

I-249 - REMOÇÃO DE MICROCISTINAS POR FILTRAÇÃO LENTA E ADSORÇÃO COM ATIVIDADE MICROBIOLÓGICA APLICADA AO PRÉ-TRATAMENTO DE ÁGUAS

Josemarque Lima da Rosa⁽¹⁾

Engenheiro Ambiental pela Universidade Tecnológica Federal do Paraná - Campus Francisco Beltrão (UTFPR). Mestre em Engenharia de Edificações e Saneamento pela Universidade Estadual de Londrina (UEL).

Thais Borini de Melo⁽²⁾

Engenheira Ambiental pela Universidade Tecnológica Federal do Paraná - Campus Londrina (UTFPR). Mestranda no programa de Pós-graduação em Engenharia de Edificações e Saneamento pela Universidade Estadual de Londrina (UEL).

Bruna Morgana Beneti⁽³⁾

Graduanda em Engenharia Civil pela Universidade Estadual de Londrina (UEL).

Amanda Alcaide Francisco⁽⁴⁾

Engenheira Ambiental pela Universidade Tecnológica Federal do Paraná - Campus Londrina (UTFPR). Doutoranda no programa de Pós-graduação em Engenharia Civil pela Universidade Estadual de Londrina (UEL).

Emília Kiyomi Kuroda⁽⁵⁾

Engenheira Civil pela Escola de Engenharia de São Carlos Universidade de São Paulo (EESC-USP). Mestre e Doutora em Hidráulica e Saneamento pela Escola de Engenharia de São Carlos Universidade de São Paulo (EESC-USP). Docente na Universidade Estadual de Londrina.

Endereço⁽¹⁾: Rua Espírito Santo, 990 - Centro - Londrina - PR- CEP: - Brasil - Tel: (46) 988019593 - e-mail: josemarque.lima@yahoo.com

RESUMO

Devido à limitada eficiência das técnicas convencionais em remover efetivamente microcistinas dissolvidas é necessário o estudo sobre o uso de técnicas complementares e/ou alternativas de tratamento para sua remoção, tais como as técnicas de filtração lenta e biofiltração em carvão ativado granular - CAG, que utilizam a atividade biológica presente no biofilme formado para a remoção/degradação de contaminantes. Assim, este trabalho teve como objetivo comparar o uso da filtração lenta e da biofiltração em CAG em escala de bancada, com diferentes modos de ativação biológica (natural com água bruta in natura, específica com bactéria *Sphingosinicella microcystinivorans* - B9) e sem ativação com água bruta esterilizada (controle negativo), para pré-tratamento de águas para consumo humano, visando a remoção de microcistinas. Com os resultados, observou-se que o modo de ativação impactou de maneira distinta o tempo de maturação, sendo que para o filtro de areia de filtro lento - AFL com ativação natural obteve-se o tempo maturação de 24 dias, enquanto para ativação específica, o tempo de maturação foi de 4 dias para ambos os meios granulares empregados (AFL e CAG). Em relação às microcistinas, as remoções foram de 99,3% com ativação natural e de 98,3% com ativação específica com B9 para o filtro de AFL e de 99,2% com ativação natural e de 98,7% com ativação específica com B9 para o filtro de CAG. Para a turbidez, o modo de ativação biológica foi o principal fator que contribuiu para a remoção de turbidez, no entanto, devido escala empregada no estudo, as remoções de turbidez não foram satisfatórias. Por fim, percebe-se que o emprego da bactéria B9 pode ser bastante vantajoso em relação a remoção de microcistinas e turbidez devido à redução do período de maturação, com consequente aumento da produtividade de água tratada.

PALAVRAS-CHAVE: Biofiltração, filtro lento, microcistinas, remoção/biodegradação

INTRODUÇÃO

Em decorrência do aumento da poluição dos mananciais destinados ao consumo humano, a adoção de padrões mais restritivos exigidos por lei e a dificuldade de remoção de compostos de origem orgânica pelos tratamentos convencionais, há necessidade da adaptação das estações de tratamento de águas existentes e otimização da eficiência das mesmas com a busca de técnicas complementares e/ou alternativas a esses sistemas de tratamento (DI BERNARDO; MINILLO; DANTAS, 2010; SIMPSON, 2008; HO et al., 2011;

HO; SAWADE; NEWCOMBE, 2012). Dentre os compostos de origem orgânica de difícil remoção, as cianotoxinas, ou mais especificamente, as microcistinas - MCs merecem destaque, devido a frequência em que são detectadas em mananciais destinados ao abastecimento público e correlação com diversos casos de intoxicação de humanos e animais (CHARMICHAE, 1994; AZEVEDO et al., 2002; CRUZ et al., 2011).

Neste contexto, há a necessidade de se buscar tecnologias sustentáveis sob os pontos de vista técnico, ambiental e econômico considerando a aplicabilidade às condições reais. Neste sentido, destaca-se à biofiltração em carvão ativado granular e a filtração lenta.

A biofiltração em CAG é uma técnica de tratamento de águas que combina atividade biológica presente no biofilme aderido aos grãos de CAG com a capacidade adsorptiva e de remoção física realizada pelo meio granular, para remoção de diversos contaminantes (WANG et al., 2007, AKTAS; ÇEÇEN, 2007; LIANG et al., 2007; SIMPSON, 2008; AKTAS). A filtração lenta, por sua vez, faz uso de material granular com granulometria fina e baixas taxas de filtração, o que permite um maior tempo de detenção e a formação de uma camada biológica na camada superior do leito filtrante, conhecida como *schmutzdecke*, que é o principal responsável pelo desempenho dessa técnica (DI BERNARDO; BRANDÃO; HELLER, 1999).

