



I-280 - DIAGRAMAS DE COAGULAÇÃO E AVALIAÇÃO DO POTENCIAL DE REMOÇÃO DE CÉLULAS DE *Microcystis aeruginosa* E *Cylindrospermopsis raciborskii* POR PROCESSOS CONVENCIONAIS DE TRATAMENTO DE ÁGUA

Anderson de Assis Moraes ⁽¹⁾

Biólogo pelo Centro Universitário do Leste de Minas Gerais. Mestre em Saneamento Ambiental e Doutorando em Saneamento Ambiental na Universidade Federal de Viçosa

Rafael Kopschitz Xavier Bastos

Engenheiro Civil (UFJF), Especialização em Engenharia de Saúde Pública (ENSP/FIOCRUZ), PhD em Engenharia Sanitária (University of Leeds, UK), Professor Adjunto - Departamento de Engenharia Civil, Universidade Federal de Viçosa (UFV), Chefe da Divisão de Água e Esgotos da UFV.

João Francisco de Paula Pimenta

Engenheiro Ambiental pela Universidade Federal de Viçosa. Mestrando em Saneamento Ambiental pela Universidade Federal de Viçosa.

Ann Honor Mounteer

Bióloga pela Universidade McGill, Canadá. Mestre em Engenharia Ambiental pela College of Environmental Science and Forestry/Syracuse University, Nova York. Mestre em Ciência Florestal (Tecnologia de Celulose e Papel) e Doutora em Microbiologia Agrícola, pela Universidade Federal de Viçosa. Professora Adjunta, Departamento de Engenharia Civil, Universidade Federal de Viçosa

Allana Abreu Cavalcanti

Graduanda em Engenharia Ambiental na Universidade Federal de Viçosa

Endereço ⁽¹⁾: Rua Tiradentes, 180/302 – João Brás - Viçosa - MG - CEP: 36570-000 - Brasil - Tel: (31) 8873-0310 - e-mail: andersondeassis@bol.com.br

RESUMO

Nesse trabalho são apresentados os resultados de diagramas de coagulação construídos a partir de testes de jarros realizados na Estação de Tratamento de Água (ETA) da Universidade Federal de Viçosa (UFV), com o objetivo de se avaliar o potencial dos sistemas convencionais de tratamento de água na remoção de células de cianobactérias, caso ocorra uma floração no manancial de abastecimento. Para os ensaios foi utilizada a mesma água de abastecimento da UFV, sendo que a ela foram adicionadas culturas de cianobactérias *Microcystis aeruginosa* NPLJ-4 e *Cylindrospermopsis raciborskii* T3, para se atingir a concentração de 10⁶ células por mililitro. Como coagulante utilizou-se sulfato de alumínio. Os resultados indicaram que os sistemas convencionais de tratamento de água são capazes de remover eficientemente as duas espécies de cianobactérias utilizadas, alcançando remoções superiores a 4 unidades logarítmicas. O controle das condições de coagulação, principalmente de pH e dosagem do coagulante, é um fator muito importante para a remoção efetiva de cianobactérias, sendo que doses maiores se mostraram mais efetivas na remoção, indicando que a predominância do mecanismo de varredura é importante na remoção das cianobactérias estudadas. A filtração também se mostrou uma barreira eficaz, principalmente na remoção de *C. raciborskii*.

PALAVRAS-CHAVE: Diagramas de coagulação, Cianobactérias, *Microcystis aeruginosa*, *Cylindrospermopsis raciborskii*.

INTRODUÇÃO

A crescente eutrofização dos ambientes aquáticos tem sido provocada principalmente por atividades humanas, causando um enriquecimento artificial desses ecossistemas. As principais fontes desse enriquecimento têm sido identificadas como as descargas de esgotos domésticos e industriais dos centros urbanos e a poluição difusa originada nas regiões agricultáveis. Esta eutrofização artificial produz mudanças na qualidade da água incluindo: a redução de oxigênio dissolvido, a perda das qualidades cênicas, a morte extensiva de peixes e o aumento da incidência de florações de microalgas e cianobactérias, com consequências negativas sobre a eficiência e custo de tratamento da água. Estas florações, também chamadas de “blooms”, se caracterizam pelo intenso crescimento desses microorganismos na superfície da água, formando uma densa camada de células com vários centímetros de profundidade, com consequências relacionadas à saúde pública (Azevedo e Brandão, 2003).



