

II-382 – REMOÇÃO DE FITOPLÂNCTON DE LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO EM FILTROS DE PEDRA DE FLUXO HORIZONTAL

Larissa Ribeiro Martins

Licenciada em Ciências Biológicas pela Universidade do Estado da Bahia (UNEB). Mestre em Engenharia Civil, área de Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos pela Universidade Federal de Pernambuco (UFPE). Doutoranda em Engenharia Civil, área de Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos pela Universidade Federal de Pernambuco (UFPE).

Lourdinha Florencio

Engenheira Civil pela Universidade Federal de Pernambuco. Doutorado em Ciências Agrícolas e Ambiental (Tecnologia Ambiental) pela Universidade Agrícola de Wageningen – Holanda. Professora Titular do Departamento de Engenharia Civil da Universidade Federal de Pernambuco.

Sávia Gavazza

Engenheira Civil pela Universidade Federal de Alagoas (UFAL). Doutora em Hidráulica e Saneamento pela Escola de Engenharia de São Carlos (USP). Professora Associada da Universidade Federal de Pernambuco. Pós-doutorado pela Universidade de Cornell (EUA).

Mario Takayuki Kato

Engenheiro Civil pela Universidade Federal do Paraná. Doutorado em Tecnologia Ambiental e Ciências da Agricultura pela Universidade Agrícola de Wageningen - Holanda. Professor Titular do Departamento de Engenharia da Universidade Federal de Pernambuco.

Endereço: Universidade Federal de Pernambuco, Centro de Tecnologia e Geociências. Departamento de Engenharia Civil. Laboratório de Saneamento Ambiental (LSA – UFPE). Av. Acadêmico Hélio Ramos, s/n. Cidade Universitária. CEP: 50740-530 Recife PE, Brasil – Tel.: (81) 21268742 e-mail: mariotk_kato@yahoo.com.br; larissarm.bio@gmail.com

RESUMO

As lagoas de estabilização são amplamente utilizadas para o tratamento de esgotos sanitários devido ao seu baixo custo e simplicidade de implantação e operação. Essa tecnologia passou a ter seu uso questionado em função do alto teor de sólidos em suspensão presente em seu efluente, composto principalmente por algas (fitoplâncton) e cianobactérias, micro-organismos que pode conter espécies potencialmente produtoras de toxinas, gerando consequentemente problemas de saúde pública. Considerando as significativas vantagens das lagoas de estabilização, torna-se desejável o desenvolvimento de um pós-tratamento para o seu efluente com a finalidade de reduzir esse inconveniente. Dentre as tecnologias desenvolvidas para o polimento de lagoas de estabilização, os filtros de pedra apresentam-se como um método promissor, pois retém o fitoplâncton, que é biologicamente degradado. Nesse sentido, no presente trabalho avaliou-se a remoção de fitoplâncton em filtros de pedra de fluxo horizontal, em escala real. O sistema investigado é composto por três reatores UASB (*Upflow Anaerobic Sludge Blanket*), uma lagoa de estabilização e quatro filtros de pedra. Os resultados revelam que a remoção média do fitoplâncton total foi de 99%, e a densidade média efluente de cianobactérias foi de 6594 cél/mg.L⁻¹. O bom desempenho dos filtros de pedra comprova a sua viabilidade de aplicação para a remoção de fitoplâncton e cianobactérias de lagoas de estabilização.

PALAVRAS-CHAVE: Polimento de efluentes, filtros de pedra, remoção de fitoplâncton.

INTRODUÇÃO

A contaminação das águas naturais representa um dos fatores mais agravantes relacionado ao crescente desenvolvimento econômico. Geralmente, grande parte dos resíduos domésticos e industriais gerados é lançada diretamente nos corpos hídricos, sem nenhum tipo de tratamento.

As lagoas de estabilização têm sido utilizadas para o tratamento de águas residuais e industriais, podendo ser empregadas em combinação com outros tipos de tratamento. Sua simplicidade, baixo custo de manutenção e necessidade energética caracterizam esse tipo de tratamento (MIDDLEBROOKS, 1999). Segundo Mara et al. (1992), as lagoas de estabilização são consideradas a melhor opção para pequenas e médias comunidades,

principalmente em países em desenvolvimento e clima tropical. O efluente gerado por esses tipos de sistemas deve apresentar características que o torne viável a ser lançado no corpo hídrico receptor.

