



You are free: to copy, distribute and transmit the work; to adapt the work.
You must attribute the work in the manner specified by the author or licensor

REMOÇÃO DE *Microcystis aeruginosa* E MICROCISTINA-LR POR SEDIMENTAÇÃO E FILTRAÇÃO SEGUIDA DE COLUNA DE CARVÃO ATIVADO GRANULAR

Silvania Nóbrega Oliveira¹; Josué da Silva Buriti²; Beatriz Susana Ovruski de Ceballos³;
Wilton Silva Lopes⁴

RESUMO

Foram realizados ensaios de bancada para remoção de células inteiras de *Microcystis aeruginosa* e de microcistina-LR (MC-LR) extracelular por sedimentação e filtração seguida de coluna de carvão ativado granular (CCAG). Utilizou-se água bruta (AB) de manancial eutrofizado adicionada de células de *M. aeruginosa* até atingir 10^{-5} cel.mL⁻¹, denominada AE (água de estudo). Observou-se eficiência de até 90% de remoção de células inteiras para dosagem de sulfato de alumínio superior a 45 mg.L⁻¹ e pH de coagulação de 5,5 na água decantada. Na água filtrada e na água efluente da coluna de carvão ativado granular – CCAG, a concentração média de células foi 3,8 e 3,6 log cel.mL⁻¹ respectivamente. A concentração média de MC-LR na água efluente da CCAG foi de 0,15 µ.L⁻¹, abaixo do limite de detecção do método (0,16 µ.L⁻¹). A variação dos valores de MC-LR efluentes da CCAG foi de 0,18 a 0,28 µ.L⁻¹, todos inferiores ao valor máximo permitido pela portaria 2914/11 do Ministério da Saúde, de 1 µ.L⁻¹ para água potável. Esses valores sugerem que não houve ruptura de células e nenhuma liberação de MC-LR.

Palavras-chave: Carvão Ativado Granular. Microcistina-LR. *Microcystis aeruginosa*. Coagulação. Floculação. Sedimentação.

Microcystis aeruginosa AND MICROCYSTIN-LR REMOVAL BY SEDIMENTATION AND FILTRATION FOLLOWED BY COLUMN OF GRANULAR ACTIVATED CARBON

ABSTRACT

Bench tests were performed to remove whole cells of *Microcystis aeruginosa* and microcystin-LR (MC-LR) extracellular followed by sedimentation and filtration through a column of granular activated carbon (CCAG). Raw water from eutrophic spring was employed with the addition of cells of *M. aeruginosa* until 10^{-5} cells.mL⁻¹. Removal of cells efficiency up to 90% was observed with 45 mg.L⁻¹ of aluminum sulfate and coagulation pH of 5.5 in the decanted water. In the filtered effluent water and in the CCAG effluent water the average concentration of cells was 3,8 and 3,6 log cel.mL⁻¹ respectively. The average concentration of MC-LR in the CCAG water effluent was 0,15 µ.L⁻¹, value below the limit of detection of the method (0,16 µ.L⁻¹). The CCG effluents values ranged from 0,8 to 0,28 µ.L⁻¹ all of them below the maximum value allowed by Ordinance 2914/11 Ministry of Health of 1 µ.L⁻¹ MC-LR in drinking water. Those values suggested that there were not cells rupture and no MC-LR liberation.

Keywords: Granular Activated Carbon. *Microcystis aeruginosa*. Microcystin-LR. Coagulation. Flocculation. Sedimentation.

¹ Bióloga e Mestranda em Ciência e Tecnologia Ambiental pela Universidade Estadual da Paraíba (UEPB)

² Químico Industrial e Mestrando em Ciência e Tecnologia Ambiental pela Universidade Estadual da Paraíba (UEPB)

³ Bióloga doutora em Ciências Biológicas (Microbiologia) pela Universidade de São Paulo. Professora do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Estadual da Paraíba (UEPB)

⁴ Químico Industrial pela Universidade Estadual da Paraíba (UEPB). Doutor em Química pela Universidade Federal da Paraíba (UFPB). Professor Doutor B (DE) do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Estadual da Paraíba (UEPB). E-mail: wiltonuepb@gmail.com

1. INTRODUÇÃO

A proliferação luxuriante de cianobactérias na água dos mananciais usados como fontes de água potável é cada vez mais frequente. No Brasil, crescem os relatos de ocorrência de cianobactérias em corpos de água especialmente na região Nordeste, relacionados a fatores climáticos favoráveis como elevada temperatura do ambiente e da água, longos períodos de estiagem e elevada incidência luminosa associados às características morfológicas dos açudes, geralmente poucos profundos e dendríticos, que favorecem a formação de zonas de menor fluxo hidráulico, entre outros fatores (SANTANA *et al.* 2008).

Diversos gêneros de cianobactérias causam florações e até o momento, em todo o mundo os mais frequentes são: *Anabaena*, *Microcystis*, *Oscillatoria*, *Aphanizomenon*, *Nodularia*, *Cylindrospermopsis*, *Lyngbya*, *Nostoc* e *Planktothrix* (CARMICHAEL, 2001).

No reservatório de Acauã, na bacia do médio rio Paraíba-PB, utilizado para abastecimento público, ocorrem florações frequentes de cianobactérias com predominância de *Aphanizomenon gracile*, *Cylindrospermopsis raciborskii*, *Planktothrix agardii*, *Microcystis aeruginosa*, *Anabena circinalis*, *Lyngbya SP*, todas potencialmente produtoras de toxinas (LINS, 2011).