A atividade biológica pode ser viabilizada com o uso de microrganismos naturais e/ou específicos, que possuem capacidade de biodegradar as microcistinas na forma de biofilme sob a superfície do material granular (BOURNE et al., 2006; HO et al., 2006; TSUJI et al., 2006; KATO et al., 2007; KURIAMA, 2012). Assim, o presente trabalho pretende comparar o uso da biofiltração em CAG e filtração lenta com diferentes modos de ativação biológica (natural e com microrganismo específico) como técnica de pré-tratamento de águas para consumo humano e remoção/biodegradação de MCs.

MATERIAIS E MÉTODOS

DELINEAMENTO EXPERIMENTAL

Para desenvolvimento do trabalho foram utilizados 2 tipos de materiais granulares e 3 modos de ativação biológica, conforme demonstra a figura 1. Os materiais granulares utilizados foram: areia de filtro lento - AFL, e carvão ativado granular - CAG e os modos de ativação biológica foram: natural e com microrganismo específico, além do modo sem ativação biológica (controle negativo).

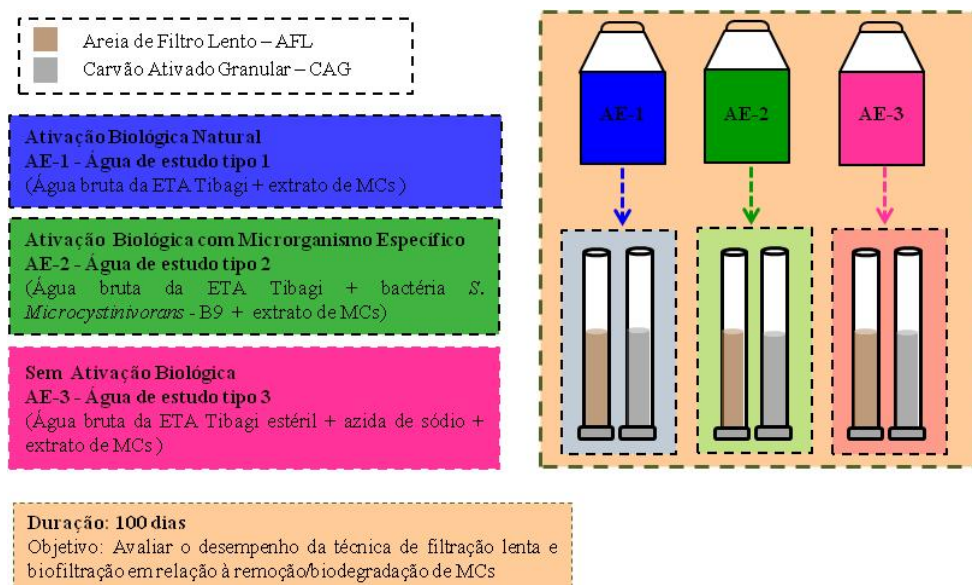


Figura 1: Esquema do sistema de biofiltração em escala de bancada.

ÁGUAS DE ESTUDO E ATIVAÇÃO BIOLÓGICA

Para preparação das águas de estudo utilizou-se como água de diluição a água bruta da ETA Tibagi (Londrina) coletada semanalmente, resultando para o experimento nas seguintes águas de estudo:

- Água de estudo tipo 1 – AE-1: água bruta da ETA Tibagi com concentração final de $10 \mu\text{g L}^{-1}$ de MCs
- Água de estudo tipo 2 – AE-2: água bruta da ETA Tibagi com cultura de *Sphingosinicella microcystinivorans*- B9 na proporção de 10% (v v^{-1}), com concentração final de $10 \mu\text{g L}^{-1}$ de MCs;
- Água de estudo tipo 3 – AE-3: água bruta da ETA Tibagi autoclavada a 121°C por 20 min com azida de sódio em concentração final de 40mg L^{-1} (MINILLO et al., 2009; BORGES et al., 2016), e concentração final de $10 \mu\text{g L}^{-1}$ de MCs.

A fim de avaliar as variações da qualidade da água bruta e pré-tratada foram realizadas caracterizações com frequência: diária (pH, turbidez, oxigênio dissolvido, temperatura) e semanal (concentração de microcistinas). De forma geral, esses parâmetros foram mensurados segundo métodos analíticos descritos em APHA (2005) com adaptações.

MICROORGANISMOS E CONDIÇÕES EXPERIMENTAIS

Para os ensaios de (bio)filtração/adsorção com microrganismo específico foi utilizada a cepa da bactéria *Sphingosinicella microcystinivorans*- B9 (TSUJI et al., 2006), a qual foi mantida em meio Sakurai sólido modificado a 4°C (ágar 2%, peptona de caseína 0,2%, extrato de levedura 0,1%, glicose 0,05% e NaCl 0,5%). Para a utilização nos experimentos, a cepa B9 foi ativada duas vezes consecutivas em 10 mL de meio Sakurai líquido e incubada a 30°C , por 72 h. Em seguida, a cepa foi inoculada a 10% (v v^{-1}) em 200 mL de meio Sakurai líquido e incubada a 25°C , por 72 h.

Para a produção de extrato com MCs, foi utilizada a cepa de cianobactéria toxigênica *Microcystis* sp. TAC 95, a qual foi mantida em meio ASM-1 (GORHAM, 1964) por meio de inoculações quinzenais a 10% (v v^{-1}) e incubada a 25°C , com iluminação de $35 \mu\text{E m}^{-2}\text{s}^{-2}$, fotoperíodo de 12h.d^{-1} e agitação diária. Para a produção de concentrado celular, a cepa TAC95 foi inoculada a 10% (v v^{-1}) em meio ASM-1, sob as mesmas condições de cultivo descritas acima sob aeração contínua e de forma sucessiva, com volumes gradualmente crescentes até obtenção de volume final de 20 L com densidade aproximada de $1 \times 10^7 \text{cel mL}^{-1}$. Em seguida, os 20 L de cultura obtidos foram centrifugados a 1521g por 20 minutos para obtenção do biovolume concentrado.