Considerando as significativas vantagens das lagoas de estabilização, o seu efluente passou a ter seu uso limitado devido à proliferação de algas e cianobactérias. Alguns fatores como, disponibilidade de nutrientes, principalmente nitrogênio e fósforo, intensidade de luz, temperatura da água e pH promovem condições às cianobactérias multiplicar-se rapidamente causando o processo conhecido como floração ou “bloom”. As cianobactérias são bactérias fotossintéticas que compartilham algumas características com algas, entretanto, em condições específicas de luz e nutrientes, algumas espécies produzem metabólitos secundários tóxicos, conhecidos como cianotoxinas (EPA, 2012). Essas toxinas podem alterar o ambiente e causar danos à saúde de animais aquáticos, terrestres e humanos.

Além desses efeitos desfavoráveis, a presença desses micro-organismos em lagoas de estabilização contribui para o aumento da concentração de sólidos suspensos (SS) e demanda bioquímica de oxigênio (DBO) (MARA, 1997), assim como oferece restrições sobre o potencial de reutilização desses efluentes, o que representa um problema principalmente em regiões com escassez de água (SAIDAM et al., 1995).

O controle das algas no efluente de lagoas de estabilização tem sido uma grande preocupação ao longo da história de utilização desses sistemas. (CRITES et al., 2006). Dentre as técnicas encontradas na literatura, os filtros de pedra apresentam resultados satisfatórios, tendo como principal objetivo a remoção de algas, e consequentemente a redução de DBO efluente (MIDDLEBROOKS et al., 2005). De acordo com Mara (1997) essa é a técnica mais apropriada, embora esta remoção não seja necessária se o efluente for usado para irrigação agrícola ou cultura de peixes.

O método de pós-tratamento estabelecido para remoção de algas dos efluentes de lagoas de estabilização antes de descartados no corpo receptor deve acompanhar as características de grande importância nesses sistemas: operação e manutenção simplificadas e de baixo custo (KOTHANDARAMAN e EVANS, 1972).

Os filtros de pedra consistem em leitos de pedras submersas, através do qual o efluente passa horizontalmente ou verticalmente, ocasionando a sedimentação e degradação biológica das algas na superfície à medida que o líquido escoar pelos interstícios das pedras (MIDDLEBROOKS, 1995). Apesar dos filtros de fluxo vertical serem considerados de melhor desempenho, a maioria dos sistemas operacionais são projetados com fluxo horizontal, com o leito de pedras instalado no final do sistema, depois da lagoa de estabilização (EPA, 2002).

Tendo em vista o conhecimento sobre as condições indesejáveis que os sólidos suspensos (SS) podem causar no corpo receptor, e principalmente os problemas de saúde associados à presença de cianobactérias, torna-se importante avaliar a eficiência do sistema de filtros de pedra quanto à remoção desses parâmetros. O objetivo desse estudo foi avaliar a eficiência de filtros de pedra de fluxo horizontal, após o tratamento de esgoto sanitário através de reatores UASB seguido lagoa de estabilização, quanto à remoção de fitoplâncton e cianobactérias.

MATERIAIS E MÉTODOS

O estudo foi conduzido no município de Rio Formoso-Pernambuco; localizado na microrregião denominada Mata Meridional Pernambucana, com clima tropical e vegetação de floresta sub-perenifólia (IBGE, 2010). A estação de tratamento de esgoto de Rio Formoso (ETE) é composta por tratamento preliminar (gradeamento e caixa de areia), três reatores do tipo UASB (*Upflow Anaerobic Sludge Blanket*), leitos de secagem, uma lagoa de estabilização e um conjunto de quatro filtros de pedra. A tabela 1 apresenta os dados de projetos dos filtros de pedra da ETE Rio Formoso. A carga orgânica volumétrica afluente foi de 0,000191 DBO kg.DBO/ m³.d⁻¹.

Tabela 1 - Dados de projeto dos filtros de pedra da ETE Rio Formoso.

DADOS DO PROJETO – FILTROS DE PEDRA	
Comprimento (m)	120
Largura (m)	30
Altura do Leito (m)	0,5
Volume (m ³)	1980
Número de filtros (unidade)	2
Vazão Média do Filtro (m ³ .d ⁻¹)	504
Taxa de aplicação hidráulica (m ² /m ³ .d ⁻¹)	30
Tempo de Detenção Hidráulica (d)	3

Fonte: Adaptado da Companhia Pernambucana de Saneamento (COMPESA).

