

I-144 – AVALIAÇÃO DA INFLUÊNCIA DOS PARÂMETROS DE MISTURA RÁPIDA, FLOCULAÇÃO E DECANTAÇÃO NO TRATAMENTO DA ÁGUA BRUTA AFLUENTE À ETA DO MUNICÍPIO DE SÃO JOSÉ DOS CAMPOS/SP

Talita Natália Ferrari

Engenheira Ambiental pela Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho” (UNESP Campus Rio Claro). Mestranda do Programa de Pós Graduação em Engenharia de Infraestrutura Aeronáutica do Instituto Tecnológico de Aeronáutica (ITA).

Tatiane Sakamoto De Julio

Acadêmica do Curso de Engenharia Civil pela Universidade de Taubaté (UNITAU).

Marcelo De Julio⁽¹⁾

Engenheiro Civil pela Universidade Federal de São Carlos (UFSCar). Especialista em Gestão da Produção pela UFSCar. Doutor em Hidráulica e Saneamento pela Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo (EESC/USP). Professor Adjunto, Coordenador da Área de Infraestrutura Aeroportuária do Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Infraestrutura Aeronáutica e Chefe do Departamento de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental da Divisão de Engenharia Civil do Instituto Tecnológico de Aeronáutica (ITA).

Endereço⁽¹⁾: Instituto Tecnológico de Aeronáutica. Divisão de Engenharia Civil, CTA – ITA – IEI. Praça Marechal Eduardo Gomes, 50. Vila das Acácias, CEP 12.228-900. São José dos Campos/SP. Fone: 55 12 39476805; Fax: 55 12 39476803; e-mail: dejulio@ita.br

RESUMO

Tendo em vista a importância técnica e financeira em se manter parâmetros físicos adequados à qualidade da água a ser tratada em estações de tratamento de água (ETA), este trabalho realizou em laboratório estudos de otimização de diferentes tempos de agitação e gradientes de velocidade médio para as etapas de mistura rápida, floculação e decantação, com o emprego de dois coagulantes diferentes, o sulfato de alumínio e o reagente de Fenton, a fim de avaliar a influência destes parâmetros físicos nos resultados de remoção de cor aparente e turbidez da água decantada, proveniente do Rio Paraíba do Sul. Foi adicionado também durante a realização dos ensaios o cloro como pré-oxidante (apenas para o sulfato de alumínio) e polímero catiônico como auxiliar de floculação, da mesma forma em que ocorre na ETA de São José dos Campos, SP, que trata a água em estudo para abastecimento da população. Verificou-se que realmente os tempos e gradientes de velocidade influenciaram de forma significativa nos resultados finais obtidos. O reagente de Fenton apresentou melhor desempenho e os menores valores de turbidez na água decantada, além de requerer maior velocidade de sedimentação em relação ao sulfato de alumínio. Desta forma, conclui-se que o reagente de Fenton foi tecnicamente mais eficiente para água em questão.

PALAVRAS-CHAVE: Estudos de tratabilidade, reagente de Fenton, água de abastecimento, turbidez e cor aparente.

INTRODUÇÃO

Uma estação de tratamento de água (ETA) em ciclo completo caracteriza-se por possuir etapas de tratamento como coagulação, floculação, sedimentação, filtração e desinfecção. Quando uma destas etapas apresenta problemas, ou seja, por algum motivo deixa de gerar os resultados esperados para os quais ela foi projetada, todas as etapas posteriores de tratamento passam a ficar comprometidas (ARBOLEDA VALENCIA, 2000; DI BERNARDO e DANTAS, 2005; EDZWALD, 2011; PIRI et al., 2010). Um mau dimensionamento na fase de projeto de novas ETAs, mudança na qualidade da água bruta ou até mesmo falhas de operação de ETAs existentes podem prejudicar de maneira significativa a qualidade final da água tratada, e mesmo após todo o ciclo de tratamento não produzir água dentro dos padrões de potabilidade atualmente vigentes para o consumo humano, de acordo com a Portaria 518/2004.

Como a qualidade e as características da água bruta variam de região para região e durante as estações do ano é aconselhada a realização de estudos de tratabilidade da água antes de conceber ETAs novas, e até mesmo como subsídio para adequar as já existentes à nova realidade (DI BERNARDO et al, 2002). Para a realização dos

estudos de tratabilidade utiliza-se a água bruta a que se pretende tratar, e podem ser utilizados diferentes tipos de coagulantes, diferentes dosagens de produtos químicos (coagulantes, agentes alcalinizantes e acidificantes, polímeros, pré-oxidantes, dentre outros), diferentes parâmetros físicos como gradientes de velocidade médios, diferentes tempos de agitação, de acordo com o tratamento que se pretende simular.

Para efetuar os estudos de tratabilidade deve-se dar preferência às instalações piloto, mas como estas requerem maior custo, mão-de-obra e, principalmente, tempo, há a alternativa de desenvolver este trabalho em escala de bancada em laboratório por meio de reatores estáticos (jar test) que simulam por batelada as etapas do tratamento de água. Esta tecnologia permite selecionar diferentes tempos de agitação e variar a velocidade de rotação das paletas do equipamento a fim de criar diferentes gradientes de velocidade para a simulação das etapas de mistura rápida e floculação, além de proporcionar condições para a seleção das melhores velocidades de sedimentação para a etapa de decantação, a fim de obter os melhores parâmetros físicos para tratar a água em estudo (QASIM et al., 2000; DI BERNARDO et al., 2002). A filtração também pode ser simulada acoplando-se um kit de filtros ao jar test. Para Mendes (1989) cada tempo de floculação possui um gradiente de velocidade ótimo que conduz a melhor eficiência de tratamento, o que pode ser estendido, ou melhor, estudado para a etapa de mistura rápida.

É válido ressaltar que o equipamento jar test não simula exatamente todo o comportamento da água diante de uma ETA que opera em fluxo contínuo, mas é a metodologia que mais se aproxima dos processos e operações em escala real. Como exemplo pode-se citar os curtos-circuitos hidráulicos que não ocorrem nos reatores estáticos, mas devem ser levados em consideração na transposição de dados obtidos em jar test para a fase de concepção e dimensionamento de novos projetos ou na adequação da operação de uma ETA existente, pois pode haver diferenças que devem ser ajustadas de acordo com a realidade operacional da ETA e qualidade da água bruta, diferenças estas que podem chegar a ser superiores a 100% em alguns casos (DI BERNARDO et al., 1998 e 2003).

Este estudo foi realizado na ETA do município de São José dos Campos (SJC), que emprega tecnologia de tratamento em ciclo completo com o sulfato de alumínio como coagulante, sendo realizada também a pré-oxidação com cloro gasoso e a adição de polímero catiônico durante a etapa de floculação. Este trabalho, portanto, simulou as etapas de tratamento desta ETA em escala de laboratório com o uso do equipamento jar test.

Assim, o objetivo foi efetuar estudos de tratabilidade para verificar a influência dos parâmetros de mistura rápida, floculação e decantação na remoção de cor aparente e turbidez da água do Rio Paraíba do Sul coletada nas dependências da Estação de Tratamento de Água do município de São José dos Campos, SP, antes da adição de qualquer produto químico, empregando como agente coagulante o sulfato de alumínio isento de ferro e o reagente de Fenton.

