

## **I-273 - DUPLA FILTRAÇÃO APLICADA AO TRATAMENTO DA ÁGUA DO LAGO PARANOÁ: INFLUÊNCIA DO TIPO DE COAGULANTE NO FILTRO DESCENDENTE DE AREIA**

**Fuad Moura Guimarães Braga<sup>(1)</sup>**

Engenheiro Civil pela Universidade Federal do Ceará (UFC), Mestre em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos pela Universidade de Brasília (UnB) e Analista de Sistemas de Saneamento da Companhia de Saneamento Ambiental do Distrito Federal (Caesb).

**Bernardo Souza Cordeiro**

Engenheiro Civil pela Universidade de Brasília (UnB), Mestre em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos pela Universidade de Brasília (UnB) e Analista de Sistemas de Saneamento da Companhia de Saneamento Ambiental do Distrito Federal (Caesb).

**Cristina Celia Silveira Brandão**

Engenheira Química, Doutora em Engenharia Ambiental pelo Imperial College of Science, Technology and Medicine (Londres, UK). Professora Adjunta do Departamento de Engenharia Civil e Ambiental da Universidade de Brasília (UnB).

**Endereço<sup>(1)</sup>:** Caesb - Centro de Gestão Águas Emendadas. Av. Sibipiruna Lotes 13/21, Edifício São Francisco, 1º Andar. CEP: 71.928-720, Águas Claras, Brasília. Email: fuadmoura@gmail.com ou fuadbraga@caesb.df.gov.br

### **RESUMO**

O presente trabalho consiste na avaliação do desempenho do processo de dupla filtração, constituída por filtração ascendente em pedregulho seguida de filtração rápida descendente em areia, no tratamento de águas com baixa turbidez e presença de algas, com ênfase na melhoria do desempenho do filtro descendente e, especificamente, avaliar a influência do tipo de coagulante no desempenho do filtro descendente de areia, quais sejam: o sulfato de alumínio e cloreto de polialumínio (PAC).

O trabalho experimental foi desenvolvido em instalação piloto composta por 1 dispositivo de mistura rápida, 1 filtro ascendente de pedregulho (FAP), e 2 coluna de filtração rápida descendente em areia, com granulometria diferentes. Os estudos em escala piloto foram precedidos por estudos de bancada (testes de jarro) para a construção de diagramas de coagulação e definição das faixas de dosagem de coagulante e pH de coagulação a serem usados nos experimentos de filtração.

O filtro de pedregulho foi operado com uma única taxa de filtração, 90 m/d. Quanto ao filtro de areia, foram realizadas 2 fases experimentais, a 1ª fase com 4 experimentos de filtração (carreiras de filtração) e utilização do PAC como coagulante, e a 2ª fase com 3 experimentos de filtração e utilização do Sulfato de Alumínio como coagulante. Nas duas fases experimentais os filtros descendentes de areia (FRD) foram operados com 450 m/d.

Os FRDs caracterizaram-se por uma filtração com ação superficial e apresentaram efluente com valores médios de turbidez de 0,30 a 0,40 uT, e clorofila-a em torno de 0,4 a 1,9 mg/L. Uma parcela considerável da remoção de impurezas presentes na água bruta ocorria no filtro ascendente de pedregulho.

Dentre os dois meios filtrantes testados para o filtro descendente de areia (FRD 1 e FRD 2), e para a taxa de filtração avaliada (450 m/d), não parece haver influência do tipo de coagulante (PAC ou sulfato de alumínio) no desempenho do filtro de areia.

**PALAVRAS-CHAVE:** Dupla filtração, Filtração em pedregulho, PAC, Sulfato de Alumínio, Remoção de algas, ETA Piloto.

### **INTRODUÇÃO**

A degradação dos recursos hídricos, aliada à escassez de água e à dificuldade de tratamento, entre outros fatores, são causas do comprometimento da qualidade da água fornecida à população. É consenso que as condições de saúde e de longevidade da população estão diretamente ligadas ao acesso à água de qualidade segura.

Recentemente, uma das questões mais abordadas no âmbito do tratamento de águas é a presença de algas e cianobactérias nos mananciais para abastecimento público que, dependendo das concentrações encontradas, caracterizam-se como mananciais eutrofizados. A ocorrência do processo de eutrofização está geralmente ligada ao aporte de nutrientes aos corpos d'água afluentes aos mananciais de abastecimento e pode restringir o uso dessa água para consumo humano, devido a problemas de objeção de cor, sabor e odor e de risco à saúde (produção de toxinas).

Em instalações existentes de filtração direta descendente e ascendente, a depender da extensão do problema, a remoção de algas da água bruta pode ser melhorada por meio de alterações de variáveis operacionais, tais como, alteração no tipo e/ou na dosagem de coagulante (Bernhardt e Clasen, 1991; Tilton et al., 1972 apud Cezar, 2000), ou adoção de uma etapa de pré-oxidação (Petrusevski et al., 1996; Lage Filho e Ferreira Filho, 1997 apud Cezar, 2000). Entretanto, a depender da extensão do problema, a adoção de uma outra etapa de separação de sólidos antecedendo a filtração far-se-á necessária. Nesse caso, para não recorrer ao tratamento convencional utilizando flotação, pode ser uma opção o uso da dupla filtração, seja utilizando apenas filtros de areia, ou substituindo a filtração ascendente em areia por filtração em pedregulho.

Segundo Kuroda (2002), a aplicação da filtração direta ascendente em pedregulho como pré-tratamento à filtração rápida descendente compõe uma variação do sistema de dupla filtração e tem merecido a atenção de pesquisadores da área, principalmente como alternativa ao uso do tratamento com ciclo completo em pequenas e médias cidades. Porém, há a necessidade da realização de estudos adicionais relacionados ao desempenho desta tecnologia, considerando principalmente os parâmetros dos filtros ascendentes e descendentes e a avaliação do sistema de tratamento sob o uso de diferentes coagulantes.

Cezar (2000) e Amaral et al. (2001) desenvolveram estudos aplicando a filtração ascendente em pedregulho como pré-tratamento para a filtração rápida descendente no tratamento de água com presença de algas. A tecnologia revelou grande potencial, contudo vários aspectos dessa variante do sistema de dupla filtração necessitavam ser avaliados para otimização do sistema.

Assim, a partir de 2001, dentro do escopo das pesquisas desenvolvidas no PROSAB, o Departamento de Engenharia Civil e Ambiental da Universidade de Brasília deu continuidade a essa linha de trabalho, buscando avaliar a melhor combinação de taxas de filtração e granulometrias nas unidades de filtração. Como resultado desse trabalho, foi possível uma melhor definição em relação aos parâmetros do filtro ascendente de pedregulho, porém os parâmetros do filtro descendente necessitavam de mais estudos para que fosse obtida uma filtração com ação de profundidade (Di Bernardo et al., 2003; Melo, 2003).

O presente trabalho deu continuidade aos estudos desenvolvidos no PROSAB (Programa de Pesquisa em Saneamento Básico) e buscou contribuir para o tema em questão, avaliando influência do tipo de coagulante no filtro descendente de areia., quais sejam: cloreto de polialumínio (PAC) e sulfato de alumínio.