O sistema foi monitorado no período de outubro de 2011 a julho de 2012 (282 dias de experimento), sendo utilizado nesse estudo o efluente da lagoa de estabilização e dos filtros de pedra 1 e 2 (Figura1).

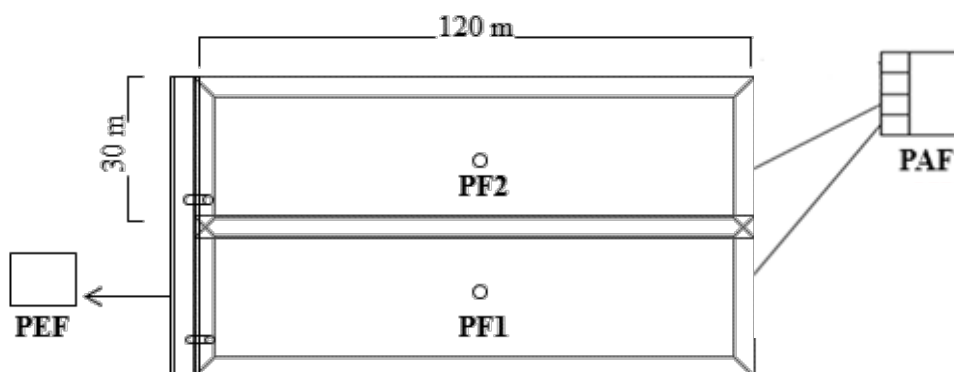


Figura 1. Fluxograma das unidades investigadas. Descrição: PAF- Afluente (Efluente da lagoa de polimento); PEF- Ponto situado na estação elevatória final (Efluente do conjunto dos filtros de pedra), PF1 e PF2- Ponto mediano dos filtros.

Fonte: Adaptado da Companhia Pernambucana de Saneamento (COMPESA).

O esgoto bruto chega por meio da estação elevatória, passando pelo tratamento preliminar, reatores UASB, seguindo para a lagoa de estabilização. O efluente da lagoa de estabilização é conduzido por gravidade para uma caixa de reunião e distribuído aos quatro filtros de pedra. O movimento do líquido no interior dos filtros se dá por escoamento horizontal, sendo o leito filtrante constituído de seixos e pedras britadas com granulometrias que variam desde 3 a 10 cm. Após a reunião do efluente de cada filtro, por meio de tubos coletores, uma tubulação interliga os filtros à elevatória final. Desse ponto, o efluente é lançado no Rio Formoso.

A medição dos parâmetros de campo (*in loco*) e a coleta das amostras foram realizadas no ponto médio dos filtros de pedra, em tubos de PVC instalados para essa finalidade. Os mesmos foram tampados para evitar interferências externas, e preservar o afluente com suas condições específicas. Os parâmetros analisados com seus respectivos métodos analíticos encontram-se referenciados na tabela 2.

Tabela 2 - Parâmetros medidos em campo e seus respectivos métodos analíticos

PARÂMETRO	MÉTODO ANALÍTICO
Oxigênio dissolvido (mg/L)	Eletrométrico
Condutividade elétrica (µs/cm)	Eletrométrico
Potencial hidrogênio (pH)	Eletrométrico
Temperatura (°C)	Eletrométrico
Turbidez (NTU)	Turbidímetro

As amostras destinadas para análises físico-químicas foram realizadas como preconizado no *Standard Methods* (APHA, 2005). A Tabela 3 apresenta os parâmetros analisados, com seus métodos analíticos.

Tabela 3 - Parâmetros analisados em laboratório e seus respectivos métodos analíticos

ANÁLISES	UNIDADE	MÉTODOS ANALÍTICOS
Alcalinidade	mg CaCO_3/L	Potenciométrico
DQO (total, filtrada e particulada)	mg O_2/L	Colorimétrico
DBO (total, filtrada e particulada)	mg O_2/L	Manométrico (Oxítóp)
Fósforo total	mg $\text{P-PO}_4^{-3}/\text{L}$	Vanadato-molibdado
Ortofosfato	mg $\text{P-PO}_4^{-3}/\text{L}$	Vanadato-molibdado
Nitrogênio (total e filtrado)	mg $\text{N-NH}_4^+/\text{L}$	Macro-Kjedhal
Nitrogênio amoniacal	mg $\text{N-NH}_4^+/\text{L}$	Titulométrico
Nitrito	mg NO_2^-/L	Colorimétrico
SS (Total, fixo e volátil)	mg SST/L	Gravimétrico

Para análise qualitativa do fitoplâncton foi utilizado microscópio óptico binocular Leica-DME. Foram confeccionadas lâminas para cada amostragem, com o material vivo e material preservado com lugol acético, observados com o auxílio de óleo de imersão na objetiva de 100x.

