

I-343 - APLICAÇÃO DE POLICLORETO DE ALUMÍNIO E SULFATO DE ALUMÍNIO COMO COAGULANTES PARA REMOÇÃO DE *Microcystis aeruginosa*

Elisabete Hiromi Hashimoto⁽¹⁾

Professora, Doutora, Universidade Tecnológica Federal do Paraná- UTFPR, Câmpus Francisco Beltrão

Bruna Pozzan⁽²⁾

Bacharel em Engenharia Ambiental pela Universidade Tecnológica Federal do Paraná – UTFPR, Campus Francisco Beltrão.

Mariana Pastre Pereira⁽³⁾

Bacharel em Engenharia Ambiental pela Universidade Tecnológica Federal do Paraná – UTFPR, Campus Francisco Beltrão.

Josemarque Lima da Rosa⁽⁴⁾

Engenheiro Ambiental, Mestre em Engenharia de Edificações e Saneamento pela Universidade Estadual de Londrina

Priscila Soraia da Conceição⁽⁵⁾

Professora, Mestre, Universidade Tecnológica Federal do Paraná- UTFPR, Câmpus Francisco Beltrão

Endereço⁽¹⁾: UTFPR Câmpus Francisco Beltrão, Estrada para Santa Barbara, s/n, Caixa Postal 135, CEP 85601970, Francisco Beltrão – PR. elisabete@utfpr.edu.br

RESUMO

Entre as diversas formas de contaminação de água potável encontra-se a ocorrência de florações de cianobactérias, gerando um grande risco à saúde humana e animal. A legislação brasileira estabelece padrão de qualidade físico-químico, que exige o monitoramento de clorofila controlando, desta forma, o aumento da densidade de cianobactérias no ponto de captação. O tratamento de água empregado deve ser eficiente na remoção de células de cianobactérias e cianotoxinas, sendo que no Brasil é comumente usado o tratamento convencional. Porém, este tratamento não é eficiente na remoção de cianotoxinas na forma dissolvida, sendo necessária sua adequação. Este estudo tem o objetivo de avaliar a eficiência do tratamento convencional por meio de ensaios de tratabilidade em escala de bancada com cepa da cianobactéria *Microcystis aeruginosa* BCC-USP 232 empregando as etapas de coagulação, floculação, sedimentação e filtração, utilizando os coagulantes policloreto de alumínio (PAC) e sulfato de alumínio, seguindo os seguintes parâmetros operacionais: gradiente de mistura rápida de 200 s^{-1} , tempo de mistura rápida de 120 s, gradiente de floculação de 30 s^{-1} , tempo de floculação de 1200 s, taxa de aplicação superficial de $14,4\text{ m}^3\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{dia}^{-1}$, taxa de filtração de $61\text{ m}^3\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{dia}^{-1}$ e água de estudo sintética com densidade aproximada na ordem de $10^5\text{ cel}\cdot\text{mL}^{-1}$. Com os resultados obtidos foram construídos diagramas de isoeffiência para os parâmetros de turbidez e cor após as etapas de sedimentação e filtração, utilizando o programa Surfer 8.0. Com a análise desses diagramas foi possível notar que o coagulante PAC demonstrou-se mais eficiente na remoção de células de cianobactérias em menores dosagens de coagulante e pH variando de 7,0 a 8,0, quando comparado ao sulfato de alumínio. Enquanto que o sulfato de alumínio tende a tornar a água mais ácida e sendo necessária maiores dosagens de alcalinizantes e coagulante para chegar ao pH desejado. Com dosagens de PAC variando de 10 a $100\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ foi possível obter uma remoção tanto de turbidez quanto de cor, acima de 50%. Já para que a remoção chegasse a valores acima de 50% foi necessário dosagens de sulfato de alumínio superiores a $55\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. Com melhorias nas condições de coagulação é possível remover porcentagens próximas a 100% de células de cianobactérias, com baixas dosagens de coagulantes, alcalinizantes e/ou acidificantes.

PALAVRAS-CHAVE: Cianobactéria. *Microcystis aeruginosa*. Tratamento convencional. Jarreste. Remoção.

INTRODUÇÃO

O aumento da floração de cianobactéria e algas se dá pelo excesso de nutrientes na água, principalmente o fósforo e nitrogênio. Isto se explica pelo fato de que, em diversos locais, fica evidente a falta de redes de coleta e tratamento de esgoto, onde, em conjunto com o aumento da atividade agrícola e industrial, além do crescimento da taxa de urbanização, contribui para a deterioração dos corpos hídricos (OLIVEIRA, 2005).

A *Microcystis aeruginosa* libera toxinas conhecidas por microcistinas. Estas são heptapeptídeos produzido por florações de cianobactérias em água doces eutrofizadas (CARMICHAEL, 2001, apud HASHIMOTO, 2012). A Microcistina – LR é considerada uma das mais tóxicas no grupo das cianotoxinas, onde apenas uma dose pode causar hemorragia no fígado e desenvolver lesões internas graves (HASHIMOTO, 2012).

Conforme a Portaria 2.914 de 2011 do Ministério da Saúde, em água potável, devem ser realizadas algumas análises de cianotoxinas, estabelecendo valores limites para microcistinas de $1,0 \mu\text{g. L}^{-1}$. A Portaria ainda prevê que, em mananciais de abastecimento de água com potencial de eutrofização, o monitoramento de clorofila deve ser semanal controlando o aumento na densidade de cianobactérias. Sendo assim, em águas eutrofizada e com florações de cianobactérias, o tratamento empregado deve ser eficiente para remover as cianobactérias e cianotoxinas.

