. Caso a eficiência de remoção de EBA seja inferior a 2,5 log (99,7%), faz-se obrigatório o monitoramento de cistos de *Giardia* e oocistos de *Cryptosporidium* na captação por 12 meses para avaliação da necessidade de limitar a turbidez na saída do filtro em 0,3 uT. Assim, é possível considerar a eficiência de remoção de EBA como um indicador indireto de remoção de cistos e oocistos. A incorporação do monitoramento da eficiência de remoção de EBA como indicador da eficiência de remoção de (oo)cistos representou um avanço na legislação brasileira, uma vez que órgãos como a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA) reconhece os EBA como bons indicadores há mais de 10 anos (USEPA, 2006).

É possível encontrar na literatura estudos que investigaram a remoção de oocistos de *Cryptosporidium*, e/ou seus substitutos, por meio do processo de filtração direta, tanto utilizando filtro de escoamento descendente quanto filtro de escoamento ascendente. No entanto, nenhum estudo encontrado comparou essas duas opções de filtros, operando sob condições similares, com relação ao desempenho e à eficiência de remoção de turbidez e de substitutos de oocistos de *Cryptosporidium*.

## OBJETIVO

O presente trabalho tem como objetivo geral comparar, em escala piloto, o desempenho da filtração direta descendente (FDD) e filtração direta ascendente (FDA) com foco na remoção de esporos de bactérias aeróbias (EBA) como substitutos de oocistos de *Cryptosporidium*.

## MATERIAIS E MÉTODOS

Os experimentos foram divididos em duas etapas básicas: ensaios em escala de bancada e experimentos de filtração em escala piloto. Os estudos em escala de bancada foram realizados por meio da execução de testes de jarros, cujo objetivo foi permitir a construção do diagrama de coagulação, a fim de definir as melhores condições de pH e dosagem de coagulante para a água de estudo em questão, do Lago Paranoá, Brasília - DF. Nos experimentos de filtração ascendente e filtração descendente em escala piloto foram avaliadas as remoções de esporos de bactérias aeróbias, assim como da turbidez e de coliformes totais.

## ENSAIOS EM ESCALA DE BANCADA

O equipamento utilizado para a realização dos testes de jarros foi o Jartest Nova Ética, modelo 218/LDB, acoplado a filtros de laboratório de areia (FLA), de modo a simular a filtração direta. As dimensões dos FLA e as características granulométricas da areia estão de acordo com o preconizado por Di Bernardo *et al.* (2003). Os produtos químicos utilizados e os parâmetros operacionais para a realização do teste de jarros estão apresentados nas Tabelas 1 e 2.

**Tabela 1. Produtos químicos utilizados.**

<b>Coagulante</b>	Sulfato de alumínio ( $Al_2(SO_4)_3 \cdot 14-18H_2O$ )
<b>Alcalinizante</b>	Bicarbonato de sódio ( $NaHCO_3$ )
<b>Acidificante</b>	Ácido clorídrico (HCl)

**Tabela 2. Parâmetros operacionais para realização do Jarteste.**

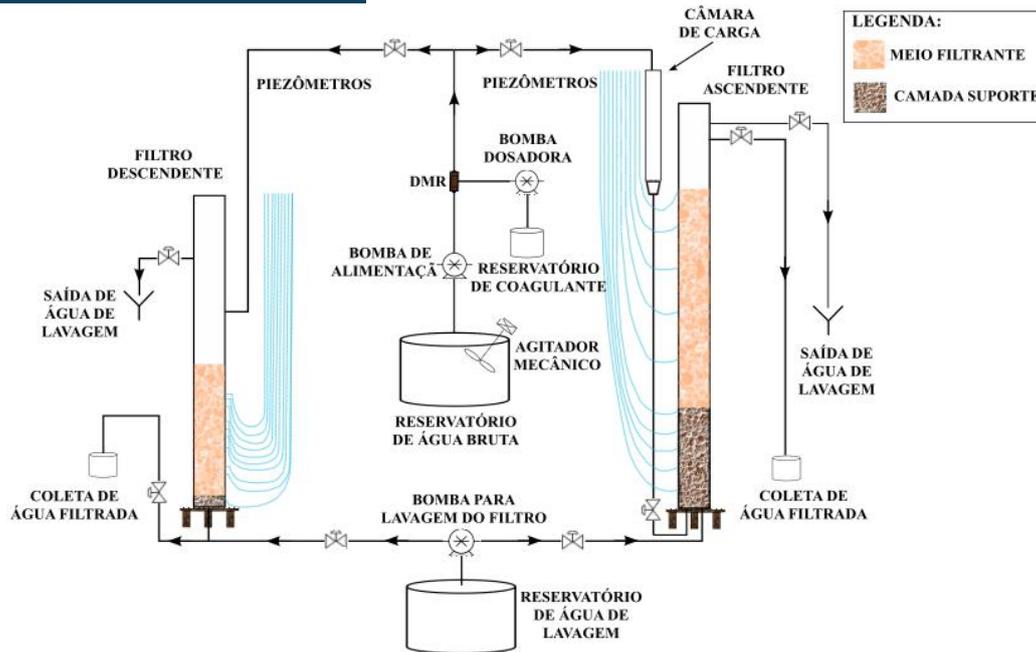
	<b>Tempo (t)</b>	<b>Gradiente de velocidade (G)</b>
<b>Mistura rápida</b>	30 s	$1000 \text{ s}^{-1}$
<b>Mistura lenta</b>	240 s	$40 \text{ s}^{-1}$