Para analisar as características citomorfológicas, estruturais e morfométricas foram medidas as dimensões de 50 organismos das espécies mais abundantes e 10 para as espécies pouco frequentes, utilizando equipamento BEL view 7.1 photonics, acoplado ao microscópio óptico. O mesmo foi utilizado para fotodocumentação dos organismos.

A bibliografia especializada para a identificação das algas seguiu os seguintes sistemas de classificação: Cyanophyta (Chroococcales) - Komárek & Anagnostidis (2000); (Oscillatoriales) – Anagnostidis & Komárek (1988); Euglenophyta - Bourrelly (1981), Chlorophyta – Komárek & Foot (1983) e Bicudo & Menezes (2005).

Para contagem das células fitoplanctônicas foi utilizado o método de Utermöhl (1958), usando microscópio invertido Feldmann Wild Leitz, modelo Invert 1500, com contraste de fase. A quantificação das células ($\text{cél}/\text{mL}^{-1}$) foi realizada, por meio de técnicas de transectos (vertical e horizontal), utilizando para a sedimentação, câmaras de Utermöhl de 2 e 5 mL.

A densidade específica foi calculada de acordo com o proposto por Villafañe e Reid (1995). A abundância relativa foi calculada de acordo com Lobo e Leighton (1986) e a frequência de ocorrência segundo Matteucci e Colma (1982). A riqueza do fitoplâncton e cianobactérias foi considerada pelo número total de táxons encontrados em cada unidade amostral.

Para o tratamento estatístico dos dados foi utilizada planilha eletrônica. Para estatística descritiva foram utilizando gráficos Box-Whisker e tabelas, para analisar as médias e as variâncias entre os dados obtidos.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Avaliação do comportamento dos principais parâmetros físico-químicos

Os valores médios e desvio padrão dos principais parâmetros físico-químicos realizados nesse estudo são apresentados na tabela 4. O período de estudo caracterizou-se por temperaturas médias elevadas em todos os pontos amostrais. De acordo com Saidam et al., (1995), a temperatura é o parâmetro que mais influencia na sedimentação das algas nos filtros de pedra.

O comportamento da concentração da matéria orgânica foi avaliado em termos de DQO total, DQO filtrada e DQO particulada. Os filtros de pedra promoveram grande remoção da matéria orgânica. Ao comparar as concentrações médias do afluente e efluente do sistema nota-se que a DQO total foi reduzida de 194 mg.L^{-1} para 70 mg.L^{-1} , resultando numa eficiência de remoção de 64%. As concentrações médias da fração filtrada da

matéria orgânica praticamente não variaram, apresentando valores de 48 mg.L⁻¹ no filtro 1 e 52 mg.L⁻¹ no filtro 2. Quanto à DQO particulada as concentrações médias do afluente e efluente foram de 97 mg.L⁻¹ e 30 mg.L⁻¹, respectivamente. Observa-se que apesar da grande proliferação de algas na lagoa de estabilização, causando o aumento da DQO particulada, o sistema de filtros de pedra apresentou remoção.

Tabela 4. Valores médios e desvio padrão dos principais parâmetros físico-químicos do afluente, pontos médios dos filtros de pedra 1 e 2, e efluente.

PARÂMETROS	UNIDADE	AFLUENTE	FILTRO 1	FILTRO 2	EFLUENTE
Oxigênio dissolvido	mg.L ⁻¹	3,6 ± 1,8	0,2 ± 0,1	0,2 ± 0,2	4,4 ± 0,7
pH	—	7,6 ± 0,3	7,3 ± 0,2	7,4 ± 0,2	7,6 ± 0,2
Temperatura	°C	29,7 ± 1,2	28,4 ± 0,9	28,5 ± 1,2	29,4 ± 1,0
DQO total	mg O ₂ /L	194 ± 90	80 ± 38	77 ± 31	70 ± 35
DBO	mg O ₂ /L	48 ± 18	20 ± 12	25 ± 20	23 ± 18
N-NTK	mg.L ⁻¹	24 ± 5,0	23 ± 5,0	23 ± 6,0	18 ± 4,0
N-amoniaco	mg.L ⁻¹	17 ± 5,0	20 ± 5,0	19 ± 5,0	15 ± 4,0
Fósforo	mg.L ⁻¹	3,3 ± 0,6	3,3 ± 0,6	3,0 ± 0,7	2,9 ± 0,9
Ortofosfato	mg.L ⁻¹	1,19 ± 0,25	1,24 ± 0,32	1,28 ± 0,37	1,24 ± 0,40
Turbidez	NTU	95 ± 45	31 ± 15	26 ± 18	7 ± 5,0
SST	mg.L ⁻¹	65 ± 33	23 ± 15	40 ± 50	27 ± 19