MATERIAL E MÉTODOS

A água de estudo empregada nos ensaios foi proveniente do Rio Paraíba do Sul, coletada no dia 01 de fevereiro de 2011 nas dependências da Estação de Tratamento de Água (ETA) do município de São José dos Campos (SJC), operada pela Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo (SABESP). Esta coleta foi feita antes da adição de qualquer produto químico, sendo a água armazenada durante todo o período de realização dos ensaios em um reservatório de 2000 L em PVC com tampa, em edificação coberta e ventilada. Os ensaios encerraram-se em 24 de fevereiro de 2011.

Os ensaios experimentais foram realizados no equipamento Jar Test (Nova Ética, modelo LDB especial), que consiste em uma unidade em escala de laboratório que trabalha em batelada, no qual são realizados os processos e operações de mistura rápida, floculação, decantação e filtração, sendo a metodologia para a execução dos ensaios descrita em Di Bernardo et al. (2002).

Neste trabalho foram empregados dois coagulantes, o sulfato de alumínio e o reagente de Fenton (cloreto ferroso e peróxido de hidrogênio), sendo o sulfato de alumínio empregado o mesmo utilizado na rotina operacional da ETA de SJC (líquido, marca Cimil, com 8,84% de Al_2O_3) e o cloreto ferroso ($FeCl_2 \times 4H_2O$) fornecido na forma líquida pela indústria Bauminas – Grupo Química Cataguases, com 18,99% de óxido de ferro (Fe_2O_3). Para a realização dos ensaios foram preparadas soluções empregando-se os produtos comerciais

com concentrações de 4g/L em água deionizada. Para o reagente de Fenton foi preparada solução 0,1 M de peróxido de hidrogênio (marca Manchester Chemical, 27,5%).

Para a variação do pH de coagulação foram empregadas soluções 0,1 N de ácido sulfúrico (FMaia Gold, 96%) e hidróxido de sódio em escamas (marca IQBC Produtos Químicos).

A realização das leituras dos valores de pH da água bruta, oxidada e coagulada foram feitas com agitação (agitador magnético Quimis Q221-1) em um pHmetro Orion 410A. Para as medidas de turbidez e cor aparente utilizou-se, respectivamente, um turbidímetro HACH 2100P e espectrofotômetro HACH DR 2500 Odyssey.

Em todos os ensaios realizados fixou-se a temperatura da água em $25 \pm 1^\circ\text{C}$.

A água de estudo foi caracterizada nos laboratórios da SABESP de SJC de acordo com Eaton et al. (2005).

Quanto à utilização do reagente de Fenton, a dosagem de peróxido de hidrogênio foi de três vezes o requerido na estequiometria da reação (Equação 1) para todas as dosagens testadas de cloreto ferroso, segundo metodologia proposta por De Julio et al. (2005).



De acordo com os laudos fornecidos pelos fabricantes dos produtos químicos, sabe-se que a concentração de Fe_2O_3 no cloreto ferroso utilizado é de 18,99%. Assim, para uma dosagem de 60 mg/L do produto comercial, tem-se 11,394 mg $\text{Fe}_2\text{O}_3/\text{L}$ ($60 \times 18,99/100$), ou seja, 7,969 mg Fe^{+2}/L ($11,394 \times 111,7/159,7$), onde 111,7 g corresponde a massa de ferro e 159,7 g a massa do óxido de ferro em 1 mol. De acordo com a reação do Reagente de Fenton apresentada na Equação 1, tem-se que 1 mol de Fe^{+2} reage com 1 mol de H_2O_2 , ou seja, que 7,969 mg Fe^{+2} reage com 4,852 mg H_2O_2 ($7,969 \times 34,01/55,85$), onde 34,01 g corresponde à massa do peróxido de hidrogênio em 1 mol e 55,85 g corresponde à massa do ferro. Portanto, adotando uma dosagem de três vezes a requerida na reação do Reagente de Fenton para o peróxido de hidrogênio, obtém-se 14,556 mg $\text{H}_2\text{O}_2/\text{L}$ ($3 \times 4,852 \text{ mg } \text{H}_2\text{O}_2/\text{L}$).

A utilização do reagente de Fenton como agente coagulante seguiu a metodologia proposta por De Julio et al. (2005; 2006), onde inicia-se dosando a solução de ácido na água bruta sob constante agitação para que o pH baixe até a faixa entre 3,5 e 4,0. Passados 30 segundos adicionam-se ao mesmo tempo o cloreto ferroso e o peróxido de hidrogênio, iniciando assim a fase oxidativa. Para a medição do pH de oxidação foram coletadas amostras de água poucos segundos após o início da fase oxidativa e passados 1 minuto e 30 segundos de mistura adicionou-se alcalinizante, momento este em que se inicia a mistura rápida. Imediatamente após o tempo programado de mistura rápida, 10 s, coletou-se novas amostras de água para medição do pH de coagulação. Foi utilizado o mesmo gradiente de velocidade médio para as fases de oxidação e coagulação, 1000 s^{-1} . Os demais parâmetros físicos utilizados nos ensaios encontram-se descritos na Tabela 1.

Tabela 1: Parâmetros físicos adotados na elaboração dos diagramas de coagulação.

Parâmetro	Valor
Tempo de mistura rápida (T_{mr})	10 s
Gradiente médio de mistura rápida (G_{mr})	1000 s^{-1}
Tempo de floculação (T_f)	20 min
Gradiente médio de floculação (G_f)	30 s^{-1}
Velocidades de sedimentação (V_s)	$V_{s1} = 3,0 \text{ cm/min}$ $V_{s2} = 1,5 \text{ cm/min}$

Com os diagramas de coagulação construídos foi possível selecionar para cada coagulante, pares de valores (dosagem de coagulante x pH de coagulação) que apresentaram-se mais representativos na remoção de cor aparente e turbidez simultaneamente.

Para simular a etapa de pré-oxidação que ocorre na ETA de SJC, foram testadas por tentativa diferentes dosagens de hipoclorito de sódio (marca Carbocloro, 12% de NaClO), para se obter concentração de 0,8 mg/L

de cloro residual na água decantada (apenas para o sulfato de alumínio), valor este praticado na ETA de SJC. Na referida ETA a pré-oxidação é realizada com cloro gasoso, porém optou-se por utilizar o hipoclorito de sódio devido ao perigo de manuseio que o cloro gasoso oferece. A concentração de cloro residual na água decantada foi medida através da titulometria volumétrica. A dosagem selecionada de NaClO foi de 4,68 mg/L e o gradiente de velocidade utilizado na etapa de pré-oxidação foi de 125 s^{-1} (100 rpm), mantido em agitação por 15 s antes do início da etapa de coagulação. Para o reagente de Fenton não foi utilizada a etapa de pré-oxidação com hipoclorito de sódio, pois o mesmo já atua como agente oxidante.