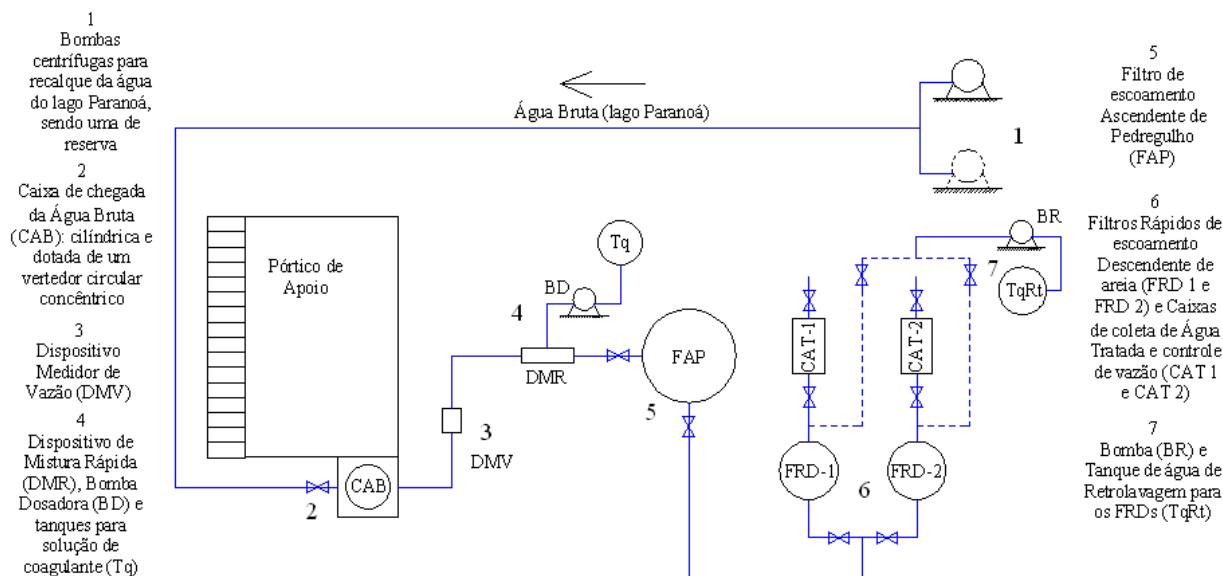
## **METODOLOGIA**

O trabalho experimental foi realizado em duas partes: a primeira com estudos de bancada em laboratório, e a segunda com a montagem dos componentes da Estação Piloto de Tratamento de Água (ETA Piloto) e com os experimentos de filtração em escala piloto. A ETA Piloto da UnB está situada na Estação Experimental da Biologia, ao lado da Estação Hidrometeorológica do Departamento de Engenharia Civil e Ambiental da UnB, às margens do lago Paranoá, Brasília-DF.

### **Descrição da ETA Piloto**

A ETA Piloto utilizada consistiu das seguintes unidades: Sistema de Captação (SC); Caixa de Alimentação de Água Bruta (CAB); Dispositivo para Medição de Vazão (DMV); Dispositivo de Mistura Rápida para coagulante (DMR); um Filtro de escoamento Ascendente de Pedregulho (FAP); dois Filtros Rápidos de escoamento Descendente de areia (FRD); Tanque de armazenamento da solução de Coagulante (Tq); Tanque de água para Retrolavagem (TqRt); Bomba Dosadora (BD); Bomba para Retrolavagem dos filtros rápidos (BR); Caixas de Coleta e controle de vazão de Água Tratada (CAT).

A Figura 1 apresenta o diagrama esquemático da instalação Piloto.



**Figura 1: Diagrama esquemático da ETA-Piloto.**

A captação era realizada a uma distância de cerca de 40 metros da margem do lago, local onde a profundidade varia de 1,3 a 2 metros. A tomada d'água nesse ponto foi realizada por meio de um dispositivo tipo "manifold", de modo a garantir que, com a alteração do nível do lago, a água fosse captada a uma profundidade aproximadamente constante (cerca de 40 cm) em relação ao nível da água do lago. Nessa região concentra-se a maior densidade de fitoplâncton na água.

A água bruta era recalçada utilizando-se um conjunto de duas bombas centrífugas, sendo que uma bomba era mantida em funcionamento e a outra de reserva. A água bruta era elevada a uma altura de aproximadamente 5 metros, até a caixa de distribuição, localizada sobre o pórtico de apoio. Na caixa de distribuição a carga hidráulica era mantida constante por meio de um vertedor tubular concêntrico, para permitir um melhor controle da vazão de água bruta encaminhada ao filtro de pedregulho, controle esse feito por meio de um registro de esfera. O excesso de água era continuamente descartado e retornado para o lago Paranoá.

Dessa caixa, a fração da água encaminhada ao filtro ascendente passava pelo dispositivo medidor de vazão (DMV) instalado em linha e, posteriormente, pelo dispositivo de mistura rápida (DMR) composto por um injetor, onde ocorria a adição de coagulante. Nesse injetor, a mistura rápida se dá devido à turbulência criada por uma expansão, que apresentava uma relação entre áreas de 7:1, conforme proposto por Vrale e Jorden (1971) apud Cezar (2000). Nesse dispositivo a adição de produto químico na água é feita por meio de jatos gerados em seis orifícios, no sentido do escoamento, no ponto de expansão do dispositivo.

As dimensões do DMR foram calculadas com o intuito de garantir um gradiente de velocidade elevado. Segundo Amirtharajah e Mills (1982) uma maior intensidade de mistura é importante para a melhoria da coagulação pelo mecanismo de adsorção neutralização de cargas. Esse é o mecanismo mais recomendado para a filtração direta. O gradiente de velocidade resultante do DMR utilizado e da vazão de entrada de água bruta na instalação piloto, foi de da ordem de  $3.800 \text{ s}^{-1}$ , conforme rotina de cálculo descrita por Braga (2005).

Após a etapa de coagulação no DMR a água seguia para o Filtro de escoamento Ascendente de Pedregulho (FAP). Foi utilizado apenas um FAP que alimentava simultaneamente os dois FRDs disponíveis. O FAP foi operado com taxa constante de 90 m/d. Essa taxa foi adotada em função dos bons resultados apresentados pelos estudos de dupla filtração realizados na mesma instalação piloto (Melo, 2003 e Braga, 2005). Como pode ser visualizado na Figura 2, o FAP tem diâmetro de 0,8 metros e altura útil de 2,3 metros, sendo 1,5 metros ocupados pelo meio filtrante, composto de 5 camadas sobrepostas. Geometricamente, a carga hidráulica do FAP disponível para a realização dos experimentos era de 1,0 metro. Porém, a fim de evitar o desprendimento

Diagrama de uma estação de tratamento de efluentes (ETE) com cinco camadas. O diagrama mostra a seguinte configuração:

- Entrada:** "tub. de esgoto Ø100mm" e "tub. rosca Ø2"
- Camadas:** "Camada 1", "Camada 2", "Camada 3", "Camada 4", "Camada 5".
- Pontos de Tomada Piezométrica (ptp):** "ptp 1", "ptp 2", "ptp 3", "ptp 4", "ptp 5", "ptp 6".
- Registros:** "registro Ø2\"", "reg. entrada Ø2\"", "regis. DF Ø2\"", "registro Ø2\"", "vai para os FRDs".
- Descarte:** "descarte Ø100mm".
- Ponto de Coleta:** "ponto de coleta do efluente do FAP Ø32mm".
- Dimensões:**
  - Altura total: 2,85
  - Altura da camada 1: 0,30
  - Altura da camada 2: 0,50
  - Altura da camada 3: 1,50
  - Altura da camada 4: 0,85
  - Altura da camada 5: 0,55
  - Distância entre camadas: 0,80
  - Distância entre camadas: 0,30
- Outros detalhes:** "descarga livre", "tub. soldável Ø110mm", "DMR", "tub. rosca Ø2\"", "tub. de esgoto Ø100mm", "registro Ø2\"", "vai para os FRDs", "ponto de coleta do efluente do FAP Ø32mm", "descarte Ø100mm", "reg. entrada Ø2\"", "regis. DF Ø2\"", "ptp 1", "ptp 2", "ptp 3", "ptp 4", "ptp 5", "ptp 6".