O biovolume foi congelado, liofilizado, macerado e ressuspenso em água ultrapura e submetido a três ciclos de congelamento/descongelamento. Em seguida, o extrato foi filtrado em membrana de $0,45 \mu\text{m}$ de porosidade (éster de celulose) e armazenado a -20°C .

Para quantificar as MCs totais presentes, tanto nas amostras do experimento, quanto no extrato, foi utilizado o método de imunoensaio Ic-Elisa (*indirect competition - Enzyme-linked Immunosorbent Assay*) por meio de kit *LabMade*, desenvolvido no Laboratório do Centro de Treinamento e Pesquisa em Segurança de Alimentos e Água, do Centro de Ciências Agrárias da Universidade Estadual de Londrina, denominado LabicELISA

MEIOS GRANULARES

Para os filtros de AFL, a areia utilizada foi composta e baseada na curva granulométrica apresentada em Di Bernardo, Brandão e Heller (1999) e foram utilizadas como referência as características apresentadas nos trabalhos de Sá (2006), Melo (2006), Salati (2010). A areia de filtro lento apresentou as seguintes características: granulometria entre 0,074 e 1,18 mm, diâmetro efetivo de 0,24 mm e coeficiente de uniformidade de 2,89.

Para os filtros de CAG, foram amostrados e caracterizados 7 tipos de CAGs, de origem nacional e internacional, de acordo com o Número de Iodo – NI, segundo a NBR 11834/1991 – EB 2133 e Índice de Azul de Metileno – IAM, conforme a JAPANESE INDUSTRIAL STANDARD – JIS K 1474/1991. Após a análise desses parâmetros, selecionou-se um CAG de procedência nacional, produzido com endocarpo de coco, com NI de 976mg g^{-1} e IAM de 190mg g^{-1} . Esse carvão foi escolhido por possuir o maior IAM, sendo mais eficiente para a remoção de moléculas de microcistinas (PENDLETON; SCHUMANN; WONG, 2001). Além disso, o CAG utilizado nos experimentos apresentou área de BET de $101,17 \text{m}^2 \text{g}^{-1}$ (12%) e volume específico de mesoporos de $0,106 \text{cm}^3 \text{g}^{-1}$ (25%).

EXPERIMENTOS DE (BIO)FILTRAÇÃO/ADSORÇÃO EM ESCALA DE BANCADA

Os filtros foram confeccionados em tubo de acrílico transparente, com diâmetro externo de 25 mm, diâmetro interno de 19 mm e 40 e 50 cm de comprimento, as quais foram vedados na parte inferior com CAP de PVC de 25 mm. Para evitar a formação de zonas de escoamento preferencial, foi colocada areia fina na parede interna dos tubos.

Cada filtro foi preenchido com 12,5 mL de material granular úmido, correspondendo a 5 cm de coluna. Para todas as condições, os materiais granulares foram previamente autoclavados a 121°C por 20 minutos. Cada conjunto de filtros foi alimentado com suas respectivas águas de alimentação a uma vazão de 0,23 mL min⁻¹ (80% da vazão total). A alimentação com extrato com microcistinas foi realizada separadamente, utilizando-se água bruta autoclavada com vazão de 0,06 mL min⁻¹ (20% da vazão total), resultando após a mistura na concentração final de 10 µg L⁻¹ de MCs.

A operação foi realizada sob fluxo descendente, com vazão total de 0,29 mL min⁻¹ e taxa de filtração de 1,62 m³ m⁻² d⁻¹, resultando em tempo de contato de 20 minutos. O sistema de (bio)filtração foi mantido em condições ambientais controladas em sala com temperatura média de 25±2°C e fotoperíodo de 12 h d⁻¹. Considerando a qualidade esperada dos efluentes após as técnicas de tratamento aplicadas, como critério de maturação para a Fase I de Pré-tratamento, adotou-se a ocorrência simultânea das seguintes condições: turbidez do efluente inferior a 10 uT e concentração residual de MCs no efluente inferior a 1,0 µg L⁻¹.

RESULTADOS OBTIDOS

Os resultados de monitoramento dos parâmetros relacionados ao critério de maturação microcistinas e turbidez e de caracterização complementar da atividade biológica realizada pelo parâmetro oxigênio dissolvido - OD ao longo do tempo são apresentados na forma de gráficos separados por parâmetro e tipo de filtro/material granular, para diferentes modos de ativação biológica (natural, com microrganismo específico e sem ativação) empregados nos experimentos (Figura 2 a Figura 7).