Em função das características da água bruta, ocorre a escolha dos métodos de tratamento a serem empregados, sendo que no Brasil o tratamento mais usado é conhecido por convencional, composto pelas etapas de coagulação, floculação, sedimentação, filtração e desinfecção. Sabe-se que este tratamento é eficiente para remover células de cianobactérias e cianotoxinas na forma intracelular, porém, é ineficiente para removê-las na forma dissolvida (OLIVEIRA, 2005; SANTIAGO, 2008; DI BERNARDO et al., 2010).

Dessa forma, é necessário que ocorra um aprimoramento no tratamento convencional para haver uma maior eficiência na remoção de cianotoxinas, o que pode ocorrer por meio de estudos em escala de bancada com o uso do equipamento jarteste, otimizando as dosagens de coagulante e ajuste de pH, junto com os filtros de laboratório de areia (FLAs), simulando o processo de tratamento das Estações de Tratamento de Água (ETAs).

Neste estudo, foi realizado o processo de ensaio de bancada com o intuito de otimização do tratamento convencional das ETAs, com o uso dos coagulantes, policloreto de alumínio (PAC) e sulfato de alumínio, avaliando-se a remoção de *Microcystis aeruginosa* como contaminante de água para o abastecimento humano.

OBJETIVO

Avaliar a remoção da cianobactéria *Microcystis aeruginosa* BCC-USP 232 toxigênica com o tratamento convencional de água em escala de bancada utilizando como coagulantes o policloreto de alumínio (PAC) e o sulfato de alumínio. Avaliar e comparar a eficiência destes coagulantes na remoção de *M. aeruginosa* BCC-USP 232 utilizando diagramas de isoeffiência. Testar a eficiência do tratamento convencional em conjunto com o equipamento jarteste acoplado com filtros de areia, determinando a fixa de pH ótima para a remoção da *M. aeruginosa* com estes coagulantes.

MATERIAIS E MÉTODOS

Microcystis aeruginosa

A cepa de cianobactéria *M. aeruginosa* BCC-USP 232 foi mantida no meio ASM-1 em concentração 10% (GORHAM, 1964 modificado BITTENCOURT-OLIVEIRA e MOLICA, 2003). A cultura fora mantidas em estufa BOD, no período de 15 dias, em temperatura de $25 \text{ }^{\circ}\text{C}$, fotoperíodo de 12 horas e agitação diária, até atingir uma densidade aproximada entre $10^5 - 10^6 \text{ céls.mL}^{-1}$. A contagem de células foi realizado em microscópio ótico através de uma câmara de Neubauer.

ÁGUA DE ESTUDO

Para a realização do estudo, foi utilizada 170 L de água bruta sintética, armazenada em um tambor plástico de 250 L e aerada manualmente, para remoção do cloro residual. Os parâmetros avaliados para a caracterização da água de estudo, foram pH, pelo método potenciométrico, turbidez, pelo método nefelométrico, cor aparente pelo método espectrofotométrico, clorofila, pelo método espectrofotométrico com extração em acetona 90%, como recomendado pelo Standard Methods (2012), e alcalinidade, pelo método titulométrico, conforme a NBR 13736 (BRASIL, 1996).

ENSAIO COM JARTESTE

Seguindo a adaptação de Rosa (2014), baseado em metodologia de PROSAB (2006) e Di Bernardo et al. (2011), os parâmetros operacionais, para o ensaio de *jarteste* com filtros de areia (FLAs) foram: gradiente de mistura rápida (G_{mr}) = 200 s⁻¹; tempo de mistura rápida (T_{mr}) = 120 s (2 min.); gradiente de floculação (G_{floc}) = 30 s⁻¹; tempo de floculação (T_{floc}) = 1200 s (20 min.); taxa de aplicação superficial (TAS) = 14,4 m³ m⁻² dia⁻¹; tempo de sedimentação: 420 s (7 min.); taxa de filtração (TAFil) = 61 m³ m⁻² dia⁻¹; tempo de filtração: 1800 s (30 min.). O equipamento de *jarteste* (Milan modelo JT 203/6 microcontrolado), com seis jarros de 2 L, paletas de agitação medindo 3 x 1 polegadas e opera com um gradiente de 10 e 200 s⁻¹.

Para as etapas de sedimentação e filtração, a faixa de pH de coagulação foi de 6,0 a 8,0, com intervalos de 0,5. A dosagem do coagulante foi de 2 a 20 mg L⁻¹, variando de 2,0 mg L⁻¹, resultando em 36 ensaios e um volume de água de estudo de 72 L, onde este processo foi realizado para dois coagulantes, policloreto de alumínio (PAC) e sulfato de alumínio, a fim de comparar resultados.

A taxa de aplicação superficial para o ensaio de sedimentação foi de 14,4 m³.m⁻².dia⁻¹, o que corresponde a uma taxa de sedimentação de 1,0 cm.min⁻¹, totalizando um tempo de sedimentação de 7 min e filtração com uma taxa de filtração 61 m³.m⁻².dia⁻¹, que correspondeu a uma vazão de 12 mL.min⁻¹. Para uma melhor compreensão, a descrição do ensaio foi subdividida nas etapas de coagulação, floculação, sedimentação e filtração. O estudo foi dividido em dois experimentos, sendo o mesmo procedimento realizado em ambos. No experimento 1, ocorreu a simulação do tratamento convencional utilizando como coagulante o PAC. Já no experimento 2, utilizou-se o sulfato de alumínio.

Os filtros de areia (granulometria entre 0,42 e 1,0 mm) utilizados foram constituídos em tubo de acrílico transparente, com diâmetro de 25mm e 19mm, externo e interno, respectivamente, e a parte inferior vedada com um CAP de PVC de 25mm, com um espigão de aço adaptado ao CAP. Ainda na parte inferior, foi inserido uma tela a fim de evitar a perda de grãos de areia. Uma mangueira de silicone ligada à parte inferior do filtro e conectada a um adaptador de plástico na parte superior na forma de T, fez parte do sistema de coleta do filtro, onde ocorreu a saída da amostra filtrada. A lavagem do material filtrante ocorreu após cada ensaio através da retrolavagem.