\*ptp = ponto de tomada piezométrica

Caixa de saída do FAP (nível constante)

Pontos de tomada piezométrica

Tubulação de entrada de água no FAP

Tubulação de água coagulada

**ABES – Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental**

As características do meio filtrante do FAP utilizado neste trabalho são apresentadas na Tabela 1. A seleção dessa granulometria baseou-se nos resultados obtidos na pesquisa desenvolvida na UnB como parte do PROSAB Edital 3, utilizando água do lago Paranoá (Di Bernardo et al., 2003; Melo, 2003). Nessa pesquisa os parâmetros aplicados ao FAP, para a dupla filtração destinada à remoção de algas, obtiveram resultados satisfatórios.

**Tabela 1: Características granulométricas do filtro ascendente de pedregulho (FAP).**

Camada	Espessura	FAP – Tamanho do pedregulho (mm)
1 (topo)	0,30	6,4 a 9,6
2	0,30	
3	0,30	9,6 a 15,9
4	0,30	19 a 25,4
5 (fundo)	0,30	31,4 a 50

Conforme a experiência dos trabalhos realizados anteriormente (Melo, 2003 e Braga 2005), o método de limpeza mais apropriado para o FAP é a execução de descargas de fundo intermediárias (DFIs) precedida de injeção de água e ar por 2 minutos. No presente trabalho, o critério para a realização da limpeza do FAP foi o valor da turbidez do efluente do FAP. Quando o valor da turbidez efluente aproximava-se de 1 uT, era realizada uma DFI simples, a fim de conter a elevação da turbidez. Todavia, quando a turbidez efluente do FAP superava 1 uT era realizado o método de limpeza completo, com a DFI precedida de injeção de água e ar por 2 minutos.

Esse valor de 1 uT, estabelecido como critério para a realização da limpeza completa do FAP, também é proveniente das recomendações feitas por Melo (2003) e Braga (2005). Nesse trabalho observou-se que quando a turbidez afluente ao FRD atingia um valor maior que 1 uT, o crescimento da perda de carga nesses filtros aumentava consideravelmente, antecipando o término das carreiras de filtração.

Após etapa de Filtração de escoamento Ascendente em Pedregulho, no FAP, a água seguia para os Filtros Rápidos Descendentes (FRDs), etapa final da sequência de tratamento na ETA piloto, com duas colunas de filtração operadas em paralelo. Cada coluna de filtração foi confeccionada em acrílico e possuía diâmetro interno de 0,2 metros e altura de 3,8 metros, sendo que 0,7 metros eram ocupados pelo meio filtrante e 0,4 metros pela camada suporte. As demais dimensões dos FRDs encontram-se na Figura 4. A Figura 5 apresenta uma vista de um dos FRDs.

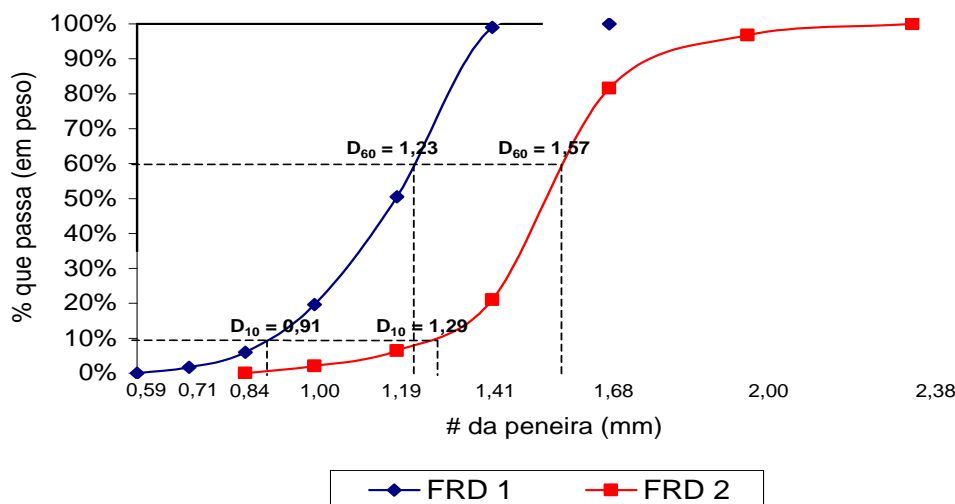




**ABES – Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental**

**Tabela 2: Características granulométricas dos Filtros Rápidos Descendentes (FRDs).**

Características	FDR 1	FRD 2
Espessura do leito (m)	0,7	0,7
Material	Areia	Areia
Tamanho efetivo – $D_{10}$ (mm)	0,91	1,29
$D_{60}$ (mm)	1,23	1,57
Coefficiente de Desuniformidade - CD	1,4	1,2



**Figura 6: Curvas granulométricas do FRD 1 e do FRD 2.**

As características granulométricas adotadas no FRD 1 são semelhantes à um dos FRDs adotados nas pesquisas anteriores do PROSAB (Melo, 2003), que, entre as granulometrias estudadas anteriormente, apresentou o melhor desempenho para o sistema de dupla filtração aplicado a água de estudo (caracterizada pela baixa turbidez e pela presença de algas).

A escolha dessa granulometria, considerada mais “grossa”, com um menor coeficiente de desuniformidade (CD), pode ser justificada pela busca da filtração com ação de profundidade. Segundo Di Bernardo (1993), mesmo que os demais parâmetros do meio filtrante sejam iguais, a penetração de impurezas ao longo do meio filtrante está intimamente ligada ao coeficiente de desuniformidade. Quanto menor o valor do CD, mais uniforme será o material granular e, portanto, mais profunda resultará a penetração de impurezas, possibilitando, por vezes, uma duração da carreira de filtração mais longa.

Como mencionado, a espessura da camada filtrante adotada neste trabalho foi de 0,7 metros para os dois FRDs. Optou-se por esse valor para permitir uma carga hidráulica disponível para operação de 1,6 metros, valor mais próximo do usualmente adotado na prática de filtração. Importante destacar que, a adoção de uma espessura menor aumenta o risco de ocorrência de transpasse, caso se verifique a filtração com ação de profundidade. Entretanto, para os experimentos em questão, em função das características da ETA Piloto que tinha como fator limitante para a carga hidráulica disponível a caixa de nível constante (instalada entre a tubulação de saída do FAP e a tubulação de entrada do FRD - Figura 4), fazia-se necessário optar por uma condição de trabalho específica.

A taxa de filtração testada nos experimentos foi de 450m/d. A escolha de uma taxa mais elevada é justificada pela tendência de utilização de taxas de filtração mais elevadas na prática, bem como pelo fato de não se ter observado ação de profundidade nos estudos anteriores, desenvolvidos com taxas da ordem de 200 m/d.