A legislação pertinente não preconiza padrões para o lançamento de DQO total, filtrada e particulada, estabelecendo que, para a determinação da carga poluidora seja utilizada a DBO. A concentração média da DBO efluente foi 23 mg.L⁻¹. Em estudo realizado em Euroda, Kansas, a concentração de DBO no efluente do tratamento com filtros de pedra foi abaixo de 30 mg.L⁻¹, com taxa de aplicação hidráulica de até 1,20 m³.m³d. (EPA, 1983). Von Sperling (2006) investigando um sistema composto por um reator UASB, duas lagoas de polimento em série e duas lagoas em paralelo acrescidas de filtros de pedra, encontrou resultados com concentrações médias efluentes de 27 mg.L⁻¹ e 32 mg.L⁻¹ nos filtros 1 e 2, respectivamente, com taxa de aplicação hidráulica de 0,50 m³.m³d.

A Resolução CONAMA N° 430 de 2011 estabelece que a demanda bioquímica de oxigênio - DBO 5 dias, 20 °C, para efluentes oriundos de sistemas de tratamento de esgotos sanitários deve ser no máximo de 120 mg.L⁻¹. Foi possível constatar que, mesmo o afluente dos filtros de pedra sendo oriundos de lagoa de estabilização, suas concentrações já atenderam à legislação pertinente, antes mesmo de passar pelo tratamento terciário.

No que se refere à remoção de nutrientes, para o nitrogênio total, nitrogênio amoniacal, fósforo e ortofosfato, as mudanças nos valores foram pouco representativas. Mara e Johnson (2006) investigaram, em escala piloto, a remoção de nitrogênio amoniacal em um filtro de pedra aerado paralelo a outro sem suprimento de oxigênio. Os resultados mostraram que o filtro aerado apresentou remoção de nitrogênio amoniacal, enquanto que no filtro não aerado houve um aumento significativo na concentração, que os autores afirmam ser devido à amonificação de nitrogênio orgânico atribuído a biodegradação das algas. A legislação CONAMA N° 430 de 2011 não estabelece padrão máximo para lançamento de nitrogênio amoniacal para efluentes de sistemas de tratamento de esgotos sanitário.

Os resultados de remoção de sólidos suspensos obtidos no sistema apresentaram desempenho na ordem de 55%. Mesmo considerando o melhor desempenho de filtros de pedra verticais, Johnson e Mara (2002), utilizando filtros de pedras pilotos de escoamento vertical no polimento de lagoas de estabilização para esgotos domésticos, obtiveram remoções de 54%. Enquanto que resultados de remoção de SST apresentados por Von Sperling et al. (2007) ficaram entre 36 e 75%, para filtros de escoamento horizontal, com despejo doméstico. A representativa variação dos valores dos filtros de pedra apresentados nesse estudo, principalmente no filtro 2, pode ser explicada por interrupções no sistema ou desprendimento do biofilme de algas. Em relação aos SSV, o sistema apresentou eficiência média de remoção de 65%. Como os sólidos voláteis apresentam uma

estimativa da matéria orgânica contida nos sólidos suspensos totais, os filtros de pedras foram eficientes na sua principal função, que é a remoção de algas

Avaliação da remoção do fitoplâncton e cianobactérias

A densidade total do fitoplâncton no afluente apresentou valor médio de $5,87 \times 10^5$ cél.mL⁻¹. O sistema de filtros de pedra apresentou grande variação (Figura 2), entretanto foi eficaz na remoção do fitoplâncton, reduzindo a quantidade afluente para $6,6 \times 10^3$ cél.mL⁻¹ efluente, com eficiência média de remoção de 99%.

Paiva (2012) avaliou, na ETE Rio Formoso-PE, a comunidade fitoplanctônica em escala nictemeral, sazonal e espacial, relacionando a estrutura da comunidade com mudanças bióticas e abióticas. A análise do fitoplâncton constatou densidades no afluente, com valores variando entre 5×10^4 à 5×10^6 cél/mL⁻¹.