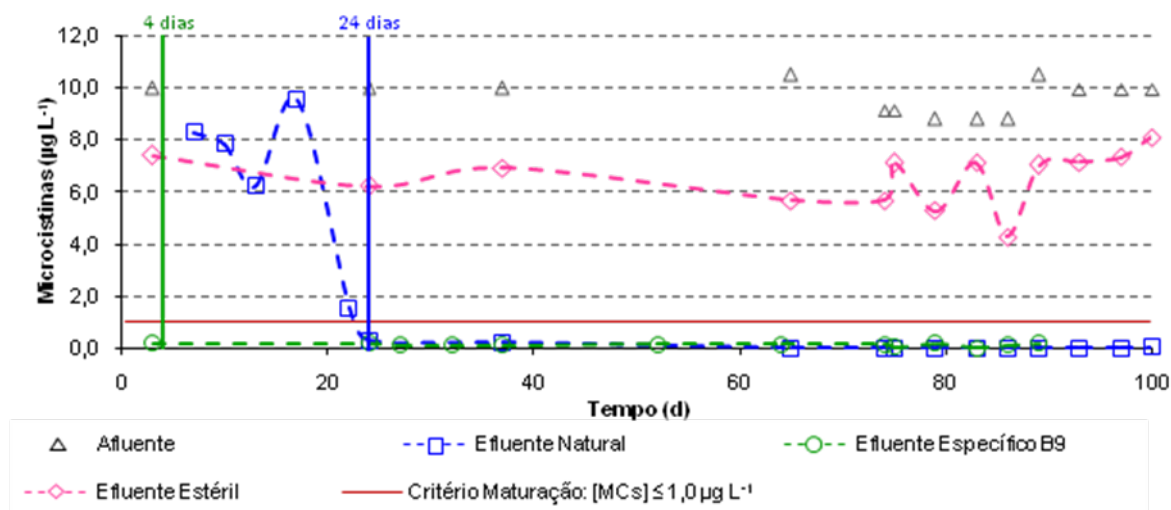


Figura 2: Concentrações de microcistinas monitoradas ao longo do experimento para o filtro de AFL.

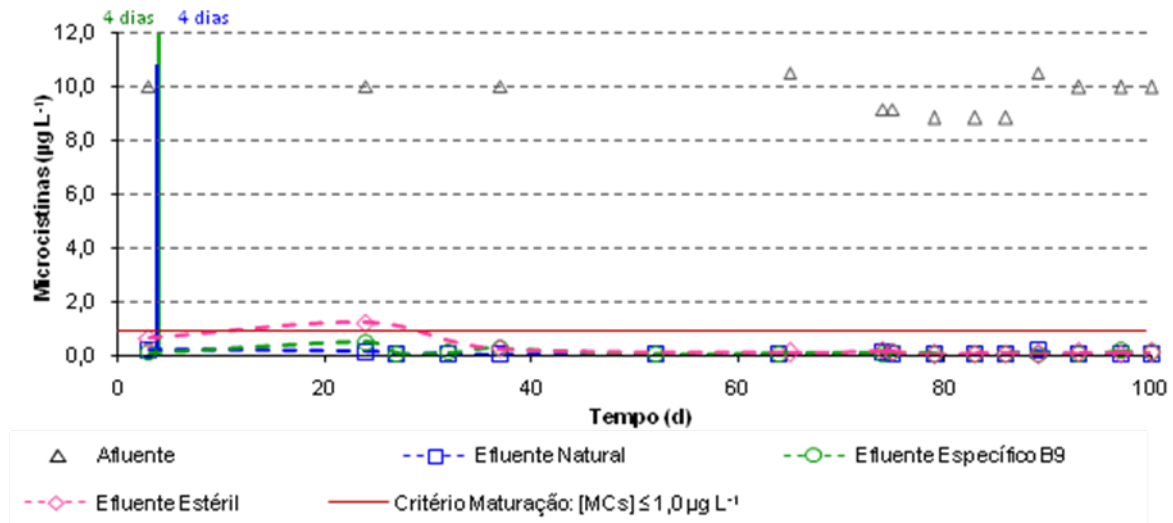


Figura 3: Concentrações de microcistinas monitoradas ao longo do experimento para o filtro de CAG.

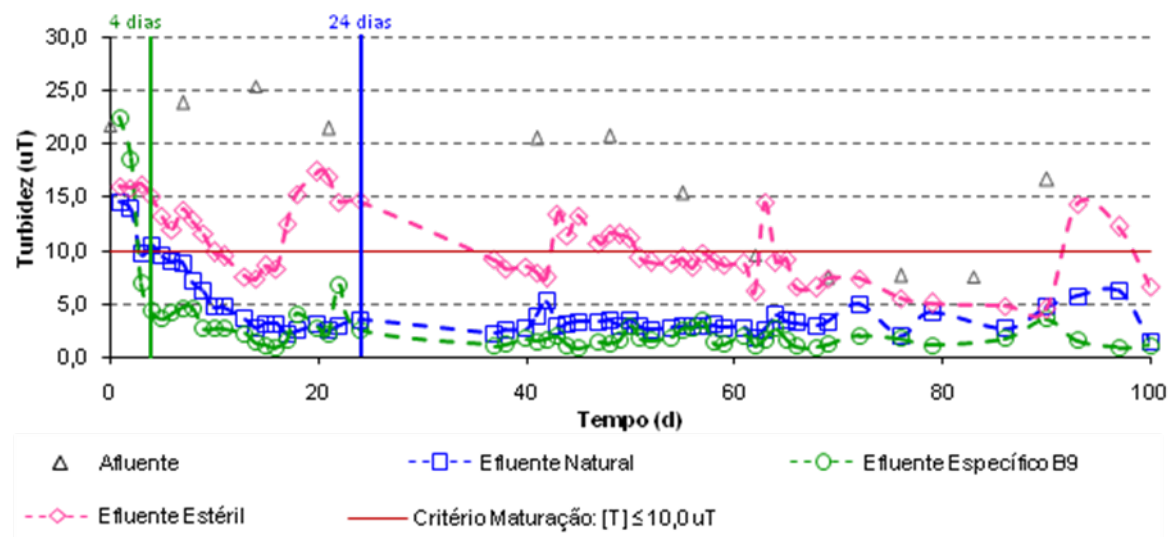


Figura 4: Valores de turbidez monitorados ao longo do experimento para o filtro de AFL.