TRATAMENTO DE DADOS

As leituras dos valores de cor e turbidez foram realizados em triplicatas e anotadas em tabelas, posteriormente com auxílio do Microsoft Excel foram obtidas as médias para cada variação de dosagem de coagulante e pH. Através do software Surfer 8.0, foram elaborados os diagramas de isoeffiência para as etapas de sedimentação e de filtração, utilizando as médias já obtidas, porcentagem residual e porcentagem de eficiência de remoção de turbidez e cor, para posterior discussão dos resultados. O programa realiza a interpolação dos dados, transformando os dados XYZ, em diagramas possibilitando a visualização da remoção de acordo com a variação de dosagem e pH. No eixo X recebe os valores das dosagens do coagulante, no eixo Y a variação do pH obtido e no eixo Z é a porcentagem restante da turbidez ou cor, representado na legenda dos diagramas apresentados, quando analisada as condições iniciais da água de estudo.

RESULTADOS OBTIDOS

Segundo a Resolução CONAMA nº 357 (2005), as águas doces enquadradas nas classes 1, 2 e 3 devem seguir algumas condições de qualidade de água, dentre elas, apresentar um pH no intervalo de pH entre 6,0 e 9,0 e turbidez até 100 uT, para classes 2 e 3. A água do respectivo estudo enquadrou-se na classe 2, como pode ser verificado na Tabela 1, a seguir.

Tabela1: Características da água de estudo
Características Iniciais da água de Estudo

	Experimento 1 (PAC)	Experimento 2 (Sulfato de Alumínio)
pH	7,5	7,04
Turbidez (uT)	13,5	22,3
Cor Aparente (uH)	121	121
Clorofila ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	1,944	12,514
Alcalinidade ($\text{mg. CaCO}_3\text{L}^{-1}$)	61,28	43,75
Densidade Celular (céls.mL^{-1})	$2,9 \times 10^5$	$4,85 \times 10^6$

Fonte: autoria própria.

Quanto aos valores de cor aparente, clorofila, alcalinidade e densidade celular, foram comparados com os trabalhos de Oliveira (2005) que utilizou a água natural do Lago Paranoá, localizado no Distrito Federal, além de Oliveira (2012) na qual a água bruta é proveniente da ETA de Itatuba no estado de Paraíba e Rosa (2014), no qual o estudo realizado com água sintética advinda de um poço localizado na UTFPR de Francisco Beltrão-PR.

A cor aparente nos experimentos 1 e 2 tiveram o mesmo valor (121 uH), aproximando-se do valor obtido por Rosa (2014) e Oliveira (2012), 113,3 uH e 132 uH, respectivamente.

Em relação à clorofila no experimento 1 ($1,944 \mu\text{g.L}^{-1}$) e experimento 2 ($12,514 \mu\text{g.L}^{-1}$) o valor distanciou-se dos outros estudos comparados, sendo $237,1 \mu\text{g.L}^{-1}$ por Oliveira (2005) e $42 \mu\text{g.L}^{-1}$ Oliveira (2012).

A alcalinidade no experimento 1 ($61,28 \text{ mg. CaCO}_3\text{L}^{-1}$) e experimento 2 ($43,75 \text{ mg. CaCO}_3\text{L}^{-1}$) diferenciou dos demais trabalhos, onde obteve-se $30 \text{ mg. CaCO}_3\text{L}^{-1}$, $89 \text{ mg. CaCO}_3\text{L}^{-1}$ e $7,05 \text{ mg. CaCO}_3\text{L}^{-1}$ por Oliveira (2005), Oliveira (2012) e Rosa (2014), respectivamente.

Quanto a densidade celular no experimento 1 ($2,9 \times 10^5 \text{ céls.mL}^{-1}$), aproximou-se do estudo de Oliveira (2012), $1,22 \times 10^5 \text{ céls.mL}^{-1}$, e experimento 2 ($4,85 \times 10^6 \text{ céls.mL}^{-1}$) aproximou-se do trabalho de Oliveira (2005), $1 \times 10^6 \text{ céls.mL}^{-1}$. Ambos diferenciaram de Rosa (2014), $6 \times 10^4 \text{ céls.mL}^{-1}$.

ETAPA COAGULAÇÃO, FLOCULAÇÃO E SEDIMENTAÇÃO

Com a interpolação dos dados, variação de dosagem do coagulante, representada pelo eixo Y, pH no eixo X e porcentagem de remoção de turbidez no eixo Z conforme a legenda, na etapa de coagulação, floculação e sedimentação, utilizando PAC como coagulante (Figura 1), as melhores eficiências, foram com pH e dosagens de coagulante mais altas, variando de 7,0 e 8,0 e maior que 8 mg.L^{-1} de PAC, respectivamente. Neste intervalo, a remoção foi acima de 40%, em alguns pontos chegando a 95%.