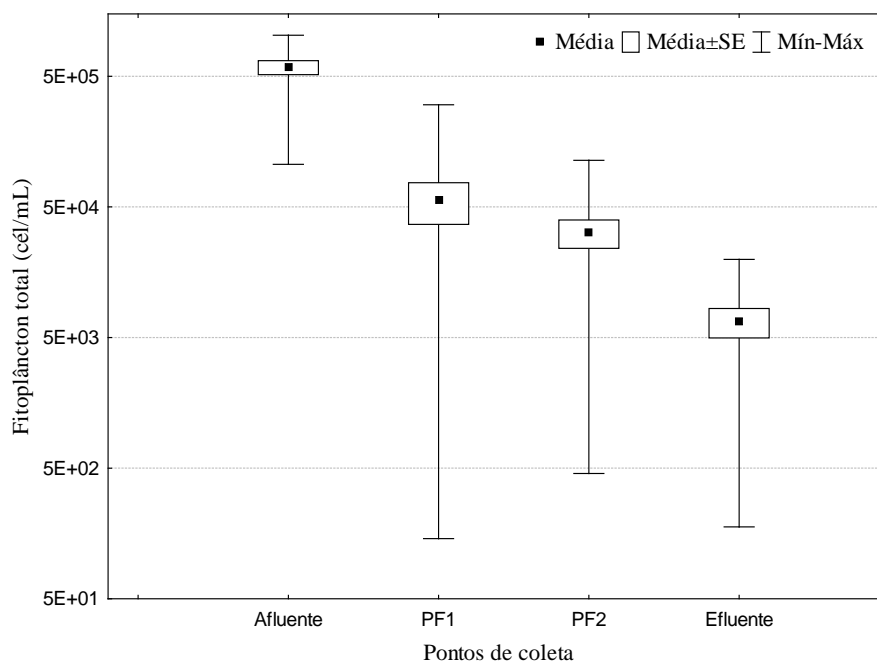


Figura 2. Variação da densidade total do fitoplâncton do afluente, ponto médio e efluente dos filtros de pedra

Em termos de riqueza, foram identificados 27 táxons pertencentes a quatro divisões: Chlorophyta (16 táxons), Cyanobacteria (6 táxons), Euglenophyta (3 táxons) e Bacillariophyta (3 táxons). A Chlorophyta representou a divisão com maior número de táxons (57%), seguidas da Cyanobacteria (21%), Euglenophyta (11%) e Bacillariophyta (11%).

No afluente e efluente do sistema, as formas cocóides de Cyanobacteria predominaram em relação às filamentosas. Em relação à frequência de ocorrência no afluente (tabela 5), *Merismopedia tenuissima*, *Planktothrix mougeotii* foram muito frequentes enquanto que *Microcystis aeruginosa* foi frequente. Após a passagem pelo sistema de filtros de pedra, *Merismopedia tenuissima* continuou muito frequente, enquanto que *Microcystis aeruginosa* apresentou-se pouco frequente.

A distribuição das espécies dominantes nos filtros de pedra 1 e 2 apresentou-se semelhante, predominando as cianobactérias, sendo amplamente dominadas por *Merismopedia tenuissima*, *Microcystis aeruginosa* nos filtros.

Durante o estudo também foi possível identificar alternância entre as espécies cocóides e filamentosas de cianobactérias. Em dias que em que a *Merismopedia tenuissima* foi mais abundante a *Planktothrix mougeotii* tende a diminuir e vice-versa. A *Microcystis aeruginosa* apresenta o mesmo comportamento em relação à

Planktothrix mougeotii e em alguns dias de experimento apresentou coexistência com *Merismopedia tenuissima*.

