

REMOÇÃO DE CIANOBACTÉRIAS E SAXITOXINAS DE ÁGUA DE MANANCIAL BRASILEIRO EUTROFIZADO

Marcelo De Julio

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 - São Paulo - Brasil
dejulio@ita.br

Diego Augusto Fioravante, Osmar Selhorst Filho

Acadêmico do Curso de Engenharia Civil
Universidade Estadual de Ponta Grossa (UEPG)

Fabiano Icker Oroski

Coordenador Industrial da Unidade Regional Ponta Grossa da Companhia de Saneamento do Paraná (SANEPAR)

Nigel J.D. Graham

Departamento de Engenharia Civil e Ambiental do Imperial College London

Resumo: Com a degradação dos mananciais, os responsáveis pela operação de estações de tratamento de água (ETA) estão encontrando inúmeros problemas na rotina operacional. Assim, precisam adequar os processos e operações de tratamento em função da atual realidade, a qual não mais condiz com a qualidade da água para qual a ETA foi construída. Neste contexto, este trabalho teve como objetivo avaliar a remoção de cianobactérias e saxitoxinas através da construção dos diagramas de coagulação para o sulfato de alumínio, cloreto de polialumínio (PAC), cloreto férrico e Reagente de Fenton. A água de estudo foi proveniente de manancial eutrofizado, coletada na calha Parshall da ETA do município de Ponta Grossa, Brasil. Após a seleção do par de valores dosagem de coagulante x pH de coagulação (jartest) para cada coagulante, foram realizados ensaios de filtração em areia após a decantação para seleção das dosagens de polímero catiônico e carvão ativado em pó mais apropriadas para cada coagulante. Obteve-se total remoção de células de cianobactérias (exceto para PAC), concentração de saxitoxinas abaixo do estabelecido pelo padrão de potabilidade brasileiro - $\leq 3\mu\text{ g/L}$ - (exceto para sulfato de alumínio) e valores de turbidez e cor aparente abaixo de 1,0 NTU e 15,0 uH, respectivamente.

INTRODUÇÃO

A qualidade e a quantidade da água bruta de um manancial dependem da forma com que acontece o uso e a ocupação da bacia hidrográfica. As atividades humanas geram impactos nos ecossistemas aquáticos e como consequência aceleram os processos de eutrofização (Bof, 2007).

A eutrofização artificial provoca um enriquecimento dos ecossistemas aquáticos através de um aumento das concentrações de nutrientes, principalmente nitratos e fosfatos, que resulta num incremento dos processos naturais da produção biológica em rios, lagos e reservatórios. Segundo Funasa (2003) as principais fontes desse enri-

quecimento têm sido identificadas como sendo as descargas de esgotos domésticos e industriais dos centros urbanos e das regiões agricultáveis.

De acordo com Bittencourt-Oliveira e Molica (2003), um dos eventos ocorrentes nos ecossistemas aquáticos mais comumente associados ao aumento da concentração de nutrientes são as florações ou "blooms". Estes eventos se caracterizam pelo intenso crescimento algal com predomínio de poucas ou mesmo de apenas uma espécie, principalmente cianobactérias (Cyanophyceae), na superfície da água, formando uma densa camada de células, com consequências relacionadas ao aumento do custo de tratamento da água de abastecimento e

prejuízos à saúde.

O florescimento algal em um manancial usado para abastecimento pode alterar a qualidade da água tratada e causar problemas operacionais em várias etapas de tratamento, como por exemplo, queda de eficiência da operação de decantação, redução na duração das carreiras de filtração e conseqüente aumento no consumo da água de lavagem dos filtros, diminuindo a produção efetiva da estação de tratamento de água (ETA). Todos esses problemas elevam o custo de produção da água e aumentam a necessidade de monitoramento da qualidade da água com maior frequência e em mais pontos do sistema (Di Bernardo, 1995).

Além disso, alguns gêneros de cianobactérias possuem espécies ou cepas potencialmente produtoras de toxinas, sendo *Anabaena*, *Microcystis*, *Cylindrospermopsis*, *Synechocystis*, *Aphanizomenum*, *Lingbya*, *Oscillatoria*, *Phormidium* e *Schizothrix*, as principais (Funasa, 2003). As intoxicações humanas por toxinas de cianobactérias podem ocasionar problemas hepáticos (hepatotoxinas), neurológicos (neurotoxinas), dermatites (dermatotoxinas), reações citotóxicas (citotoxinas) e irritações ao contato (endotoxinas) (Chorus & Bartram, 1999).

As neurotoxinas (anatoxina-a, homoanatoxina-a, anatoxina-a(s), saxitoxina e neosaxitoxina) atuam no sistema nervoso central, funcionando como bloqueadores musculares, provocando dessa forma, a morte por parada respiratória; já as hepatotoxinas, que incluem as microcistinas, nodularinas e cilindrospermopsinas, produzem sintomas como fraqueza, palidez, extremidades frias, respiração ofegante, vômito e diarreia; podem também, ocasionar morte por parada respiratória, hemorragia hepática, além de promover, em alguns casos, o aparecimento de tumores (Carmichael, 1994; Watanabe *et al.*, 1996; Azevedo, 1998; Porfírio *et al.*, 1999; Codd, 2000; Silva, 2005).

Na água de estudo do presente trabalho, a toxina produzida pela cianobactéria predominante (*Cylindrospermopsis*, ordem Nostocales) é a saxitoxina (STX), de acordo com análises prévias realizadas pela Companhia de Saneamento do Paraná (SANEPAR). Esta constatação vai de encontro com o relatado por Bittencourt-Oliveira e Molica (2003), que mencionam que as cepas brasileiras de *Cylindrospermopsis* isoladas de diferentes regiões do país demonstraram produzir saxitoxinas.

A maior rota de exposição do homem às cianotoxinas é a ingestão de água (WHO, 2006). Com

isso, o tratamento da água com elevada concentração de cianobactérias, quando realizado sem critérios, pode não ser eficiente na remoção dessas toxinas ou até mesmo promover a lise das cianobactérias propiciando a liberação das toxinas na água. De acordo com Lambert *et al.* (1994) há evidências que populações abastecidas por mananciais que apresentam extensas florações podem estar expostas a baixos níveis de toxinas por longo período.

Assim, o tratamento de água para consumo humano contendo cianobactérias requer cuidados especiais. O uso de agentes oxidantes, ao mesmo tempo em que melhora o tratamento facilitando a remoção de células de cianobactérias, promove a lise celular a qual pode causar a liberação de toxinas na água. Diante disto, a remoção de células intactas de cianobactérias é uma importante técnica que precisa ser sempre considerada.

Neste contexto, o presente trabalho teve como objetivo avaliar a remoção de células intactas de cianobactérias da água proveniente de um manancial brasileiro eutrofizado usando os diagramas de coagulação como uma ferramenta para a seleção do par de valores "dosagem de coagulante versus pH de coagulação" para quatro coagulantes, dois a base de alumínio, sulfato de alumínio e cloreto de polialumínio (PAC), e dois a base de ferro, cloreto férrico e Reagente de Fenton. Também foram estudadas diferentes dosagens de polímero sintético catiônico e carvão ativado em pó (CAP).

MATERIAL E MÉTODOS

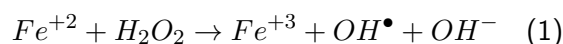
Os ensaios experimentais foram realizados no equipamento Jartest (Nova Ética, modelo LDB), que consiste numa unidade em escala de laboratório que trabalha em batelada, no qual são realizados os processos e operações de mistura rápida, floculação, decantação e filtração, sendo a metodologia para a execução dos ensaios descrita em Di Bernardo *et al.* (2002). A água utilizada nos ensaios foi proveniente do Rio Pitangui (a captação da SANEPAR situa-se à jusante da Represa dos Alagados, a qual se encontra eutrofizada), coletada nas dependências da ETA da SANEPAR no município de Ponta Grossa, Estado do Paraná, Brasil, antes da calha Parshall e antes da adição de qualquer produto químico. A água de estudo foi coletada em 19/01/2009 e armazenada em uma caixa de água com tampa numa dependência fechada e ventilada da estação, não sendo exposta ao sol e em temperatura ambiente (16°C a 22°C).

Todos os ensaios foram realizados com a temperatura da água de $20 \pm 1^\circ\text{C}$. A análise qualitativa das populações de cianobactérias (identificação) foi realizada em microscópio óptico binocular (NIKON, eclipse TS100). A análise quantitativa foi feita pelo método de Utermöhl e a concentração foi calculada em número de células (cels/mL). A análise de saxitoxinas foi feita por HPLC (Cromatografia líquida de alta eficiência), segundo método de Oshima (1995) (pós-coluna em reator Pickering), detecção por fluorescência (limite de detecção de $1 \mu\text{g/L}$). As demais análises e determinações, assim como a caracterização da água de estudo, foram feitas nos laboratórios da SANEPAR de acordo com o *Standard Methods For The Examination Of Water And Wastewater* (2005).

Para se variar o pH de coagulação foi empregado agente alcalinizante (hidróxido de sódio 0,1 N) ou acidificante (ácido clorídrico 0,1 N). Os coagulantes empregados foram o sulfato de alumínio (7,58% de Al_2O_3) e o PAC (11,17% de Al_2O_3) (ambos líquidos e os mesmos utilizados pela SANEPAR, soluções à 4g/L), cloreto férrico (39,1% de FeCl_3 , líquido, fornecido pela indústria Produtos Químicos Guaçu, solução à 4g/L) e para o reagente de Fenton foram empregados o sulfato ferroso (P.A. – A.C.S. da marca *J.T. Baker*, solução à 4g/L) e uma solução 0,1 de peróxido de hidrogênio (P.A. – A.C.S. da marca *Synthy*).