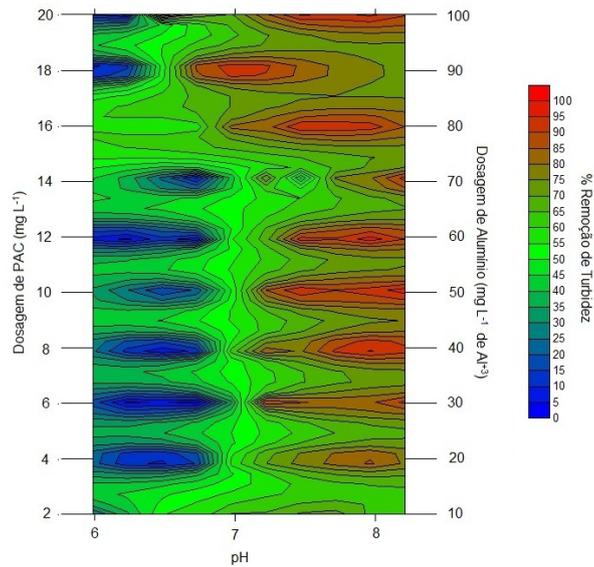


Figura 1: Diagrama de isoeffiência de remoção de turbidez para coagulação, floculação e sedimentação no experimento 1 (PAC).

Além do diagrama de isoeffiência de remoção de turbidez de coagulação, floculação e sedimentação do experimento 1, elaborou-se um diagrama para o experimento 2 (Figura 2).

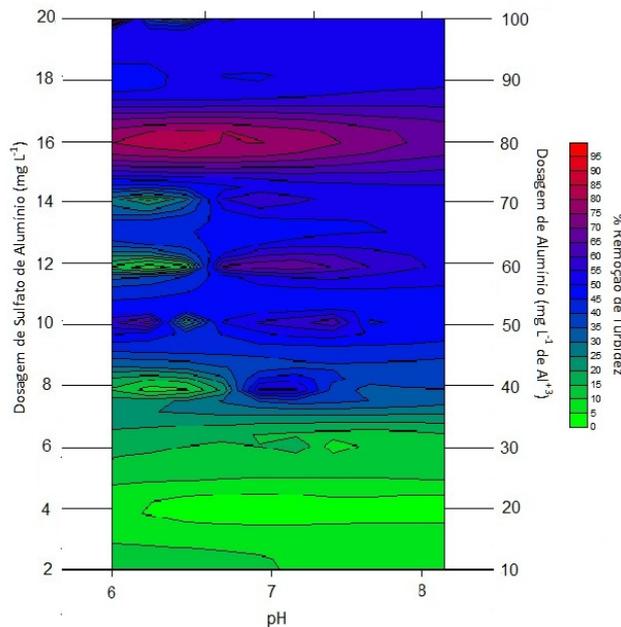


Figura 2: Diagrama de isoeffiência de remoção de turbidez para coagulação, floculação e sedimentação no experimento 2 (Sulfato de Alumínio).

A melhor eficiência apresentada foi entre intervalo de pH de 6,0 e 7,0, com dosagem de sulfato de alumínio de 16 mg.L⁻¹, chegando a aproximadamente 85% de remoção.

Pode-se observar que em dosagens abaixo de 8 mg.L⁻¹, a remoção da turbidez foi inferior a 30%, em todas as faixas de pH analisadas. Sendo que abaixo de 4 mg.L⁻¹ de sulfato de alumínio, em alguns pontos, a remoção foi praticamente nula.

Realizou-se, também, o diagrama de isoeffiência de remoção de cor aparente (Figura 3), as melhores eficiências de remoção de cor foram na faixa de pH entre 7,0 e 8,0, em todas as dosagens de coagulante

analisadas, variando de 70 a 100%. Observou-se ainda que em pH entre 6,0 e 6,5, em alguns pontos a remoção foi inferior a 10%.

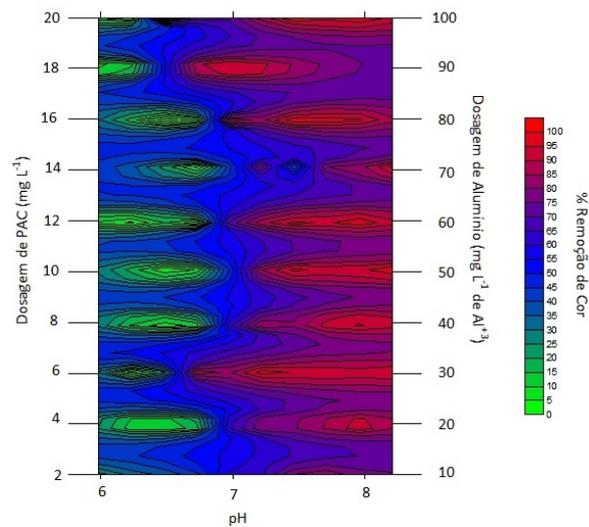


Figura 3: Diagrama de isoeffiência de remoção de cor aparente para coagulação, floculação e sedimentação no experimento 1 (PAC).

No experimento 2, a maior eficiência de remoção de cor aparente compreendeu no intervalo de pH entre 6,0 e 7,5, com dosagem de 12 mg.L⁻¹ de sulfato de alumínio, chegando a 100% (Figura 4).

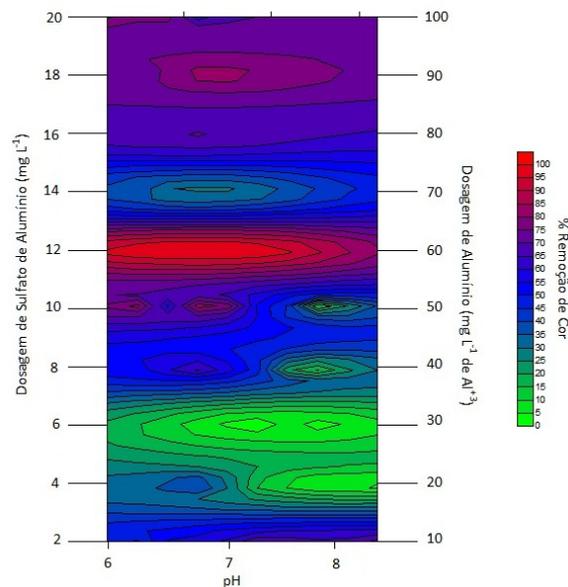


Figura 4: Diagrama de isoeffiência de remoção de cor aparente para coagulação, floculação e sedimentação no experimento 2 (Sulfato de Alumínio).