A presença desses microrganismos na água bruta pode dificultar e encarecer o tratamento. Números elevados de células dificultam a coagulação sendo necessárias maiores dosagens de coagulantes e a verificação da eficiência na etapa de sedimentação (DRIKAS *et al.* 2001; SUN *et al.* 2012). O excesso de células tende a favorecer a formação de flocos de difícil sedimentação que podem persistir na unidade de decantação e serem carregados para os filtros, colmatando-os e diminuindo o tempo das carreiras de filtração. Esse fenômeno pode ocorrer após poucas horas de funcionamento (HENDERSON *et al.* 2010). Entretanto, a principal importância sanitária do florescimento de cianobactérias é a possível liberação de cianotoxinas na água, que podem causar sérios agravos à saúde humana e alterações na biota aquática em geral. As toxinas das cianobactérias conhecidas são reunidas em três grupos, de acordo com seus alvos de ação: hepatoxinas (microcistinas, cilindrospermopsinas), neurotoxinas (anatoxina-a, anatoxina-a (s), saxitoxina e neo-saxitoxina), e dermatoxinas (CARMICHAEL, 2001).

O conhecimento desse problema tem conduzido às modificações tecnológicas ou otimização das técnicas de tratamento que favoreçam elevada remoção de cianobactérias e cianotoxinas na água.

Pesquisas que visam à remoção de células de *Microcystis aeruginosa* e microcistinas por tratamento convencional com uso de carvão ativado sob condições climáticas regionais e com águas de reservatórios eutrofizados representam contribuições importantes na área da engenharia sanitária. Dados da literatura reportam que tanto o carvão ativado em pó (CAP) quanto o carvão ativado granular (CAG) removem satisfatoriamente cianotoxinas extracelulares dissolvidas na água (HO *et al.* 2011).

No presente trabalho foram realizados ensaios em escala de bancada para avaliar a eficiência de remoção de células de *Microcystis aeruginosa* e microcistina - LR (MC-LR) extracelular por coagulação, floculação, sedimentação, filtração seguida de coluna de carvão ativado granular produzido na região nordeste e utilizando-se água de açude eutrofizado, usada para abastecimento humano após tratamento convencional.

2. MATERIAL E MÉTODOS

O procedimento experimental foi dividido em duas etapas: a primeira foi constituída por ensaios de bancada de coagulação, floculação e sedimentação com uso de *Jar Test*. Esses ensaios foram desenvolvidos para realizar uma avaliação preliminar das melhores dosagens do

coagulante sulfato de alumínio e do pH de coagulação. A seguir novos ensaios foram feitos para confirmar as melhores dosagens obtidas nos ensaios prévios e para a contagem das células de *M. aeruginosa* na água decantada (AD), a fim de avaliar a eficiência desses processos.

Na segunda etapa utilizou-se um Filtro de Laboratório de Areia (FLA) seguido de uma Coluna de Carvão Ativado Granular (CCAG). A água de estudo (AE), após coagulação, floculação e sedimentação, serviu como afluente para o FLA e esse efluente de água filtrada (AF) alimentava a CCAG. Na Figura 1 se apresenta o fluxograma da metodologia utilizada.

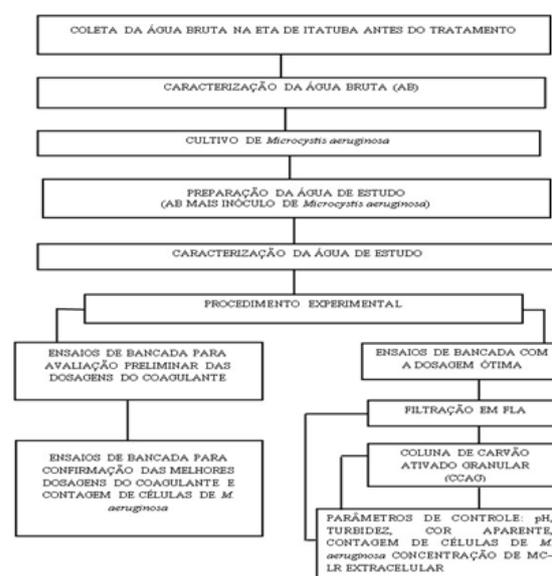


Figura 1. Fluxograma das etapas metodológicas.

Foi utilizada água do açude Argemiro de Figueiredo (Acauã), coletada na entrada da Estação de Tratamento de

Água de Itatuba, no Município do mesmo nome, na Paraíba, antes de qualquer tratamento. Os ensaios foram realizados com Água de Ensaio (AE) preparada com a água bruta (AB) de Acauã adicionada de uma cultura de *M. aeruginosa* crescida em laboratório para se obter concentração final na ordem de 10^5 cel.mL⁻¹.

A cepa de *M. aeruginosa*, produtora de MC-LR foi fornecida pelo Departamento de Botânica da Universidade Federal de São Carlos - São Paulo. O cultivo foi realizado no meio líquido ASM-1, com aeração contínua e mantido sob condições controladas de temperatura (24°C), com foto-período de 12 horas com intensidade luminosa aproximada de 1.200 Lux com uso de lâmpadas tubulares fluorescentes de 40 W. O crescimento celular foi monitorado com a contagem das células usando-se microscópio invertido, seguindo o método de sedimentação de UTERMÖHL (1958) até atingirem crescimento exponencial, na ordem de 10^7 cel. mL⁻¹, o qual se alcançou após 15 a 18 dias de cultivo.