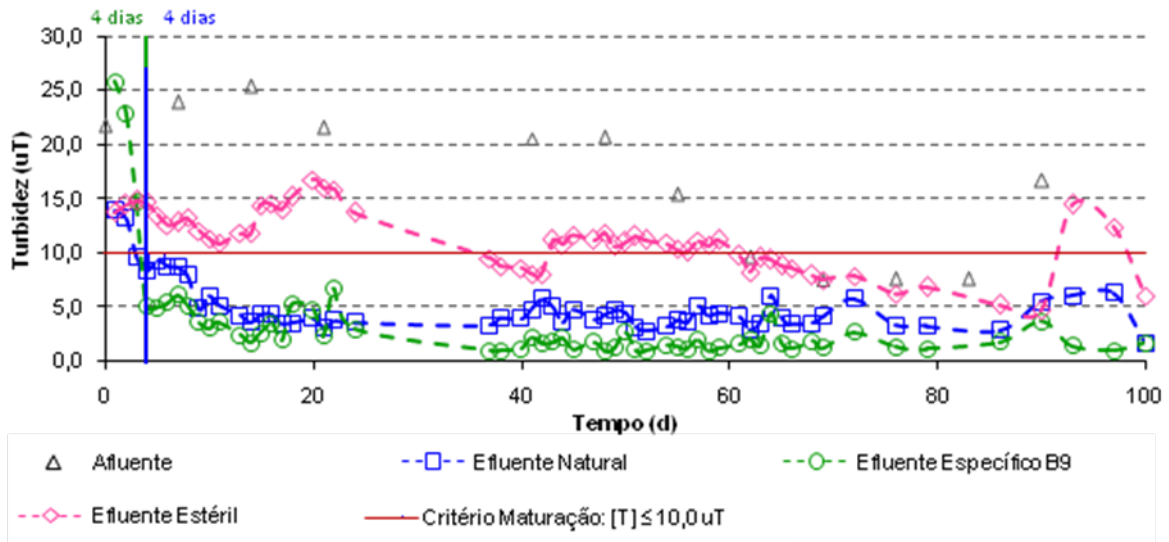


Figura 5: Valores de turbidez monitorados ao longo do experimento para o filtro de CAG.

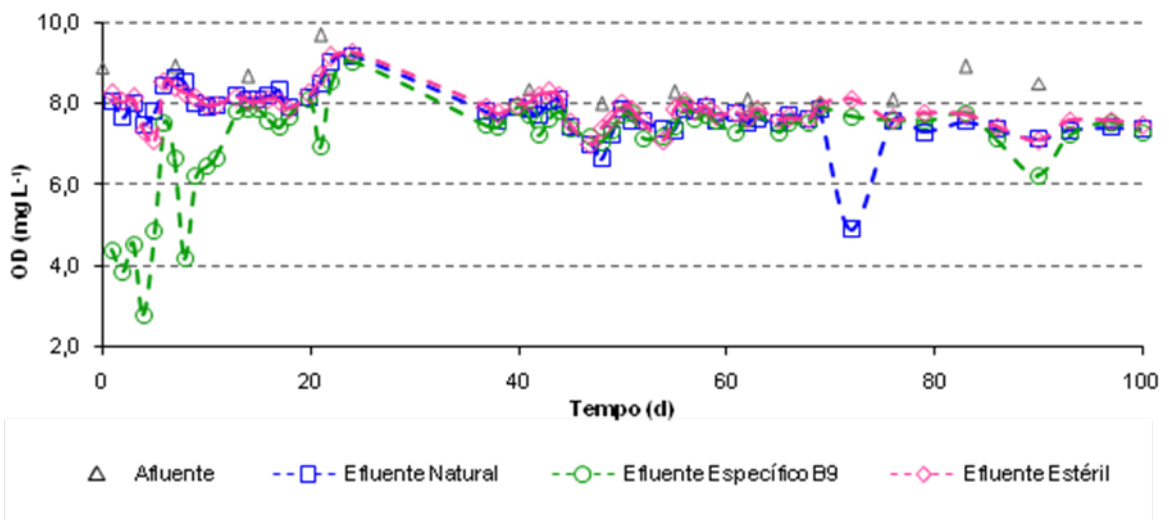


Figura 6: Valores de OD monitorados ao longo do experimento para o filtro de AFL.