O resultado foi insatisfatório na faixa de pH entre 6,5 e 8,0 e dosagens entre 3 e 7 mg.L⁻¹ do coagulante, variando de 0 a 20%.

ETAPA DE FILTRAÇÃO

Os dados obtidos no processo de filtração foram inseridos no software Surfer 8.0 e gerado os diagramas de isoeffiencia, no qual está descrito as variações de pH no eixo X, a dosagem de coagulante, representada pelo eixo Y e porcentagem de remoção de turbidez no eixo Z conforme a legenda.

A remoção da turbidez na etapa de filtração do experimento 1, foi eficiente de forma geral, ficando acima de 70%, em quaisquer dosagens de coagulante ou faixa de pH. Sendo que entre pH de 7,0 e 8,0, em alguns pontos a remoção atingiu 100% (Figura 5).

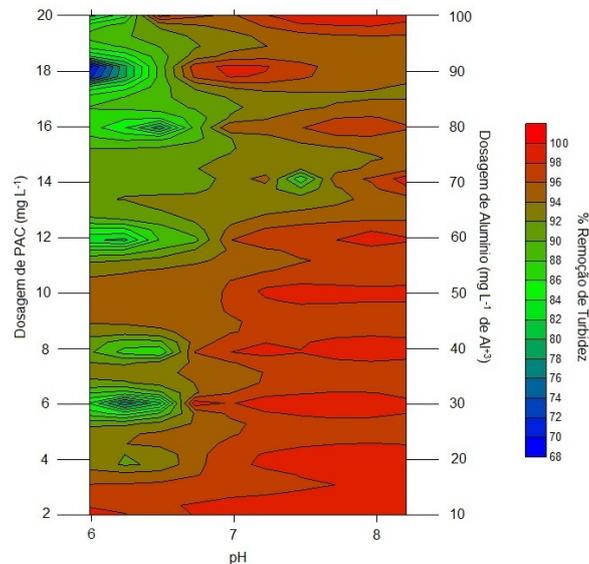


Figura 5: Diagrama de isoeffiência de remoção de turbidez para filtração, com prévia coagulação, floculação e sedimentação no experimento 1 (PAC).

No experimento 2, a remoção de turbidez foi eficiente, sendo que acima de 11 mg.L⁻¹ do coagulante, em todas as faixas de pH analisadas, foi 100%. Em dosagens inferiores a 5 mg.L⁻¹ de sulfato de alumínio, a remoção variou entre 40 e 75% (Figura 6).

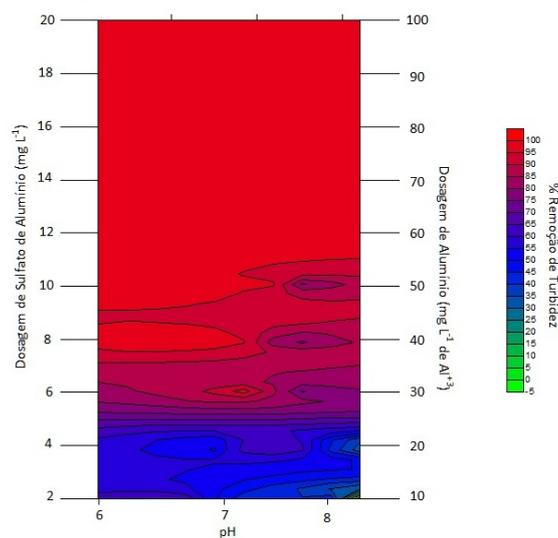


Figura 6: Diagrama de isoeffiência de remoção de turbidez para filtração, com prévia coagulação, floculação e sedimentação no experimento 2 (Sulfato de Alumínio).

A remoção de cor aparente na etapa de filtração no experimento 1 (Figura 7), apresentou eficiência elevada, sendo acima de 60%. Em pH entre 7,0 e 8,0, e dosagem 2 a 12 mg.L⁻¹, a remoção variou entre 95 a 100%.

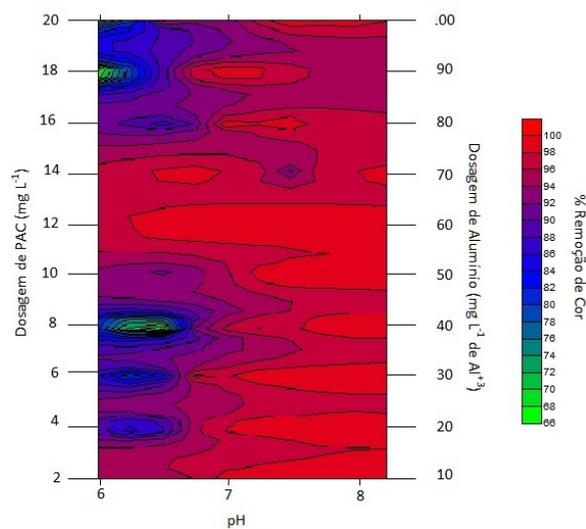


Figura 7: Diagrama de isoeffiência de remoção de cor para filtração, com prévia coagulação, floculação e sedimentação no experimento 1 (PAC).

No experimento 2 (Figura 8), quanto a remoção de cor nas dosagens entre 11 e 20 mg.L⁻¹ de coagulante, em todas as faixas de pH, variou entre 95 a 100%. Por outro lado, em pH entre 6,0 e 8,0, em dosagens de 2 a 4 mg.L⁻¹ a remoção foi inferior a 35%.