O teor de nutrientes, o tempo de retenção hidráulico, a estratificação e a temperatura são os principais fatores que influenciam a formação e intensidade das florações. Em nosso país, esse problema é intensificado pelo fato de que a maioria dos reservatórios de água para abastecimento apresenta as características necessárias para o crescimento intenso de cianobactérias durante todo o ano (Azevedo e Brandão, 2003).

Em 2000, já se tinha registros da ocorrência de pelo menos 20 espécies de cianobactérias potencialmente tóxicas, incluídas em 14 gêneros, em diferentes ambientes aquáticos brasileiros (Sant'Anna e Azevedo, 2000). Segundo essas autoras, *Microcystis aeruginosa* é uma das espécies com mais ampla distribuição no Brasil e *Anabaena* é o gênero com o maior número de espécies potencialmente tóxicas. Entretanto, também tem sido observado grande aumento na ocorrência da espécie filamentosa *Cylindrospermopsis raciborskii*, em diferentes regiões brasileiras (Bouvy *et al.*, 1999; Jardim *et al.*, 1999 e Huszar *et al.*, 2000). Relatos mais recentes confirmam a ocorrência de florações tóxicas de cianobactérias em 11 dos 26 estados brasileiros, as quais, embora ocorram com mais frequência em reservatórios (represas ou açudes), se encontram também em lagoas costeiras, rios e estuários (Ceballos *et al.*, 2006).

Microcystis é um gênero colonial e tipicamente planctônico e que comumente forma florações em corpos d'água eutrofizados; muitas espécies, incluindo *M. aeruginosa*, são produtoras de hepatotoxinas (microcistinas). *Cylindrospermopsis raciborskii* é uma espécie filamentosa, também formadora de florações e produtora de uma hepatotoxina (cilindrospermopsina) e de neurotoxinas (saxitoxinas) (Tucci e Sant'Anna, 2003; Sant'Anna *et al.*, 2006;).

As microalgas e as cianobactérias podem ser removidas por processos convencionais de tratamento de água. Porém o problema não pode ser abordado genericamente, devido à grande variedade de organismos (Bernhardt e Clasen, 1994). Por exemplo, as duas espécies estudadas nesse trabalho, *Microcystis aeruginosa* e *Cylindrospermopsis raciborskii*, apresentam morfologias muito diferentes, sendo a primeira caracterizada por células esféricas ($\approx 3,5$ a $7 \mu\text{m}$ de diâmetro) e a segunda por filamentos de células (≈ 4 a $462 \mu\text{m}$ de comprimento). Diagramas de coagulação constituem, assim, importantes ferramentas para a avaliação da efetividade do tratamento da água na remoção de cianobactérias. Neste trabalho avaliou-se o potencial de remoção de cianobactérias em processos convencionais de tratamento de água e são apresentados os resultados de diagramas de coagulação elaborados a partir da simulação de florações de *Microcystis aeruginosa* NPLJ-4 e de *Cylindrospermopsis raciborskii* T3, ambos com densidade de células da ordem de 10^6 células por mililitro.

MATERIAIS E MÉTODOS

Cultivo de *Microcystis aeruginosa* NPLJ-4 e *Cylindrospermopsis raciborskii* T3

As culturas de *M. aeruginosa* e *C. raciborskii*, a partir de cepas fornecidas pela Universidade de Brasília (UnB), foram mantidas em sala de crescimento no Laboratório do Departamento de Água e Esgoto da Universidade Federal de Viçosa (DAG/UFV), sob condições fotoautotróficas, à temperatura de $23 \pm 1^\circ\text{C}$, iluminação constante proveniente de luz fria fluorescente ($25 \mu\text{moles.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$) e fotoperíodo de 12 / 12 horas de luz / escuro. As culturas estoque foram mantidas em frascos Erlenmeyer, com capacidade para 300 mL, em meio mineral ASM-1 líquido (Gorham *et al.*, 1964). Periodicamente, as culturas eram transferidas na proporção 1:9 de células e de meio, respectivamente, para frascos erlenmeyers com capacidade de 6L contendo o meio ASM-1 e mantidas sob aeração constante até atingirem a concentração desejada de células (10^7 células por mililitro).