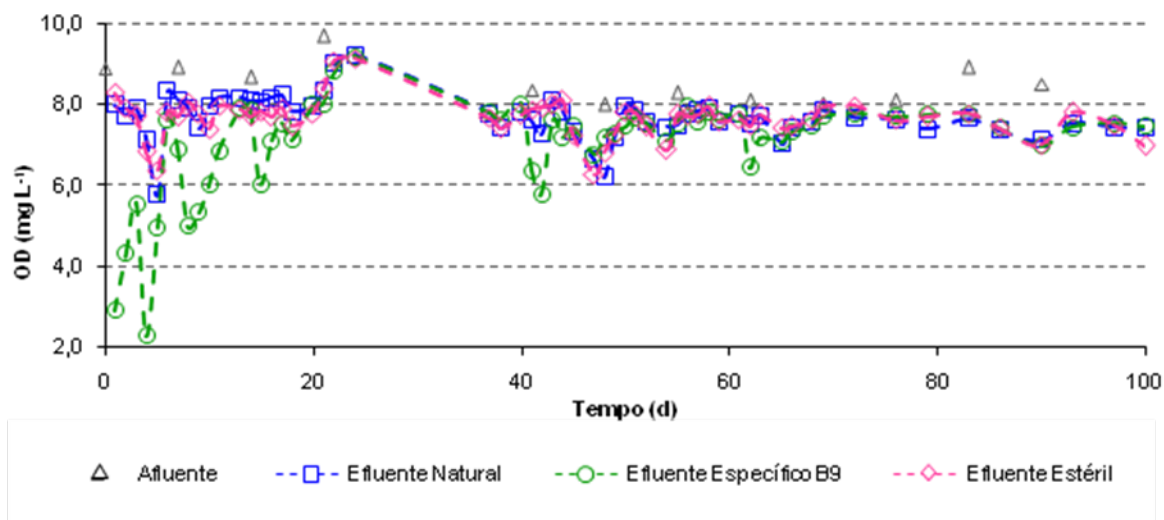


Figura 7: Valores de OD monitorados ao longo do experimento para o filtro de CAG.

REMOÇÃO DE MICROCISTINAS - MCs

Conforme já apresentado na metodologia, considerando-se a qualidade esperada dos efluentes após os tratamentos, adotou-se como critério de maturação a ocorrência simultânea de condições para o parâmetro de MC se turbidez, cujos tempos são apresentados na forma de linhas verticais nos gráficos para cada modo de ativação biológica (Figura 2 a Figura 5). Considerando os resultados obtidos para MCs e turbidez, obteve-se os seguintes tempos de maturação: para o filtro de AFL com ativação natural o tempo de maturação foi de 24 dias e para a ativação específica com a bactéria B9 foi de 4 dias, já para os filtros de CAG, os tempos foram de 4 dias tanto para a ativação natural quanto para a ativação específica com a bactéria B9. Para ambos os filtros, o critério limitante para escolha foi o parâmetro de MCs.

Como pode-se observar para o parâmetro MCs (Figura 2 e Figura 3), o desempenho de remoção foi variável conforme o material granular e o modo de ativação biológica. Para os filtros de AFL, por exemplo, a diferença de remoção ocorreu principalmente devido ao modo de ativação utilizado, sendo que para o filtro ativado naturalmente, a remoção de MCs somente foi satisfatória após 24 dias de operação do sistema, enquanto para os filtros ativados com a bactéria B9, obteve-se remoções satisfatórias após 3 dias de operação do sistema. Para o filtro de AFL alimentado com água estéril, as remoções de MCs foram insatisfatórias ao longo de todo o experimento

Já para o filtro de CAG (Figura 3), devido a capacidade adsorptiva do mesmo, a partir do 3º dia de operação foi possível observar remoções satisfatórias de MCs independente do modo de ativação. Nesse caso, tanto para ativação natural como para ativação específica, não foi possível definir qual foi o principal mecanismo responsável pela remoção de MC ao longo do tempo (adsorção ou atividade biológica) ou mesmo se houve ocorrência simultânea destas, visto que no controle negativo (sem ativação), não ocorreu a exaustão da capacidade de adsorção do CAG empregado. Isto se deve à qualidade do CAG utilizado uma vez que ao contrário do observado, trabalhos semelhantes, como de Wang et al. (2007) e Minillo et al. (2009), constataram a ocorrência da exaustão da capacidade adsorptiva do CAG empregado na condição sem ativação biológica com 28 e 20 dias de operação respectivamente.

De acordo com o tipo de ativação, foram encontrados na literatura, diversos tempos de maturação em relação à remoção de MCs que variaram entre 4 e 217 dias para ativação natural e entre 6 a 7 dias para a ativação específica (BOURNE et al., 2006; SÁ, 2006; HO et al., 2006;2007; WANG et al., 2007; SOMDEE et al., 2014).

Dessa maneira, após o período de maturação de cada filtro pode-se observar que o desempenho de remoção de MCs para os biofiltros foram as seguintes:

- para o filtro de AFL com ativação natural de 99,3% e residual médio de $0,09 \mu\text{g L}^{-1}$ e para a ativação específica com B9 de 98,3% e residual médio de $0,17 \mu\text{g L}^{-1}$;
- para o filtro de CAG com ativação natural de 99,2% e residual médio de $0,08 \mu\text{g L}^{-1}$ e para a ativação específica com B9 de 98,7% e residual médio de $0,12 \mu\text{g L}^{-1}$.

Após a maturação, pode-se observar que para ambos os materiais granulares e modos de ativação biológica (natural ou específica) que o residual de microcistinas foi inferior ao limite estabelecido pela Portaria MS 2.914/2011, que é de $1 \mu\text{g L}^{-1}$.

Com o emprego da água estéril, os valores residuais resultaram maiores e insatisfatórios, não sendo possível produzir efluente compatível com o limite da Portaria MS 2.914/2011 durante o experimento, o que demonstra que o desempenho da filtração requer necessariamente, a associação de processos químicos como a coagulação ou biológicos tais como os presentes em biofilmes em biofiltros ou camada *schmutzdecke* de filtros lentos.

Por outro lado, a ativação microbiológica com a bactéria B9 mostrou ser bastante eficiente na remoção de MCs, inclusive nos primeiros dias de operação, o que não foi observado na ativação natural. Isso demonstra que o emprego de microrganismos específicos, como bactéria B9, pode ser bastante vantajoso, pois reduziu o tempo de maturação em relação à remoção de MC sem 20 dias, com consequente aumento da produtividade de água tratada.