Após a mistura lenta, os FLA foram alimentados a uma vazão de aproximadamente 12 mL/min e o efluente dos filtros foi descartado durante os primeiros 20 minutos. Em seguida, foram coletadas amostras de água filtrada para determinação da turbidez residual e, após a realização de cada teste, os FLA foram lavados com água destilada.

Para a realização dos experimentos e construção do diagrama de coagulação, foram testadas as seguintes dosagens de sulfato de alumínio: 0, 4, 6, 8, 10 e 12 mg/L, em pH variando de 5 a 7,5. Essas dosagens foram escolhidas com base em estudos anteriores que utilizaram água bruta proveniente do mesmo manancial deste estudo, como Fagundes (2006), Fernandes (2007) e Nascimento (2009).

## EXPERIMENTOS EM ESCALA PILOTO

Conforme esquematizado na Figura 1, a instalação piloto foi composta dos seguintes itens: reservatório de água bruta, com capacidade máxima de 500 L; bomba de alimentação dos filtros; reservatório de coagulante e bomba dosadora; dispositivo de mistura rápida em linha; filtro descendente; filtro ascendente e sua câmara de carga, e as tomadas de cargas piezométricas de cada filtro.



**Figura 1. Esquema da instalação piloto.**

As colunas de filtração e configuração dos meios filtrantes adotadas no presente trabalho foram as mesmas propostas por Fagundes (2006) e por Nascimento (2009), para fins comparativos, uma vez que ambos autores desenvolveram seus trabalhos voltados para a remoção de oocistos de *Cryptosporidium*, utilizando filtros descendente e ascendente, respectivamente.

### FILTRO DESCENDENTE

O filtro descendente, originalmente dimensionado por Fagundes (2006), foi construído em material acrílico e possui 2,70 m de altura e diâmetro interno de 8,5 cm. As características do meio filtrante estão apresentadas na Tabela 3.

**Tabela 3. Características do meio filtrante do filtro descendente.**

<b>Material filtrante</b>	Areia
<b>Tamanho efetivo dos grãos (mm)</b>	1,00
<b>Coefficiente de desuniformidade</b>	1,15
<b>Tamanho do menor grão (mm)</b>	0,84
<b>Tamanho do maior grão (mm)</b>	1,19
<b>Porosidade</b>	0,40
<b>Espessura da camada (cm)</b>	110

O filtro foi operado sob taxa e carga hidráulica constantes. Assim, para compensar a perda de carga e manter a carga hidráulica constante sobre o meio filtrante, um registro foi instalado na saída do sistema para controle da vazão de saída. A operação iniciava com o registro parcialmente fechado e foi sendo gradativamente aberto, de acordo com o aumento da perda de carga no meio filtrante, mantendo, assim, as vazões de entrada e saída constantes e, conseqüentemente, a lâmina d'água sobre o meio filtrante.

### FILTRO ASCENDENTE

O filtro ascendente consiste em um tubo de acrílico de 4 m de comprimento, 12,3 cm de diâmetro interno, e 5 mm de espessura de parede. A câmara de carga que alimentou o filtro ascendente foi confeccionada em material PVC com um diâmetro de 20 cm e uma altura de 5,10 m.

O meio filtrante utilizado por Nascimento (2009) e adotado nesta pesquisa foi de camada única de areia com uma espessura total de 1,86 m, tamanho efetivo de 0,70 mm e coeficiente de desuniformidade < 2. A granulometria e a espessura das subcamadas do meio filtrante e da camada suporte estão apresentadas nas Tabelas 4 e 5.