Para o emprego do reagente de Fenton como agente coagulante foi seguida metodologia definida por De Julio (2005) e De Julio *et al.* (2005): dosou-se primeiramente o ácido clorídrico, e aguardou-se 30 s para estabilização do pH; depois deste tempo dosou-se $\text{FeSO}_4 \times 7\text{H}_2\text{O}$ seguido do H_2O , sendo que logo após a adição destes produtos químicos foi coletada uma amostra para a leitura do pH da etapa oxidativa; tempo de oxidação de 1 minuto e 30 segundos, sendo este tempo contado à partir da adição do sulfato ferroso, seguido do peróxido de hidrogênio (o gradiente de velocidade médio desta etapa é o mesmo da mistura rápida), até imediatamente antes de se adicionar o agente alcalinizante, quando então começou-se a contar o tempo de mistura rápida, sendo que logo após a adição do agente alcalinizante foi coletada outra amostra para a leitura do pH de coagulação; e dosagem de peróxido de hidrogênio igual a três vezes o requerido na estequiometria (3E) da reação do reagente de Fenton (Eq.(1)), sendo esta relação usada para todas as dosagens de sulfato ferroso testadas. Exemplificando, sabe-se que 1 mol de $\text{FeSO}_4 \times 7\text{H}_2\text{O}$ possui massa de $278,02 \text{ g}$,

correspondendo a uma massa de Fe^{+2} de $55,85 \text{ g}$. De acordo com a Eq.(1), tem-se que 1 mol de Fe^{+2} reage com 1 mol de H_2O (sendo a relação de $34,01/55,85$). Sendo assim, uma dosagem de 60 mg/L de $\text{FeSO}_4 \times 7\text{H}_2\text{O}$ corresponde a $12,05 \text{ mg/L}$ Fe^{+2} ($60 \times 55,85/278,02$), cuja estequiometria estabelece uma dosagem de $7,34 \text{ mg/L}$ de H_2O ($12,05 \times 34,01/55,85$). Para uma dosagem de 3E, tem-se $22,02 \text{ mg/L}$ de H_2O ($3 \times 7,34$).



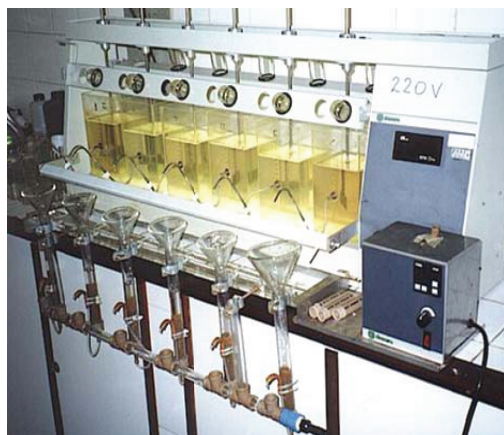
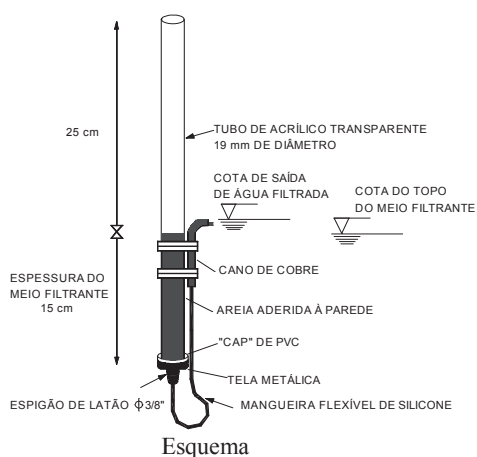
Os parâmetros da mistura rápida, floculação e decantação empregados nos ensaios para a construção dos diagramas de coagulação foram fixados conforme a Tabela 1.

Parâmetro	Valor
Tempo de mistura rápida (T_{mr})	10 s
Gradiente médio de mistura rápida (Gmr)	600 s-1
Tempo de floculação (T_{fl})	20 min
Gradiente médio de floculação (G_{fl})	20 s-1
Velocidades de sedimentação (V_s)	$V_{s1} = 1,8 \text{ m/h}$
	$V_{s2} = 0,9 \text{ m/h}$
	$V_{s3} = 0,3 \text{ m/h}$

Tabla 1. Parâmetros físicos adotados para a construção dos diagramas de coagulação

Durante a realização dos ensaios foram medidos os parâmetros pH de coagulação e turbidez remanescente; para o reagente de Fenton foi medido também o pH de oxidação. Para a leitura da turbidez e do pH foram utilizados, respectivamente, os equipamentos 2100P Turbidimeter (Hach) e pHmetro modelo APA-200 (Meter). Todas as leituras de pH foram realizadas com agitação, para isso foi utilizado o equipamento Agitador Magnético Mini (Quimis).

Os diagramas de coagulação foram construídos (Di Bernardo e Dantas, 2005) para as três velocidades de sedimentação apresentadas na Tabela 1 e para os dois coagulantes em estudo. As curvas nos diagramas foram construídas como conjuntos, onde as linhas delimitam a região dos pares de dosagem de coagulante x pH de coagulação que possuem turbidez menor ou igual a indicada pela curva. De posse dos diagramas de coagulação, foram selecionados um ponto nos diagramas de cada coagulante, correspondendo cada um, a uma dosagem do respectivo coagulante e seu pH de coagulação.



Figura

Figura 1. Filtro de Laboratório de Areia e equipamento *Jartest*. Fonte: Di Bernardo *et al.*, (2002)

Os diagramas foram construídos apenas para a turbidez por ser este um parâmetro de rápida medição, em contraste com as análises quantitativas de cianobactérias (contagem de células). A turbidez é uma característica da água devida à presença de partículas sólidas em suspensão (silte, argila, sílica, colóides), matéria orgânica e inorgânica finamente divididas, organismos microscópicos e algas, sendo a remoção desta última o principal objetivo deste trabalho. A turbidez é uma medida indireta destas impurezas (AWWA, 1999).

Nos diagramas de coagulação a notação PS significa ponto selecionado.

Após isso foram realizados ensaios onde a água decantada foi filtrada em areia (escala de bancada) para a escolha da dosagem de polímero sintético catiônico em emulsão (Magnafloc LT225, Gross 25, 10 KGS, polyacrylamide, mesmo empregado na ETA da SANEPAR em Ponta Grossa) em função da remoção de turbidez e cianobactérias. Na seqüência, realizaram-se ensaios para a escolha da dosagem de carvão ativado em pó – CAP (Brascarbo, tipo K-800 Umectado, também o mesmo empregado na ETA) em função da remoção de turbidez e cianobactérias.

Foram preparadas soluções de polímero e CAP com concentração de 0,5 g/L e 5 g/L, respectivamente. O polímero foi dosado logo após ter decorrido metade do tempo da floculação (da mesma forma que é feito na ETA da SANEPAR) e o CAP 15 min antes da adição do coagulante, em uma rotação de 100 rpm ($G = 125s^{-1}$).

Então, por fim, com o par de valores “dosagem de coagulante × pH de coagulação” e as dosagens de polímero e CAP selecionadas,

foi realizado um ensaio para a determinação de turbidez, pH, cor aparente (espectrofotômetro DR 910 da Hach), concentração de alumínio (método espectrofotométrico com kit da Hach) e ferro (método fenantrolina), contagem de algas e a determinação de saxitoxinas na água filtrada para cada coagulante estudado. Para os ensaios de filtração empregou-se um kit de FLA (Filtro de Laboratório de Areia) que possui diâmetro interno de 19 mm e meio filtrante constituído de areia, com 15 cm de espessura (Figura 1). O tamanho efetivo da areia foi de 0,45 mm, tamanho mínimo e máximo de, respectivamente, 0,33 e 1,37 mm e coeficiente de desuniformidade de 1,60; a vazão média de filtração foi de 16 mL/min (correspondente a uma taxa média de filtração de 80 m³/m².d) e a coleta se deu para o tempo médio de filtração de 20 min depois do tempo de decantação correspondente à velocidade de sedimentação de 0,9 m/h. A filtração durante 20 min se faz necessária para que ocorra a renovação da água dentro dos filtros, pois a água de lavagem (retrolavagem) se faz com água de torneira.

As análises de STX foram realizadas apenas nos ensaios finais em função de seu custo.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Durante a realização dos ensaios, a água de estudo apresentou as seguintes características: pH = 7,28±0,16; cor aparente = 166±26 uH; turbidez = 9,58±0,68 NTU. A água de estudo também foi caracterizada logo após sua coleta pelos laboratórios da SANEPAR em Curitiba, sendo obtidos: < 0,025 mg/L de alumínio, 0,485 mg/L de ferro, 54 mg/L de sólidos dissolvidos

totais, 16 mg/L de sólidos suspensos totais na amostra, correspondendo a 70 mg/L de sólidos totais, 2.019 cels/mL de *Aphanizomenon* sp, 633 cels/mL de *Merismopedia* sp, 1.306 cels/mL de *Oscillatoriales* sp, 141.371 cels/mL de cianobactérias da ordem Nostocales (sendo destas 87.793 cels/mL de *Cylindrospermopsis* sp), proporcionando um total de 145.329 cels/mL de Cianobactérias. Também foi encontrada na água bruta 2 µg/L de STX equivalentes.

Analisando as Figuras 2, 3 e 4 observa-se que para o PAC os melhores resultados foram obtidos a partir de uma dosagem de 55 mg/L do produto comercial (Figura 4) em uma faixa de

valores de pH de coagulação entre 5,7 e 8,9, caracterizando o mecanismo de coagulação da varredura, indicado para o tratamento em ciclo completo ou convencional (esta é a tecnologia de tratamento empregada na ETA de Ponta Grossa/PR/Brasil). Uma outra região nestes diagramas com dosagens de PAC e valores do pH de coagulação mais baixos também conduziu a resultados satisfatórios, correspondendo ao mecanismo de coagulação de adsorção e neutralização de cargas, indicado para as tecnologias de filtração direta, estando estes resultados de acordo com o descrito por Amirtharajah e Mills (1982).