Ensaio de jarros (diagramas de coagulação)

Para realização dos ensaios foi utilizado o equipamento Jar Test (marca Nova Ética), dotado de 6 jarros com capacidade de 2 L cada e filtros de areia acoplados. Os filtros consistiam de buretas de 100 mL, com 16 mm de diâmetro interno, cujas características do meio filtrante constam na Tabela 1.

Tabela 1 – Características do leito filtrante da ETA piloto.

Granulometria	Espessura (cm)
Areia quartzosa, TEN. 0,4 a 0,42mm – $C_d \leq 1,3$	15,0
Seixo rolado de 3 a 6mm	2,0
Seixo rolado de 6 a 12mm	3,0
Seixo rolado de 12 a 16mm	3,0

TEN: tamanho efetivo nominal; C_d : coeficiente de desuniformidade.



Em cada jarro adicionou-se água bruta afluyente à Estação de Tratamento de Água da Universidade Federal de Viçosa, captada no Ribeirão São Bartolomeu, tendo sido adicionado à mesma o inóculo de uma das duas espécies de cianobactérias, diluído para se obter a concentração desejada de células. Na Tabela 2 constam os gradientes de velocidade e tempos utilizados nos testes de jarros.

Tabela 2 – Gradientes de velocidade e tempos utilizados nos testes de jarros

Unidade	G (s ⁻¹)	RPM	Tempo
Mistura Rápida	1000	420	30 seg
1ª câmara	43	58	03 min e 20 seg
2ª câmara	29	47	03 min e 20 seg
3ª e 4ª câmaras	22	39	06 min e 40 seg
5ª e 6ª câmaras	12	21	06 min e 40 seg
Sedimentação	0	0	05 min
Filtração			20 min
Total			45 min e 30 seg

Para a elaboração dos diagramas de coagulação, os valores de pH foram variados entre 5 e 8, em intervalos de 0,5 unidades. O pH da água bruta foi ajustado com a adição de H₂SO₄ 0,1 mol.L⁻¹ ou NaOH 0,1 mol.L⁻¹, quando necessário e, logo após, era adicionado o inóculo de cianobactérias. Na elaboração dos diagramas considerou-se o pH da mistura (água bruta mais inóculo). Todos os testes foram realizados com concentração inicial em torno de 10⁶ células mL⁻¹, obtida a partir da adição do inóculo ($\approx 10^7$ cel.mL⁻¹) na proporção de 10% do volume do jarro.

As doses do coagulante (sulfato de alumínio líquido 50%, diluído a 2%), foram variadas entre 3 e 28 mg L⁻¹ em intervalos de 5 mg L⁻¹, na sequência, refinando-se os ensaios em faixas mais estreitas de doses e intervalos de variação (1 mg L⁻¹), em torno dos melhores resultados inicialmente obtidos (menor valor de turbidez na água decantada).

Os ensaios simularam as etapas de coagulação, floculação, decantação e filtração, sendo coletadas amostras após as etapas de decantação e filtração. A amostragem da água filtrada foi realizada coletando-se uma alíquota homogênea do volume total filtrado. As medidas de turbidez foram realizadas imediatamente após a realização dos ensaios em turbidímetro Hach 2100P.

Contagem de células

As amostras para contagem de células foram coletadas em frascos âmbar com capacidade de 60 mL (água decantada) e 200 mL (água filtrada), preservadas com lugol (Bicudo e Menezes, 2006) e mantidos em repouso e ao abrigo da luz por no mínimo 48 horas, período após o qual o sobrenadante foi cuidadosamente descartado e as contagens de células realizadas na alíquota remanescente no frasco. O volume remanescente e o descartado foram medidos para calcular-se o fator de concentração das amostras. A contagem de células foi realizada em câmara de Neubauer reticulada, o que facilita a contagem e necessita de pequena quantidade de amostra (100 µL) (Sipaúba-Tavares e Rocha, 2001). A contagem foi realizada em oito quadrantes para cada amostra, em microscópio Olympus CX41. Para contagem de *C. raciborskii*, se procedeu à tomada de fotos das amostras, com auxílio da câmera Olympus E-330, e medição dos filamentos em programa apropriado, previamente calibrado (ImagePro Express). O comprimento de cada filamento era então dividido pelo comprimento médio das células (5,4 µm) para se obter o número de células. A sedimentação das amostras é importante para se aumentar a sensibilidade das contagens, principalmente em amostras com concentração baixa de células, visto que o limite de detecção utilizando-se a câmara de Neubauer é de 1,25 x 10³ células por mililitro.