REMOÇÃO DE TURBIDEZ

Independentemente do tipo de material granular, pode-se observar, comparando-se as Figuras 4 e 5, que a ativação biológica (natural e específica) foi o principal fator que contribuiu para a remoção de turbidez. Para este parâmetro, não houve diferença nos tempos de atendimento ao critério de turbidez em relação ao material granular e ao modo de ativação biológica, o qual foi de 3 dias. Após os primeiros dias de experimento, o biofilme já estava sendo formado, fato que repercutiu na melhora da qualidade da água pré-tratada. A maior eficiência de remoção de turbidez foi obtida para a água com adição de B9, com valores mínimos de turbidez de 0,91 e 0,96 uT para os filtros de AFL e de CAG, respectivamente.

No entanto, considerando a filtração lenta como técnica única de tratamento, pode-se observar que para o filtro de AFL, os valores residuais médios de turbidez foram de 3,33 e 2,19 uT com ativação biológica natural e específica com B9, respectivamente, os quais não foram satisfatórios em comparação ao valor limitado pela Portaria MS 2914 (BRASIL, 2011) de 1,0 uT em 95% das amostras de água filtrada por filtração lenta. Neste caso, o desempenho pode ter sido afetado pela escala experimental adotada para o filtro, visto que a espessura granular utilizada (5 cm) pode ter favorecido a ocorrência de carreamento de partículas, visto que recomenda-se espessura de meio granular de 60 a 110 cm para aplicações em escala real (DIBERNARDO, BRANDÃO & HELLER, 1999; LOGSDON et al., 2002, DI BERNARDO & DANTAS, 2005).

PARÂMETRO DE CARACTERIZAÇÃO COMPLEMENTAR DA ATIVIDADE BIOLÓGICA

Considerando os valores de oxigênio dissolvido – OD, foi possível distinguir os modos de ativação (Figura 6 e 7). Constatou-se que os efluentes produzidos pelos filtros de AFL e CAG quando ativados com a bactéria B9 apresentaram valores de OD inferiores em relação à ativação natural, especialmente durante os primeiros 15 dias de experimento. Nessa fase, o biofilme ainda estava em processo de maturação e devido à intensa atividade da bactéria B9, houve um maior consumo de OD. No entanto, mesmo após a maturação, os efluentes dos filtros ativados com a bactéria B9 apresentaram uma maior variação nos valores de OD em comparação com os demais modos de ativação.

A variação dos valores de OD pode ser explicada devido a vários fatores como: pressão atmosférica, respiração microbiana e fotossíntese, tempo de operação do sistema de filtração, taxa de filtração, limpeza dos filtros, da estação do ano e de processos de pré-tratamento (STEELE et al., 2006). No entanto, neste caso, como filtros foram operados em condições ambientais e operacionais controladas (temperatura e iluminação), sob a mesma taxa de filtração, o principal fator que pode ter influenciado nos valores de OD para os filtros de AFL e de CAG quando alimentados com AE-2 foi a respiração microbiana devido ao biofilme formado.

CONCLUSÕES

Independentemente do modo de ativação utilizado (natural ou específico com a bactéria B9), os filtros de AFL e CAG foram após maturação, eficientes para remoção de microcistinas e produziram efluentes com valores residuais com qualidade compatível com a Portaria MS 2914 (BRASIL, 2011) em relação a este parâmetro.

A ativação específica reduziu substancialmente os tempos de maturação dos filtros indicando que o uso de microrganismos específicos pode ser bastante vantajosa com consequente aumento da produtividade de água tratada.

AGRADECIMENTOS

À UEL – Universidade Estadual de Londrina e ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Edificações e Saneamento. À CAPES, pelo fornecimento da bolsa de auxílio. À SANEPAR, por disponibilizar a coleta e o transporte das amostras da água bruta e filtrada utilizada durante o experimento, pela parceria e colaboração.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. DI BERNARDO, L.; MINILLO, A.; DANTAS, A. Di B. Florações de algas e cianobactérias: Suas influencias na qualidade da água e nas tecnologias de tratamento. 1 ed. São Carlos: Editora LDiBe Ltda., 2010.
2. SIMPSON, D. R. Biofilm processes in biologically active carbon water purification. *Water Research*, v. 42, n. 12, p. 2839-2848, jun. 2008.
3. HO, L.; LAMBLINY, P.; BUSTAMANTE, H.; DUKEN, P.; NEWCOMBE, G. Application of powdered activated carbon for the adsorption of cylindrospermopsin and microcystin toxins from drinking water supplies. *Water Research*, v. 45, n. 9, p. 2954-2964, abr. 2011.
4. HO, L.; SAWADE, E.; NEWCOMBE, G. Biological treatment options for cyanobacteria metabolite removal - A review. *Water Research*, v. 46, n. 5, p. 1536-1548, abr. 2012.
5. CARMICHAEL, W. W. The toxins of cyanobacteria. *Scientific America*. v. 270, n.1, jan. 1994.
6. AZEVEDO, S. M. F. O.; CARMICHAEL, W. W.; JOCHIMSEN, E. M.; RINEHART, K. L.; LAU, S.; SHAW, G.R.; EAGLESHAM, G.K.. Human intoxication by microcystins during renal dialysis treatment in Caruaru-Brazil. *Toxicology*, V. 181-182, n. 27, p. 441-446, dez. 2002.
7. CRUZ, A. A.; ANTONIOU, M. G.; HISKIA, A.; PELAEZ, M.; SONG, W.; O'SHEA, K. E.; HE, H.; DIONYSIOU, D. Can we effectively degrade microcystins? – Implications on human health. *Anti-cancer Agents in Medicinal Chemistry*, v. 11. n. 1, p. 19-37, jan. 2011.
8. WANG, H.; HO, L.; LEWIS, D.; BROOKES, J. D.; NEWCOMBE, G. Discrimination and assessing adsorption and biodegradation removal mechanisms during granular activated carbon filtration of microcystins toxins. *Water Research*, v. 41, n. 18, p. 4262-4270, out. 2007.
9. AKTAS, Ö.; ÇEÇEN, F. Bioregeneration of activated carbon: A review. *International Biodeterioration & Biodegradation*, v. 59, n.4, p. 257-272, jun. 2007.
10. LIANG, CH.; CHIANG, PC.; CHANG, EE. Modeling the behaviors of adsorption and biodegradation in biological activated carbon filters. *Water Research*, v. 41, n. 15, p. 3241-3250, ago. 2007.
11. DI BERNARDO, L.; BRANDÃO, C. C.; HELLER, L. Tratamento de águas de abastecimento por filtração em múltiplas etapas - Projeto PROSAB. Rio da Janeiro: ABES, 1999, 114 p.
12. BOURNE, D. G.; BLAKELEY, R. L.; RIDDLES, P.; JONES, G. J. Biodegradation of the cyanobacterial toxin microcystin-LR in natural water and biologically active sand filters. *Water Research*, Volume 40, n. 6, p. 1294-1302, mar. 2006.
13. HO, L.; MEYN, T.; KEEGAN, A.; HOEFEL, D.; BROOKES, J.; SAINT, C. P.; NEWCOMBE, G. Bacterial degradation of microcystin toxins within a biologically active sand filter. *Water Research*, v. 40, n. 4, p. 768-774, fev. 2006.
14. KATO, H.; IMANISH, S. Y.; TSUJI, K.; HARADA, K. Microbial degradation of cyanobacterial cyclopeptides. *Water Research*, Volume 41, n.º. 8, pp. 1754-1762, abr. 2007.
15. KURIAMA, F. Biodegradação de microcistinas e biocontrole de cianobactérias por microrganismos em águas destinadas ao consumo humano. 2012. 89 fls. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Edificações e Saneamento) - Universidade Estadual de Londrina – Londrina/PR.