Na AB e na AE uma amostra de cada foi fixada com lugol a 1% e se procedeu a contagem das células; em outra amostra de cada uma das duas águas sem fixador se procedeu a medição dos parâmetros de controle físicos e químicos conforme a Tabela 1. A quantificação de MC-LR extracelular foi realizada por imunoenensaio

(ELISA - Enzyme-Linked Immunosorbent Assay) com uso do Kit *Beacon Analytical Systems Inc.*

Tabela 1. Parâmetros e métodos utilizados para caracterizar a água bruta (AB) do Açude de e a água de estudo (AE) preparada no laboratório.

PARÂMETROS	MÉTODO
pH	Potenciométrico (4500-B*)
Dureza total	Titulométrico (2340-C*)
Cor aparente	Espectrofotometro (2120-C*)
Turbidez	Nefelométrico (2130-B*)
Alcalinidade total	Titulométrico (2320-B*)
Clorofila-a	Extração com etanol
<i>M. aeruginosa</i>	UTERMÖHL (1958)

*APHA, (2005)

Os ensaios de coagulação foram realizados usando-se sulfato de alumínio em reatores estáticos (*Jar Test*) marca Poli Control® modelo FlocControl com seis jarros de base quadrada e capacidade de 2 litros cada um. Para cada jarro o equipamento apresenta um agitador do tipo paleta de eixo vertical de aço inoxidável, com capacidade de fornecer gradientes de velocidade entre 10 e 1000 s⁻¹. Os parâmetros operacionais foram 800 s⁻¹(Gmr), 30 s (Tmr), 30 s⁻¹ (Gfl) e 25 min (Tfl). A velocidade de sedimentação (Vs) foi de 20 minutos, que corresponde à taxa de aplicação superficial (TAS) de 5,0 m³. m⁻². dia⁻¹. Na construção do diagrama de coagulação para o sulfato de alumínio,

foram avaliadas as dosagens do coagulante a partir da concentração inicial de 5mg.L^{-1} , variando em intervalos de 5 em 5mg.L^{-1} até 60mg.L^{-1} . Utilizou-se uma solução de sulfato de alumínio em pó ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot (14-18) \cdot \text{H}_2\text{O}$) marca VETEC preparada no mesmo dia do ensaio, concentração de 1%. A faixa do pH de coagulação foi de 5,5 a 8,5. O ajuste do pH foi realizado com ácido clorídrico ou hidróxido de sódio 0,1 N. Os diagramas de coagulação foram construídos em função da turbidez remanescente utilizando o software Minitab 14.

O sistema experimental, operado durante 120 horas, foi composto pelo *Jar Test*, um balde de 20 L, uma bomba peristáltica, um FLA e uma CCAG, conforme Figura 2.

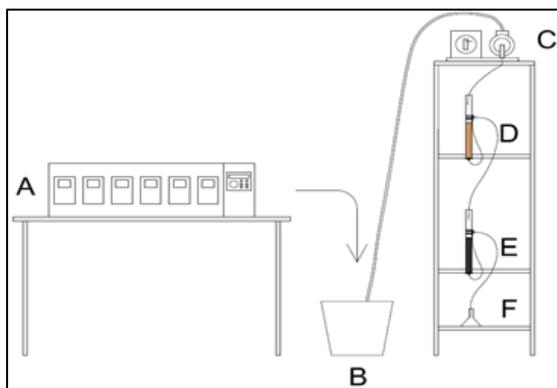


Figura 2. Esquema do sistema experimental. (A) *Jar Test*; (B) Reservatório com água decantada; (C) Bomba peristáltica; (D) Filtro de Laboratório de Areia (FLA); (E) Coluna de Carvão Ativado Granular (CCAG); (F) Erlenmeyer para coleta.

Inicialmente foram preparados 100 L de AE (água bruta de Acauã com adição de cultura de *M. aeruginosa* para obter

concentração final na água de estudo - AE de 10^5 cel.mL^{-1}). Utilizou-se, aproximadamente 1L de cultura para cada 100 L de água de Acauã; o volume da amostra da cultura a ser adicionado na AB era calculado após a contagem prévia de células na cultura de *M. aeruginosa*, que deveria estar na concentração aproximada de 10^7 cel.mL^{-1} .

O FLA foi confeccionado com tubo de PVC de 21 mm de diâmetro interno e 30 cm de comprimento. O meio filtrante foi constituído por uma coluna de 15 cm de areia usada na construção civil de granulometria média, lavada, aderida na parede interna do tubo, de modo a evitar a formação de correntes preferenciais durante a filtração. A areia foi peneirada usando peneiras de números 40 e 30, selecionando-se tamanhos dos grãos entre 0,42 a 0,60 mm.

O sistema de filtração operou com vazão de $1,44\text{ L.h}^{-1}$ o que corresponde a uma taxa de filtração de $100\text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$. A retrolavagem do FLA foi realizada a cada meia hora (perda de carga de 20%) com água de torneira e em seguida lavada com água destilada para retirada do cloro residual com o objetivo de evitar interferências deste na CCAG. A cota de saída de água filtrada foi posicionada aproximadamente a 1 cm acima do topo da camada do meio filtrante, a fim de evitar pressão negativa durante a filtração.