Para ambos os coagulantes foram testadas diferentes dosagens (0,2; 0,4; 0,6; 0,8; e 1,0 mg/L) de polímero catiônico (poliacrilamida em pó, fornecida pela SNF do Brasil Ltda - FLOERGER) como auxiliar de floculação, polímero este o mesmo empregado na ETA de SJC. A solução de polímero foi preparada com concentração de 0,5 mg/L e dosado após passados 1/3 do tempo de floculação. Para a utilização do sulfato de alumínio, o polímero foi dosado na água já com a presença do hipoclorito de sódio.

De posse do ponto selecionado nos diagramas de coagulação e das dosagens de cloro (apenas para o sulfato de alumínio) e polímero, foi estudada a influência do tempo e do gradiente de velocidade médio de mistura rápida (MR), conforme metodologia proposta por Amirtharajah e Mills (1982) e complementada por Brito (1998). Para tanto, foi realizada uma bateria de ensaios na qual se procurou adequar o tempo de mistura rápida (T_{mr}), bem como o gradiente de velocidade médio de mistura rápida (G_{mr}). Os parâmetros estudados foram:

- Tempo de Mistura Rápida (T_{mr}) = 5, 10, 15, 30, 45 e 90 s;
- Gradiente de Velocidade Médio (G_{mr}) = 200, 400, 600, 800 e 1000 s^{-1} .

Os demais parâmetros foram fixados de acordo com a Tabela 1.

De posse do ponto selecionado nos diagramas de coagulação e dos parâmetros de mistura rápida escolhidos, foi estudada a influência do tempo e do gradiente de velocidade médio de floculação, conforme metodologia proposta por Mendes (1989). Para tanto, foi realizada uma bateria de ensaios na qual se procurou adequar o tempo de floculação (T_f), bem como o gradiente de velocidade médio de floculação (G_f). Conforme mencionado, o polímero foi dosado sempre depois de decorrido 1/3 do tempo de floculação, assim como realizado na ETA da SABESP de SJC, e o hipoclorito de sódio foi dosado apenas para o sulfato de alumínio (15 s antes da mistura rápida). Os parâmetros estudados foram:

- Tempo de Floculação (T_f) = 5, 10, 15, 20, 25 e 30 min;
- Gradiente de Velocidade Médio (G_f) = 25, 30, 40 e 50 s^{-1} .

Os demais parâmetros, referentes às velocidades de sedimentação, foram fixados de acordo com a Tabela 1.

Finalmente, de posse do ponto selecionado nos diagramas de coagulação e dos parâmetros de mistura rápida e floculação escolhidos anteriormente, foi estudada a influência da velocidade de sedimentação, conforme metodologia proposta por Brito (1998). Para tanto, realizou-se um ensaio no qual se coletou a água decantada para diferentes velocidades de sedimentação (V_s). As velocidades estudadas foram: 7,0; 5,0; 3,5; 2,5; 1,5; 0,5 cm/min.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A água de estudo foi caracterizada logo após sua coleta, sendo obtidos os seguintes valores para os parâmetros de interesse para este estudo: turbidez = 102 NTU; cor aparente = 846 uH; pH = 6,8; temperatura = 25,8°C; alcalinidade = 18,62 mg CaCO_3/L ; dureza = 13 mg CaCO_3/L ; alumínio total = 0,11 mg/L; ferro total = 2,16 mg/L; sódio total = 13,72 mg/L; sulfato = 16,69 mg/L; cloreto = 4,95 mg/L; sólidos suspensos totais = 59 mg/L; sólidos suspensos fixos = 44 mg/L; sólidos suspensos voláteis = 15 mg/L; sólidos dissolvidos totais = 106 mg/L; sólidos dissolvidos fixos = 13 mg/L; sólidos dissolvidos voláteis = 93 mg/L; propiciando 165 mg/L de sólidos totais.

Esta pode ser considerada uma água típica do período chuvoso de acordo com série histórica da SABESP de SJC, pois em seus registros a turbidez média da água bruta neste período é de aproximadamente 100 NTU, com picos de cerca de 400 NTU.

O ponto selecionado para o sulfato de alumínio isento de ferro no diagrama de coagulação apresentou dosagem do produto comercial de 45 mg/L, o que corresponde a 2,106 mg Al^{+3}/L , que resultou em um pH de coagulação de 6,12, não sendo necessária a adição de alcalinizante ou acidificante para este ponto. Para o reagente de Fenton a dosagem selecionada de cloreto ferroso (produto comercial) no diagrama foi de 60 mg/L (7,97 mg Fe^{+2}/L), 14,56 mg $\text{H}_2\text{O}_2/\text{L}$, sendo que neste caso foi adicionado 10 mg $\text{H}_2\text{SO}_4/\text{L}$ para propiciar a ocorrência da fase oxidativa em meio ácido (pH = 3,69) e 20 mg NaOH/L para atingir o pH de coagulação de 6,09. Para ambos coagulantes, a dosagem selecionada corresponde ao mecanismo de coagulação por varredura, recomendado para ETAs de tratamento em ciclo completo.

As dosagens selecionadas de hipoclorito de sódio e polímero para o sulfato de alumínio isento de ferro foram respectivamente de 4,68 mg/L e 0,6 mg/L. A dosagem de hipoclorito selecionada baseou-se no fato da obtenção de cloro residual na água decantada ser de aproximadamente 0,8 mg/L, valor praticado na ETA de SJC. Para o reagente de Fenton, como já ocorre a oxidação em meio ácido, não há a necessidade da pré-oxidação com NaClO , sendo adicionado somente o polímero com dosagem selecionada de 0,4 mg/L.

Nas Figuras 1 e 2, observa-se para a água em estudo, com velocidades de sedimentação de 3,0 e 1,5 cm/min, empregando o sulfato de alumínio como coagulante, que houve significativa variação na remoção de turbidez e cor aparente nas amostras de água, nos diferentes tempos de agitação e gradientes de velocidade médio estudados para a etapa de mistura rápida (MR), influenciando assim de maneira significativa nos resultados apresentados.

Os gráficos das Figuras 1 e 2 apresentaram comportamento semelhante na remoção de turbidez e cor aparente para uma mesma velocidade de sedimentação (3,0 ou 1,5 cm/min), com uma tendência geral dos menores valores de turbidez e cor aparente remanescentes estarem nas extremidades dos gráficos, o que corresponde ao menor e maior tempo de agitação da etapa de MR (5 e 90 s). Quanto ao gradiente de velocidade médio, observa-se que o de 400 s^{-1} foi o que apresentou (em geral) os melhores desempenhos de remoção de turbidez e cor aparente para o sulfato de alumínio.

Ao analisar somente os gráficos de remoção de turbidez (Figura 1) e assumindo-se que Di Bernardo e Dantas (2005) recomendam a obtenção de valores de turbidez abaixo de 5,0 NTU na água decantada, indicando preferencialmente a obtenção de turbidez abaixo de 3,0 NTU (visando principalmente prolongar a duração das carreiras de filtração), pode-se dizer que os resultados (em geral) apresentados não são satisfatórios.