Os diagramas de coagulação foram construídos utilizando-se o programa SURFER versão 5.0 (Golden Software). Foram realizadas análises de correlação dos dados com uso do programa BioEstat 4.0.



RESULTADOS E DISCUSSÃO

Diagramas com *Microcystis aeruginosa* NPLJ-4

A concentração de células de *M. aeruginosa* nos testes para elaboração do diagrama foi de 10^6 cél.mL⁻¹. Cerca de 80% da turbidez da água utilizada nos testes deveu-se à adição do inóculo. Essa adição foi feita na proporção de 10% do volume do jarro (200 mL), com o inóculo na concentração inicial de 10^7 cél.mL⁻¹. A remoção de turbidez na decantação foi considerada pequena (menor que 30%) em pH menor que 6,5 e dose de coagulante menor que 5 mg.L⁻¹, sendo maior que 90% em doses de coagulante acima de 13 mg.L⁻¹ e faixas de pH maiores que 6,5 (Figura 1a). Quanto à remoção de células, as remoções foram maiores que 1 log (99%) nas mesmas faixas de pH e doses do coagulante descritas para a turbidez. Nessa faixa de pH e dose de sulfato de alumínio há a combinação de dois mecanismos de coagulação: varredura e adsorção-neutralização de cargas (Di Bernardo et al, 2002; Libânio, 2005).

A similaridade entre as eficiências de remoção de turbidez e células foi, muito provavelmente, influenciada pelo incremento de turbidez verificado na água bruta quando da inoculação de *M. aeruginosa* para alcançar a densidade de células desejada. Tal incremento chegou, em casos extremos, a 28 uT – de 7 uT (bruta) para 35 uT (bruta + inóculo). Assim, ao remover células estar-se-ia removendo, conseqüentemente, boa parte da turbidez, o que é indicado pela correlação significativa entre a remoção de células e de turbidez ($r=0,75$; $p<0,0001$) (Figuras 1a e 1b).

A eficiência combinada da decantação e filtração na remoção total de turbidez atingiu remoções superiores a 90% em pH acima de 5,5 e doses do coagulante acima de 8 mg.L⁻¹ (Figura 1c). A remoção total de células foi superior a 4 unidades logarítmicas em algumas regiões que compreendem pH maior que 6,3 e doses do coagulante maiores que 16 mg.L⁻¹ (Figura 1d). Aqui, nota-se uma remoção de turbidez e células em uma faixa mais ampla de pH e dose de sulfato de alumínio que na decantação. Em pH menor que 5,5 é possível notar que a remoção foi ineficiente tanto para turbidez quanto para células, em qualquer dose de sulfato de alumínio. Nessa situação ocorre a re-estabilização das partículas coloidais, com carga positiva, prejudicando a aglutinação das partículas e a formação dos flocos (Di Bernardo et al, 2002; Libânio, 2005). Assim como observado nos resultados de remoção após a decantação, há uma correlação significativa entre remoção de células e de turbidez ($r=0,87$; $p<0,001$).