A coluna de carvão foi montada de forma semelhante ao filtro de areia. Foi confeccionada em tubo de PVC com diâmetro interno de 21 mm e comprimento de 30 cm. A altura do meio filtrante foi de 15 cm e o ponto de coleta de saída de água encontrava-se a 1 cm de distância do meio filtrante; a vazão foi de 1,44 L.h⁻¹. As características do CAG e da coluna de CAG utilizadas no sistema experimental estão descritas na Tabela 2.

Tabela 2. Características do CAG e da CCAG utilizada no sistema experimental.

Parâmetros	CCAG
Granulometria (mm)	1,40 – 0,42
Volume da coluna (mL)	52,0
Massa (g)	30,1
Altura (cm)	15,0
Volume de vazio da coluna (mL)	23,3
Tempo de contato teórico (s)	58

O CAG de origem de casca de coco de dendê produzido na Bahia, foi lavado com água deionizada várias vezes para remoção das impurezas e seco em estufa a 110°C. Antes do uso foi resfriado em dessecador, evitando-se umidade. Um volume de CAG equivalente à massa necessária para encher a coluna até a altura de 15 cm foi pesado e em seguida transferido para um erlenmeyer de 500 ml, no qual foi adicionada água deionizada até cobrir completamente o CAG. A seguir, a

mistura foi fervida durante 10 minutos para eliminar as impurezas voláteis. Após resfriamento até temperatura ambiente, o CAG foi transferido para a coluna e durante a filtração se teve sempre cuidado de deixá-lo submerso na água conforme recomendam as normas da ASTM D.6586-03 e D.3922-89.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

A água de estudo preparada a partir da AB utilizada durante os ensaios de bancada apresentou os seguintes parâmetros de caracterização mostrados na Tabela 3.

Tabela 3. Caracterização da água bruta do açude de Acauã e da água de estudo utilizada nos ensaios de coagulação, floculação e sedimentação.

Parâmetros	AB*	AE**
pH	7,6	7,7
Dureza total (mg CaCO ₃ .L ⁻¹)	233	250
Cor aparente (uH)	85	132
Turbidez (uT)	5	8
Temperatura (°C)	ND***	24
Alcalinidade (mg CaCO ₃ .L ⁻¹)	90	89
Clorofila- <i>a</i> (µg.L ⁻¹)	8	42
<i>M. aeruginosa</i> (cel.mL ⁻¹)	6,72E+03	1,22E+05

* AB água bruta de Acauã.

** AE água de estudo (água de Acauã inoculada com células de *M. aeruginosa*).

*** ND não determinado.

Verifica-se que na AE os parâmetros turbidez, cor aparente, clorofila-*a* e concentração de células aumentaram de forma significativa quando comparados

com os da AB de Acauã. Essa variação já era esperada uma vez que foram adicionadas células de *M. aeruginosa* na concentração de 1:100.

Na elaboração do diagrama de coagulação (Figura 3) foi observado que nos processos de coagulação, floculação e sedimentação é produzida água com turbidez remanescente menor que 4 uT para o pH de 5,5 com dosagens de 40 a 60 mg.L⁻¹ de sulfato de alumínio, sendo possível identificar outra região para esse valor de turbidez remanescente com pH de 6,5 e dosagem de coagulante de 60 mg.L⁻¹. Já para pH de 7,0 e próximo ao da água natural de Acauã os valores de turbidez remanescente variaram entre 4 e 5 uT para 55 e 60 mg.L⁻¹ de sulfato de alumínio.

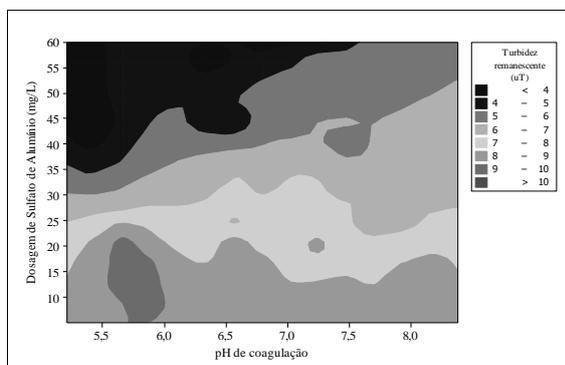


Figura 3. Diagrama de coagulação com sulfato de alumínio em função da turbidez remanescente para água de estudo contendo *M. aeruginosa* na concentração de 1,22E+05 cel.mL⁻¹.

Os melhores resultados para turbidez remanescente foram obtidos com doses entre 40 a 60 mg.L⁻¹ de sulfato de alumínio para os valores de pH próximos de 5,5. No

diagrama de coagulação se destaca que dosagens inferiores a 25 mg.L⁻¹ para pH na faixa de 5,5 a 8,0 resultaram em maiores valores de turbidez remanescente.