Para a velocidade de sedimentação de 3,0 cm/min, os parâmetros físicos T_{mr} de 5 s com gradiente de 800 s^{-1} (Figura 1) foram os que apresentaram o resultado mais satisfatório para a remoção de turbidez (5,55 NTU), destacando-se também o gradiente de velocidade médio de 400 s^{-1} , em que se observa um bom desempenho em três dos tempos estudados (45, 15 e 10 s). Para a velocidade de sedimentação de 1,5 cm/min (Figura 1), o tempo de 5 s e o gradiente de velocidade médio de 400 s^{-1} foi o que apresentou o menor valor de turbidez remanescente para o sulfato de alumínio, 3,86 NTU, ou seja, encontra-se abaixo de 5,0 NTU, conforme propõe Di Bernardo e Dantas (2005).

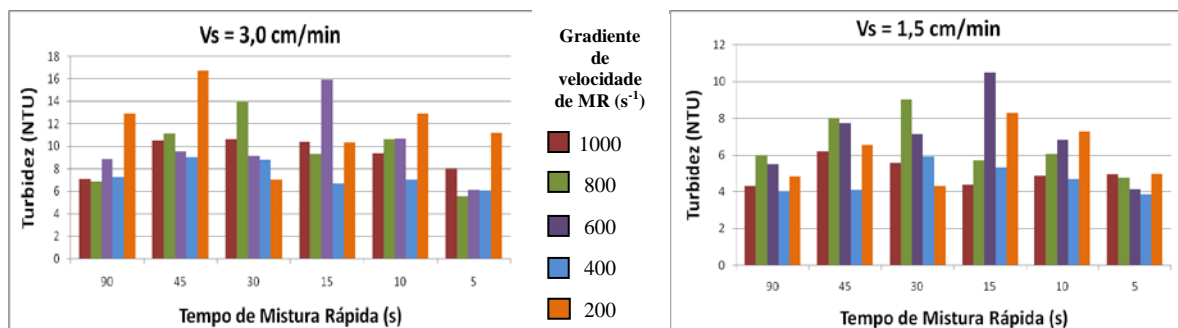


Figura 1: Turbidez remanescente para diferentes tempos e gradientes de velocidade médios de mistura rápida utilizando o sulfato de alumínio.

Observa-se na Figura 2, uma tendência do T_{mr} de 5 s apresentar os resultados mais satisfatórios de remoção de cor aparente para a velocidade de sedimentação de 3,0 cm/min, sendo o menor resultado medido (25 uH) atribuído ao G_{mr} de 400 s^{-1} e T_{mr} de 5 s. Para a velocidade de sedimentação de 1,5 cm/min, novamente o melhor

resultado (14 uH) para a utilização do sulfato de alumínio se deu com gradiente de velocidade médio de 400 s^{-1} , para a remoção de cor aparente, mas desta vez atingiu-se este resultado com o maior tempo de mistura rápida 90 s, o que operacionalmente não é uma vantagem.

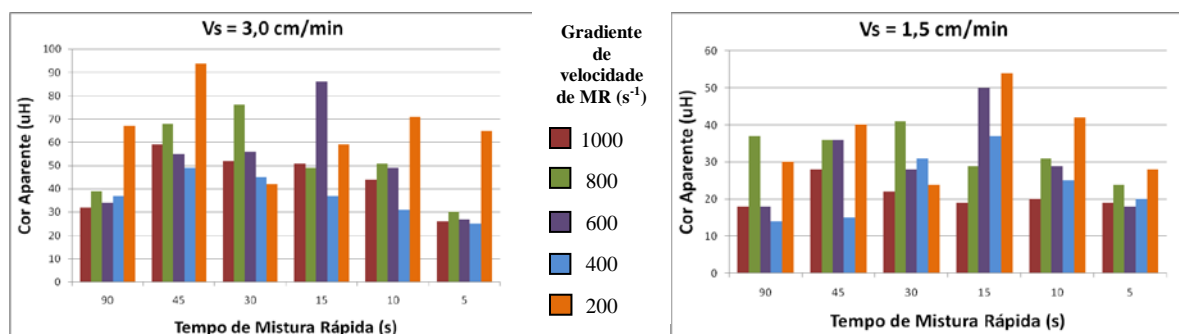


Figura 2: Cor aparente remanescente para diferentes tempos e gradientes de velocidade médios de mistura rápida utilizando o sulfato de alumínio.

Comparando os resultados obtidos com o uso do sulfato de alumínio para remoção de turbidez e cor aparente (Figuras 1 e 2), velocidade de sedimentação de $1,5 \text{ cm/min}$, gradiente de 400 s^{-1} , nos tempos de MR de 90 e 5 s, pode-se dizer que as diferenças obtidas nos resultados são insignificantes, encontrando-se dentro da margem de erro dos aparelhos em que foram realizadas as medições e ensaios, ou seja, ambos os resultados são considerados satisfatórios. Assim, para se projetar uma ETA com a utilização dos dados obtidos, seria aconselhável adotar como tempo de MR o menor valor, 5 s, pois este acarretaria em menores dimensões da unidade onde irá ocorrer a MR, menor potência do equipamento (caso seja mecanizado) e, consequentemente, implicaria em menores custos de implantação e operação.

Desta forma, os parâmetros de MR selecionados para o sulfato de alumínio foram G_{mr} de 400 s^{-1} e T_{mr} de 5s, parâmetros estes empregados nos ensaios subsequentes (influência dos parâmetros de floculação).

Para o reagente de Fenton, nota-se nitidamente nas Figuras 3 e 4, que os gradientes de velocidade de 1000 e 800 s^{-1} , apresentaram as piores eficiências de remoção de turbidez e cor aparente para as duas velocidades de sedimentação estudadas ($3,0$ e $1,5 \text{ cm/min}$), fato este que deve estar associado à quebra de flocos devido à alta velocidade de rotação, haja vista que o tempo da etapa oxidativa foi de 1 min e 30 s, o que pode ter favorecido a formação de flocos, mesmo em baixos valores de pH (aproximadamente 3,7). Este é o menor tempo possível para a realização de todos os procedimentos necessários para o ensaio em jar test.

Os resultados observados com a utilização dos gradientes de velocidade de 200 e 400 s^{-1} , apresentam comportamentos semelhantes e relativamente constantes, tanto na remoção de turbidez como de cor aparente (Figuras 3 e 4). Valores de turbidez observados com a utilização do reagente de Fenton (Figura 3), submetidos a estes mesmos gradientes (200 e 400 s^{-1}), apresentaram-se abaixo dos valores de turbidez obtidos com a utilização do sulfato de alumínio (Figura 1). Para a velocidade de sedimentação de $1,5 \text{ cm/min}$, os resultados observados para o reagente de Fenton encontram-se bem melhores se comparados aos resultados observados para a velocidade de $3,0 \text{ cm/min}$ (Figuras 3 e 4), o que é esperado devido a um maior intervalo de tempo na coleta das amostras de água, ou seja, um maior intervalo de tempo para que ocorra a sedimentação dos flocos, o que na prática corresponde a uma maior taxa de aplicação superficial (TAS) a ser aplicada nos decantadores.