Para avaliar a penetração de impurezas, eram realizadas leituras de perda de carga em diferentes profundidades do meio filtrante. As leituras de perda de carga baseavam-se na medição da pressão a partir de seis tomadas piezométricas, localizadas a 0, 5, 10, 20, 40 e 60 centímetros abaixo da superfície da areia. Sendo assim, a avaliação da frente de impurezas foi feita por meio a taxa de crescimento da perda de carga nas camadas do meio granular do FRD. A perda de carga específica para cada camada, expressa em centímetro de coluna de

água por centímetro de meio filtrante, foi calculada dividindo-se a diferença entre as leituras de tomadas piezométricas subseqüentes distribuídas ao longo do meio filtrante pela espessura da camada em questão.

Ao final de cada carreira de filtração, o FRD foi lavado com água em contra-corrente (sentido ascensional) por 20 minutos. Optou-se por um tempo de lavagem relativamente elevado para garantir uma maior eficiência na limpeza do meio filtrante, removendo por completo as impurezas retidas durante cada experimento.

## Desenvolvimento Experimental

A investigação experimental pode ser dividida em duas etapas, sendo a primeira de estudos preliminares com a caracterização da água bruta e a realização de testes de jarro, e a segunda de experimentos de filtração na ETA Piloto. Os testes de jarro (etapa I) foram realizados conforme metodologia proposta por Di Bernardo et al., 2003. Nessa Etapa I foi avaliado o comportamento da água do lago Paranoá para as diferentes condições de coagulação (pH e dosagem de coagulante). Os resultados permitiram a definição do pH de coagulação a ser adotado nos experimentos de filtração (etapa II).

Os testes de jarro foram realizados para coagulante utilizado: o cloreto de polialumínio (PAC), variando-se o valor do pH de coagulação na faixa de 5 a 7. As avaliações para caracterização da água bruta consistiram nas análises dos seguintes parâmetros: pH, alcalinidade, turbidez, alumínio e clorofila-a. Os parâmetros operacionais que foram adotados para os testes de jarro são apresentados na Tabela 3.

**Tabela 3: Parâmetros adotados para a realização dos testes de jarro.**

Parâmetro	Valor
Gradiente de velocidade para a mistura rápida ( $G_{MR}$ )	$1000 \text{ s}^{-1}$
Tempo de mistura rápida ( $t_{MR}$ )	1 min
Gradiente de velocidade para a floculação ( $G_F$ )	$80 \text{ s}^{-1}$
Tempo de floculação ( $t_F$ )	15 min

O tempo de floculação adotado corresponde, aproximadamente, ao tempo de detenção hidráulica da água coagulada nas 3 primeiras subcamadas de entrada do FAP. Em função da grossa granulometria, o escoamento da água por essas camadas é capaz de promover condições de floculação (Gusmão e Di Bernardo, 2003).

Nos testes de jarro, após o período de mistura rápida e floculação, uma amostra de cada jarro foi filtrada em filtro de papel com abertura do poro de cerca de  $8\mu\text{m}$ . Apesar do filtro de laboratório de areia (FLA) ser mais preconizado para a simulação da etapa de filtração em ensaios de bancada (Di Bernardo et al., 2003), optou-se por usar o filtro de papel em função da eficácia comprovada por esse dispositivo para a água de estudo em questão (Brandão et al., 2001).

A partir de dados obtidos nos testes de jarro, foi construído o diagrama de coagulação para o PAC. Nesse diagrama, os eixos x e y correspondem, respectivamente, ao valor do pH de coagulação e a dosagem de coagulante. Para cada par (x,y), o ponto no diagrama representa um valor de residual de turbidez da água filtrada. Assim, foi possível identificar as regiões (condição de pH e faixa de dosagem) capazes de conduzir à melhor qualidade da água filtrada. Importante lembrar que para a água em questão a turbidez é praticamente toda devida à presença de algas.

Baseado nos resultados da etapa I, na etapa II foram realizados os experimentos de filtração na estação piloto. Foram realizados 7 experimentos de filtração (carreiras de filtração), com o FRDs sendo operados com taxa de filtração de 450 m/d, sendo 4 experimentos com o uso do PAC como coagulante e 3 experimentos com o uso do sulfato de alumínio.

Cada experimento de filtração foi precedido por uma rotina de inspeções das condições da ETA Piloto no que se refere à limpeza das unidades (filtros e tanques) e equipamentos, assim como funcionamento (bombas), calibração de equipamentos e inspeção das tomadas de perda de carga (bolhas ou vazamentos).

Com esses procedimentos realizados, dava-se início ao teste de jarro para a definição da dosagem de coagulante a ser usada no experimento. Os parâmetros operacionais desses testes de jarro foram os mesmos adotados na



etapa I (diagramas de coagulação), já citados na Tabela 3. Com a identificação da dosagem ótima, era preparada a solução de coagulante a ser utilizada no experimento. Para tal, levava-se em consideração a dosagem encontrada, a vazão da instalação piloto e a vazão da bomba dosadora (balanço de massa), conforme rotina de cálculo descrita por Braga (2005).

Cabe lembrar que, durante os experimentos, em função das possíveis variações nos parâmetros de qualidade da água bruta ao longo do dia, também eram realizados testes de jarro para verificar a necessidade de alteração na dosagem do coagulante.

O controle da vazão afluente ao FAP era realizado por meio do DMV, já mencionado anteriormente. Eram anotados os volumes durante intervalos regulares de tempo. A vazão efluente do FRD era monitorada por meio de medição volumétrica com proveta graduada e cronômetro digital na saída das respectivas caixas de nível constante. Caso necessário, procedia-se o ajuste por meio do registro de saída da caixa de acumulação. Durante o experimento, esse procedimento era repetido para que houvesse o controle da vazão, e, portanto, da taxa de filtração.

Ao longo da carreira de filtração (experimento), para avaliar a eficiência total da sequência de tratamento, e também de cada unidade individualmente, eram feitas coletas de amostras do afluente e efluente de cada unidade de filtração para medidas de turbidez e pH. Também eram realizadas leituras de perda de carga nos filtros. As leituras de perda de carga e medidas de turbidez e pH eram realizadas de 1 em 1 hora. Foi utilizado um turbidímetro portátil de bancada para medir a turbidez, enquanto que a determinação de pH foi realizada em pHmetro portátil.

Além disso, durante a carreira de filtração, eram também coletadas amostras para posterior determinação, em laboratório, da biomassa de algas presentes (clorofila-a) e alumínio residual. A Tabela 4 apresenta os pontos de coleta e as frequências de amostragem de cada parâmetro monitorado.

Para determinação da clorofila-a era coletado 1 litro de amostra. Esse volume era filtrado em filtro de microfibra de vidro com retenção de partículas de 1 mm. Os filtros eram então preservados longe da claridade em caixas de isopor com gelo, e posteriormente levados para o laboratório para execução do ensaio.

**Tabela 4: Detalhes das análises dos diferentes parâmetros de qualidade da água.**

Parâmetros	Frequencia	Pontos de Coleta
Turbidez e pH	A cada 1 hora	Água bruta, água coagulada*, efluente do FAP e efluente dos FRDs
Clorofila-a	A cada 6 horas	
Alumínio residual	A cada 6 horas	

(\*) apenas para o pH e alumínio.