**Tabela 4. Granulometria e espessura das subcamadas do meio filtrante.**

Diâmetro dos grãos (mm)	Espessura das subcamadas (cm)
0,59 – 0,83 (topo)	26
0,83 – 1,19	40
1.19 – 1,68	60
1,68 – 2,30 (base)	60

**Tabela 5. Granulometria e espessura das subcamadas da camada suporte.**

Diâmetro dos grãos (mm)	Espessura das subcamadas (cm)
4,8 – 2,4 (topo)	20
9,6 – 4,8	20
16 – 9,6	13
25,4 – 16	12
31,4 – 25,4 (base)	20

Na operação do filtro ascendente, após passar pelo dispositivo de mistura rápida, a água coagulada seguia em descarga livre até a câmara de carga, que alimentou o filtro no sentido ascendente. A carga hidráulica na câmara de carga foi variável, aumentando conforme aumentava a perda de carga no meio filtrante.

## DESENVOLVIMENTO DOS EXPERIMENTOS DE FILTRAÇÃO

A comparação do desempenho entre os filtros foi realizada a partir de duas condições operacionais: condição 1) filtros operando com a mesma taxa de filtração, de 5 m/h; e condição 2) filtros operando com a mesma vazão, de 59,41 L/h (equivalente a uma taxa de 10,48 m/h no FD e de 5 m/h no FA). Foi adotado um tempo de operação de 8 horas para cada filtro ou até a perda de carga limite ser atingida. A perda de carga foi monitorada de 30 em 30 minutos.

Antes de cada experimento foi realizado teste de jarros, para definição da dosagem exata de coagulante a ser utilizada no experimento de filtração. No decorrer do experimento foram coletadas amostras de água bruta e de água filtrada, para realização do monitoramento de parâmetros físico-químicos e microbiológicos. As análises, métodos, equipamentos e a frequência de medição dos parâmetros estão indicados na Tabela 6.

Após a execução de cada experimento de filtração foi realizada lavagem ascensional dos filtros com água de torneira em velocidade mínima de fluidificação para promover expansão do leito filtrante de 20 a 30%, conforme preconizado na NBR 12216/1992 (ABNT, 1992). A lavagem foi realizada por um período mínimo de 30 minutos ou até que fosse possível observar a saída de água limpa/transparente do filtro.

A determinação e contagem de EBA foi realizada de acordo com a metodologia descrita no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, na Seção 9218 (APHA, 2017). Após a coleta das amostras em frascos esterilizados, foi realizado o tratamento térmico, mantendo as amostras em banho-maria a 80° C durante 10 minutos. Essas amostras foram então expostas a resfriamento em banho de gelo até atingirem temperatura ambiente. Após o tratamento térmico, as amostras foram filtradas em membranas com poros de 0,45 µm e diâmetro de 47 mm. As membranas foram então colocadas em meio ágar nutriente com azul de tripano (formulação preconizada no *Standard Methods*) e mantidas em estufa durante 24 ± 2 horas a 35° C, para desenvolvimento das colônias. Após passado esse período, as unidades formadoras de colônias de EBA foram contadas.

**Tabela 6. Análises, métodos, equipamentos e frequência de medição dos parâmetros.**

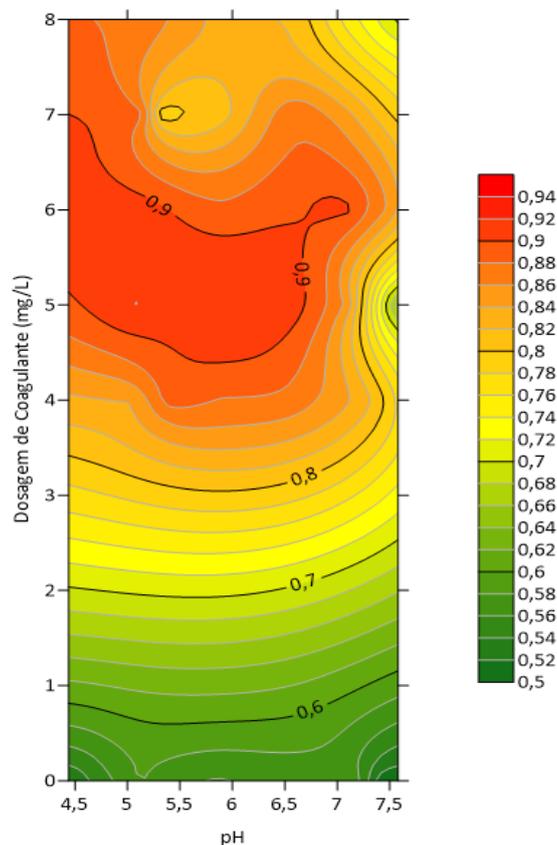
Parâmetro	Método	Equipamento	Amostras	Frequência de amostragem
<b>Turbidez</b>	Nefelométrico	Turbidímetro Nefelométrico	AB, AF	A cada 30 min
<b>pH</b>	Potenciométrico	pHmetro	AB	A cada 30 min
<b>Coliformes totais</b>	Substrato enzimático MUG ONPG - Kit Colilert®	Seladora, incubadora bacteriológica	AB, AFA, AFF	AB (início), AFA (uma amostra com 1h de operação) e AFF (uma amostra com 6h de operação)
<b>Contagem de EBA</b>	9218-B (APHA, 2017)	Capela de fluxo laminar, equipamento de banho-maria, incubadora bacteriológica	AB, AFA, AFF	AB (início), AFA (uma amostra com 1h de operação) e AFF (uma amostra com 6h de operação)

## RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados foram divididos em duas partes: uma parte referente aos estudos em escala de bancada, na qual é apresentado e discutido o diagrama de coagulação; e outra referente aos estudos em escala piloto, na qual são apresentados e discutidos os dados relativos aos experimentos de filtração.