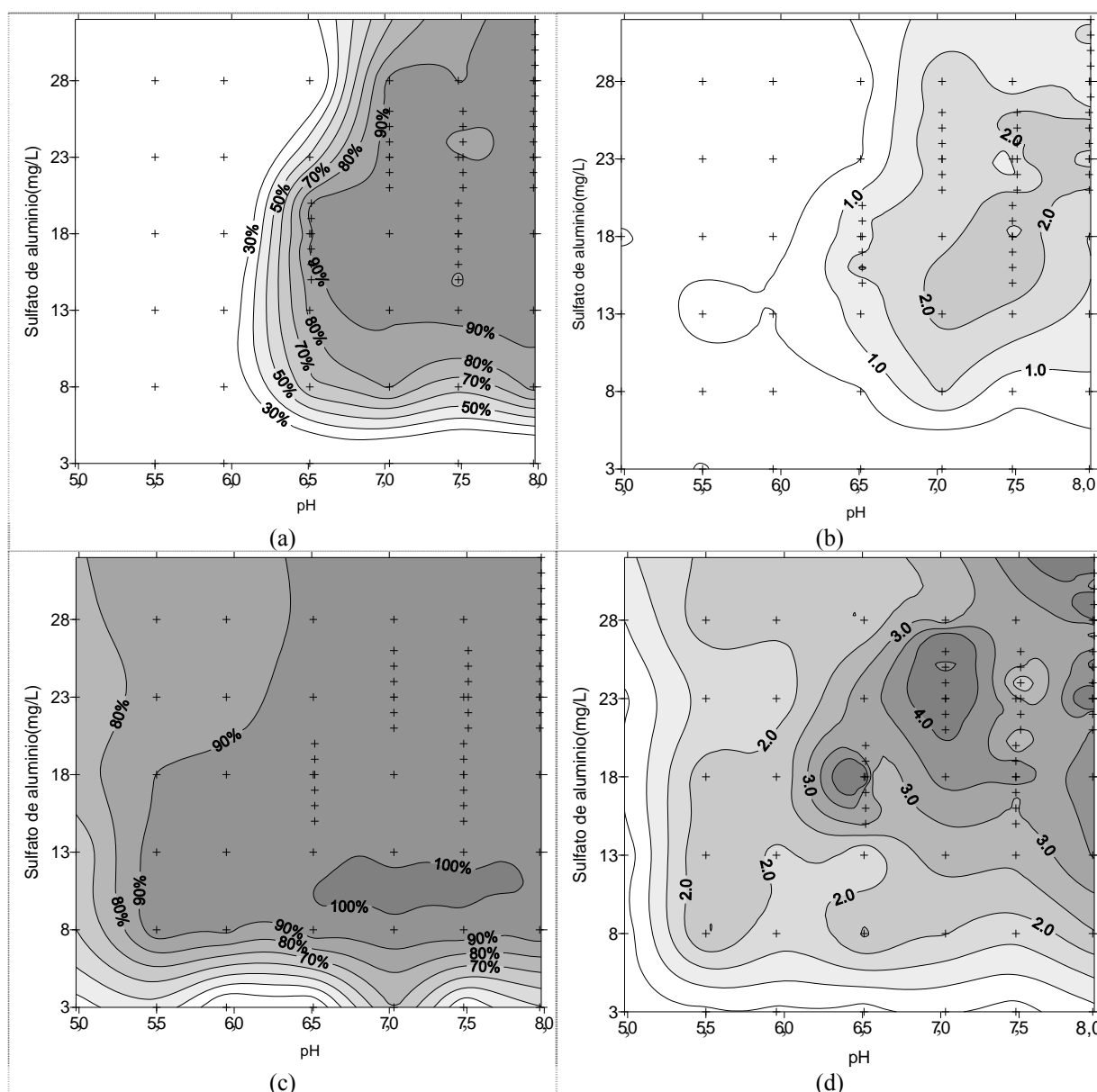


Figura 1 – (a) Diagrama da eficiência percentual de remoção de turbidez e (b) diagrama da eficiência de remoção de células de *M. aeruginosa*, em unidades logarítmicas, ambos após decantação. (c) Diagrama da eficiência percentual de remoção de turbidez e (d) diagrama da eficiência de remoção de células de *M. aeruginosa*, em unidades logarítmicas, ambos após decantação e filtração.

Diagramas com *Cylindrospermopsis raciborskii* T3

Nos ensaios com *C. raciborskii*, diferente do que foi observado nos testes com *M. aeruginosa*, onde cerca de 80% da turbidez presente foi devida à adição de células, nos ensaios com *C. raciborskii* a água bruta já apresentava turbidez mais elevada, sendo o inóculo responsável por cerca de 25% da turbidez presente. Na Figura 2a percebem-se elevadas eficiências de remoção de turbidez, chegando a mais de 90%, em uma faixa de pH e doses de coagulante mais elevadas, principalmente para valores de pH a partir de 6,5 e doses de sulfato acima de 13 mg L⁻¹, prevalecendo o mecanismo de coagulação por varredura (Di Bernardo et al, 2002; Libânio, 2005).