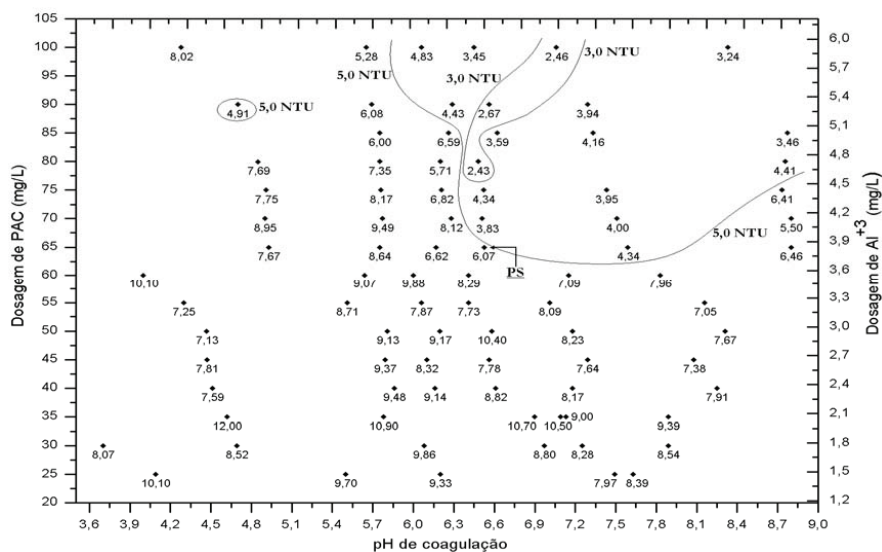


Figura 2. Diagrama de coagulação contendo as curvas de mesma turbidez remanescente (NTU) em função da dosagem de PAC × pH de coagulação para a água decantada com velocidade de sedimentação de 1,8 m/h. PS: Ponto Selecionado

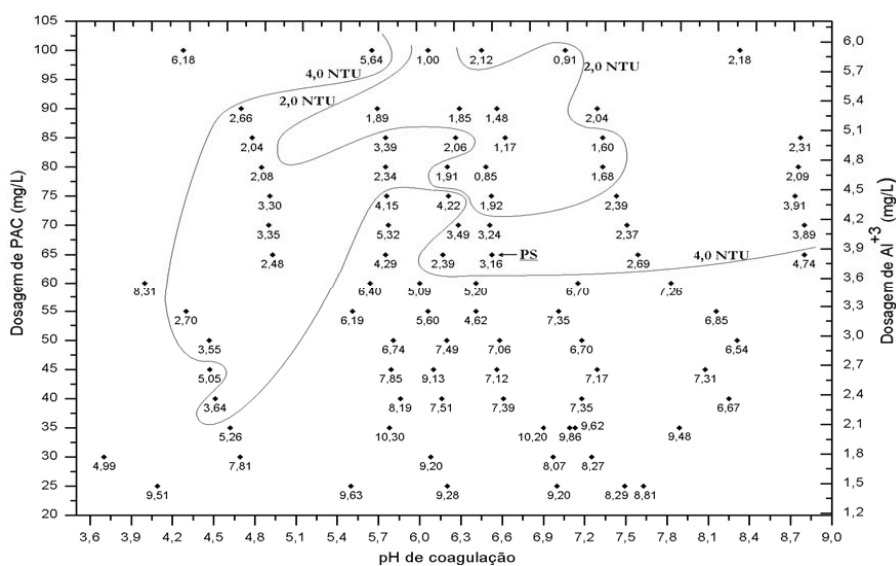


Figura 3. Diagrama de coagulação contendo as curvas de mesma turbidez remanescente (NTU) em função da dosagem de PAC × pH de coagulação para a água decantada com velocidade de sedimentação de 0,9 m/h

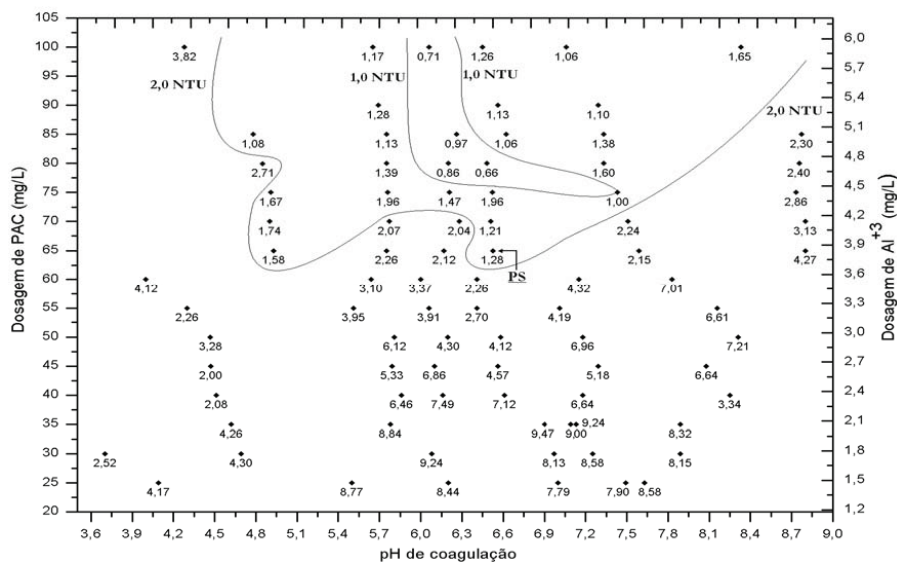


Figura 4. Diagrama de coagulação contendo as curvas de mesma turbidez remanescente (NTU) em função da dosagem de PAC \times pH de coagulação para a água decantada com velocidade de sedimentação de 0,3 m/h

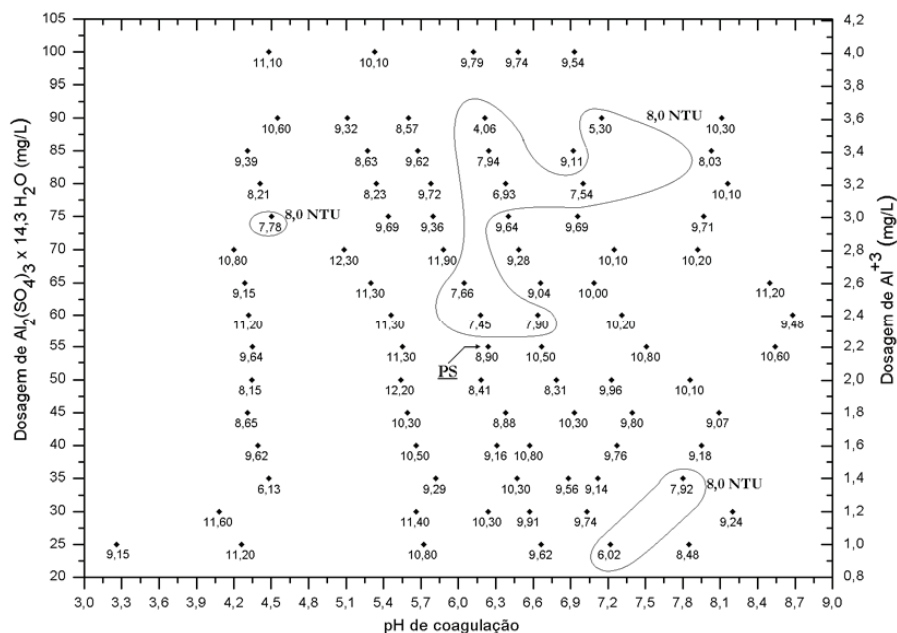


Figura 5. Diagrama de coagulação contendo as curvas de mesma turbidez remanescente (NTU) em função da dosagem de sulfato de alumínio \times pH de coagulação para a água decantada com velocidade de sedimentação de 1,8 m/h

Observando as Figuras 5, 6 e 7 verifica-se que para o sulfato de alumínio os melhores resultados foram obtidos a partir de uma dosagem de 45 mg/L do produto comercial (Figura 7) em uma faixa de valores de pH de coagulação entre 5,1 e 7,2, uma faixa mais estreita em relação à verificada para o PAC. Nesta faixa de pH e dosagem mencionada o mecanismo de coagulação

predominante é o da varredura. Assim como observado para o PAC, nos diagramas de coagulação para o sulfato de alumínio também se constata outra região com dosagens de coagulante e valores do pH de coagulação mais baixos que conduziu a resultados satisfatórios, correspondendo ao mecanismo de coagulação de adsorção e neutralização de cargas.