### DIAGRAMA DE COAGULAÇÃO

Como resultado dos ensaios em jarreste, foram construídos três diagramas de coagulação, dois abrangendo uma faixa maior de dosagem de coagulante (4 a 12 mg/L) e o último, Figura 2, restringindo a faixa de dosagem para 0, 4, 5, 6, 7 e 8 mg/L, que foi o intervalo onde houve a maior remoção de turbidez, de acordo com os resultados gerados nos dois primeiros diagramas.

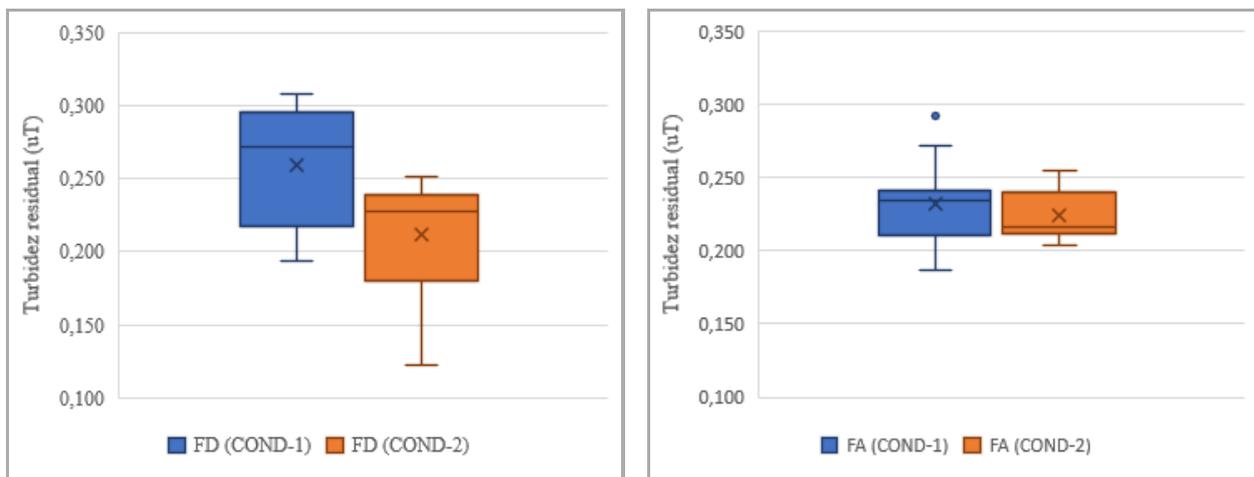


**Figura 2. Diagrama de coagulação para água do lago Paranoá utilizando sulfato de alumínio.**

Ao analisar o diagrama de coagulação apresentado na Figura 2, é possível notar a existência de uma região em que a remoção da turbidez é próxima a 90%, quando a dose utilizada foi de 5 a 6 mg/L, numa faixa de pH de coagulação de 5 a 7. Esses resultados são similares aos encontrados por Fagundes (2006) e Nascimento (2009), que utilizaram água bruta do mesmo manancial (água do lago Paranoá) para operarem filtros diretos. A partir desta análise, optou-se por adotar nos experimentos de filtração doses de coagulante de 5 a 7 mg/L, utilizando o pH natural da água de estudo, que variou de 6,7 a 7,5, permitindo um pH de coagulação na faixa considerada ótima e sem a adição de produtos químicos. Buscou-se integrar menores gastos de produtos químicos (coagulante, acidificante e/ou alcalinizante) com maiores eficiências de remoção. A definição da dosagem específica de coagulante foi feita a partir da realização do teste de jarros antes do início de cada experimento de filtração.

### EXPERIMENTOS DE FILTRAÇÃO

Foram realizados 20 experimentos de filtração em escala piloto, sendo 10 no filtro descendente e 10 no filtro ascendente. A água bruta utilizada neste estudo, do Lago Paranoá, apresentou baixa variação nos parâmetros físico-químicos analisados nos dias dos experimentos, com a turbidez variando de 2 a 7 uT, pH de 6,7 a 7,5 e alcalinidade média de 30 mg/L de CaCO<sub>3</sub>. Os resultados de turbidez residual podem ser observados nas Figuras 3(a) e 3(b).