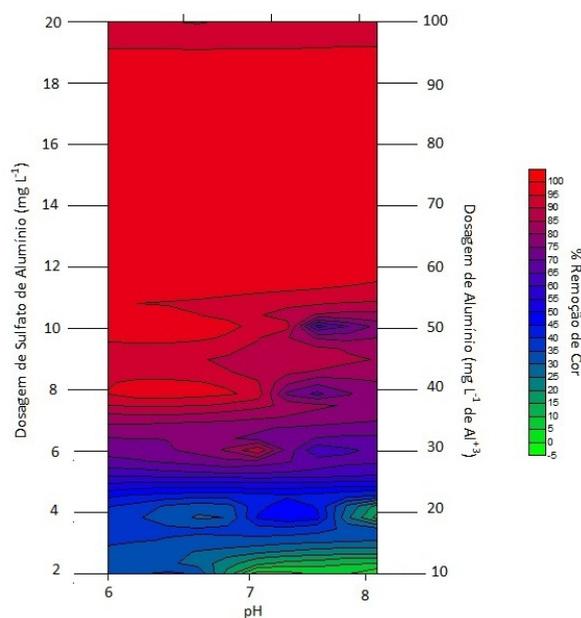


Figura 8: Diagrama de isoeffiência de remoção de cor para filtração, com prévia coagulação, floculação e sedimentação no experimento 2 (Sulfato de Alumínio).

ANÁLISE E DISCUSSÃO DOS RESULTADOS

Em relação a clorofila, no qual os valores obtidos distanciaram-se dos outros comparados, pode ser explicado pelo fato de que à variação de quantidade inoculada de cianobactérias na água de estudo, justificando então esta diferença nos valores.

A alcalinidade também diferenciou-se dos demais estudos, podendo justificar esta diferença devido a água de origem para a preparação da água de estudo, ou ainda, devido a inoculação de diferentes cianobactérias.

Quanto a densidade celular no experimento 1 ($2,9 \times 10^5$ céls.mL⁻¹), aproximou-se do estudo de Oliveira (2012), $1,22 \times 10^5$ céls.mL⁻¹, e experimento 2 ($4,85 \times 10^6$ céls.mL⁻¹) aproximou-se do trabalho de Oliveira (2005), 1×10^6 céls.mL⁻¹. Ambos diferenciaram de Rosa (2014), 6×10^4 céls.mL⁻¹, devido à diferença de densidade do material inoculado.

ETAPA COAGULAÇÃO, FLOCULAÇÃO E SEDIMENTAÇÃO

Na remoção de turbidez para coagulação, floculação e sedimentação no experimento 1, os valores obtidos podem ser explicados devido aos mecanismos de coagulação predominantes. Com o coagulante variando em dosagens de 6 a 20 mg.L⁻¹, predomina-se o mecanismo de coagulação por varredura, muito utilizado em estações com tratamento convencional, pois formam-se flocos maiores que sedimentam com maior facilidade (DI BERNARDO et al., 2011).

Comparando-se com valores obtidos por Rosa (2014), que avaliou a remoção dos filamentos *C. raciborskii*, por meio de sedimentação utilizando como coagulante PAC, a melhor eficiência foi para dosagem de 20 mg.L⁻¹ e pH variando de 7,0 a 7,5, com remoção de 85 a 90%, considerando o pH ótimo como 7,0 e eficiência satisfatória com remoção de 90%.

No estudo realizado por Guerra et al. (2015), que avaliou a remoção de *M. aeruginosa*, utilizando-se o PAC como coagulante e água de estudo natural advinda do Lago Acauã no estado da Paraíba, a melhor remoção compreendeu a faixa de pH de 5,5 e 6,0 e dosagem de coagulante entre 40 e 50 mg.L⁻¹ de PAC, atingindo 47% de remoção.

Já nos resultados para essa mesma avaliação, porém no experimento 2, a melhor eficiência apresentada foi entre intervalo de pH de 6,0 e 7,0, com dosagem de sulfato de alumínio de 16 mg.L⁻¹, chegando a aproximadamente 85% de remoção.

Pode-se observar que em dosagens abaixo de 8 mg.L⁻¹, a remoção da turbidez foi inferior a 30%, em todas as faixas de pH analisadas. Sendo que abaixo de 4 mg.L⁻¹ de sulfato de alumínio, em alguns pontos, a remoção foi praticamente nula.

Em relação ao trabalho de Oliveira (2012), no qual analisou a remoção de *M. aeruginosa*, a melhor eficiência de remoção de turbidez deu-se em pH 5,5, com dosagens mais elevadas, entre 40 a 60 mg.L⁻¹ de sulfato de alumínio. Sendo que em dosagens abaixo de 25 mg.L⁻¹ do coagulante em toda a faixa de pH analisada (5,5 a 8,0), a remoção da turbidez foi praticamente ineficiente, variando de 0 a 30%.

A melhor eficiência de remoção de turbidez para coagulação, floculação, sedimentação em pH mais baixo também foi observada por Assis (2006), em experimento realizado em escala de bancada, utilizando células de *M. aeruginosa* e sulfato de alumínio como coagulante e água natural proveniente do Lago Paranoá localizado no Distrito Federal. O trabalho obteve maiores eficiências de remoção de turbidez com pH de coagulação em torno de 5,0 e dosagem de coagulante acima de 8,0 mg.L⁻¹, e os piores resultados obtidos ficaram em torno de pH 7,0.

Comparando os experimento 1 e 2 deste estudo, pode-se observar que o experimento 1 apresentou maior eficiência por utilizar menores dosagens de coagulante e atingir uma porcentagem de remoção de até 95% de turbidez. Enquanto no experimento 2, a dosagem utilizada foi o dobro que do experimento anterior e o máximo de remoção foi de 85%.