Foram repetidos os melhores resultados obtidos no diagrama de coagulação incluindo a contagem de células de *M. aeruginosa*, para averiguar a eficiência de remoção destas. Foram realizados ensaios em triplicata para cada um das dosagens de sulfato de alumínio e pH de coagulação escolhidos, totalizando 21 ensaios. A Tabela 4 mostra os resultados médios das repetições das melhores dosagens para pH, turbidez e cor aparente remanescentes e das quantificações das células de *M. aeruginosa* na água decantada. As tendências observadas no diagrama de coagulação se repetiram.

Tabela 4. Melhores dosagens do sulfato de alumínio, pH de coagulação turbidez e cor aparente remanescentes e concentração de células de *M. aeruginosa* na água decantada

Dosagem (mg.L ⁻¹)	pH ¹	Turb ² (uT)	Cor ³ (uH)	Ma ⁴ (cel.mL ⁻¹)	Rem ⁵ (%)
40	7,5	4,5	80	7,23E+04	35
45	5,5	1,8	33	1,78E+04	84
	6,5	2,9	55	2,60E+04	73
55	5,5	1,8	35	1,08E+04	90
	6,5	2,5	51	2,39E+04	79
60	7,0	2,6	54	2,70E+04	76
	7,5	3,5	72	7,21E+04	36

¹pH de Coagulação; ²Turbidez Remanescente; ³Cor aparente remanescente; ⁴*M. aeruginosa*; ⁵Remoção de *M. aeruginosa*.

De acordo com Kawamura (2000) o processo de sedimentação deve fornecer água decantada com turbidez menor que 2 uT para não sobrecarregar a unidade subsequente do sistema de tratamento. Dos resultados apresentados na Tabela 3 apenas as dosagens de 45 e 55 mg.L⁻¹ para pH de coagulação de 5,5, apresentaram valores residuais de turbidez na água decantada compatíveis com o sugerido pelo autor.

Houve resultados de até 90% de remoção de turbidez no pH 5,5 para dosagens de 45 a 55 mg.L⁻¹ de sulfato de alumínio, mas os valores remanescentes ainda evidenciaram concentrações significativas de células de *M. aeruginosa* (1,78E+04 e 1,08E+04, respectivamente), que pode causar obstrução dos filtros de areia, resultando em carreiras de filtração mais curtas e maior frequência de lavagens.

No presente trabalho, os valores de turbidez, cor aparente remanescentes e concentração de células de *M. aeruginosa* para dosagens de 40 e 60 mg.L⁻¹ e pH de 7,5, que é o mais próximo da água natural de Acauã, apresentaram os menores valores de remoção de células (35%). Entretanto, no pH de 7,0 para 60 mg.L⁻¹ de sulfato de alumínio o processo de sedimentação mostrou-se eficiente, resultando em 76% de remoção de células.

Teixeira e Rosa (2006) avaliaram a eficiência de remoção de células intactas de *M. aeruginosa* na concentração de 10⁵ cel.mL⁻¹ pela sedimentação em escala de bancada com sulfato de alumínio e relataram eficiência de 95% de remoção das células com 15 mg.L⁻¹ de sulfato de alumínio.

Sun *et al.* (2012), estudaram a remoção de *M. aeruginosa* em culturas de aproximadamente 2,00E+06 cel.mL⁻¹, por processos de coagulação, floculação e sedimentação em água natural após filtração em membrada de 0,45 µm. Os autores relataram para 15 mg.L⁻¹ do coagulante cloreto de alumínio (AlCl₃) remoção de 100% das células após 30 minutos de sedimentação.

Dentre os valores de pH de coagulação avaliados, o valor de 5,5 parece ser o mais eficiente além de remover remoção de turbidez e cor aparente também removeu satisfatoriamente as células de *M. aeruginosa*. Entretanto, há dificuldades de caráter prático nas ETAs ao se trabalhar com esses valores baixos de pH de coagulação devido à necessidade de adição de ácidos.

Na Tabela 5 se mostra os parâmetros de controle, média, desvio padrão e coeficiente de variação para água de estudo (AE) inoculada com cultura de *M. aeruginosa*, concentração de 10⁵ cel.mL⁻¹.

Tabela 5. Água de Estudo - AE (água bruta de Acauã + inóculo de cultura de *M. aeruginosa*, 10^5 cel.mL⁻¹).

Amostras	<i>Microcystis aeruginosa</i> (cel.mL ⁻¹)	Turbidez (uT)	Cor aparente (uH)	pH	Alcalinidade total (mg CaCO ₃ .L ⁻¹)	MC-LR µg.L ⁻¹
AE1	1,17E+05	6,4	104	7,6	87	0,22
AE 2	1,06E+05	7,8	107	7,8	90	0,17
AE3	1,74E+05	7,7	125	7,8	88	0,33
AE4	1,03E+05	8,3	107	7,7	89	0,18
AE5	1,34E+05	8,2	118	7,6	90	0,26
AE 6	1,78E+05	6,4	118	7,6	90	0,10
MÉDIA	1,35E+05	7,4	113	7,7	89	0,21
DESVIO – PADRÃO	3,59E+04	0,86	8,33	0,10	1,26	0,08
CV p*(%)	26	11	7,4	1,3	1,4	38

Conforme Tabela 5 o valor médio de turbidez na AE foi de 7,4 uT, após o processo de coagulação, floculação e sedimentação esse valor reduziu para 3,5 uT na AD. O percentual de remoção foi de 53% para dosagem de 45 mg.L⁻¹ de sulfato de alumínio e pH de coagulação de 6,5.