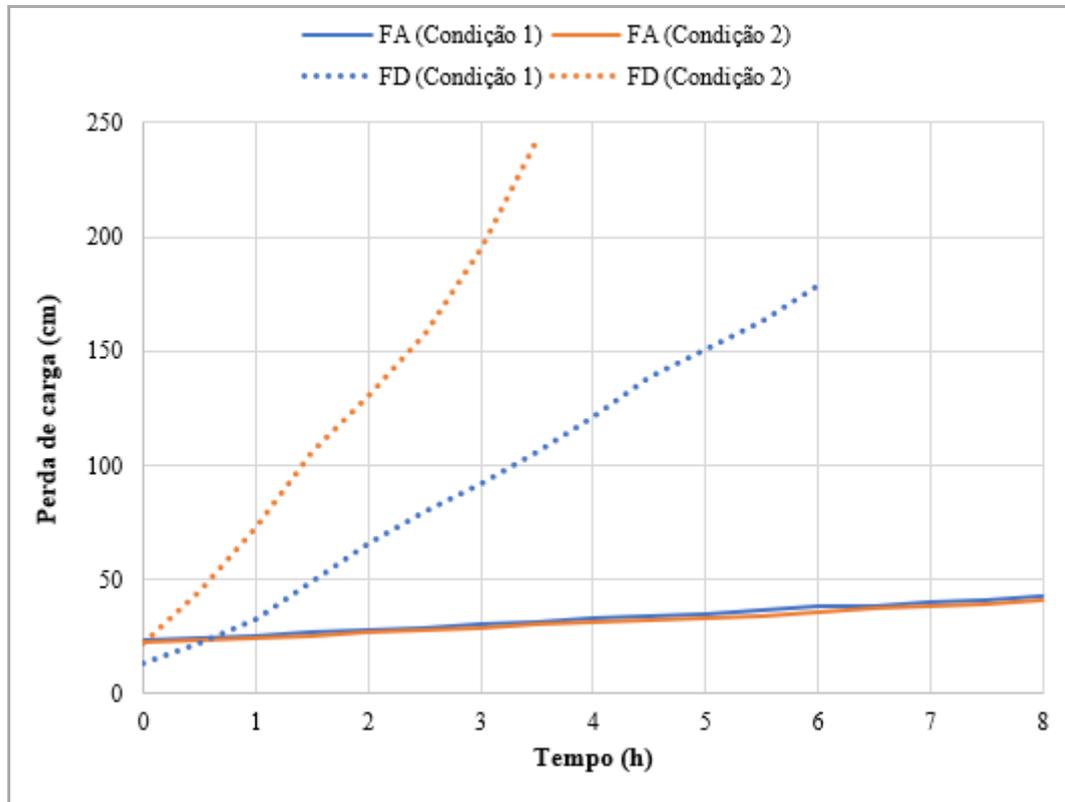


**Figura 3. Turbidez residual no filtro descendente – FD (a) e no filtro ascendente – FA (b). COND-1: filtros operados mesma taxa de filtração, 5 m/h. COND-2: filtros operados com a mesma vazão, de 59,41 L/h (equivalente a uma taxa de 10,48 m/h no FD e de 5 m/h no FA).**

Os gráficos *boxplot* apresentados nas Figuras 3(a) e 3(b) mostram que tanto o filtro ascendente quanto o filtro descendente foram capazes de produzir turbidez residual menor que 0,5 uT durante todo o período de funcionamento dos filtros. Estes resultados estão de acordo com o recomendado pela legislação brasileira de qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade, Portaria GM/MS N° 888 (BRASIL, 2021), que preconiza um valor máximo de turbidez residual de 0,5 uT, em 95% das amostras, para água submetida ao processo de filtração rápida, incluindo a filtração direta.

Ao analisar as Figuras 3(a) e 3(b), também é possível observar que os resultados de turbidez residual apresentaram uma estabilidade ligeiramente superior nos experimentos realizados no filtro ascendente, em que 100% das amostras resultaram uma turbidez menor que 0,3 uT e, destes, mais de 75% das amostras apresentaram turbidez menor que 0,25 uT. Apesar disso, não houve diferença notável quanto à remoção de turbidez nos dois filtros, tampouco quando comparadas as condições operacionais. Estes resultados estão de acordo com o apontado por Teixeira *et al.* (2005) que, ao compararem dois filtros idênticos, um operado em escoamento ascendente e outro em escoamento descendente, tratando uma água bruta de baixa turbidez, mostraram que a FDA e FDD geraram resultados de turbidez considerados estatisticamente semelhantes.