Quanto ao diagrama de isoeffiência de remoção de cor aparente, as melhores eficiências de remoção de cor foram na faixa de pH entre 7,0 e 8,0, em todas as dosagens de coagulante analisadas, variando de 70 a 100%. Observou-se ainda que em pH entre 6,0 e 6,5, em alguns pontos a remoção foi inferior a 10%.

No trabalho realizado por Rosa (2014), observou-se que a melhor eficiência de remoção de cor aparente foi no pH entre 6,0 a 7,5, para dosagens acima de 40 mg.L⁻¹ de PAC, chegando até 75% de remoção. Já com dosagens abaixo de 35 mg.L⁻¹ do coagulante, em pH 5,5 a 6,5, a remoção foi ineficiente, variando de 0 a 20%.

Guerra et al. (2015), observou que a remoção de cor aparente obteve melhores resultados na faixa de pH compreendida entre 5,5 e 6,0 e em dosagens de coagulante entre 50 e 60 mg.L⁻¹ de PAC, sendo acima de 70%. Em pH 5,5 e dosagem 50 mg.L⁻¹ de PAC foi onde obteve maior remoção chegando próximo a 100%. Os piores resultados foram observados em faixas de pH 4,5 a 5,0 e dosagens acima de 60 mg.L⁻¹, e entre pH 6,5 e 7,0 e dosagens abaixo de 30 mg.L⁻¹.

No experimento 2, a maior eficiência de remoção de cor aparente compreendeu no intervalo de pH entre 6,0 e 7,5, com dosagem de 12 mg.L⁻¹ de sulfato de alumínio, chegando a 100%.

O resultado foi insatisfatório na faixa de pH entre 6,5 e 8,0 e dosagens entre 3 e 7 mg.L⁻¹ do coagulante, variando de 0 a 20%.

No estudo de Oliveira (2012), obteve remoção de cor aparente maior que 50% em dosagens mais elevadas (40 a 60 mg.L⁻¹) de sulfato de alumínio e pH baixo (5,5). Em dosagens menores a 35 mg.L⁻¹ de coagulante, em toda a faixa de pH analisada (5,5 a 8,0), a remoção foi menor que 25% e em alguns pontos a remoção foi nula.

Para a remoção de cor nesta etapa de coagulação, floculação e sedimentação, o experimento 1 apresentou-se novamente mais eficiente em relação ao experimento 2, pois houve remoção próximo a 100%, em qualquer dosagem de coagulante, e com pH próximo a neutralidade, já no experimento 2, foram somente com dosagens acima de 12 mg.L⁻¹ de coagulante.

ETAPA DE FILTRAÇÃO

A remoção de turbidez, nos experimento 1 e 2 na etapa de filtração, apresentou melhor eficiência comparada a remoção de turbidez na etapa da coagulação, floculação e sedimentação.

A filtração apresenta melhor eficiência não somente resultando da retenção física dos flocos no material granular do filtro, pois mesmo onde na etapa de sedimentação foi ineficiente, na etapa de filtração a remoção foi acima de 80% (ROSA, 2014).

Este fato pode ser explicado pelo mecanismo de aderência envolvida na etapa da filtração, onde é resultado da interação entre a superfície do floco e do grão do meio filtrante. Desta forma, a partícula desestabilizada eletricamente devido a ação do coagulante sofre mais intensamente a ação deste mecanismo, aderindo-se a superfície do floco, resultando na melhor eficiência de remoção da turbidez (DI BERNARDO et al., 2011).

Quando comparado com a remoção da turbidez do experimento 1, na etapa de coagulação, floculação e sedimentação, na filtração obteve-se melhores resultados, pois onde a remoção na primeira etapa foi de 25%, na segunda etapa a remoção foi superior a 70% nos mesmo pontos, sendo estes em dosagens de 6, 8 e 12 mg.L⁻¹ de PAC e pH entre 6,0 e 7,0.

A mesma eficiência não pode ser observada no experimento 2 da etapa de coagulação, floculação e sedimentação, na qual em dosagem abaixo de 6 mg.L⁻¹ de coagulante, a remoção foi de 0 a 20%.

Comparando os experimento 1 e 2 da etapa de filtração, na remoção da turbidez, observou-se que o experimento 1 foi mais eficiente pois em quaisquer dosagens de coagulante, a remoção foi acima de 70%, já no experimento 2, somente em dosagens elevadas do coagulante que a remoção apresentou melhor eficiência.

Quando comparada a eficiência do experimento 1, desta etapa, com a etapa anterior, pode-se observar que em mesma faixa de pH e dosagem de coagulante a remoção foi semelhante, porém na etapa de filtração a porcentagem de remoção foi um pouco superior a etapa de coagulação, floculação e sedimentação.

Pode-se notar que no experimento 2, a remoção de cor, nesta etapa da filtração foi mais eficiente do que na etapa da coagulação, floculação e sedimentação, coincidindo a eficiência em apenas um ponto, sendo ele em dosagem de 12 mg.L⁻¹ de sulfato de alumínio e em pH entre 6,0 e 7,0.

Comparando-se com o experimento 1 e 2 desta etapa, o experimento 1 apresentou maior eficiência, pois em quaisquer dosagens de coagulante a remoção foi superior a 60%, enquanto no experimento 2, isto ocorreu somente em dosagens mais elevadas.