Observa-se também (Figura 3), que com o reagente de Fenton para a velocidade de sedimentação de $3,0 \text{ cm/min}$ foi obtido o maior valor de turbidez remanescente (61,1 NTU) em comparação com os resultados obtidos com a utilização do sulfato de alumínio (Figura 1), onde os valores de turbidez atingiram no máximo 16,7 NTU. Apesar dos mais altos valores de turbidez terem ocorrido com o reagente de Fenton, este apresenta também os menores valores de turbidez remanescente, ou seja, é observada uma grande amplitude nos resultados medidos, demonstrando a grande importância da realização dos estudos de tratabilidade.

Para a velocidade de sedimentação de $3,0 \text{ cm/min}$ (Figura 3) o gradiente de velocidade de 400 s^{-1} apresentou os resultados mais satisfatórios para cinco dos seis tempos de MR estudados, onde o T_{mr} de 15 s atingiu turbidez de 6,3 NTU. Pode-se destacar para a velocidade de sedimentação de $1,5 \text{ cm/min}$ o valor de turbidez

remanescente de 2,32 NTU, obtido com o tempo de MR de 5 s e gradiente de velocidade média de 400 s^{-1} (Figura 3). Esses menores valores de turbidez com a utilização do reagente de Fenton podem proporcionar uma maior duração das carreiras de filtração e, conseqüentemente, uma maior produção efetiva de água se comparado aos resultados apresentados utilizando o sulfato de alumínio como coagulante.

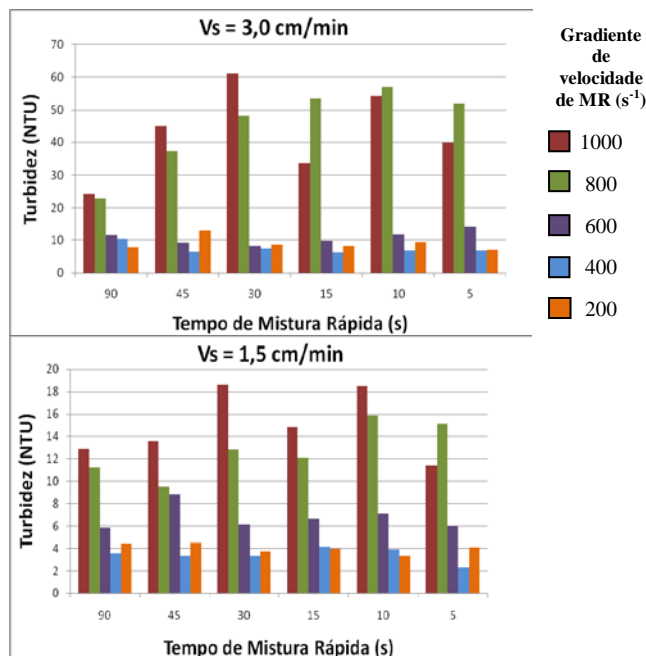


Figura 3: Turbidez remanescente para diferentes tempos e gradientes de velocidade médios de mistura rápida utilizando o reagente de Fenton.

Para ambas as velocidades de sedimentação estudadas (Figura 4), o gradiente de velocidade médio que apresentou os melhores desempenhos na remoção de cor aparente foi novamente o de 400 s^{-1} . Os resultados observados que merecem destaque para a utilização da velocidade de sedimentação de $3,0 \text{ cm/min}$ foi para o G_{mr} de 400 s^{-1} e os T_{mr} de 5, 10 e 15 s, apresentando respectivamente 58, 59 e 58 uH. Já para a velocidade de sedimentação de $1,5 \text{ cm/min}$ utilizando o reagente de Fenton, a mais satisfatória remoção de cor se deu também no tempo de 5 s e com gradiente de velocidade de 400 s^{-1} (35 uH), parâmetros estes que também resultaram nos menores valores para remoção de turbidez na utilização do reagente de Fenton, conforme apresentado na Figura 3.

Portanto, para o reagente de Fenton, assim como para o sulfato de alumínio, os parâmetros de MR selecionados foram $G_{mr} = 400 \text{ s}^{-1}$ e $T_{mr} = 5 \text{ s}$.

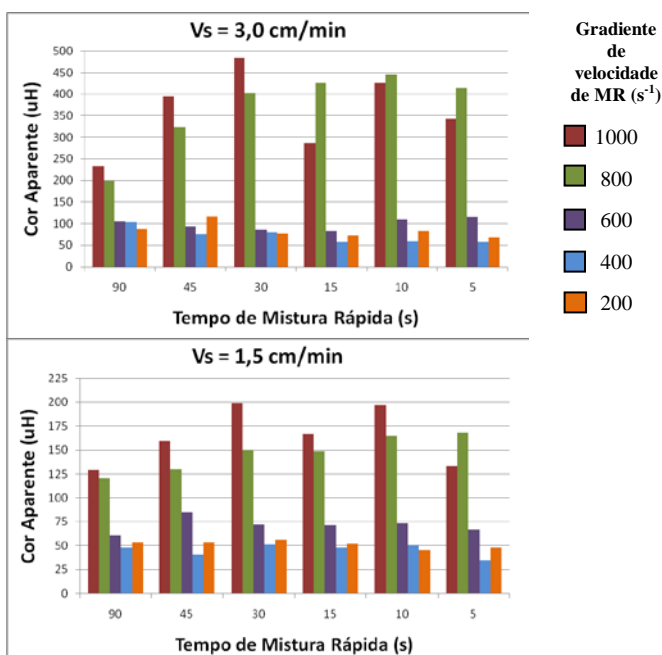


Figura 4: Cor aparente remanescente para diferentes tempos e gradientes de velocidade médios de mistura rápida utilizando o reagente de Fenton.

Apesar da adoção dos parâmetros $G_{mr} = 400 \text{ s}^{-1}$ e $T_{mr} = 5 \text{ s}$ para dar continuidade ao trabalho (influência dos parâmetros de floculação), é necessário destacar que outras combinações ($T_{mr} \times G_{mr}$) também apresentaram resultados satisfatórios, porém foram priorizados os menores gradientes de velocidade médio e os menores tempos de agitação, pois estas escolhas refletem diretamente na dimensão das unidades de mistura rápida e na potência dos equipamentos (caso sejam mecanizados), reduzindo os custos de implantação e operação da ETA.

Na avaliação da influência dos parâmetros de floculação (FL), observa-se nas Figuras 5 e 6, com a utilização do sulfato de alumínio, que há uma tendência dos maiores tempos de FL (30 e 25 min) apresentarem os menores valores de turbidez e cor aparente para a água em estudo. Observa-se também um decaimento acentuado nos valores de turbidez e cor aparente remanescentes, entre os tempos de 5 e 15 min, sendo observado depois deste tempo (15 min) uma certa estabilização nos resultados, que passam a ser relativamente constantes até o maior tempo de agitação estudado, 30 min. Assume-se então que depois do tempo de 15 min de FL, os diferentes gradientes de velocidade médio pouco influíram para a melhoria de remoção de turbidez e cor aparente. Pode-se dizer que nas Figuras 5 e 6, que o tempo de FL de 5 min foi insuficiente para promover uma satisfatória remoção de turbidez e cor aparente, independente do gradiente de velocidade médio adotado, sendo que para o G_{fl} de 25 s^{-1} , foi constatado durante a realização dos ensaios, que os flocos apresentavam-se visivelmente em processo de formação.