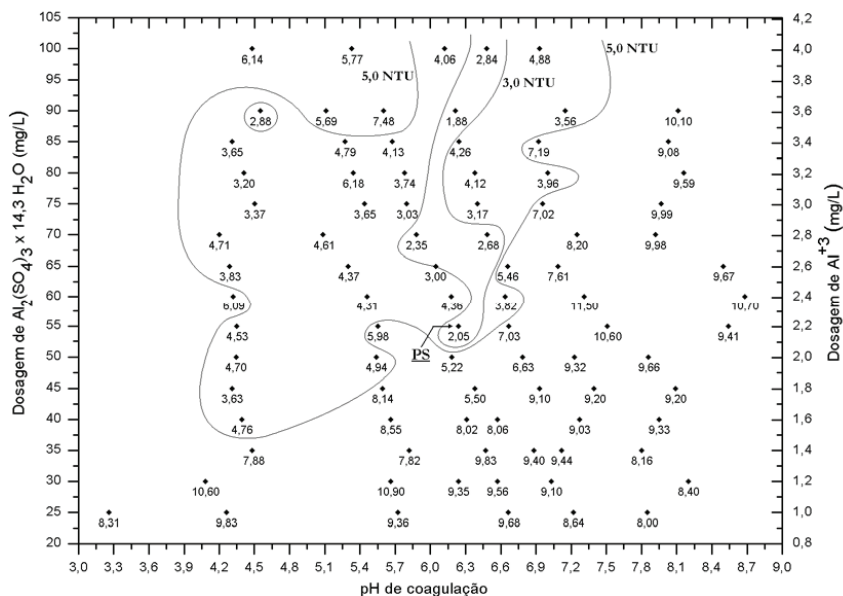


Figura 6. Diagrama de coagulação contendo as curvas de mesma turbidez remanescente (NTU) em função da dosagem de sulfato de alumínio × pH de coagulação para a água decantada com velocidade de sedimentação de 0,9 m/h

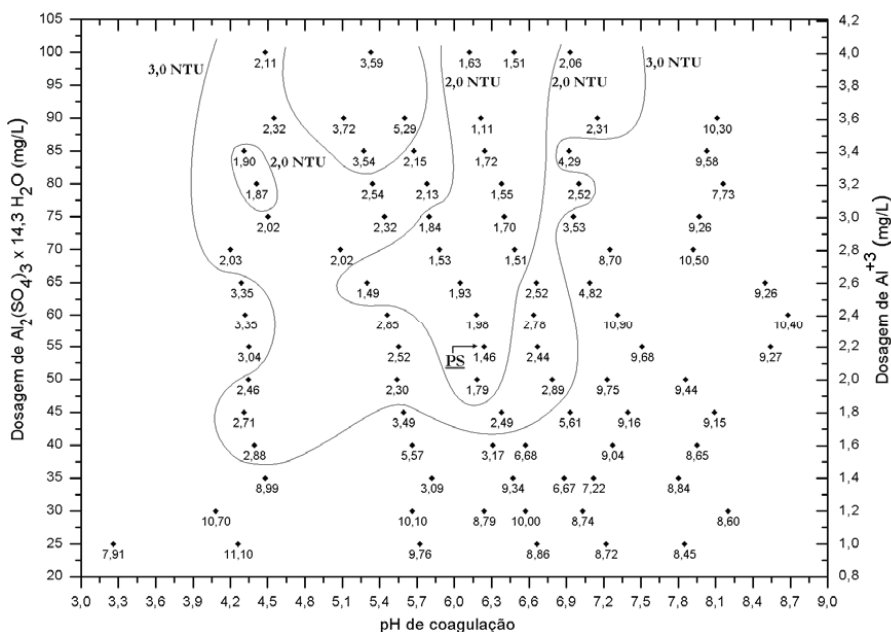


Figura 7. Diagrama de coagulação contendo as curvas de mesma turbidez remanescente (NTU) em função da dosagem de sulfato de alumínio × pH de coagulação para a água decantada com velocidade de sedimentação de 0,3 m/h

Comparando-se os diagramas de coagulação do PAC com os do sulfato de alumínio (para a água em estudo), observa-se que para o PAC as regiões contidas pelas curvas de menor turbidez remanescente apresentaram uma ampla faixa de valores de pH de coagulação. Também se observa que com o PAC obteve-se uma maior remoção de turbidez para a velocidade de sedi-

mentação mais alta estudada (1,8 m/h), revelando que este coagulante poderia proporcionar decantadores de menores dimensões. Para as outras velocidades de sedimentação estudadas (0,9 e 0,3 m/h) também se constata menores valores de turbidez na água decantada com o PAC, dando indícios que com este coagulante a duração das carreiras de filtração tenderia a

ser maior. Em contrapartida, com o sulfato de alumínio se atingiu baixos valores de turbidez remanescente com dosagens menores de Al^{+3} que o verificado com o PAC, podendo proporcionar um menor custo na produção de água tratada.

Analisando as Figuras 8, 9 e 10 observa-se que para o cloreto férrico os melhores resultados foram obtidos a partir de uma dosagem de 35 mg/L do produto comercial (Figura 10). Os melhores resultados se encontraram em uma faixa

de valores de pH de coagulação entre 5,1 e 7,6, uma faixa de valores parecida com a verificada para o sulfato de alumínio. Nesta faixa de pH o mecanismo de coagulação predominante é o da varredura. O cloreto férrico também apresentou uma região nos diagramas com dosagens de coagulante e valores do pH de coagulação mais baixos que conduziu a resultados satisfatórios, correspondendo ao mecanismo de coagulação de adsorção e neutralização de cargas.

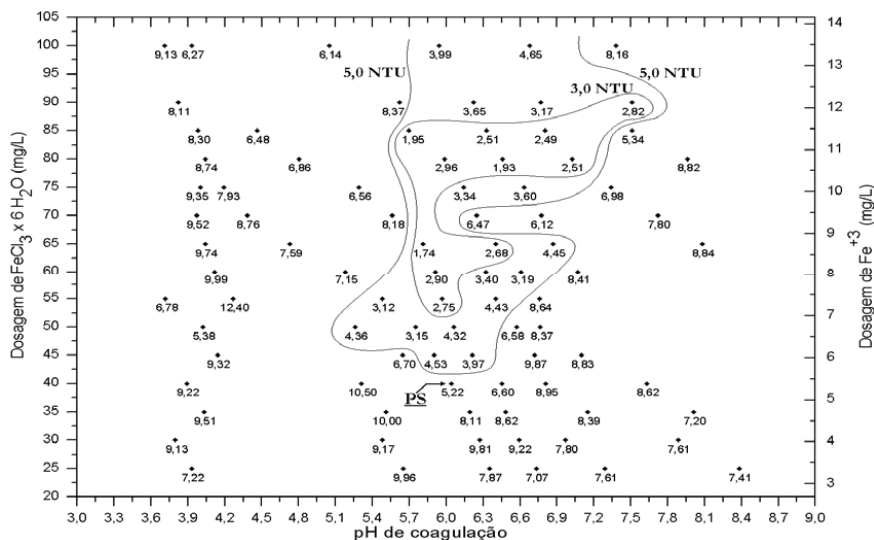


Figura 8. Diagrama de coagulação contendo as curvas de mesma turbidez remanescente (NTU) em função da dosagem de cloreto férrico \times pH de coagulação para a água decantada com velocidade de sedimentação de 1,8 m/h

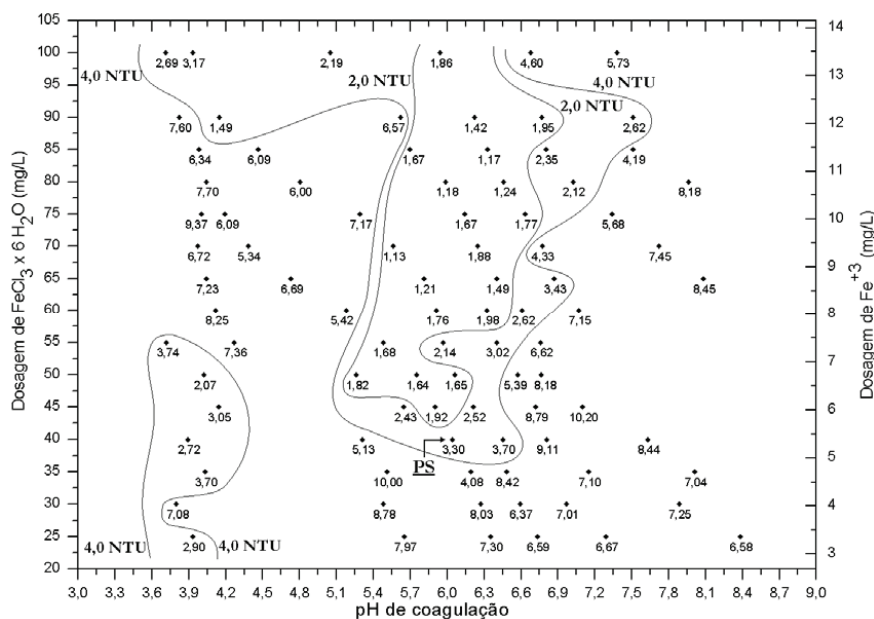


Figura 9. Diagrama de coagulação contendo as curvas de mesma turbidez remanescente (NTU) em função da dosagem de cloreto férrico \times pH de coagulação para a água decantada com velocidade de sedimentação de 0,9 m/h

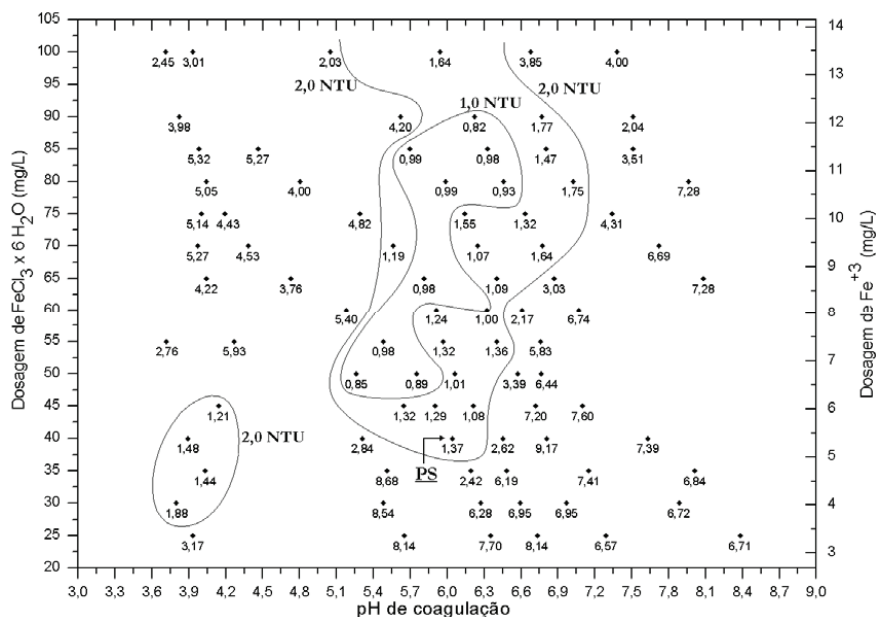


Figura 10. Diagrama de coagulação contendo as curvas de mesma turbidez remanescente (NTU) em função da dosagem de cloreto férrico × pH de coagulação para a água decantada com velocidade de sedimentação de 0,3 m/h