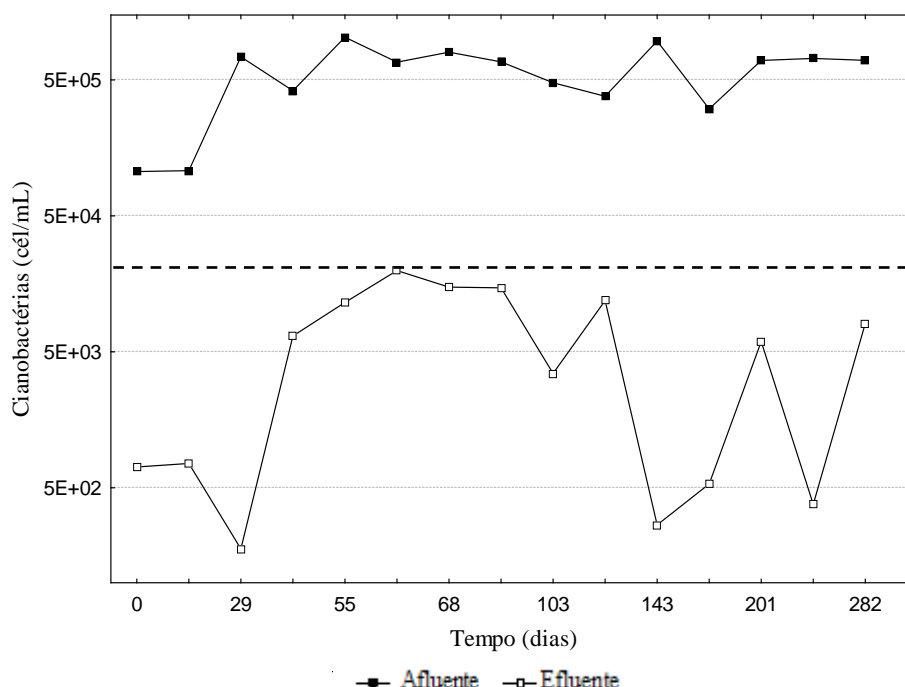
FREQÜÊNCIA DE OCORRÊNCIA (%)				
TÁXONS	AFLUENTE (FO%)	CATEGORIA	EFLUENTE (FO%)	CATEGORIA
CYANOBACTERIA				
<i>Arthrospira</i> sp.	13	E	7	E
<i>Merismopedia tenuissima</i>	100	MF	87	MF
<i>Microcystis panniformis</i>	33	PF	7	E
<i>Planktothrix mougeotii</i>	93	MF	60	F
<i>Pseudanabaena catenata</i>	7	E	0	-
<i>Microcystis aeruginosa</i>	47	F	20	E

Tabela 5. Freqüência de ocorrência (%) dos táxons de cyanobacteria identificados no afluente e efluente.

E- esporádico; PF – pouco frequente; F – frequente; MF – muito frequente.

A distribuição relativa média da densidade de cianobactérias demonstrou que *Merismopedia tenuissima* (56%), *Planktothrix mougeotii* (43%) e *Microcystis aeruginosa* (1%) foram os táxons que apresentaram maior resistência à remoção pelos filtros de pedra.

Na figura 3, são apresentados os valores de densidade total de cianobactérias na entrada do sistema (afluente) e saída (efluente) após a passagem pelos filtros de pedra.



--- Limite preconizado pelo CONAMA 357/05 para a densidade de cianobactérias em rios de classe I.

Figura 3. Densidade total de cianobactérias na entrada (afluente) e saída (efluente) do sistema de filtros de pedra período de estudo

Segundo o CONAMA 357/05 o limite para a densidade de cianobactérias em rios de classe I, II e III é de 20.000 cél.mL⁻¹, 50.000 cél.mL⁻¹ e 100.000 cél.mL⁻¹, respectivamente. Durante todo o período de estudo a quantidade de cianobactérias no efluente do sistema apresentou valores abaixo do permitido para o rio classe I, demonstrando dessa forma, que a ETE Rio Formoso atende as condições e padrões mais exigentes.

O decaimento das células de fitoplâncton total durante a passagem no filtro de pedra foi satisfatório. Nos pontos médios dos filtros de pedra as quantidades encontradas de fitoplâncton foram em média de 10.000 cél.mL⁻¹. Como não existe legislação pertinente à densidade de fitoplâncton total, e usando como comparação os padrões para cianobactérias, conclui-se que essas quantidades refletem números positivos, visto que estão bem abaixo do permitido pela legislação no que tange o limite de cianobactérias no despejo de rios.

CONCLUSÕES

Em relação à remoção dos sólidos suspensos totais, os filtros de pedra apresentaram resultados satisfatórios, em média, 55%. Os filtros apresentaram grande variação, que pode ser explicada por interrupções no sistema, assim como desprendimento do biofilme.

As espécies de cianobactérias *Merismopedia tenuissima*, *Planktothrix mougeotii* e *Microcystis aeruginosa* foram dominantes em todo o período de estudo, apresentando comportamentos de coexistência e/ou alternância, e competição dentro dos filtros de pedra.