Quanto à remoção de células (Figura 2b), obteve-se uma maior eficiência com doses de sulfato de alumínio acima de 13 mg L⁻¹ e pH maior que 6,5 alcançando-se remoções acima de 3 log em pequenas faixas de pH acima de 7 e doses de coagulante acima de 23 mg.L⁻¹. Há correlação significativa entre remoção de células e

de turbidez ($r=0,64$; $p<0,0001$). A filtração, assim como a decantação, mostrou-se ineficiente na remoção de turbidez e de células em doses menores que 8 mg.L^{-1} do coagulante.

A eficiência de remoção de turbidez acumulada nas etapas de decantação e filtração se deu em valores elevados (maior que 90%) em ampla região, ao longo de toda faixa de pH e doses de sulfato de alumínio acima de 13 mg.L^{-1} (Figura 2c). A remoção de células foi superior a 4 log em doses do coagulante acima de 18 mg.L^{-1} e pH acima de 6 (Figura 2d). Foi observada uma correlação significativa entre remoção de turbidez e de células ($r=0,87$; $p<0,001$).

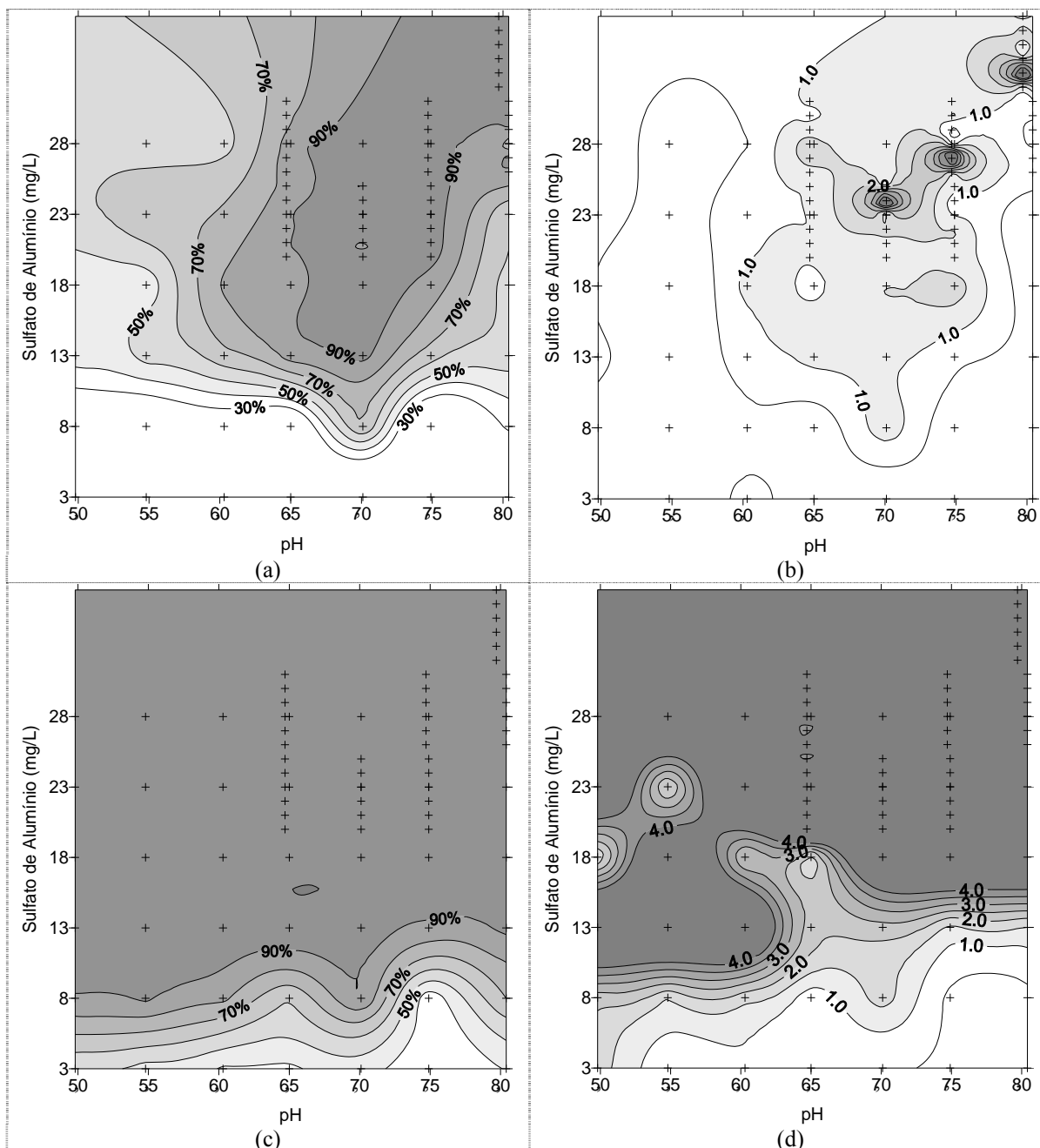


Figura 2 – (a) Diagrama de eficiência percentual de remoção de turbidez e (b) diagrama de eficiência de remoção de células de *C. raciborskii*, em unidades logarítmicas, ambos após decantação. (c) Diagrama de eficiência percentual de remoção de turbidez e (d) diagrama de eficiência de remoção de células de *C. raciborskii*, em unidades logarítmicas, ambos após decantação e filtração.

São conseguidas elevadas eficiências de remoção de turbidez e de células, porém, diferente do que ocorre com as células de *M. aeruginosa*, que são removidas praticamente intactas, os filamentos de *C. raciborskii* se quebram durante o processo de tratamento, provavelmente durante a mistura rápida. Esse fato pode levar à