A metodologia adotada para determinação dos teores de clorofila-a foi a extração em solução de clorofórmio-metanol, 2:1, v/v. Após a filtração, os filtros de microfibra de vidro eram imersos em 10mL da mistura de clorofórmio-metanol em frasco de vidro, em ambiente escuro, por um tempo de 4 horas, no qual ocorre a extração de clorofila-a. A determinação da absorção de luz pelo extrato foi realizada no espectrofotômetro, em dois comprimentos de onda, 665 e 750 nm. A concentração de clorofila-a na amostra é proporcional à absorção de luz e foi calculada de acordo com a metodologia proposta por Boyd (1979 apud Cezar, 2000).

O volume das amostras coletadas para determinação de alumínio era de 200 mL. As amostras foram devidamente acidificadas com ácido nítrico concentrado até atingir pH inferior ou igual a 2. A determinação de alumínio foi realizada no Laboratório de Análise de Águas da UnB, utilizando-se o método ECR (*Eriochrome Cyanine R dye*) adaptado do “Standard Methods” (APHA, AWWA e WPCF, 1985) para uso com reagentes e espectrofotômetro.

A Tabela 5 resume os métodos e equipamentos utilizados para a determinação dos parâmetros de qualidade da água analisados ao longo a investigação experimental.

**Tabela 5: Métodos de determinação dos parâmetros de qualidade da água e equipamentos utilizados.**

Parâmetros	Método	Equipamento
Turbidez	Nefelométrico	Turbidímetro portátil de bancada
pH	Potenciométrico	pHmetro portátil
Clorofila-a	Extração em solução de clorofórmio-metanol, (2:1), e determinação da absorbância em comprimentos de onda de 665 e 750 nm	Espectrofotômetro
Alumínio residual	Método 8326, Hach, ECR ( <i>Eriochrome Cyanine R dye</i> ) adaptado do “Standard Methods”	Espectrofotômetro

## Análise Estatística

Para a avaliação da influência do tipo de coagulante foi utilizada a ferramenta estatística do teste de hipótese. Os parâmetros avaliados nos testes de hipótese foram: eficiência de remoção de clorofila-a, eficiência de remoção de turbidez, duração da carreira de filtração e fator de filtrabilidade (F).

As considerações iniciais para os testes de hipótese aplicados foram:

- a distribuição dos dados segue uma distribuição t de Student ( $n_1 + n_2 < 30$ );
- confiabilidade de 95%;
- hipótese nula ( $H_0$ ) é a de igualdade entre as médias do parâmetro avaliado.

A rotina de cálculos referente aos testes de hipótese foi realizada com o suporte de uma planilha eletrônica. Os parâmetros avaliados nos testes de hipótese foram: eficiência de remoção de clorofila-a, eficiência de remoção de turbidez, duração da carreira de filtração e fator de filtrabilidade.

O fator de filtrabilidade – F (“filterability number”), proposto por Ives (1978) e apresentado na equação 1, permite a avaliação comparativa do desempenho de diferentes unidades de filtração. Quanto menor for o valor de F, melhor o desempenho do filtro.

$$F = \frac{H_f \cdot T_{EF}}{Tx_{FRD} \cdot T_{AF} \cdot t} \quad \text{equação (1)}$$

Em que:

- $H_f$  = Carga Hidráulica disponível (m)
- $T_{EF}$  = Turbidez Efluente do FRD (uT)
- $Tx_{FRD}$  = Taxa de filtração do FRD (m/h)
- $T_{AF}$  = Turbidez Afluente do FRD (uT)
- $t$  = Duração da carreira de filtração (h)

## RESULTADOS E DISCUSSÃO

Inicialmente são mostrados os resultados da etapa I (diagrama de coagulação), a partir dos quais buscou-se a determinação das faixas de pH e dosagem de coagulante, a serem adotados na etapa II (experimentos de filtração).

Em seguida, são apresentados os dados obtidos nos 7 experimentos de filtração realizados na ETA Piloto. A discussão dos resultados nessa etapa contempla a remoção de turbidez e algas, evolução da perda de carga, penetração da frente de impurezas nos FRDs e a influência da composição granulométrica dos filtros descendentes.

É válido ressaltar que em todos os experimentos, procurou-se garantir que os filtros descendentes sempre recebessem um afluente com turbidez menor que 1 uT. Para que isso fosse possível, optou-se por realizar descargas de fundo intermediárias (DFIs) no FAP sempre que era notado um aumento na turbidez efluente desse filtro, seguindo recomendações de Gusmão e Di Bernardo (2003), Melo (2003), entre outros. Essa medida garantiu que, em todos os experimentos, o FRD recebesse água, sob as mesmas condições (com valores

de turbidez semelhante), viabilizando uma melhor comparação (análise estatística) entre os dados obtidos em cada carreira de filtração.

### **Etapa I – Diagrama de Coagulação**

Para a determinação da faixa do pH e dosagem, além da averiguação de necessidade da correção de pH previamente à etapa de mistura rápida na instalação piloto, foram elaborados os diagramas de coagulação, utilizando os coagulantes em estudo, o PAC e o Sulfato de Alumínio. Esses diagramas foram obtidos por meio de testes de jarros, seguindo a metodologia de ensaios de bancada para filtração direta proposta por Di Bernardo et al. (2003).

Para a realização dos testes de jarro, foi utilizada a água bruta captada no lago Paranoá. Com os resultados obtidos nos testes de jarro, foi plotado o diagrama de coagulação, apresentado na Figura 7.

Analizando o diagrama de coagulação do PAC (Figura 7), observa-se que, a partir da dosagem de 3 mg/L, independente do pH de coagulação, a turbidez da água filtrada em filtro de papel era, em geral, menor que 0,5 uT, sendo consistentemente inferior a 0,4 uT em valores de pH de coagulação em torno de 7,0. Observa-se também que, para as faixas de dosagens testadas, a eficiência de remoção de turbidez é alta para uma ampla faixa de dosagem de coagulante e para diferentes valores de pH de coagulação.

Já para o diagrama de coagulação do Sulfato de Alumínio (Figura 8), observa-se que, mesmo sofrendo uma maior influência do pH de coagulação, é possível obter uma turbidez da água filtrada com valores inferiores a 1uT, inclusive para baixas dosagens aplicadas. Observa-se ainda que a partir da dosagem de 5 mg/L de sulfato de alumínio anidro, é possível obterem-se valores de residual de turbidez consistentemente inferiores a 0,5 uT.

Comparando as características da água bruta utilizada para a elaboração dos dois diagramas (PAC e Sulfato de Alumínio), é possível perceber que, mesmo quando a água de estudo apresentou maiores valores de turbidez e clorofila-a, a dosagem ótima observada para o PAC (3 mg/L), foi menor que a dosagem ótima observada para o sulfato de alumínio (5 mg/L). Em ambos os diagramas de coagulação (Figuras 7 e 8) observa-se que, para as faixas de dosagens testadas, a eficiência de remoção de turbidez é alta para uma ampla faixa de dosagem de coagulante e para diferentes valores de pH de coagulação. Essa observação é consistente com o trabalho de Cezar (2000) em que foi utilizada a mesma água de estudo.

Diante das observações feitas a partir do diagrama de coagulação do PAC, optou-se por realizar experimentos de filtração (etapa II) sem prévia correção do pH, o que, na faixa de 0,165 mg/L (equivalente à 3 mg/L de PAC), produzia um valor de pH de coagulação em torno de 6,0 a 6,5.