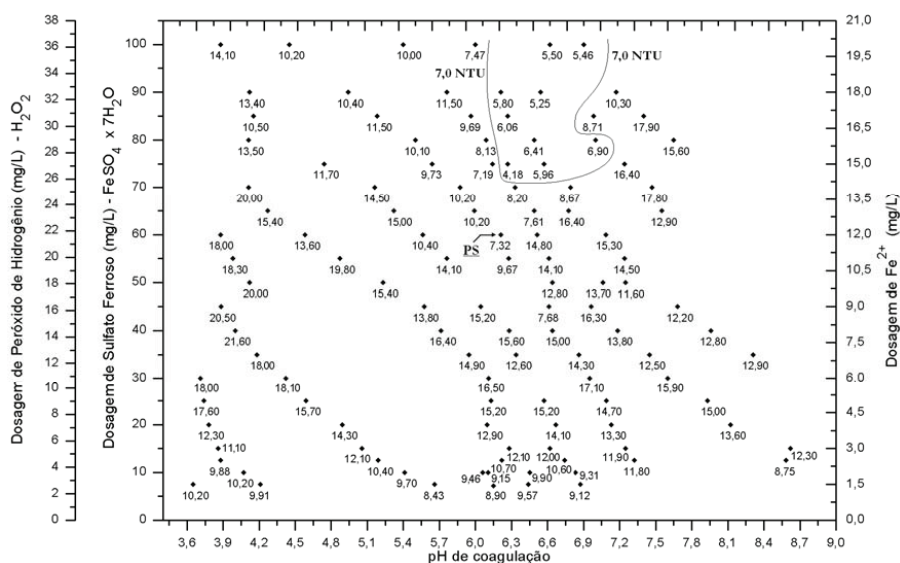


Figura 11. Diagrama de coagulação contendo as curvas de mesma turbidez remanescente (NTU) em função da dosagem de Reagente de Fenton × pH de coagulação para a água decantada com velocidade de sedimentação de 1,8 m/h

Observando as Figuras 11, 12 e 13 verifica-se que para o Reagente de Fenton os melhores resultados foram obtidos a partir de uma dosagem de 45 mg/L do produto comercial (Figura 13). Estes se encontraram em uma faixa de valores de pH de coagulação entre 4,8 e 7,0, faixa esta com valores de pH ligeiramente inferiores do que o verificado para os demais coagulantes estudados. Nessa faixa de pH o mecanismo de coagulação predominante é o da varredura.

Também se pode constar que à medida que se aumenta o valor de pH da faixa citada anteriormente, há uma significativa piora na turbidez remanescente. O Reagente de Fenton, assim como os demais coagulantes testados, também apresentou algumas dosagens de coagulante e valores de pH de coagulação mais baixos com resultados satisfatórios, correspondendo ao mecanismo de coagulação de adsorção e neutralização de cargas.

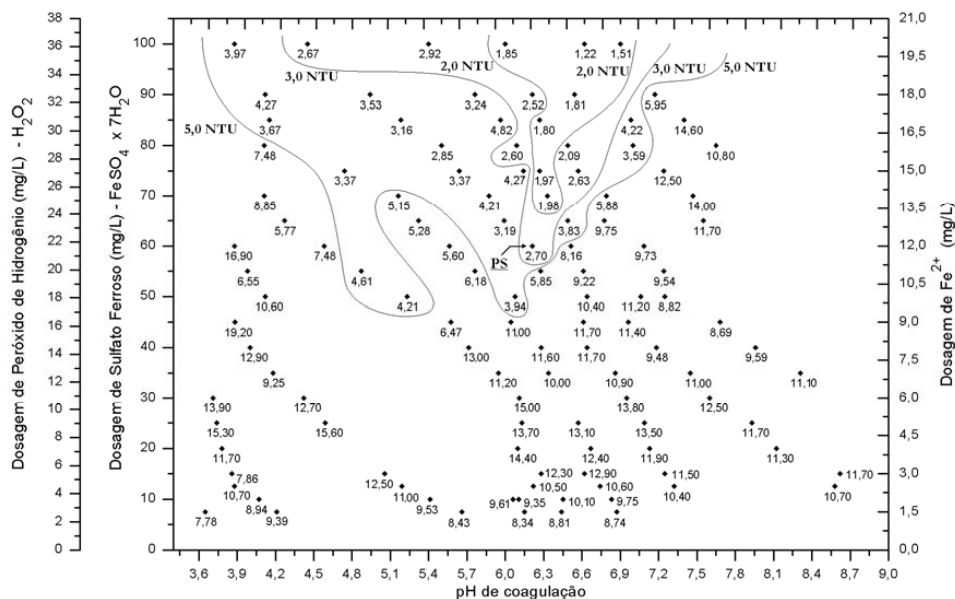


Figura 12. Diagrama de coagulação contendo as curvas de mesma turbidez remanescente (NTU) em função da dosagem de Reagente de Fenton \times pH de coagulação para a água decantada com velocidade de sedimentação de 0,9 m/h

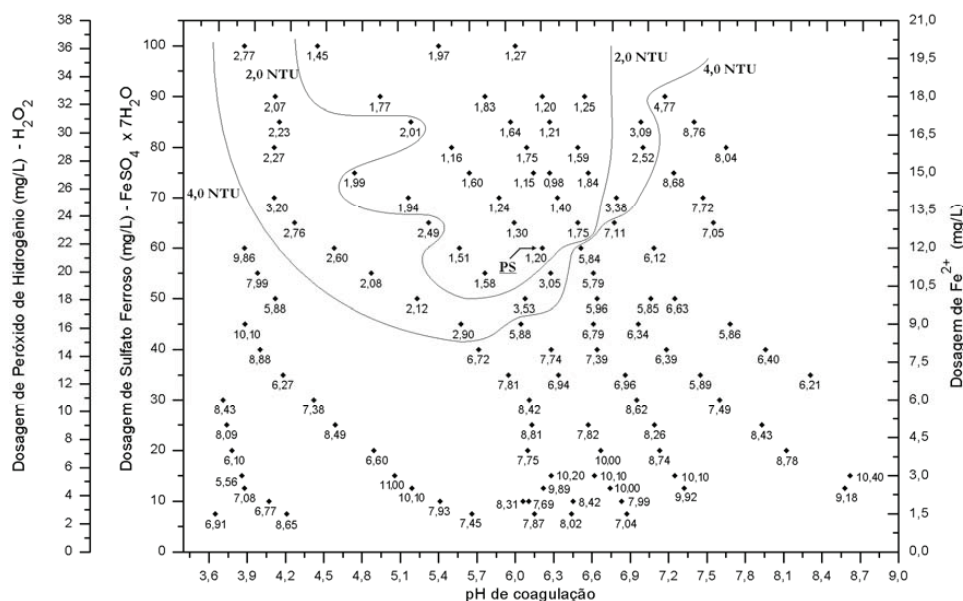


Figura 13. Diagrama de coagulação contendo as curvas de mesma turbidez remanescente (NTU) em função da dosagem de Reagente de Fenton \times pH de coagulação para a água decantada com velocidade de sedimentação de 0,3 m/h

Conforme esperado, observa-se nos diagramas de coagulação para os quatro coagulantes estudados, que na medida em que se diminuiu a velocidade de sedimentação, a turbidez remanescente também diminuiu e a área delimitada pelas curvas de mesma eficiência aumentou.

Comparando-se os diagramas dos coagulantes a base de ferro, observa-se que para o cloreto

férrico obteve-se uma faixa de valores de pH de coagulação mais condizente com uma aplicação em escala real (mais próximo a neutralidade). Também se observa que com o cloreto férrico obteve-se uma maior remoção de turbidez para a velocidade de sedimentação mais alta estudada (1,8 m/h), revelando (de maneira semelhante ao observado para o PAC) que este coagulante

poderia proporcionar decantadores de menores dimensões. Para as outras velocidades de sedimentação estudadas (0,9 e 0,3 m/h) também se constata menores valores de turbidez na água decantada com o cloreto férrico, dando indícios que com este coagulante a duração das carreiras de filtração tenderia a ser maior. Soma-se a isto o fato de que o Reagente de Fenton requer uma maior dosagem de produtos químicos em relação ao cloreto férrico. Conseqüentemente, com o cloreto férrico o custo de produção seria menor.

Comparando-se os quatro coagulantes estudados, notou-se que para a água em questão a faixa de valores de pH de coagulação com resultados satisfatórios (e condizentes com uma aplicação em escala real) foi parecida para todos eles. O cloreto férrico foi o coagulante que apresentou a maior região com resultados satisfatórios para a velocidade de sedimentação de 1,8 m/h, revelando que este coagulante seria o mais robusto para a água em estudo, suportando pequenos erros de dosagem sem comprometer a qualidade da água decantada.

De posse dos diagramas apresentados anteriormente, foi selecionado um ponto nos diagramas de coagulação para cada coagulante (indicados nas Figuras 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 10, 11, 12 e 13), para se analisar a influência da dosagem de polímero na remoção de turbidez e cianobactérias, levando-se em conta que visualmente constatou-se uma grande formação de flocos, porém com tamanhos reduzidos (sem o polímero) e, portanto, com baixíssima velocidade de sedimentação.