Para a velocidade de sedimentação de 3,0 cm/min (Figura 5), o menor resultado observado de turbidez remanescente, 4,24 NTU, foi para o G_{fl} de 40 s^{-1} e T_{fl} de 30 min. Para a velocidade de sedimentação de 1,5 cm/min, o resultado mais satisfatório (4,06 NTU) foi obtido para o T_{fl} de 30 min com G_{fl} de 30 s^{-1} .

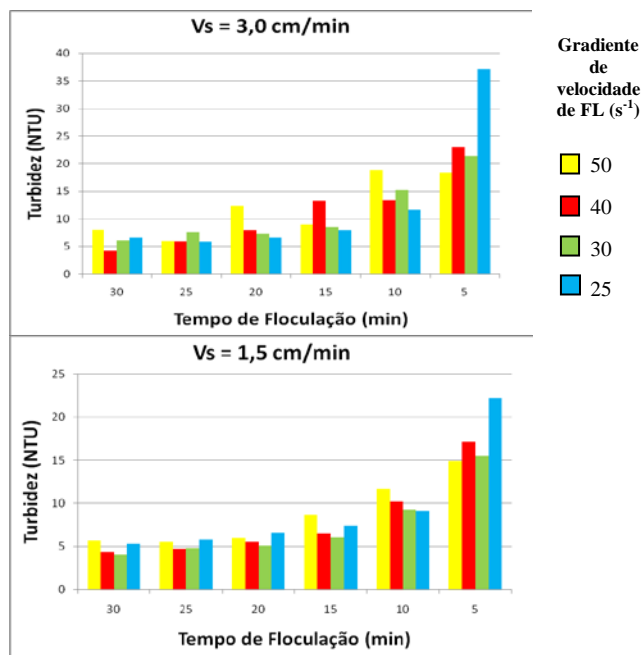


Figura 5: Turbidez remanescente para diferentes tempos e gradientes de velocidade médios de floculação utilizando o sulfato de alumínio.

Na Figura 6, destaca-se com o resultado mais satisfatório (52 uH) para a remoção de cor aparente com V_s de 3,0 cm/min, o G_{fl} de 30 s^{-1} e o T_{fl} de 25 min. Já para a velocidade de sedimentação de 1,5 cm/min, destaca-se com o melhor resultado (36 uH), os parâmetros T_{fl} de 30 min e G_{fl} de 30 s^{-1} .

Assim, os parâmetros de FL selecionados com a utilização do sulfato de alumínio como coagulante foram T_{fl} de 30 min e G_{fl} de 30 s^{-1} .

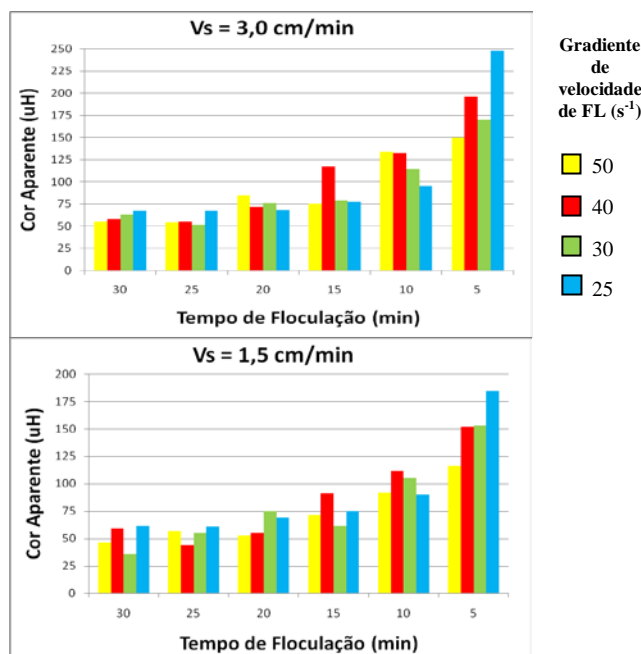


Figura 6: Cor aparente remanescente para diferentes tempos e gradientes de velocidade médios de floculação utilizando o sulfato de alumínio.

Para os ensaios em que foram variados os parâmetros de FL com a utilização do reagente de Fenton (Figuras 7 e 8), observa-se os melhores desempenhos de remoção de turbidez e cor aparente a partir do tempo de floculação de 15 min, exceto para o T_{fl} de 30 min e velocidade de sedimentação de 1,5 cm/min (Figura 7).

Observa-se também nas Figuras 7 e 8, que em geral os melhores resultados de remoção de turbidez e cor aparente estão associados ao gradiente de velocidade de 25 s^{-1} e tempo de agitação de 20 min. Porém, para esse gradiente de velocidade médio (25 s^{-1}) foi observado durante a realização dos ensaios a sedimentação de grande quantidade de flocos durante a floculação, situação esta indesejável em uma ETA, pois implicaria em constantes paralisações da unidade de floculação para limpeza. Sendo assim, para dar continuidade aos ensaios, foram desprezados os melhores resultados associados ao G_{fl} de 25 s^{-1} para escolha dos parâmetros de FL.

Pode-se dizer então (Figuras 7 e 8) que os resultados que apresentam desempenhos mais satisfatórios para a remoção de turbidez e cor aparente, se deram (em geral) com os menores gradientes de velocidade médios, 25 e 30 s^{-1} . Isto pode indicar que para a utilização do reagente de Fenton, nas condições em que foram realizados os ensaios e para a água em estudo, altos gradientes de velocidade estejam associados a piores resultados devido à quebra de flocos, fato este observado tanto na etapa de MR como na etapa de FL.

Para a velocidade de sedimentação de $3,0 \text{ cm/min}$ (Figura 7), o melhor desempenho de remoção de turbidez ($7,22 \text{ NTU}$) se deu para T_{fl} de 30 min e G_{fl} de 30 s^{-1} , enquanto para a velocidade de sedimentação de $1,5 \text{ cm/min}$ estes parâmetros foram o T_{fl} de 25 min com G_{fl} de 30 s^{-1} ($1,84 \text{ NTU}$).

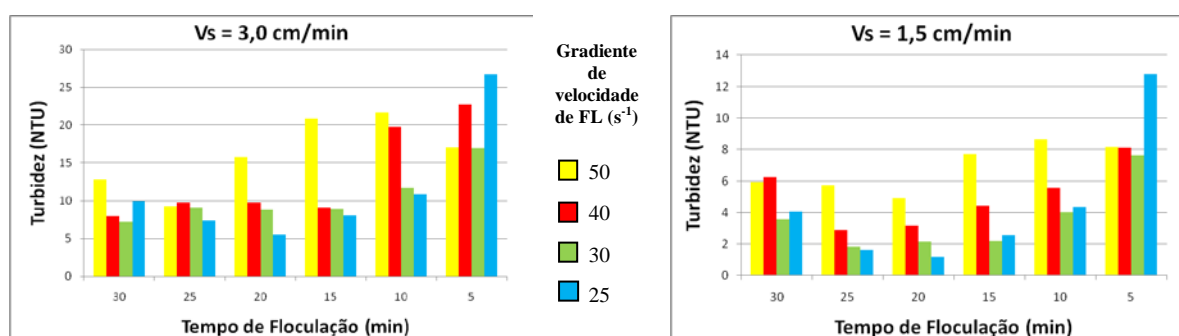


Figura 7: Turbidez remanescente para diferentes tempos e gradientes de velocidade médios de floculação utilizando o reagente de Fenton.