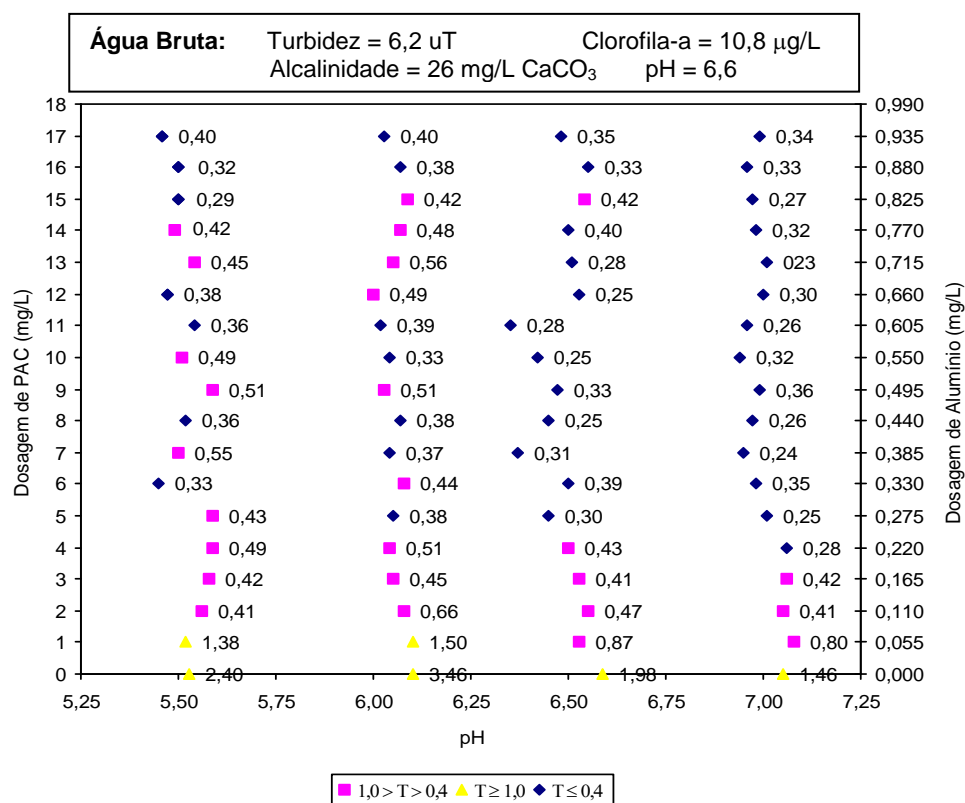


Figura 7: Diagrama de Coagulação (PAC).

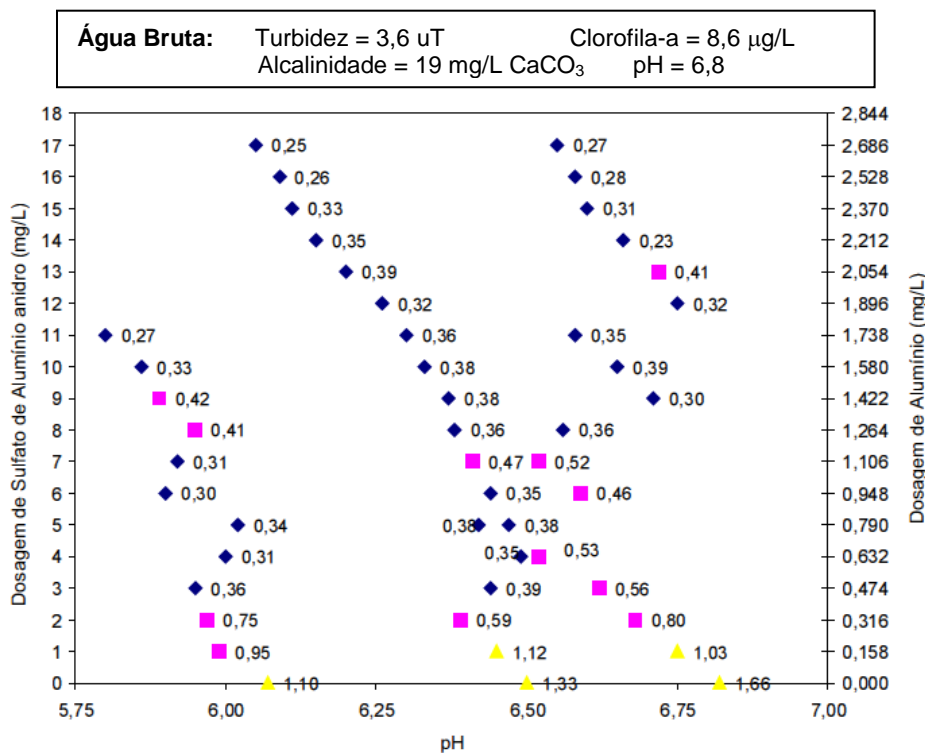
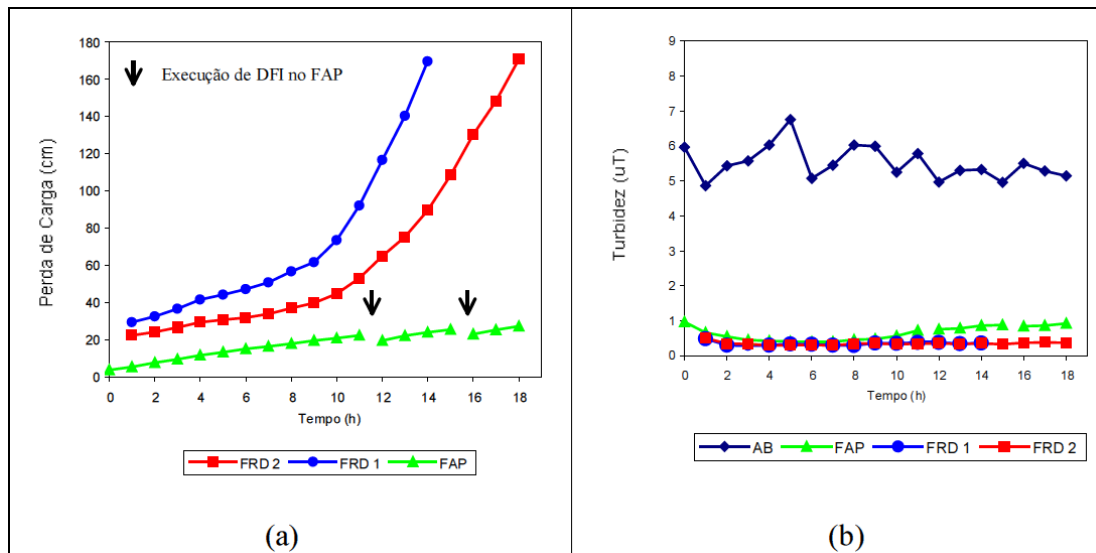


Figura 8: Diagrama de Coagulação (Sulfato de Alumínio).