A Figura 4 apresenta os gráficos *Box plot* para turbidez, cor aparente, log de células de *M. aeruginosa* e MC-LR na AE, AD, AF e CCAG após 120 horas de monitoramento.

Após 120 horas de funcionamento do FLA o valor médio de turbidez na AF foi de 0,91 uT que corresponde a 74% de remoção. O efluente da CCAG se comportou de maneira semelhante à AF, o valor de turbidez foi levemente inferior de 0,82 uT (Figura 4a). Esse comportamento

era esperado uma vez que a aplicação do CCAG no tratamento de água funciona como adsorvente dos compostos orgânicos nos poros e não ocorre adsorção de células ou remoção de partículas em suspensão.

Os valores médios de turbidez, embora menores que 1,0 uT na AF e na água efluente CCAG estão acima do limite exigido pela Portaria 2914/11 do Ministério da Saúde que estabelece valor máximo de turbidez $\leq 0,5$ uT após filtração rápida (BRASIL, 2011). Entretanto, deve-se considerar que os turbidímetros em geral não apresentam sensibilidade para leituras acuradas de baixos valores de turbidez.

A água de estudo apresentou valor médio de cor aparente de 113 uH. Durante o monitoramento do sistema, de 120 horas,

esse valor após 20 minutos de sedimentação reduziu-se para 62 uH, o qual corresponde à remoção de cor aparente de 45% na água decantada. Na Figura 4b se observa que os valores médios de cor aparente remanescente na água filtrada e na água efluente da CCAG foram de 18 uH e o percentual final de remoção

ficou em 84% e em 88% respectivamente, valores que podem ser considerados altos. Deve-se ressaltar que a maior parte das partículas que conferem a cor aparente à água filtrada e à água efluente da CCAG é composta por células de *M. aeruginosa* que não foram removidas eficientemente ao longo do tratamento.

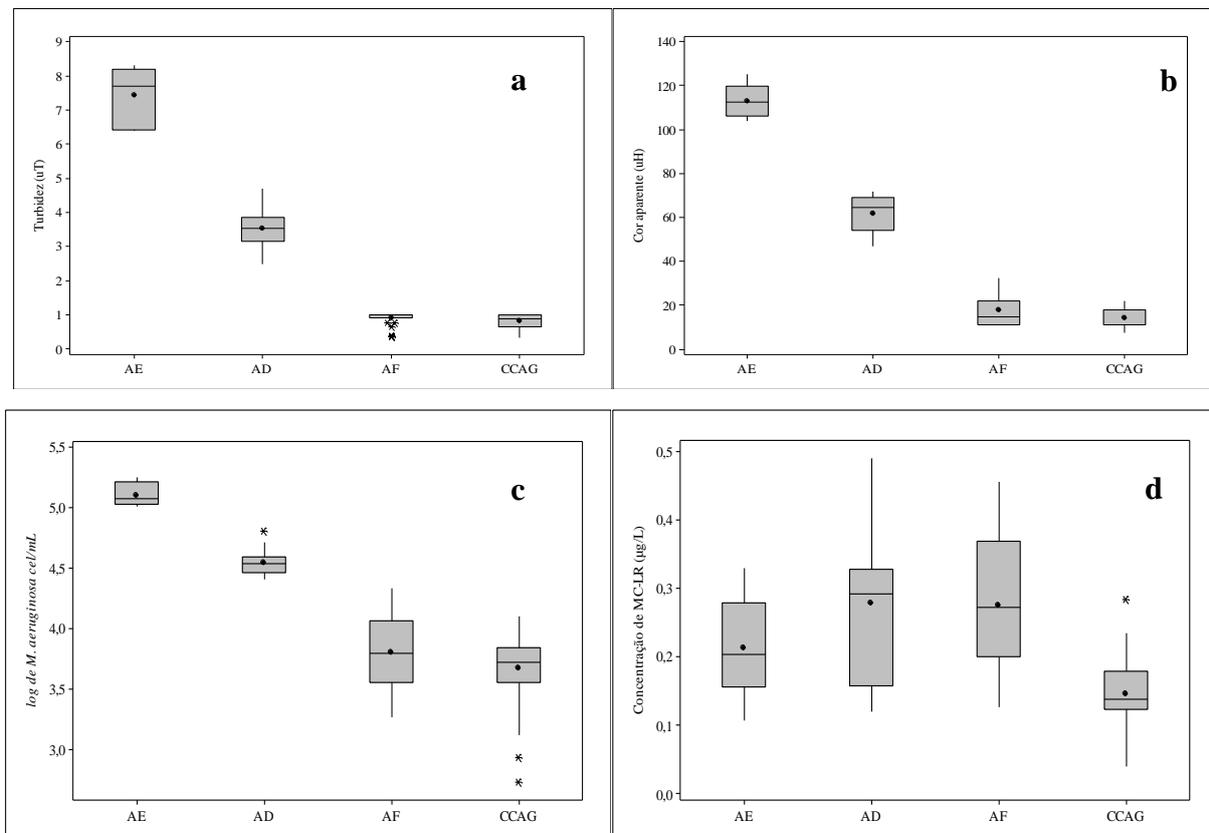


Figura 4. Box Plot turbidez (a), cor aparente (b) log de células de *M. aeruginosa* (c) e microcistina-LR (d) na água de estudo (AE), na água decantada (AD), na água filtrada (AF) e na água efluente da coluna de carvão ativado granular (CCAG) após 120 horas de monitoramento. Dosagem do sulfato de alumínio de 45 mg.L⁻¹; pH de coagulação de 6,5.