O ponto selecionado para o coagulante PAC apresentou dosagem de produto comercial de 65 mg/L (correspondendo a uma dosagem de Al^{+3} de 3,84 mg/L) com um valor de pH de coagulação de 6,52. Para o coagulante sulfato de alumínio o ponto selecionado apresentou dosagem do produto comercial de 55 mg/L (2,21 mg Al^{+3} /L) com um valor de pH de 6,24. Para o cloreto férrico o ponto selecionado apresentou dosagem do produto comercial de 40 mg/L (correspondendo a uma dosagem de Fe^{+3} de 5,39 mg/L) com um valor de pH de 6,04. Para o Reagente de Fenton o ponto selecionado apresentou dosagem de sulfato ferroso de 60 mg/L (correspondendo a uma dosagem de Fe^{+2} de 12,05 mg/L) e de peróxido de hidrogênio de 22,02 mg/L, com um valor de pH de oxidação de 3,5 e pH de coagulação de 6,21, requerendo uma dosagem de 15 mg/L de acidificante (HCl), para se atingir o pH de oxidação e de 25 mg/L de alcalinizante (NaOH), para se atingir o pH

de coagulação. Esses pontos, embora não sejam os que conduziram aos menores valores de turbidez remanescente, apresentaram a melhor relação dosagem de coagulante x turbidez remanescente e não requereram adição de alcalinizante ou acidificante (exceto o Reagente de Fenton, devido a sua metodologia), o que acarretaria em uma redução no custo de produção, além de facilitar a rotina operacional da estação de tratamento.

Como a coagulação com ambos os coagulantes a base de ferro se dá pelo Fe^{+3} (com o reagente de Fenton o Fe^{+2} é oxidado a Fe^{+3} pelo peróxido de hidrogênio, conforme Eq.(1)), esperava-se uma dosagem de ferro semelhante, o que não foi observado, sendo que o reagente de Fenton requereu uma dosagem cerca de 124% superior em relação ao cloreto férrico. Além disto, o reagente de Fenton requer dosagens de peróxido de hidrogênio, ácido clorídrico e hidróxido de sódio, o que acabaria conduzindo, em uma aplicação em escala real, a custos de produção substancialmente mais elevados (requerendo também a aquisição, estocagem, preparação e dosagem de outros produtos químicos, dificultando assim a operação da estação), além do fato do cloreto férrico requerer menores velocidades de sedimentação, e, conseqüentemente, decantadores de menores dimensões, conforme já mencionado. Portanto, para a água em questão e visando a remoção de turbidez na água decantada, o critério custo acabaria descredenciando o reagente de Fenton para uma aplicação em escala real.

Entre o PAC e o sulfato de alumínio também se esperava uma dosagem semelhante de Al^{+3} . Contudo, o PAC requereu uma dosagem cerca de 74% superior, o que também acarretaria em um maior custo de produção com este coagulante.

Observando a Tabela 2, constata-se que apenas duas combinações de dosagens de PAC e polímero obtiveram a total remoção de cianobactérias. Também se pode observar a considerável diminuição da turbidez remanescente (em relação às obtidas nos diagramas de coagulação) utilizando o polímero como auxiliar de floculação. Portanto, para o PAC, a dosagem selecionada de polímero foi de 0,6 mg/L (produto comercial), em função do principal objetivo deste trabalho ser a remoção de células intactas de cianobactérias e de ser esta a dosagem que também apresentou a menor turbidez remanescente após a filtração. Assim, estas foram as dosagens empregadas para a seleção de dosagem de CAP em função da remoção de turbidez e cianobactérias.

PAC (mg/L)	Al ³⁺ (mg/L)	Polímero (mg/L)	pH de coag.	Água Decantada			Água Filtrada		
				1,8 m/h	0,9 m/h	pH	Turbidez (NTU)	Cor Aparente (uH)	Contagem Cianobactérias (cels/mL)
65	3,84	0,4	6,66	0,75	0,91	7,14	0,80	5	118,80
65	3,84	0,6	6,59	0,80	0,87	7,13	0,56	7	0,00
65	3,84	0,8	6,61	0,81	1,02	7,10	0,73	3	0,00
65	3,84	1,0	6,64	0,79	0,80	7,09	0,72	3	35,64

Tabla 2. Dosagem de polímero catiônico para o coagulante PAC, visando à remoção de turbidez e cianobactérias

Al ₂ (SO ₄) ₃ × 14,3 H ₂ O (mg/L)	Al ³⁺ (mg/L)	Polímero (mg/L)	pH de Coag.	Água Decantada			Água Filtrada		
				1,8 m/h	0,9 m/h	pH	Turbidez (NTU)	Cor Aparente (uH)	Contagem Cianobactérias (cels/mL)
55	2,21	0,4	6,14	1,26	1,13	6,58	0,59	4	415,80
55	2,21	0,6	6,23	1,17	1,08	6,70	0,70	5	178,20
55	2,21	0,8	6,16	1,10	0,89	6,69	0,61	6	47,52
55	2,21	1,0	6,14	1,35	0,99	6,67	0,64	6	0,00

Tabla 3. Dosagem de polímero catiônico para o coagulante sulfato de alumínio, visando à remoção de turbidez e cianobactérias

FeCl ₃ × 6 H ₂ O (mg/L)	Fe ³⁺ (mg/L)	Polímero (mg/L)	pH de Coag.	Água Decantada			Água Filtrada		
				1,8 m/h	0,9 m/h	pH	Turbidez (NTU)	Cor Aparente (uH)	Contagem Cianobactérias (cels/mL)
40	5,39	0,4	6,18	3,11	1,40	6,76	0,97	5	831,60
40	5,39	0,6	6,08	1,10	1,07	6,63	0,66	7	236,80
40	5,39	0,8	6,09	1,30	1,37	6,65	0,96	9	47,50
40	5,39	1,0	6,16	1,07	1,05	6,67	0,94	7	225,70

Tabla 4. Dosagem de polímero catiônico para o coagulante cloreto férrico, visando à remoção de turbidez e cianobactérias

Observando a Tabela 3, pode-se constatar apenas uma combinação de dosagem de sulfato de alumínio e polímero que conduziu a uma total remoção de cianobactérias, sendo esta a dosagem de polímero mais alta estudada. Como verificado com o PAC, nos ensaios empregando-se o sulfato de alumínio há uma grande diminuição nos valores de turbidez da água decantada utilizando o polímero como auxiliar de floculação, porém para o sulfato de alumínio a única dosagem de polímero que obteve a total remoção de cianobactérias não apresentou a menor turbidez remanescente na água filtrada em comparação com as demais dosagens estudadas. Mesmo diante do exposto a dosagem de polímero selecionada para o sulfato de alumínio foi de 1,0 mg/L, devido ao fato da remoção de células intactas de cianobactérias ser principal objetivo deste trabalho.

Analisando a Tabela 4, pode-se observar para o cloreto férrico que, ao contrário dos coagulan-

tes PAC e sulfato de alumínio, nenhuma combinação de coagulante e polímero estudada resultou na remoção total de cianobactérias. Além disso, apesar do coagulante cloreto férrico ter demonstrado os melhores resultados nos diagramas de coagulação, quando se adicionou o polímero à etapa de floculação, este coagulante em comparação com os demais estudados apresentou os piores resultados, não conseguindo a remoção total de cianobactérias, como também apresentando os piores resultados de turbidez remanescente após a etapa de filtração; porém estes valores de turbidez ainda são menores do que o estabelecido pelo padrão de potabilidade brasileiro (turbidez = 1,0 NTU, mesmo valor adotado pelo padrão europeu no caso de tratamento de águas superficiais, Council Directive, 1998). Sendo assim, a dosagem selecionada de polímero para o cloreto férrico foi de 0,8 mg/L, a qual foi a que apresentou menor quantidade de cianobactérias após a etapa de filtração.

FeSO ₄ × 7 H ₂ O (mg/L)	Fe ⁺² (mg/L)	Polímero (mg/L)	pH de Oxid.	pH de Coag.	Água Decantada			Água Filtrada		
					1,8 m/h	0,9 m/h	pH	Turbidez (NTU)	Cor Aparente (uH)	Contagem Cianobactérias (cels/mL)
60	12,5	0,4	3,49	6,12	5,03	1,70	6,67	3	0,57	83,2
60	12,5	0,6	3,51	6,09	4,06	1,86	6,69	4	0,58	0
60	12,5	0,8	3,52	6,30	3,66	2,34	6,83	6	0,72	0
60	12,5	1,0	3,52	6,12	3,11	2,00	6,71	11	0,63	0

Tabla 5. Dosagem de polímero catiônico para o coagulante Reagente de Fenton, visando à remoção de turbidez e cianobactérias. Dosagens de 22,02 mg/L de H₂O₂, 15mg/L de HCl e 25mg/L de NaOH

PAC (mg/L)	Al ⁺³ (mg/L)	Polímero (mg/L)	CAP (mg/L)	pH de Coag.	Água Decantada			Água Filtrada		
					1,8 m/h	0,9 m/h	pH	Turbidez (NTU)	Cor Aparente (uH)	Contagem Cianobactérias (cels/mL)
65	3,84	0,6	5	6,80	1,70	0,78	7,20	0,74	2	11,90
65	3,84	0,6	10	6,76	0,54	0,85	7,17	0,67	2	213,80
65	3,84	0,6	15	6,76	0,94	0,80	7,14	0,68	3	23,80
65	3,84	0,6	20	6,77	0,70	0,58	7,22	0,57	1	190,00

Tabla 6. Dosagem de CAP para o coagulante PAC, visando à remoção de turbidez e cianobactérias

Observando a Tabela 5, pode-se constatar que o Reagente de Fenton apresentou os melhores resultados de remoção cianobactérias dentre os coagulantes estudados, não tendo obtido a remoção total de cianobactérias para apenas uma combinação de coagulante e polímero dentre as estudadas. Portanto, para o Reagente de Fenton, foi selecionada a dosagem de 0,4 mg/L, sendo esta a que apresentou a menor turbidez remanescente após a filtração, dentre as combinações de coagulante e polímero que obtiveram a remoção total de cianobactérias. Contudo, deve-se ressaltar que com o reagente de Fenton se tem uma etapa de tratamento adicional, a pré-oxidação, o que deve ter contribuído para a remoção (oxidação) de células de cianobactérias. Porém, ao mesmo tempo em que a pré-oxidação pode ter auxiliado na remoção de células de cianobactérias, também pode ter ocasionado a lise celular.