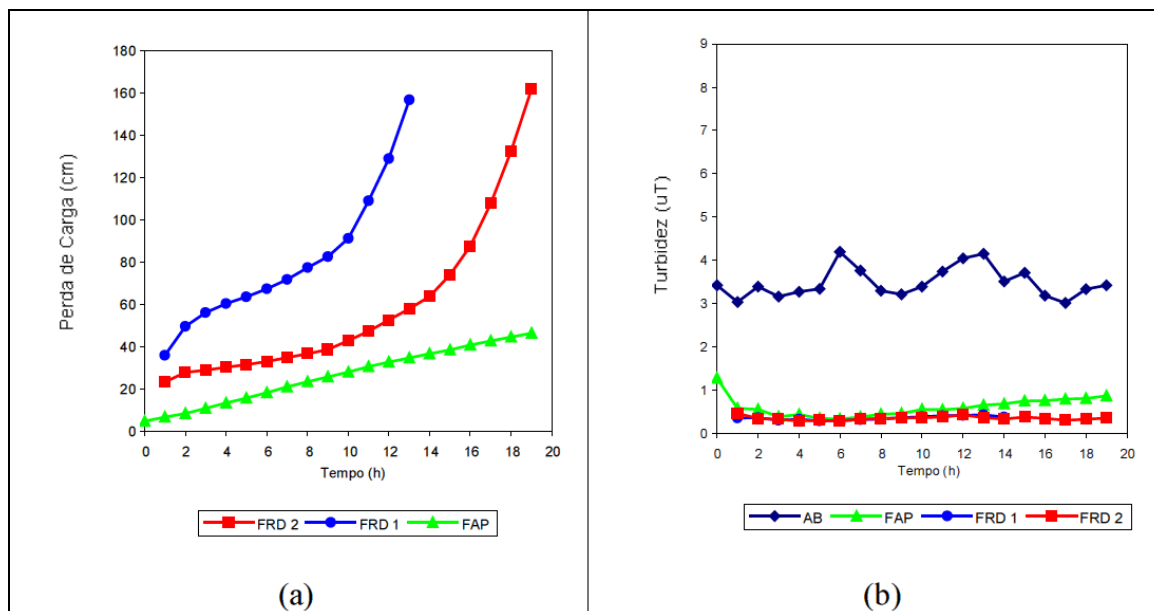
## Etapa II – Experimentos de filtração

A Figura 9 apresenta os dados de perda de carga e a qualidade da água bruta e dos efluentes dos filtros durante o experimento um experimento da Fase 1, em que o PAC foi utilizado como coagulante.



**Figura 9 - Experimento de filtração - Fase 1 - (a) Perda de Carga nos filtros; (b) Turbidez da água bruta e dos efluentes dos filtros. Coagulante: PAC.**

A Figura 10 apresenta os dados de perda de carga e a qualidade da água bruta e dos efluentes dos filtros durante o experimento um experimento da fase 2, em que o sulfato de alumínio foi utilizado como coagulante.



**Figura 10 - Experimento de filtração - Fase 2 - (a) Perda de Carga nos filtros; (b) Turbidez da água bruta e dos efluentes dos filtros. Coagulante: Sulfato de Alumínio.**

Na Figura 9(a) observa-se que a evolução da perda de carga, tanto para o FRD 1 quanto para o FRD 2, seguiu uma tendência exponencial durante, praticamente, todo o experimento, diferentemente do experimento. A duração média das carreiras de filtração na Fase 1 foi de: 13 horas para o FRD 1, e de 17,5 horas para o FRD 2. A Figura 9(b) mostra que durante todo o experimento da Fase 1, o FAP produziu um efluente com turbidez menor que 1,0 uT. Quanto a turbidez efluente dos FRDs, a média registrada para os dois filtros foi de 0,35 uT.



Na Figura 10(a) observa-se que, durante todo o experimento, a evolução da perda de carga dos FRDs seguiu uma tendência exponencial. Esse comportamento foi similar ao observado nos experimentos da Fase 1, em que os FRDs também foram operados com taxa de filtração de 450 m/d, porém tendo o PAC como coagulante. A duração média das carreiras de filtração na Fase 2 foi de: 13 horas para o FRD 1, e de 18,5 horas para o FRD 2. A Figura 10(b) mostra que durante todo o experimento da Fase 2, o FAP produziu um efluente com turbidez menor que 1,0 uT. Quanto a turbidez efluente dos FRDs, assim como na Fase 1, a média registrada para os dois filtros foi de 0,35 uT.

A Tabela 6 mostra os valores médios de turbidez e clorofila-a dos efluentes de cada filtro, além da eficiência de remoção desses parâmetros, duração da carreira de filtração e o fator de filtrabilidade (F) em cada unidade de filtração para os experimentos da Fase 1 (PAC). A Tabela 7 mostra os mesmos parâmetros, porém referentes aos experimentos da Fase 2 (Sulfato de Alumínio).

**Tabela 6 - Valores médios referentes às unidades de filtração. Eficiências de remoção, duração da carreira de filtração e fator de filtrabilidade – Fase 1. Coagulante: PAC.**

Exp.	Unidade de Filtração	Turbidez Efluente (uT)	Remoção de turbidez (%)	Clorofila-a Efluente (µg/L)	Remoção de Clorofila-a (%)	Duração da Carreira (h)	Fator de Filtrabilidade - F
1	FAP	0,65	86,4	2,6	63,3	-	-
	FRD 1	0,35	45,1	1,3	51,7	13,5	$3,41 \cdot 10^{-3}$
	FRD 2	0,40	39,1	1,9	30,0	21	$2,45 \cdot 10^{-3}$
2	FAP	0,65	88,6	1,3	82,1	-	-
	FRD 1	0,35	46,0	0,7	48,4	13,5	$3,41 \cdot 10^{-3}$
	FRD 2	0,35	45,6	0,7	44,9	17,5	$2,63 \cdot 10^{-3}$
3	FAP	0,55	92,2	1,5	77,7	-	-
	FRD 1	0,30	48,0	1,2	21,7	10	$4,49 \cdot 10^{-3}$
	FRD 2	0,30	46,1	1,0	34,8	13	$3,57 \cdot 10^{-3}$
4	FAP	0,65	90,0	1,3	82,6	-	-
	FRD 1	0,45	34,4	0,9	35,0	14,5	$3,86 \cdot 10^{-3}$
	FRD 2	0,45	31,2	1,1	16,7	18	$3,25 \cdot 10^{-3}$

**Tabela 7 - Valores médios referentes às unidades de filtração. Eficiências de remoção, duração da carreira de filtração e fator de filtrabilidade – Fase 2. Coagulante: Sulfato de Alumínio.**

Exp.	Unidade de Filtração	Turbidez Efluente (uT)	Remoção de turbidez (%)	Clorofila-a Efluente (µg/L)	Remoção de Clorofila-a (%)	Duração da Carreira (h)	Fator de Filtrabilidade F
5	FAP	0,55	84,1	0,9	89,7	-	-
	FRD 1	0,30	51,2	0,4	53,2	11	$3,81 \cdot 10^{-3}$
	FRD 2	0,30	48,9	0,5	46,2	15,5	$2,80 \cdot 10^{-3}$
6	FAP	0,55	83,7	2,1	73,5	-	-
	FRD 1	0,35	38,6	1,6	25,0	13	$4,03 \cdot 10^{-3}$
	FRD 2	0,35	39,8	1,4	35,4	19	$2,68 \cdot 10^{-3}$
7	FAP	0,65	81,0	2,0	73,5	-	-
	FRD 1	0,35	48,3	1,2	40,0	14,5	$2,99 \cdot 10^{-3}$
	FRD 2	0,35	45,3	1,3	33,3	20,5	$2,24 \cdot 10^{-3}$

Assim, para avaliar se existem diferenças significativas entre a média dos parâmetros resultantes das duas fases experimentais, para as sete carreiras de filtração (apresentadas nas Tabelas 6 e 7), foi realizado um teste de hipótese para cada FRD, considerando o desempenho que cada um deles com os diferentes coagulantes avaliados. A Figura 11 apresenta o resultado resumido desse teste.