16. MINILLO, A.; ISIQUE, W. D.; PRADO, H. F. A.; PAIXÃO, D. A. A.; DMITROV, M. R.; LEMOS, E. G. M.; TANGERINO, E. P. Remoção de (D-Leu-1)-Microcistina-LR por filtros de carvão com atividade biológica em escala de bancada. *Revista DAE*, v. 180, p.12-19, maio 2009.
17. BORGES, R. M.; MINILLO, A.; LEMOS, E. G. M.; PRADO, H. F. A.; TANGERINO, E. P. Uso de filtros de carvão ativado granular associado a microrganismos para remoção de fármacos no tratamento de água de abastecimento. *Engenharia Ambiental e Sanitária*, v. 21, n.4, p. 709-720, out./dez. 2016.
18. APHA; AWA; WEF. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 22 ed. Washington, DC: American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation 2012. 1496 p.
19. GORHAM, P. R. Toxic algae. In: JACKSON, D. F. (ed.). *Algae and Man*. D. F. New York: Plenum Press, p. 307-36, 1964.
20. SÁ, J. C. Influência das características da camada filtrante e na taxa de filtração na eficiência de remoção de *Microcystis aeruginosa* e microcistina na filtração lenta em areia. 2006. Tese (Doutorado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos) – Universidade de Brasília, Brasília/DF.
21. MELO, A. E. S. Avaliação da filtração lenta na remoção de células de *Cylindrospermopsis raciborskii* e saxitoxinas. 2006. 178 fls. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos) – Universidade de Brasília, Brasília/DF.
22. SALATI, D. S. Desempenho da filtração lenta com diferentes períodos de amadurecimento no tratamento de água com elevadas densidades de células tóxicas de *Microcystis aeruginosa*. 2010. 125 fls. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos) – Universidade de Brasília, Brasília/DF.
23. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS – ABNT. Carvão ativado pulverizado para tratamento de água – especificações: EB – 2133. Rio de Janeiro, 1991.
24. JAPANESE INDUSTRIAL STANDARD – JIS K 1474. Test Methods for activated carbon. Japanese Standards Association, Tokyo, 1991.
25. PENDLETON, P.; SCHUMANN, R.; WONG, S. H. Mycrocystin-LR adsorption by activated carbon. *Journal of Colloid and Interface Science*, v. 240, p. 1-, 2001.
26. HO, L.; HOEFEL, D.; SAINT, C. P.; NEWCOMBE, G. Degradation of microcystin-LR through biological sand filters. *Practice Periodical of Hazardous, Toxic, and Radioactive Waste Management*, v. 11, n.3, jul. 2007.
27. SOMDEE, T.; WIBULOUTAI, J.; SOMDEE, T.; SOMDEE, A. Biodegradation of cyanobacterial hepatotoxin [Dha7] microcystin-LR within a biologically active sand filter. *Water Science & Technology: Water Supply*, v. 14, n. 4, p. 672-680, jun. 2014.
28. LOGSDON, G.; KOHNE, R.; ABEL, S.; LABONDE, S. Slow filtration for small water systems. *Journal of environmental engineering and science*, v. 1, n. 5, p. 339-348, set. 2002.
29. DI BERNARDO, L.; DANTAS, A. D. B. Métodos e técnicas de tratamento de água. São Carlos: Editora Rima, 2005, 2 ed., v. 2, 1556 p.
30. STEELE, M. E. J.; EVANS, H. L.; STEPHENS, J.; RACHWAL, A. J. CLARKE, B. A. Dissolved oxygen issues with a granular activated carbon sandwich™ slow sand filtration. In: Gimber, R; Graham, N. J. D.; COLLINS, M. R. Recent progress in slow sand and alternative biofiltration processes. London: IWA Publishing, 2006, p. 83-94.