Os valores médios de cor aparente remanescente na água filtrada e na água efluente da CCAG foram de 18 uH e 14 uH respectivamente (Figura 4b). De acordo com a portaria 2914/11 do Ministério da

Saúde, que estabelece os padrões organolépticos de potabilidade, o valor máximo permitido é de 15 uH (BRASIL, 2011). Na Figura 4c observa-se que o valor médio da concentração de células de *M.*

aeruginosa na água de estudo foi de 5,0 log cel.mL⁻¹. Após sedimentação de 20 mim reduziu-se para 4,5 log cel.mL⁻¹. A água filtrada e a água efluente da CCAG tiveram 3,8 e 3,6 log cel.mL⁻¹ respectivamente, que correspondem aos percentuais de remoção de 94 e 96% respectivamente.

Dentre as tecnologias usadas para remoção de algas e cianobactérias na água de reservatórios destinados ao abastecimento público encontram-se a filtração direta, a dupla filtração e a filtração lenta. Esta ultima é a mais indicada na literatura, por ser uma das tecnologias mais apropriadas para remoção de células viáveis de cianobactérias como também de cianotoxinas. Além disso, é uma tecnologia bastante adequada à realidade de pequenas e médias comunidades pela facilidade de construção, manejo e baixo custo de operação. Entretanto, a rápida colmatção do meio filtrante exige limpezas frequentes (DI BERNARDO E DANTAS, 2005). Kuroda (2006), estudando a remoção de células de *Microcystis* spp, em sistema de dupla filtração constatou remoção de células superior a 99%. Entretanto, no presente trabalho a remoção de *M. aeruginosa* na água filtrada foi de 94%, que corresponde a uma concentração remanescente de 3,8 log de cel.mL⁻¹.

A Figura 5 mostra as concentrações de MC-LR extracelular da água efluente da CCAG durante o monitoramento de 120 horas.

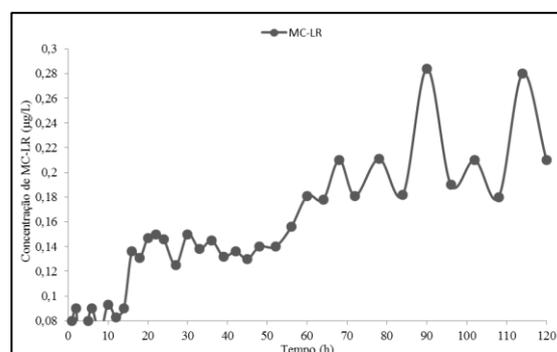


Figura 5. Concentração de MC-LR extracelular na água efluente da Coluna de Carvão Ativado Granular (CCAG) ao longo das 120 horas de monitoramento.

A água de estudo (AE) teve concentração média inicial de 0,21 µ.L⁻¹ de MC-LR. A Figura 5 mostra que AD e AF tiveram em média 0,28 µ.L⁻¹ de MC-LR O qual pode sugerir que houve ruptura celular com liberação de MC-LR de 0,07 µ.L⁻¹ e uma concentração média remanescente de 0,15 µ.L⁻¹ na água efluente da Coluna de Carvão Ativado Granular (CCAG). Esse resultado estaria indicando que grande parte da MC-LR extracelular foi adsorvida pela CCAG. O valor médio de 0,15 µ.L⁻¹ é inferior ao limite de detecção (0,16 µ.L⁻¹) do kit usado para avaliar MC-LR, o qual sugere menor sensibilidade do método para essas baixas concentrações. De forma semelhante, é importante observar que a diferença de 0,07 µ.L⁻¹ de MC-LR observado entre a

AD e AF pode ter origem na variação de leitura do próprio método.

Verifica-se um aumento gradual das concentrações remanescentes de MC-LR na após filtração na CCAG: nas primeiras 10 horas as concentrações eram da ordem de $0,09 \mu.L^{-1}$ e aumenta para valores médios de $0,15 \mu.L^{-1}$ até as 60 horas de filtração contínua. Após as 60 horas se mantem em torno de $0,20 \mu.L^{-1}$ até o final do experimento. Pode-se considerar que os dois pontos próximos a $0,28 \mu.L^{-1}$ são *outliners*, ou seja, valores externos não representativos. Mais uma vez observa-se que os valores detectados são bastante baixos e podem estar influenciados pela sensibilidade do método.

A otimização das condições de coagulação para remover células inteiras de cianobactérias é fundamental no tratamento de água. Sun *et al.* (2012), estudaram a remoção de células intactas de *M. aeruginosa* por coagulação, floculação e sedimentação com sulfato de alumínio, e tiveram bons resultados.

Drikas *et al.* (2001), usando a mesma tecnologia constataram que as células foram removidas sem a destruição da integridade da membrana. Entretanto, no presente trabalho possivelmente houve liberação de MC-LR na água decantada e filtrada. Após as 60 horas de monitoramento a concentração de MC-LR

na água efluente da CCAG variou de 0,18 para $0,28 \mu.L^{-1}$

4. CONCLUSÕES

A coagulação, floculação e sedimentação mostraram-se eficientes na remoção de células de *M. aeruginosa* para dosagem de sulfato de alumínio superior a $45 mg.L^{-1}$ e pH de coagulação de 5,5. As porcentagens máximas de remoção foram de 84 e 90% para concentrações entre 45 e $55 mg.L^{-1}$ do coagulante, respectivamente.