Observando a Tabela 6, verifica-se para o coagulante PAC, que após a adição de CAP ao tratamento da água em estudo não se obteve total remoção de células de cianobactérias, conforme observado anteriormente (Tabela 2). Isto pode ter ocorrido devido à quantidade de cianobactérias encontradas na água bruta e com a adição de CAP, a parcela não removida por decantação ficou retida no filtro, obstruindo os vazios intergranulares e aumentando a velocidade intersticial, com conseqüente aumento da força de arraste.

Como o CAP tem como principal função, no tratamento de águas de abastecimento, a remoção de sabor, odor e compostos orgânicos, sendo neste estudo, principalmente, a adsorção de saxitoxina, a dosagem de CAP selecionada para o PAC foi de 15 mg/L (maior segurança com relação à promoção da saúde pública).

Analisando a Tabela 7, constata-se que para o sulfato de alumínio, ao contrário do PAC, a adição de CAP ao tratamento da água de estudo proporcionou (para uma combinação de dosagens) a total remoção de cianobactérias. Também se constata que todas as combinações apresentaram turbidez e cor aparente remanescentes, após a filtração, abaixo do máximo estabelecido pelo padrão de potabilidade brasileiro (cor aparente ≤ 15 uH, mesmo valor recomendado pela WHO, 2006). Portanto a dosagem selecionada de CAP empregando-se o sulfato de alumínio foi também de 15 mg/L.

Observando a Tabela 8, verifica-se que para o cloreto férrico, assim como para o sulfato de alumínio, apenas uma combinação de dosagens de coagulante, polímero e CAP, conduziram a remoção total das cianobactérias da água bruta de estudo, sendo a turbidez remanescente após a filtração com valor próximo ao obtido pelos coagulantes citados anteriormente, porém apresentando cor aparente remanescente pouco superior. Assim, para o cloreto férrico foi selecionada a dosagem de 10 mg/L de CAP, devido ao

Al ₂ (SO ₄) ₃ × 14,3 H ₂ O (mg/L)	Al ⁺³ (mg/L)	Polímero (mg/L)	CAP (mg/L)	pH de Coag.	Água Decantada			Água Filtrada		
					Turbidez (NTU)		pH	Turbidez (NTU)	Cor Aparente (uH)	Contagem Cianobactérias (cels/mL)
					1,8 m/h	0,9 m/h				
55	2,21	1,0	5	6,29	1,24	1,01	6,88	0,62	2	71,30
55	2,21	1,0	10	6,21	1,08	1,04	6,86	0,57	2	47,50
55	2,21	1,0	15	6,18	1,17	1,01	6,90	0,63	0	0,00
55	2,21	1,0	20	6,26	1,11	1,12	6,86	0,60	1	95,04

Tabla 7. Dosagem de CAP para o coagulante sulfato de alumínio, visando à remoção de turbidez e cianobactérias

FeCl ₃ × 6 H ₂ O (mg/L)	Fe ⁺³ (mg/L)	Polímero (mg/L)	CAP (mg/L)	pH de Coag.	Água Decantada			Água Filtrada		
					Turbidez (NTU)		pH	Turbidez (NTU)	Cor Aparente (uH)	Contagem Cianobactérias (cels/mL)
					1,8 m/h	0,9 m/h				
40	5,39	0,8	5	6,25	1,65	1,45	6,78	0,71	11	166,30
40	5,39	0,8	10	6,18	1,63	1,52	6,76	0,67	9	0,00
40	5,39	0,8	15	6,16	1,37	1,41	6,76	0,62	10	142,60
40	5,39	0,8	20	6,27	1,48	1,49	6,81	0,67	9	47,50

Tabla 8. Dosagem de CAP para o coagulante cloreto férrico, visando à remoção de turbidez e cianobactérias

FeSO ₄ × 7 H ₂ O (mg/L)	Fe ⁺² (mg/L)	Polímero (mg/L)	CAP (mg/L)	pH de Oxid.	pH de Coag.	Água Decantada			Água Filtrada		
						Turbidez (NTU)		pH	Turbidez (NTU)	Cor Aparente (uH)	Contagem Cianobactérias (cels/mL)
						1,8 m/h	0,9 m/h				
60	12,5	0,6	5	3,47	6,10	3,06	3,09	6,89	3	0,47	118,8
60	12,5	0,6	10	3,44	6,09	2,62	1,55	6,79	1	0,59	0
60	12,5	0,6	15	3,43	6,14	2,75	1,52	6,77	0	0,52	0
60	12,5	0,6	20	3,40	6,12	1,68	1,47	6,75	0	0,50	0

Tabla 9. Dosagem de CAP para o coagulante cloreto férrico, visando à remoção de turbidez e cianobactérias

principal objetivo deste trabalho ser a remoção de células intactas de cianobactérias, como citado anteriormente.

Por fim, analisando a Tabela 9, pode-se constatar que o Reagente de Fenton se mostrou o coagulante mais consistente na remoção de cianobactérias, não resultando na remoção total de cianobactérias para apenas uma das combinações de dosagens estudadas. Além disso, a turbidez remanescente após a etapa de filtração foi a menor em relação ao verificado para os demais coagulantes estudados, apresentando cor aparente remanescente também reduzida. Como a água bruta já apresentava uma concentração considerável de saxitoxinas (2 µg/L) e o reagente de Fenton pode promover a lise celular e uma maior liberação de STX na água, a dosagem de CAP selecionada foi de 15 mg/L (a favor da segu-

rança).

Assim estas foram as combinações de dosagens utilizadas para os coagulantes em estudo para se verificar a concentração de STX na água filtrada:

- 65 mg/L de PAC (3,84 mgAl⁺³/L) em um pH de coagulação de 6,52; 0,6 mg/L de polímero e 15 mg/L de CAP;
- 55 mg/L de sulfato de alumínio (2,21 mgAl⁺³/L) em um pH de coagulação de 6,24; 1,0 mg/L de polímero e 15 mg/L de CAP;
- 40 mg/L de cloreto férrico (5,39 mgFe⁺³/L) em um pH de coagulação de 6,04; 0,8 mg/L de polímero e 10 mg/L de CAP;

- 60 mg/L de sulfato ferroso (12,05 mgFe⁺²/L), 22,02 mg/L de H₂O₂, 15 mg/L de HCl, 25 mg/L de NaOH, resultando em um pH de coagulação de 6,21; 0,6 mg/L de polímero e 15 mg/L de CAP.

Apenas um dos quatro coagulantes estudados proporcionou concentração de STX na água filtrada pouco acima do permitido pelo padrão de potabilidade brasileiro (STX ≤ 3,0 µg/L), sendo este coagulante o sulfato de alumínio, apresentando concentração de 3,6 µg/L. Com os demais coagulantes a concentração de STX na água filtrada foi de 2,3 µg/L e 1,8 µg/L, para o PAC e cloreto férrico, respectivamente, e para o Reagente de Fenton esta ficou abaixo do limite de detecção do método utilizado. Neste ensaio também foi medido a concentração de alumínio e ferro residual após a filtração, sendo encontrados concentrações de alumínio de 0,025 mg/L e 0,003 mg/L, quando empregou-se os coagulantes PAC e sulfato de alumínio, respectivamente, e de ferro 0,02 mg/L e 0,06 mg/L, quando se empregou o Reagente de Fenton e o cloreto férrico, respectivamente. Todos estes valores estão abaixo do estabelecido pelo padrão de potabilidade brasileiro, que é de 0,2 mg/L para o alumínio e de 0,3 mg/L para o ferro. O padrão europeu é de 0,2 mg/L para ambos (Council Directive, 1998).

A Austrália também vem encontrando problemas similares aos encontrados no Brasil (assim como em diversas outras localidades do globo) no tocante à presença de saxitoxinas em mananciais empregados para o abastecimento público, sendo o padrão de potabilidade australiano também de 3 µg/L (NHMRC, 2001). Contudo, Orr *et al.* (2004) relatam que o padrão de potabilidade da Nova Zelândia recomenda concentração máxima de STX de 1 µg/L, e este pode se tornar o padrão a ser adotado. Orr *et al.* (2004) realizaram estudo na Austrália no qual compararam alguns métodos de tratamento visando à remoção de STX, sendo estudadas apenas a aplicação de ozônio, ozônio seguido de coluna de carvão ativado granular (com tempo de contato de 15 min, mesmo empregado neste trabalho), ozônio e peróxido de hidrogênio (peróxônio) e apenas a água passando pela coluna de carvão ativado granular.

Orr *et al.* (2004) observaram que apenas quando a água passou pela coluna de carvão ativado granular (como ou sem a adição de ozônio) conseguiu-se concentração de STX equivalentes inferior à 3 µg/L, e com a água passando apenas pela coluna de carvão ativado (sem ozônio)

obtiveram a menor concentração de STX, que foi de 1 µg/L. Estes resultados vão de encontro com os obtidos nesta pesquisa, mostrando que o carvão ativado é uma etapa fundamental na ETA quando se tem STX na água bruta.