CONCLUSÃO

A simulação do tratamento convencional, através do equipamento jarteste em conjunto com filtros de laboratório de areia (FLAs) demonstrou que o PAC apresentou uma maior eficiência de remoção de turbidez, cor e células de cianobactérias, em menores dosagens de coagulante, quando comparado com o sulfato de alumínio. O pH foi um dos fatores que mais influenciou na remoção de turbidez, cor e células de cianobactérias, sendo que o PAC apresentou faixa ótima de pH entre 7,0 e 8,0 enquanto o sulfato de alumínio foi em torno de 6,0, tornando a água mais ácida.

Pode-se observar com a utilização do sulfato de alumínio, a maior dificuldade encontrada foi com o ajuste do pH, pois este coagulante tende a tornar a água mais ácida, dificultando o andamento das análises. Desta forma, é necessário a utilização de soluções que tornem o pH menos ácido, podendo, então, chegar mais próximo dos valores de pH desejados.

O PAC demonstrou-se mais eficiente na remoção de células de cianobactérias em menores dosagens de coagulante comparando-se ao sulfato de alumínio. Apesar de ter obtido eficiências superiores a 50% de remoção, torna-se necessário a realização de outros estudos que possam avaliar efetivamente a remoção das cianotoxinas e, ainda, incluir métodos complementares, como o carvão ativado e o ozônio.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. ASSIS, Renata S. S. Remoção de *Microcystis aeruginosa* e Microcistinas por flotação por ar dissolvido – Estudo em escala de bancada utilizando sulfato de alumínio e cloreto férrico como coagulantes. 2006. Dissertação de Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos. Departamento de Engenharia Ambiental e Civil. Universidade de Brasília. Brasília/DF, 2006.
2. BITTENCOURT-OLIVEIRA, M. C.; MOLICA, R. Cianobactéria invasora. Revista Biotecnologia Ciência e Desenvolvimento, Brasília, v. 30, p. 82-90, jan./jul. 2003.
3. BRASIL. Água - Determinação de alcalinidade - Métodos potenciométrico e titulométrico. NBR 13736, ABNT, 1996.
4. BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA. Resolução nº. 357. Dispõe Sobre a Classificação dos Corpos de Água e Diretrizes Ambientais Para o seu Enquadramento, bem Como Estabelece as Condições e Padrões de Lançamento de Efluentes, e dá Outras Providências. Diário Oficial da União 2005.
5. BRASIL - Ministério da Saúde. Portaria nº 2.914, de 12 de dezembro de 2011. Disponível em: <http://bvsms.saude.gov.br/bvs/saudelegis/gm/2011/prt2914_12_12_2011.html>. Acesso em: 10 Nov. 2014.
6. DI BERNARDO, Luiz; MINILLO, Alessandro; DANTAS, Angela Di B. Florações de Algas e Cianobactérias: Suas Influências na Qualidade da Água e nas Tecnologias de Tratamento. 1 ed. São Carlos: Editora LDiBe Ltda., 2010.
7. DI BERNARDO, Luiz.; DI BERNARDO, Ângela.; CENTURIONE FILHO, Paulo. L. Ensaio de Tratabilidade da Água e dos Resíduos Gerados em Estações de Tratamento de Água. São Carlos: Editora LDiBeLtda, 2011.
8. GUERRA, A. B.; CEBALLOS, B. S. O. ; GUIMARAES, H. R. C. ; LOPES, W. ; AQUINO, S. F.; LIBANIO, M.. Remoção de microcistina-LR de águas eutrofizadas por clarificação e filtração seguida de adsorção em carvão ativado granular. Engenharia Sanitária e Ambiental, 2015.
9. GORHAM, P. R. Toxic algae. In: JACKSON, D. F. (ed.). Algae and Man. D. F. New York: Plenum Press, p. 307-36, 1964.
10. HASHIMOTO, E. H. ; KAMOGAE, M. ; VANZELLA, T.P. ; CÓLUS, I.M.S. ; BRACARENSE, A. P. F. R. L. ; BITTENCOURT-OLIVEIRA, M. C. ; ITANO, E. N. ; KURODA, E.K. ; KATO, H. ; NAGATA, S. ; UENO, Y. ; HARADA, K- I. ; HIROOKA, E. Y.. Biomonitoring of microcystin and aflatoxin co-occurrence in aquaculture using immunohistochemistry and genotoxicity assays. Brazilian Archives of Biology and Technology .v. 55, p. 151-159, 2012.

11. OLIVEIRA, Jailma M. B. Remoção de *Cylindrospermopsis raciborskii* por Meio de Sedimentação e de Flotação: avaliação em escala de bancada. 2005. 122 f. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos) – Universidade de Brasília, 2005.
12. OLIVEIRA, Silvania Nóbrega. Remoção de *Microcystis aeruginosa* e microcistina-Lr por coagulação, floculação, sedimentação e filtração seguida de coluna de carvão ativado granular. 2012. 84 f. Dissertação (Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental) - Universidade Estadual da Paraíba, 2012.
13. PROSAB, EDITAL 4, TEMA 1. Contribuição ao estudo da remoção de cianobactérias e microcontaminantes orgânicos por meio de técnicas de tratamento de água para consumo humano/ Valter Lúcio de Pádua (coordenador). Rio de Janeiro: ABES. 2006. 504 p. Disponível em: <http://www.finep.gov.br/Prosab/livros/Prosab_agua.zip>. Acesso em: 2 Out. 2014.
14. ROSA, Josemarque L. Tratabilidade de Água Contaminada com *Cylindrospermopsis raciborskii* em Escala de Bancada. 2014. 40 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Ambiental) – Curso de Engenharia Ambiental, Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Francisco Beltrão, 2014.
15. SANTIAGO, Lucas. M. Remoção de Células de Cianobactérias por Processos de Sedimentação e Flotação por ar Dissolvido: avaliação em escala de bancada. 2008. 125 f. Dissertação (mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Escolha de Engenharia da Universidade Federal de Minas Gerais, 2008.