A perda de carga foi monitorada de 30 em 30 minutos, tanto no filtro ascendente (FA) como no filtro descendente (FD). A Figura 4 mostra o desenvolvimento da perda de carga total nos filtros, em média.



**Figura 4. Perda de carga total nos filtros (valores médios, n=5). FD: filtro descendente; FA: filtro ascendente. Condição 1: filtros operados mesma taxa de filtração, 5 m/h. Condição 2: filtros operados com a mesma vazão, de 59,41 L/h (equivalente a uma taxa de 10,48 m/h no FD e de 5 m/h no FA).**

Ao observar a Figura 4, é possível notar que todas as carreiras de filtração executadas no filtro descendente não alcançaram as 8 horas pré-estabelecidas para este estudo, sendo encerradas antecipadamente devido à perda de carga limite de 230 cm. As carreiras de filtração do filtro descendente executadas na condição operacional 1 (taxa de filtração de 5 m/h) alcançaram 6 horas, e as carreiras executadas na condição 2 (taxa de filtração de 10,48 m/h) duraram 3,5 h, em média, o que era esperado, já que a taxa de filtração da condição 2 é pouco maior que o dobro da condição 1. Por outro lado, as carreiras de filtração no filtro ascendente apresentaram um desenvolvimento da perda de carga mais lenta, não ultrapassando dos 50 cm.

O desenvolvimento consideravelmente menor da perda de carga no filtro ascendente (em comparação ao filtro descendente) pode ser atribuída à configuração do meio filtrante, além da participação da camada suporte de pedregulhos no processo de tratamento, o que favorece uma retenção de impurezas mais uniforme ao longo de todo o meio filtrante (ação de profundidade). Em contrapartida, o meio filtrante do filtro descendente possui granulometria mais fina, o que provocou uma perda de carga maior e maior retenção e acúmulo de impurezas nos primeiros centímetros do meio filtrante (ação de superfície).

Com relação aos parâmetros microbiológicos, foram monitoradas as remoções de coliformes totais e de EBA. As Tabelas 7 e 8 apresentam os resultados da estatística descritiva do monitoramento de EBA, e as Tabelas 9, 10, 11 e 12, as eficiências de remoção de EBA e coliformes totais.

**Tabela 7. Estatística descritiva dos resultados do monitoramento de EBA no FA (UFC/100 mL).**

AB: água bruta; AFA: água filtrada do amadurecimento (1h de operação); AFF: água filtrada final (6h de operação).

Parâmetros	AB	AFA	AFF
N (número de amostras)	10	10	10
Mínimo	887	5	5
Máximo	2600	221	164
Mediana	1417	22	13
Média aritmética	1502	73	37
Desvio padrão	551	81	52

**Tabela 8. Estatística descritiva dos resultados do monitoramento de EBA no FD (UFC/100 mL).**

AB: água bruta; AFA: água filtrada do amadurecimento (1h de operação); AFF: água filtrada final (6h de operação).

Parâmetros	AB	AFA	AFF
N (número de amostras)	10	10	10
Mínimo	700	0	1
Máximo	5520	30	33
Mediana	995	11	5
Média aritmética	1519	12	10
Desvio padrão	1445	10	12

**Tabela 9. Remoção média de EBA (em log) no filtro ascendente (n = 5).**

COND-1: taxa de filtração de 5 m/h;  
COND-2: taxa de filtração de 10,48 m/h.

PERÍODO	COND-1	COND-2
Amadurecimento	1,91	1,41
Período estável	2,06	1,79

**Tabela 10. Remoção média de EBA (em log) no filtro descendente (n = 5).**

COND-1: taxa de filtração de 5 m/h;  
COND-2: taxa de filtração de 10,48 m/h.

PERÍODO	COND-1	COND-2
Amadurecimento	2,19	2,27
Período estável	2,51	2,39

**Tabela 11. Remoção média de coliformes totais (em log) no filtro ascendente (n = 5).**

COND-1: taxa de filtração de 5 m/h;  
COND-2: taxa de filtração de 10,48 m/h.

PERÍODO	COND-1	COND-2
Amadurecimento	1,67	1,97
Período estável	2,02	2,14

**Tabela 12. Remoção média de coliformes totais (em log) no filtro descendente (n = 5).**

COND-1: taxa de filtração de 5 m/h;  
COND-2: taxa de filtração de 10,48 m/h.