CONCLUSÕES

Com base no trabalho realizado, concluiu-se que:

A estratégia de remoção de células intactas de cianobactérias se mostrou apropriada para a água em estudo. Isto revela que a metodologia empregada, na qual os diagramas de coagulação foram construídos apenas para a turbidez (uma medida rápida e de baixo custo), é viável para ajudar os responsáveis pela operação da ETA a rapidamente ajustar o tratamento no caso de mudanças na qualidade da água bruta. Com esta metodologia, a contagem de cianobactérias e a análise de cianotoxinas (análises de custo mais elevado e que demandam maior tempo) precisam ser feitas para apenas algumas amostras.

Para os quatro coagulantes testados, os diagramas de coagulação se mostraram ferramentas importantes na seleção do par de valores dosagem de coagulante x pH de coagulação visando a remoção de células de cianobactérias.

Dentre os coagulantes estudados, o que apresentou os melhores resultados nos diagramas de coagulação foi o cloreto férrico, requerendo a menor dosagem do produto comercial e apresentando maior região (em relação à remoção de turbidez) no diagrama para a velocidade de sedimentação de 1,8 m/h (mais alta estudada), indicando que pequenos erros de dosagem não comprometeria a qualidade da água decantada, revelando ser o cloreto férrico o coagulante mais robusto para a água em questão.

Após a filtração e com a combinação de todas as dosagens de produtos químicos selecionadas (coagulante, polímero e CAP), os quatro coagulantes apresentaram turbidez menor que 1,0 NTU, cor aparente < 15 uH, a total remoção de cianobactérias (exceto para o PAC) e uma baixa concentração de alumínio ou ferro residual. Apenas com um dos quatro coagulantes estudados se obteve, na água filtrada, saxitoxinas abaixo do limite de detecção do método empregado (1 µg/L), sendo este o Reagente de Fenton. Com os coagulantes PAC e cloreto férrico obteve-se concentração de saxitoxinas na água filtrada de 2,3 µg/L e de 1,8 µg/L, respectivamente, sendo este valor abaixo do limite máximo estabelecido pela Portaria 518/2004 (padrão de potabilidade brasileiro) do Ministério da Saúde (3,0 µg/L).

O único coagulante empregado que conduziu a concentração de saxitoxinas acima do permitido foi o sulfato de alumínio, que apresentou uma concentração de 3,6 $\mu\text{g/L}$.

Como na água de estudo foi detectado 2,0 $\mu\text{g/L}$ de saxitoxinas, os únicos coagulantes (com os demais produtos químicos empregados) que foram capazes de remover este contaminante foram os a base de ferro.

Diante do exposto, mesmo o reagente de Fenton tendo apresentado maior dosagem de produtos químicos em relação aos demais coagulantes estudados (o que acabaria conduzindo a maiores custos de produção), em virtude de não ter sido detectado saxitoxinas na água tratada final, o Fenton se mostrou mais apropriado para a água em questão.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem à Companhia de Saneamento do Paraná (SANEPAR) e seus funcionários, pelos equipamentos, análises, produtos químicos, bolsa de iniciação científica ao terceiro autor e a Fundação Araucária pela bolsa de iniciação científica fornecida ao segundo autor.

LISTA DE SÍMBOLOS

ETA: Estação de Tratamento de Água.
 PAC: Cloreto de Polialumínio.
 CAP: Carvão Ativado em Pó.
 NTU: Unidade Nefelométrica de Turbidez.
 uH: Unidades Hazen.
 STX: Saxitoxinas.
 SANEPAR: Companhia de Saneamento do Paraná.
 °C: Graus Celsius.
 cels/mL: Células por Mililitros.
 HPLC: Cromatógrafo líquido de alta eficiência.
 $\mu\text{g/L}$: Microgramas por Litro.
 N: Normal.
 g/L: Gramas por Litro.
 P.A.: Para Análise.
 M: Molar.
 E: Estequiometria.
 g: Gramas.
 mg/L: Miligramas por Litro.
 cm: Centímetro.
 m: Metro.
 G: Gradiente de Velocidade.
 mm: Milímetro.
 $\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d}$: metros cúbicos por metro quadrado dia.
 Coag.: Coagulação.
 Cels: Células.

PS: Ponto Selecionado.

T_{mr} : Tempo de Mistura Rápida.

T_{fl} : Tempo de Floculação.

G_{mr} : Gradiente de Velocidade Médio de Mistura Rápida.

G_{fl} : Gradiente de Velocidade Médio de Floculação.

V_s : Velocidade de Sedimentação.

s^{-1} : Segundos a menos 1.

h.: Hora.

FLA: Filtros de Laboratório de Areia.

REFERÊNCIAS

- American Water Works Association, (1999). Water quality and treatment - A handbook of community water supplies. AWWA, McGraw-Hill, Inc., 5th ed. USA 1233 pp.
- Amirtharajah, A. e Mills, K.M., (1982). Rapid-mix design for mechanisms of alum coagulation. Journal AWWA, 74(4), 200–216.
- Azevedo, S.M.F.O. (1998). Toxinas de cianobactérias - causas e conseqüências para a Saúde Pública. Medicina On Line, 1(3), 1–24.
- Bof, J.G., (2007). Remoção de turbidez e de fitoplâncton por meio da sedimentação e da flotação, com base no diagrama de coagulação do sulfato de alumínio - avaliação em escala de bancada. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 138 pp.
- Bittencourt-Oliveira, M.C. e MOLICA, R., (2003). Cianobactéria invasora - aspectos moleculares e toxicológicos de *cylindrospermopsis raciborskii* no Brasil. Revista Biotecnologia Ciência e Desenvolvimento, ed. n.30, jan-jun, 82–90.
- Carmichael, W.W., (1994). The Toxins of Cyanobacteria. Scientific American, 270(1), 64–72.
- Chorus, I. e Bartram, J. (ed.), (1999). Toxic Cyanobacteria in Water. A guide to their Public Health consequences. Monitoring and Management. Who. E & FN Spon, London, 416 pp.
- Codd, G.A., (2000). Cyanobacterial toxins, the perception of the water quality and the prioritisation of eutrophication control. Ecological Engineering, 16, 51–60.

- Council Directive, (1998). 98/83/EC on the quality of water intended for human consumption. Official Journal of the European Communities, Adopted by the Council, on 3 November 1998, 23 pp.
- De Julio, M., (2005). Efeito da massa molecular das substâncias húmicas na eficiência da coagulação com o reagente de Fenton, floculação e flotação de águas de mesma cor verdadeira. Tese (Doutorado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 276 pp.
- De Julio, M., Di Bernardo, L. e De Almeida Neves, E.F., (2005). Remoção de substâncias húmicas de água por meio do reagente de fenton e da flotação por ar dissolvido. 23o. Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, ABES, Campo Grande/MS, pp. 1-9.
- Di Bernardo, L., (1995). Algas e suas influências na qualidade das águas e nas tecnologias de tratamento. ABES, Rio de Janeiro, 127 pp.
- Di Bernardo, L., Di Bernardo, A. e Centurione Filho, P.L., (2002). Ensaio de tratabilidade de água e dos resíduos gerados em estações de tratamento de água. RiMA, São Carlos, 237 pp.
- Di Bernardo, L. e Dantas, A.D.B., (2005). Métodos e técnicas de tratamento de água. 2ed., 2 Volumes, RiMA, São Carlos, 1565 pp.
- Funasa, (2003). Cianobactérias tóxicas na água para consumo humano na saúde pública e processos de remoção em água para consumo humano. Brasília, Ministério da Saúde, Fundação Nacional de Saúde, 56 pp.
- Lambert, T.W., Boland, M.P., Holmes, C.F.B. e Hrudehy, S.E., (1994). Quantitation of the microcystin hepatotoxins in water at environmentally relevant concentrations with the protein phosphate bioassay. *Environmental Science & Technology*, 28(4), 753-5.
- NHMRC, (2001). Australian drinking water guidelines. National Health and Medical Research Council and the Agricultural Resource Management Council of Australia and New Zealand.
- Orr, P.T., Jones, G.J. e Hamilton, G.R., (2004). Removal of saxitoxins from drinking water by granular activated carbon, ozone and hydrogen peroxide - implications for compliance with the Australian drinking water guidelines. *Water Research*, 38, 4455-4461.
- Oshima, Y., (1995). Post-column derivatization HPLC methods for paralytic shellfish poisons. Hallegraeff, G.M., Anderson, D.M. e Cembella, A.D. (Eds.), *Manual on Harmful Marine Microalgae*, IOC Manuals and Guides No. 33. UNESCO, Paris, 83 pp.
- Porfírio, Z., Ribeiro, M.P., Estevam, C.S., Houly, R.L.S. e Sant' Ana, A.E.G., (1999). Hepatoesplenomegaly caused by an extract of cyanobacterium *Microcystis aeruginosa* bloom collected in the Manguaba Lagoon, Alagoas, Brazil. *Microbiology Magazine*, 30(3), 278-285.
- Silva, D., (2005). Dinâmica de populações de *Microcystis* (Cyanobacteria) em pesqueiros da Região Metropolitana de São Paulo, SP, Brasil. Dissertação (Mestrado), Instituto de Botânica de São Paulo, Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade Vegetal e Meio Ambiente, Secretaria do Meio Ambiente, São Paulo, 146 pp.
- Standard methods or the examination of water and wastewater, (2005). 21a. ed. American Public Health Association, American Water Works Association, Water Pollution Control Federation, 1368 pp.
- Watanabe, M.F., Harada, K., Carmichael, W.W. e Fujiki, H., (1996). *Toxic Microcystis*. CRC Press, Boca Raton, 262 pp.
- World Health Organization, (2006). Guidelines for drinking-water quality. WHO. First addendum to third edition, Vol. 1, Recommendations, 515 pp.