liberação de toxina intracelular, o que pode ser um risco potencial, já que os sistemas convencionais de tratamento de água têm potencial limitado na remoção de toxinas dissolvidas (Hart et al, 1998).

CONCLUSÕES

Os testes realizados mostraram que em eventos de floração de *M. aeruginosa* e, ou de *C. raciborskii* ($\approx 10^6$ células.mL⁻¹), processos convencionais de tratamento de água por ciclo completo podem alcançar elevadas remoções de células de ambos organismos.

Os resultados revelam também a importância do controle da coagulação em termos de adequação dos valores de pH e de doses de sulfato de alumínio, sendo que, em geral, remoções mais efetivas de células foram obtidas em faixas de pH e doses de coagulante mais elevadas.

Os diagramas de coagulação mostraram ainda importantes diferenças nos processos de remoção de *M. aeruginosa* e de *C. raciborskii*, muito provavelmente, devidas a diferenças morfológicas entre as células desses organismos: os primeiros, unicelulares, esféricos e de menor dimensão e os segundos, filamentosos e de maiores dimensões. A filtração se mostrou uma barreira mais eficaz na remoção de células de *C. raciborskii*, o que sugere que a remoção efetiva de *M. aeruginosa* dependeria em muito de um bom desempenho da decantação.

Por fim, é preciso registrar que resultados como os aqui apresentados devem ser complementados pela avaliação da eventual lise das células e de liberação de toxinas ao longo dos processos de tratamento, tendo em vista que: (i) foi observado o rompimento dos filamentos de *C. raciborskii*; (ii) sob as condições desses experimentos, com concentrações iniciais de 10^6 células.mL⁻¹, remoções ‘elevadas’ (mesmo de 4 log, como por vezes observada) ainda podem resultar em números relativamente elevados de células no efluente filtrado, o qual receberia, na sequência, desinfecção.