O pH de coagulação é de fundamental importância no processo de coagulação. Nas dosagens de 40 e $60 mg.L^{-1}$ de sulfato de alumínio e pH de 7,5 o percentual de remoção de *M. aeruginosa* foi de 35%. Essas doses de coagulante para esse pH resultaram em maiores valores de turbidez e cor aparente remanescentes, não sendo, portanto, recomendáveis para serem aplicadas na água estudada.

A água filtrada e a água efluente da Coluna de Cravão Ativado Granular durante as 120 horas de monitoramento apresentaram 3,8 e $3,6 \log cel.mL^{-1}$. Esses valores correspondem aos percentuais de remoção de 94 e 96% respectivamente.

Os resultados sugerem remoção de células intactas. Os valores de microcistina-LR extracelular detectado na água decantada e filtrada, de $0,28 \mu.L^{-1}$, indicam aumento de $0,007 \mu.L^{-1}$, valor muito

inferior ao limite de detecção do método e portanto, não confiável, pode se atribuído à variação de leitura inerente ao próprio kit.

Considerando que a concentração de MC-LR na água efluente da CCAG após 60 horas de monitoramento teria variado de 0,18 a 0,28 μL^{-1} , as concentrações medidas ficaram abaixo do valor máximo permitido pela portaria 2914/11 do Ministério da Saúde de 1 μL^{-1} para microcistinas.

5. REFERÊNCIAS

- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 20th. APHA, 2005.
- ASTM D.3922-89. Standard Practice for Estimating the Operating Performance of Granular Activated Carbon for Removal of Soluble Pollutants from Water. 1. ASTM – **American Society for Testing and Materials**, p.6, 1989.
- ASTM D.6586-03. Standard Practice for the Prediction of Contaminant Adsorption On GAC In Aqueous Systems Using Rapid Small-Scale Column Tests. 1. ASTM – **American Society for Testing and Materials**, p.6, 2003.
- BRASIL. (2011) Portaria nº 2914 de 12 de dezembro do Ministério da Saúde. Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. **Diário Oficial da União**; Poder executivo, Brasília, DF, 14 dez. 2011, Seção 1, p.39-46.
- CARMICHAEL, W. W. Health effects of toxin-producing cyanobacteria: The Cyano HABs. Human and Ecological. **Risk Assessment**, v. 75, p. 1393 – 1407, 2001
- DI BERNARDO, L.; DANTAS, A. D. B. **Métodos e técnicas de tratamento de água**. ed 2ª. São Carlos: Rima, p. 792, 2005.
- DRIKAS, M.; C., CHRISTOPHER W. K.; HOUSE, J.; BURCH, M. D. Using coagulation, flocculation, and settling to remove toxic cyanobacteria. **Journal AWWA**, vol.93, ed.2, p.100- 111, 2001.
- HENDERSON, R. K.; PARSONS, S. A.; JEFFERSON, B. The impact of differing cell and algogenic organic matter (MOA) characteristics on the coagulation and flotation of algae. **Water Research**, v. 44, p. 3617–3624, 2010.
- HO, L.; LAMBLING, P.; BUSTAMANTE, H.; DUKER, P.; NEWCOMBE, G. Application of powdered activated carbon for the adsorption of cylindrospermopsin and microcystin toxins from drinking water supplies. **Water Research**, v. 45, p. 2954 - 2964, 2011.
- KAWAMURA, S. **Integrated Design and Operation of Water Treatment Facilities**. 2ª ed. John Wiley e Sons, Inc., E.U.A., 74-104, 2000.
- KURODA, E. K. Remoção de células e subprodutos de *Microcystis* spp. Por dupla filtração, oxidação e adsorção. Tese (**Doutorado**). Universidade de São Paulo, 267 p, 2006.

- LINS, R. P. Estrutura dinâmica da comunidade fitoplanctônica em um reservatório eutrófico do trópico semiárido brasileiro. Tese (**Doutorado**). CTRN. Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, PB, 113 p, 2012
- SANT'ANNA, C.; AZEVEDO, M. T. P.; WERNER, V. R.; DOGO, C. R.; RIOS, F. R.; CARVALHO, L. R. Review of toxic species of cyanobacteria in Brasil. **Algological Studies**, v. 126, p. 359-385, 2008.
- SUN, F.; HAI-YAN PEI; WEN-RONG HUA.; CHUN-XIA MA. The lysis of *Microcystis aeruginosa* in $AlCl_3$ coagulation and sedimentation processes. **Chemical Engineering Journal**, p. 196–202, 2012.
- TEIXEIRA, M. R.; ROSA, M. J. Comparing dissolved air flotation and conventional sedimentation to remove cyanobacterial cells of *Microcystis aeruginosa*: Part I: The key operating conditions. **Separation and Purification Technology**, v.52, ed.1, p. 84-94, 2006.
- UTERMÖHL, H. Zur Vervollkommung der quantitativen phytoplankton-methodik. **Mitteilungen Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie** 9: 1-38, 1958.