Existe diferença significativa?		Filtro 1 - PAC			
		Duração da carreira	F	% Remoção Turbidez	% Remoção Clorofila-a
Filtro 1 - Sulfato de Alumínio	Duração da carreira	NÃO	↓	↓	↓
	F	→	NÃO	↓	↓
	% Remoção Turbidez	→	→	NÃO	↓
	% Remoção Clorofila-a	→	→	→	NÃO
(a)					
Existe diferença significativa?		Filtro 2 - PAC			
		Duração da carreira	F	% Remoção Turbidez	% Remoção Clorofila-a
Filtro 2 - Sulfato de Alumínio	Duração da carreira	NÃO	↓	↓	↓
	F	→	NÃO	↓	↓
	% Remoção Turbidez	→	→	NÃO	↓
	% Remoção Clorofila-a	→	→	→	NÃO
(b)					

**Figura 11 - Resultados do teste de hipótese, comparação PAC e Sulfato de Alumínio: (a) FRD 1, (b) FRD 2.**

A Figura 11 resume os resultados dos testes de hipótese realizados a partir dos valores mostrados nas Tabelas 6 e 7. O detalhamento dos testes de hipóteses realizados estão melhor descritos em Braga (2005). A partir da Figura 11 (a) é possível afirmar, com 95% de confiabilidade, que para o FRD 1, tendo como taxa de filtração 450 m/d, não há diferença significativa entre a adoção do PAC ou do sulfato de alumínio como coagulante. Os parâmetros avaliados, quando esses dois coagulantes são utilizados, são estatisticamente iguais.

Da mesma forma, para o FRD 2 (Figura 11(b)), não há diferença significativa entre a adoção do PAC ou do sulfato de alumínio como coagulante. O resultado dos testes de hipótese realizados para o FRD 2 foi o mesmo do FRD 1 (Figura 3(a) e (b)).

## CONCLUSÕES

Os resultados obtidos ao longo deste estudo confirmam o grande potencial de aplicação da tecnologia composta de filtro ascendente de pedregulho e filtro rápido de areia no tratamento de águas com baixa turbidez e presença de algas. Entretanto, as conclusões apresentadas a seguir são válidas para a água bruta estudada.

- Os diagramas de coagulação, tanto para o PAC quanto para o sulfato de alumínio, indicaram que, para a água de estudo, a eficiência da remoção de turbidez é alta para uma ampla faixa de dosagem de coagulante e para diferentes valores de pH de coagulação.
- Dentre os dois meios filtrantes testados para o filtro descendente de areia (FRD 1 e FRD 2), para a taxa de filtração avaliada (450 m/d), não parece haver influência do tipo de coagulante (PAC ou sulfato de alumínio). Isso indica que, garantida a dosagem ótima de coagulante, a performance dos filtros descendentes é pouco afetada pelo tipo de coagulante.
- A aplicação da taxa de 450 m/d nos FRDs, é capaz de produzir água em conformidade com o padrão de qualidade preconizado pela legislação vigente (efluente dos filtros < 0,5 uT).
- É importante destacar que o uso de granulometrias mais grossas operadas com taxas de filtração elevadas, como as adotadas no presente estudo para lidar com o problema de remoção de algas, deve considerar também os aspectos microbiológicos e o risco de transpasse de organismos patogênicos, em particular (oo)cistos de protozoários.
- Os resultados reforçam a aplicabilidade da dupla filtração, utilizando-se a filtração ascendente em pedregulho e a filtração descendente em areia, para diferentes qualidades de água, como já demonstrado em vários trabalhos realizados no escopo do Prosab 3-Água. Esse arranjo é consistente com o conceito de múltiplas barreiras no tratamento/abastecimento de água como forma de minimizar também o risco microbiológico da água produzida para consumo humano.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. Amaral, S.F., Galvão, E.M.O.B., Bertolossi, V.M., Vianna, R.F.M., Cezar, M.C.M., Brandão, C.C.S., (2001). Filtração Ascendente em Pedregulho seguida de Filtração Descendente em Areia (Dupla Filtração) aplicada ao Tratamento de Águas com presença de Algas. 21o Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental - ABES, João Pessoa, PB, Brasil.
2. Amirtharajah, A. e Mills, K.M. (1982). Rapid-mix design for mechanism of alum coagulation. Journal American Water Work Association, 74 (4); pp.210-216.
3. APHA, AWWA e WPCF (1985). Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 16a edição, Washington D.C., E.U.A.
4. Benhardt, H. e Clasen, J. (1991). Flocculation of micro-organisms. Journal of Water Supply Services and Technology - Aqua, 40 (2); pp.76-87.
5. Brandão C.C.S., Amaral, S.F., Arantes, C., Delforge, J.L., Melo, A.E.S., (2001). Relatório Parcial - Rede de Pesquisa do Tema 1 Filtração Direta Ascendente em Pedregulho seguida de Filtração Rápida Aplicada à Remoção de Algas: Otimização de Taxas de Filtração e Granulometrias. Brasília, DF, Brasil.
6. Braga, F. M. G. (2005). Dupla Filtração em Filtros Ascendentes de Pedregulho e Filtros Descendentes de Areia Aplicada à Remoção de Algas: Influência da Taxa de Filtração e Granulometria do Filtro de Areia. Dissertação de Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos, Publicação PTARH.DM-084/05, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 174p.
7. Cezar, M.C.M. (2000). Aplicabilidade da (Pré) Filtração Ascendente em Pedregulho como Pré-Tratamento para a Filtração Rápida de Águas com Presença de Algas. Dissertação de Mestrado de Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, p.129.
8. Di Bernardo, L. (1993). Métodos e Técnicas de Tratamento de Água. ABES. Rio de Janeiro, RJ. Volumes 1 e 2.
9. Di Bernardo, L., Mendes, C.G.N., Brandão, C.C.S., Sens M.L. e Pádua, V.L. (2003). Tratamento de Água para Abastecimento por Filtração Direta. PROSAB 3. ABES. São Carlos, SP, p. 498.
10. Gusmão, P.T.R. e Di Bernardo, L. (2003). Desempenho da Dupla Filtração utilizando a Filtração ascendente em Pedregulho e em Areia Grossa. 22o Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental - ABES. Joinville, SC, Brasil.
11. Ives, K. J. (1978). A New Concept of Filterability. Progress on Water Technology, 10, Nos 5/6, pp. 123-137.
12. Kuroda, E.K. (2002). Avaliação da filtração direta ascendente em pedregulho como pré-tratamento em sistemas de dupla filtração. Dissertação de Mestrado em Hidráulica e Saneamento, Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, SP, p.201.
13. Melo, A.E.S. (2003). Filtração Direta Ascendente em Pedregulho seguida de Filtração Rápida aplicada à remoção de algas. Monografia de Projeto Final em Engenharia Civil. Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, p.86.
14. Petrusevski, A.N., van Breemen, A.N., Alaerts, G.J. (1996). Effect of permanganate pretreatment and coagulation with dual coagulants on algal removal in direct filtration. Journal of Water Supply Services and Technology - Aqua, 45 (5); pp. 316-326.