O resultado mais satisfatório de cor aparente remanescente para V_s de $3,0 \text{ cm/min}$ e utilização do reagente de Fenton (Figura 8), 72 uH , está atribuído ao G_{fl} de 30 s^{-1} e T_{fl} de 30 min. Para V_s de $1,5 \text{ cm/min}$, o resultado mais satisfatório (32 uH), se deu com G_{fl} de 30 s^{-1} e T_{fl} de 25 min.

Assim, os parâmetros de FL selecionados para o reagente de Fenton foram G_{fl} de 30 s^{-1} e T_{fl} de 25 min.

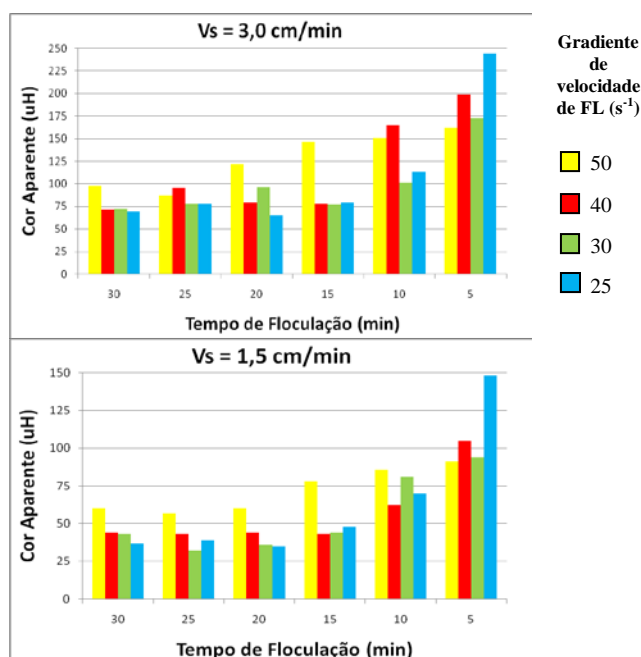


Figura 8: Cor aparente remanescente para diferentes tempos e gradientes de velocidade médios de floculação utilizando o reagente de Fenton.

Mais uma vez outras combinações de $G_{fl} \times T_{fl}$ apresentaram turbidez e cor aparente remanescentes da mesma ordem de grandeza dos parâmetros selecionados, sendo que esta escolha deve passar por uma análise prévia de benefício x custo, além de ser submetida a uma avaliação de acordo com a finalidade em que serão utilizados: construção de uma nova ETA, intervenção em uma ETA existente, dentre outros.

Para se avaliar a influência da velocidade de sedimentação na remoção de turbidez e cor aparente, foram construídos os gráficos apresentados nas Figuras 9 e 10. Conforme esperado, observa-se uma diminuição progressiva da turbidez e cor aparente remanescentes na medida em que se diminuem as velocidades de sedimentação, devido ao maior tempo de detenção da água nos jarros, propiciando assim maiores intervalos de tempo para os flocos sedimentarem, o que na prática corresponde a uma maior taxa de aplicação superficial (TAS) a ser aplicada e, conseqüentemente, em decantadores de maiores dimensões. Por esta razão, procura-se empregar na prática velocidades de sedimentação de até 1,5 cm/min (que corresponde a uma TAS de 21,6 $m^3/m^2.d$).

Observa-se nas Figuras 9 e 10 que o reagente de Fenton foi mais eficiente tanto na remoção de turbidez como cor aparente para a água em questão. Em relação à turbidez (Figura 9), empregando-se o critério de turbidez consistentemente abaixo de 5 NTU na água decantada, com o reagente de Fenton isto seria obtido com velocidade de sedimentação de aproximadamente de 2,0 cm/min, enquanto que com o sulfato de alumínio isto seria obtido com V_s de 1,5 cm/min. Conforme mencionado, isto implica diretamente numa maior dimensão do decantador para o sulfato de alumínio. Para uma mesma V_s (1,5 cm/min), a duração das carreiras de filtração seria maior com o reagente de Fenton, o que propiciaria uma maior produção efetiva com este reagente e, conseqüentemente, em menores custos de operação com relação a este aspecto.

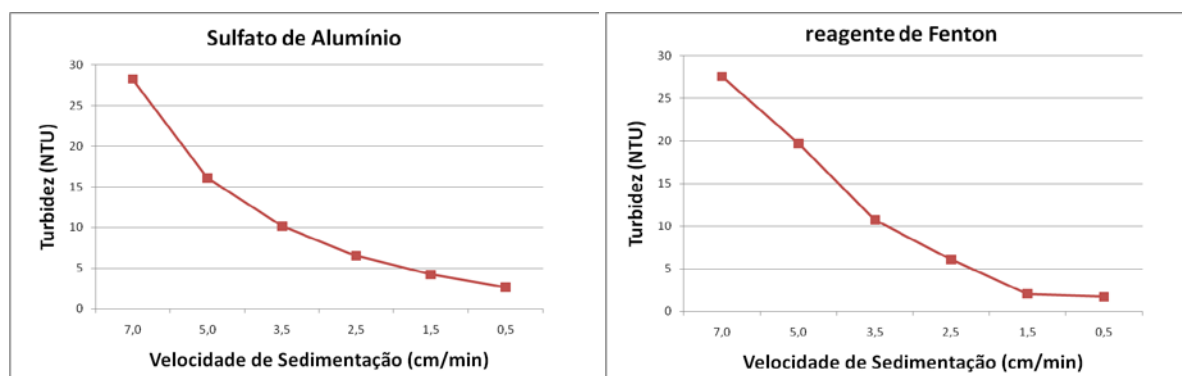


Figura 9: Turbidez remanescente para diferentes velocidades de sedimentação para o sulfato de alumínio e o reagente de Fenton.

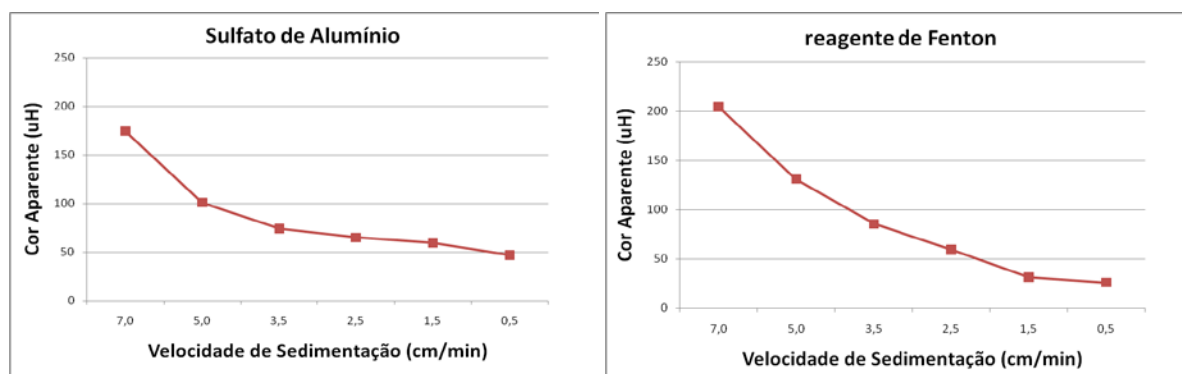


Figura 10: Cor aparente remanescente para diferentes velocidades de sedimentação para o sulfato de alumínio e o reagente de Fenton respectivamente.