AGRADECIMENTOS

Este trabalho foi desenvolvido no âmbito do projeto da UFV no Edital 5 do Prosab (Programa de Pesquisas em Saneamento Básico). Os autores agradecem à Financiadora de Estudos e Projetos (FINEP) e ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pela concessão de recursos financeiros e de bolsas de Iniciação Científica. Agradecimentos são ainda devidos a Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela concessão de bolsa de doutorado ao primeiro autor no âmbito do Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil da UFV e à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais (FAPEMIG) pelo auxílio financeiro.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. AZEVEDO, S.M.F.O.; BRANDÃO, C.C.S. 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 da Saúde – FUNASA, 2003.
2. BERNHARDT H; CLASEN J. Investigations in to the flocculation mechanisms of small algal cells. Journal Water SRT–Aqua, v. 43, n. 55, p. 222-232. 1994.
3. BICUDO, C.E.M.; MENEZES, M. Gêneros de Algas de Águas Continentais do Brasil (chave para identificação e descrições). 2ª ed. São Carlos:RIMA, 2006.
4. BOUVY, M.; MOLICA, R.; OLIVEIRA, S.; MARINHO, M.; BEKER, B. Dynamics of a toxic cyanobacterial bloom (*Cylindrospermopsis raciborskii*) in a shallow reservoir in semi-arid region of northeast Brazil. Aquatic Microbial Ecology, v. 20, p. 285-297, 1999.
5. CEBALLOS, B.S.O.; AZEVEDO, S.M.F.O, BENDATE, M.M.A. Fundamentos Biológicos e Ecológicos Relacionados às Cianobactérias. In: PÁDUA, V.L.(Coordenador). Contribuição ao estudo da remoção de cianobactérias e microcontaminantes orgânicos por meio de técnicas de tratamento de água para consumo humano. Rio de Janeiro: ABES, 2006. Projeto PROSAB, cap. 2, p. 23-75.
6. DI BERNARDO, L.; DI BERNARDO, A.; CENTURIONE FILHO, P.L. Ensaios de Tratabilidade de Água e dos Resíduos Gerados em Estações de Tratamento de Água. São Carlos:RiMa, 2002.
7. GORHAM, P. R.; MCLACHLAN, J.; HARMER, U.T.; KIM, W. H. Isolation and culture of toxic strains of *Anabaena flos-aquae* (Lingb.). Verh. Internat. Verein Limnol. (15), p.769-780, 1964.



8. HART, J.; FAWELL, J.K.; CROLL, B. The fate of both intra- and extracellular toxins during drinking water treatment. *Water Supply*, 16(1/2), p.611-616, 1998.
9. HUSZAR, V.L.M.; SILVA, L.H.S.; MARINHO, M.; DOMINGOS, P.; SANT'ANNA, C.L. Cyanoprokaryote assemblages in eight productive tropical Brazilian waters. *Hydrobiologia*, v. 424, p. 67-77, 2000.
10. JARDIM, F.A.; FONSECA, Y.M.F.; AZEVEDO, S.M.F.O. A ocorrência de *Microcystis viridis* e *Cylindrospermopsis raciborskii* tóxicas em um manancial da COPASA – MG. In: Reunião Brasileira de Ficologia, 8., 1999, Ipojuca. Anais... Ipojuca: SBFic, 1999.
11. LIBÂNIO, M. Fundamentos de qualidade e tratamento de água. Campinas:Ed. Átomo, 2005.
12. SANT'ANNA, C.L.; AZEVEDO, M.T.P. Contribution to the knowledge of potentially toxic Cyanobacteria from Brazil. *Nova Hedwigia*, v.71, p. 359-385, 2000.
13. SANT'ANNA, C.L.; BRANCO, L.H.Z.; AZEVEDO, M.T.P. Cyanophyceae/Cyanobacteria. In: BICUDO, C.E.M.; MENEZES, M. Gêneros de Algas de Águas Continentais do Brasil (chave para identificação e descrições). 2ª ed. São Carlos:RIMA, cap. 5, p. 19-82, 2006.
14. SIPAÚBA-TAVARES, L. H.; ROCHA, O. Produção de plâncton (fitoplâncton e zooplâncton) para alimentação de organismos aquáticos. São Carlos: RIMA, 2001. 106 p.
15. TUCCI, A.; SANT'ANNA, C.L. *Cylindrospermopsis raciborskii* (Woloszynska) Seenayya & Subba Raju (Cyanobacteria): variação semanal e relações com fatores ambientais em um reservatório eutrófico, São Paulo, SP, Brasil. *Revista Brasileira de Botânica*, v. 26, n.1, 16p., 2003.