PERÍODO	COND-1	COND-2
Amadurecimento	2,23	2,30
Período estável	2,51	2,16

Os resultados apresentados nas Tabelas 7 e 8 mostram considerável variabilidade na concentração de EBA detectados tanto na água bruta quanto na água filtrada. Com relação à água bruta, essa variação pode ser considerada comum em amostras ambientais. Com relação à água filtrada, é mostrado que tanto no período de amadurecimento quanto no período de operação estável (final), o valor de EBA quantificado é consideravelmente maior no efluente do filtro ascendente. Enquanto as amostras do filtro descendente resultaram numa contagem média de 12 UFC/100 mL no amadurecimento e 10 UFC/100 mL no período estável, as amostras efluentes do filtro ascendente resultaram em 73 UFC/100 mL no amadurecimento e 37 UFC/100 mL no período estável.

Como consequência, a eficiência de remoção de EBA foi superior nos experimentos realizados no filtro descendente (Tabelas 9 e 10). Quando considerada a condição 1 (mesma taxa de filtração, 5 m/h), o filtro descendente apresentou eficiência média de remoção de 2,51 log, enquanto o filtro ascendente apresentou eficiência de 2,06 log. Já na condição 2 (mesma vazão, de 59,41 L/h, e taxas de 10,48 m/h para FD e de 5 m/h para FA) a diferença de eficiência de remoção de EBA foi ainda maior, de 2,39 e 1,79 log para os filtros descendente e ascendente, respectivamente. Ao considerar a remoção de coliformes totais (Tabelas 11 e 12), essa tendência se confirmou nos experimentos executados na condição 1, em que o filtro descendente apresentou eficiência média de remoção de 2,51 log, contra 2,02 log no filtro ascendente. Já na condição 2, o filtro descendente apresentou uma eficiência de remoção próxima à obtida no filtro ascendente, de 2,16 e 2,14 log, respectivamente.

De modo geral, os resultados de eficiência de remoção de EBA apresentados tanto pelo FD quanto pelo FA estão consistentes com os observados por Dugan *et al.* (2001) e Rice *et al.* (1996) para filtros descendentes,

sendo 2 log e 1,69-2,57 log, respectivamente. Em estudo realizado por Oliveira *et al.* (2018), que monitorou EBA nas várias etapas de tratamento de uma Estação de Tratamento de Água por ciclo completo, a eficiência média de remoção de EBA foi de 1,71 log na filtração, resultado ligeiramente inferior ao encontrado no filtro descendente operado neste estudo. Não foi encontrado estudo que analisasse a remoção de EBA em um filtro de escoamento ascendente, para fins comparativos.

Ao comparar os resultados de remoção de turbidez com a remoção de EBA e coliformes totais, observa-se que o fato de o filtro descendente apresentar eficiência de remoção superior dos parâmetros microbiológicos foi, a princípio, inesperado. Isso porque na remoção de turbidez os dois filtros apresentaram eficiências muito próximas, sendo que a eficiência foi ligeiramente superior no filtro ascendente. Além disso, o fato de o filtro ascendente ser muito mais espesso e apresentar um número maior de barreiras indicaria uma maior resistência à passagem de impurezas quando comparado ao filtro descendente. No entanto, é possível que a granulometria mais fina do filtro descendente tenha desempenhado um papel determinante para sua superioridade na remoção dos parâmetros microbiológicos.

## CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

Os experimentos realizados nos filtros rápidos ascendente e descendente apresentaram, em geral, eficiências semelhantes e satisfatórias com relação à remoção de turbidez. A turbidez residual obtida em todos os experimentos atende a legislação vigente no país, que estabelece uma turbidez residual máxima de 0,5 uT em 95% das amostras de água filtrada (em filtros rápidos).

A comparação das eficiências de remoção dos esporos de bactérias aeróbias (EBA) obtidas nos experimentos realizados com o filtro descendente e ascendente indicam uma superioridade do filtro descendente em ambas as condições operacionais testadas neste estudo. Comportamento similar foi observado para a remoção de coliformes totais. Por outro lado, o desenvolvimento da perda de carga foi maior e mais rápido no filtro descendente, o que limitou a carreira de filtração e consequente produção de água filtrada, visto que as carreiras de filtração foram encerradas antes do tempo pré-determinado. Dessa forma, a superioridade do filtro descendente merece ser melhor investigada.

É importante salientar que, independentemente do tipo de filtro, as eficiências de remoção de EBA (em média) obtidas a partir dos experimentos realizados apresentaram, em sua maioria, valores abaixo do valor de referência indicado pela Portaria 888/2021 do Ministério da Saúde. Esta Portaria preconiza que eficiência de remoção de EBA de pelo menos 2,5 log (99,7%) na saída do filtro (seja por tratamento por filtração direta ou por ciclo completo), em conjunto com o valor de turbidez da água filtrada de até 0,5 uT, sinaliza uma remoção segura de oocistos de *Cryptosporidium*.

Naturalmente, as observações e informações obtidas neste estudo merecem maior aprofundamento e um número maior de experimentos comparativos, inclusive usando outros indicadores, a fim de aumentar a confiabilidade e representatividade dos dados e resultados gerados.

## AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – CAPES pela concessão da bolsa de mestrado ao primeiro autor, e também ao Programa de Pós-Graduação em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos – PTARH da Universidade de Brasília pela oportunidade de desenvolver este trabalho.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. American Public Health Association (APHA). 2017. Standard Methods for the examination of water and wastewater. American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environmental Federation, 23rd ed. Washington.
2. Associação Brasileira de Normas Técnicas - ABNT. (1992). NBR 12216 - Projeto de estação de tratamento de água para abastecimento público.

3. BRASIL. (2021). Portaria /MS N. 888, de 4 de maio de 2021 - Altera o Anexo XX da Portaria de Consolidação GM/MS no 5, de 28 de setembro de 2017, para dispor sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade (Ministério da Saúde).
4. Brown, R. A., & Cornwell, D. A. (2007). Using spore removal to monitor plant performance for *Cryptosporidium* removal. *Journal - American Water Works Association*, 99(3), 95–109. <https://doi.org/10.1002/j.1551-8833.2007.tb07892.x>.
5. Cacciò, S. M., Thompson, R. C. A., McLauchlin, J., & Smith, H. v. (2005). Unravelling *Cryptosporidium* and *Giardia* epidemiology. *Trends in Parasitology*, 21(9), 430–437.
6. Di Bernardo, L., Mendes, C. G. N., Brandão, C. C. S., Sens, M. L., & Pádua, V. L. (2003). Tratamento de água para abastecimento por filtração direta. ABES – Projeto PROSAB. [www.finep.gov.br/prosab](http://www.finep.gov.br/prosab).
7. Dugan, N. R., Fox, K. R., Owens, J. H., & Miltner, R. J. (2001). Controlling *Cryptosporidium* Oocysts Using Conventional Treatment. *Journal of American Water Works Association*, 93(12), 64–76.
8. Emelko, M. B., Huck, P. M., & Douglas, I. P. (2003). *Cryptosporidium* and microsphere removal during late in-cycle filtration. *Journal American Water Works Association*, 95(5), 173–182.
9. Fagundes, A. P. (2006). Remoção de Oocistos de *Cryptosporidium* por filtração direta - Influência de alguns aspectos operacionais. Dissertação de mestrado, Universidade de Brasília, Brasília – DF, Brasil.
10. Fernandes, N. M. G. (2007). Influência do pH de Coagulação e Dosagem de Sulfato de Alumínio na Remoção de Oocistos de *Cryptosporidium* por Filtração Direta Descendente. Dissertação de mestrado, Universidade de Brasília, Brasília – DF, Brasil.
11. Headd, B., & Bradford, S. A. (2016). Use of aerobic spores as a surrogate for *Cryptosporidium* oocysts in drinking water supplies. In *Water Research* (Vol. 90, pp. 185–202).
12. Mazoua, Stephane; Chauveheid, Eric. (2005) Aerobic spore-forming bacteria for assessing quality of drinking water produced from surface water. *Water Research*, v. 39, n. 20, p. 5186-5198, dez. 2005.
13. Nascimento; M. F. (2009). Remoção de oocistos de *Cryptosporidium* por meio da filtração direta ascendente em areia: avaliação em escala piloto. Dissertação de mestrado, Universidade de Brasília, Brasília – DF, Brasil.
14. Nicholson, W. L., Munakata, N., Horneck, G., Melosh, H. J., & Setlow, P. (2000). Resistance of *Bacillus* Endospores to Extreme Terrestrial and Extraterrestrial Environments. *Microbiology and Molecular Biology Reviews*, 64(3).
15. Oliveira, K. C., Bastos, R. K. X., & Silva, C. V. da. (2018). Esporos de bactérias aeróbias são bons indicadores da eficiência do tratamento de água? Um estudo exploratório. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, 23(6), 1103-1109. <https://doi.org/10.1590/s1413-41522018151590>.
16. Rice, E.W.; Fox, K.R.; Miltner, R.J.; Lytle, D.A.; Johnson, C.H. (1996) Evaluating plant performance with endospores. *Journal of the American Water Works Association*, v. 88, n. 9, p. 122-130.
17. Ryan, U., & Hijjawi, N. (2015). New developments in *Cryptosporidium* research. *International Journal for Parasitology*, 45(6), 367–373.
18. Teixeira, A. R., Libanio, M., Santos, E. P. C., & Pádua, V. L. (2005). Comparação do Tratamento de Água com Baixa Turbidez por Filtração Direta Ascendente e Descendente. Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. <https://www.researchgate.net/publication/267413855> (acessado em 02 set 2022).
19. United States Environmental Protection Agency (USEPA). (2006). National Primary Drinking Water Regulations: Long Term 2 Enhanced Surface Water Treatment Rule.