CONCLUSÕES

Pode-se concluir, após a análise dos dados obtidos, que a variação dos tempos e gradientes de velocidade médio de mistura rápida e floculação influenciaram de forma significativa nos resultados de remoção de cor aparente e turbidez da água bruta proveniente do Rio Paraíba do Sul, sob as condições adotadas no estudo.

Com a utilização do reagente de Fenton obteve-se a maior remoção de turbidez nas etapas de mistura rápida (2,32 NTU, para G_{mr} de 400 s^{-1} e T_{mr} de 5 s), floculação (1,84 NTU, para G_f de 30 s^{-1} e T_f de 25 min) e decantação. Isto implicaria em uma maior duração das carreiras de filtração com este reagente, o que propiciaria uma maior produção efetiva e, conseqüentemente, em menores custos de operação com relação a este aspecto.

Outro fato que foi observado com a utilização do reagente de Fenton é que os dois maiores gradientes de velocidade testados tanto nas etapas de mistura rápida (1000 e 800 s^{-1}) como de floculação (50 e 40 s^{-1}), foram os que apresentaram em geral os piores resultados nos ensaios tanto para a remoção de turbidez como de cor aparente, sendo assim indícios de que sua utilização seja mais eficiente para gradientes de velocidade mais baixos (para a água em questão). Ou seja, caso a ETA seja mecanizada exigirá equipamentos de menor potência, que consumirão menos energia, o que pode favorecer sua utilização.

Com o reagente de Fenton também seria possível empregar uma maior velocidade de sedimentação em relação ao sulfato de alumínio, o que implicaria em uma maior taxa de aplicação superficial numa instalação real e, como consequência, decantadores de menores dimensões.

Portanto, recomenda-se que para a escolha dos parâmetros de mistura rápida, floculação e decantação devam ser feitos estudos de tratabilidade em laboratório ou em instalação piloto para cada coagulante e para cada tipo de água, pois esses parâmetros influenciaram marcadamente na eficiência de remoção de turbidez e cor aparente.

AGRADECIMENTOS

A primeira autora agradece à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela bolsa de mestrado. Os autores agradecem à Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo (SABESP) e seus funcionários pelo apoio, pelos equipamentos, pelos produtos químicos fornecidos e pelas análises realizadas. Os autores também agradecem à empresa Nova Ética, por ter cedido o equipamento Jar Test e o kit de filtros.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. AMIRTHARAJAH, A.; MILLS, K. M. Rapid-Mix Design for Mechanisms of Alum Coagulation. Journal AWWA, v. 74, n. 4, p.200-216, 1982.
2. ARBOLEDA VALENCIA, J. Teoría y práctica de la purificación del agua. Tercera edición. Colômbia, ACODAL, McGraw-Hill, 793p, 2000.
3. BRITO, S. A. Influência da velocidade de sedimentação na determinação dos coeficientes de agregação e ruptura durante a floculação. Dissertação de Mestrado. Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 189p, 1998.
4. DE JULIO, M.; DI BERNARDO, L.; NEVES, E. F. A. Remoção de substância húmicas de água por meio do reagente de Fenton e da flotação por ar dissolvido. 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Anais. Campo Grande, MS, 2005.
5. DE JULIO, M.; FIORAVANTE, D. A.; SELHORST FILHO, O.; DE JULIO, T. S.; OROSKI, F. I. Estudos de tratabilidade da água bruta afluyente à ETA Pitangui de Ponta Grossa/PR, empregando o sulfato de alumínio, PAC, sulfato férrico e Fenton. XXXII CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. Anais. Punta Cana, República Dominicana, 2010.
6. DE JULIO, M.; NEVES, E. F. A.; TROFINO, J. C.; DI BERNARDO, L. Emprego do reagente de fenton como agente coagulante na remoção de substâncias húmicas de água por meio da flotação por ar dissolvido e filtração. Eng. Sanit. Ambient, v. 11, n. 3, p.260-268, 2006.
7. DI BERNARDO, L.; BOTARI, A; NICIURA, C. L.; SANTOS, D. C. G.; SOUZA, F. G.C.; PAZ, L. P. S.; CUNHA, M. C.; SANTOS, P. I. A. Parâmetros de projeto de unidades de floculação de estações de

- tratamento de água a partir de ensaios em equipamentos de jarrest. 22º CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. Anais. Joinville, SC, Brasil, 2003.
8. DI BERNARDO, L.; DI BERNARDO, A.; CENTURIONE FILHO, P. L. Ensaios de tratabilidade de água e dos resíduos gerados em estações de tratamento de água. São Carlos. RiMA. 237p, 2002.
 9. DI BERNARDO, L.; DANTAS, A. D. B. Métodos e técnicas de tratamento de água. São Carlos, RiMA. 2ed., 2v, 1565p, 2005.
 10. DI BERNARDO, L.; MOREIRA, A. M. R.; PÁDUA, V. L. Metodologia para a realização de ensaios de floculação em reatores estáticos. XXVI CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. Anais. Lima, Perú, 1998.
 11. EATON, A.D.; CLESCERI, L.S.; RICE, E.W.; GREENBERG, A.E. (ed.). Standard methods for the examination of water and wastewater. 21ª ed. American Public Health Association, American Water Works Association, Water Pollution Control Federation, 1368p, 2005.
 12. EDZWALD, J.K. (ed.) Water quality & treatment – A handbook on drinking water. American Water Works Association and McGraw-Hill, Inc., 6th ed. USA, 1429p, 2011.
 13. MATSUMOTO, T.; CESCO, D.D. Os efeitos da pré-oxidação da água bruta em ETA de pequeno porte na produção de águas de abastecimento. XXX CONGRESO INTERAMERICANO DE INGENIERÍA SANITARIA Y AMBIENTAL, AIDIS. Anais. Punta Del Este, Uruguai, 2006.
 14. MENDES, C.G. da N. Estudo da coagulação e floculação de águas sintéticas e naturais com turbidez e cor variáveis. Tese de Doutorado. Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2v, 244p, 1989.
 15. MINISTÉRIO DA SAÚDE. Portaria nº 518 de 25 de Março de 2004.
 16. PIRI, I.; HOMAYOONNEZHAD, I.; AMIRIAN, P. Investigation on optimization of conventional drinking water treatment plant. 2ND INTERNATIONAL CONFERENCE ON CHEMICAL, BIOLOGICAL AND ENVIRONMENTAL ENGINEERING. Anais. Cairo, Egito, 2010.
 17. QASIM, S. R.; MOTLEY, E. M.; ZHU, G. Water works engineering: planning, design & operation. Prentice Hall PTR, 844p, 2000.