Durante todo o período de estudo a remoção de fitoplâncton pelos filtros de pedra apresentou eficiência de 99%. As espécies *Merismopedia tenuissima* e *Planktothrix mougeotii* apresentaram maior resistência ao tratamento por filtros de pedra, o que merece atenção, visto que *Planktothrix mougeotii* é potencialmente produtora de toxinas.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. Anagnostidis, K. & Komárek, J. Modern approach to the classification system of cyanophytes. 3. Oscillatoriales. Archiv für Hydrobiologie Supplement 80(1- 4)/Algological Studies 50-53: 327-472, 1988.
2. APHA. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 21 st ed. American Public Health Association, Washington, D.C, 2005.
3. BICUDO C.E.M. & MENEZES M. Gêneros de algas de águas continentais do Brasil: chave para identificação e descrições. RIMA, São Carlos, 2005
4. BOURRELLY, P. Les Algues d'eau Douce, Initiation à la systématique. Vol. 2. Les Algues Jaunes et Brunes. Réimpression revue et augmentée. N. Boubée; Paris, 1981.
5. CONAMA, Ministério do Meio Ambiente. Portaria N°357, de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais Diário oficial da República Federativa do Brasil, Poder executivo, Brasília, 2005.
6. CONAMA, Ministério do Meio Ambiente. Resolução N°430 de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução no 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente, 2011.
7. CRITES, W. R.; MIDDLEBROOKS, J.; REED, C. Natural Wastewater Treatment Systems. Taylor & Francis, 2006.
8. EPA. Cyanobacterias and cyanotoxins: Information for Drinking Water Systems. U.S. Environmental Protection Agency. Office of Water 4304T, EPA-810F11001 July, 2012.
9. EPA. Design Manual: Municipal Wastewater Stabilization Ponds. Cincinnati, OH. U.S. Environmental Protection Agency, EPA-625/1-83-015, 1983.
10. EPA. Rock media polishing filter for lagoons. U.S. Environmental Protection Agency. Setembro, 2002.
11. IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Censo demográfico. 2010. Disponível em: < <http://www.ibge.gov.br/cidadesat/topwindow.htm?1>>. Acesso em 12 de outubro de 2012.
12. JOHNSON, M. e MARA, D. Initial results from pilot-scale maturation ponds, reedbed channel and rock filters. Research on wastewater stabilisation ponds. UK-II. 2nd–5th April, Auckland, New Zealand, International Water Association, 2002.
13. KOMÁREK, J. & ANAGNOSTIDIS, K. Cyanoprokaryota. 1. Teil: Chroococcales. Spektrum, Akademische Verlag (Süßwasserflora von Mitteleuropa; Band 19/1), Berlin, 2000.

14. KOMÁREK, J. e FOOT. B. Das Phytoplankton des Süßwasser Systematik und Biologie. 7. Teil: Chlorophyceae (Grünalgen) Ordnung: Chlorococcales. In: Elster. H.-J. and Ohle, W. (Eds): Die Binnengewässer. Begründet von August Thienemann, Stuttgart. 1983.
15. KOTHANDARAMAN, V.; EVANS R. L. Removal of Algae from Waste Stabilization Pond Effluents. A State of the Artby, Illinois state water survey urbana, 1972.
16. LOBO, E. & LEIGHTON, G. Estructuras comunitarias de las fitocenosis planctonicas de los sistemas de desembocaduras de rios y esteros de la zona central de Chile.Revista Biologia Marina. v.22, n. 1, 1-29, 1986.
17. MARA, D. D.; JOHNSON, M. L. Aerated rock filters for enhanced ammoniaand fecal coliform removal from facultative pond effluents. Journal of Environmental Engineering. 132(4): 574–577, 2006.
18. MARA, D. D.; PEARSON, H. W. Waste Stabilization Pond-Design Manual for Mediterrane an Europe. World Health Organization, Copenhagen, 1992.
19. MARA, D. DUNCAN. Design manual for waste stabilization ponds in India. Lagoon Technology International Ltd. Inglaterra, 1997.
20. MATTEUCCI, S.D.; COLMA, A. Metodologia para el estudio de la vegetacion. Washington: The Genral Secretarial of the Organization of American States, 167p, 1982.
21. MIDDLEBROOKS, E. J., ADAMS, V. D., BILBY, S. e SHILTON, A. Solids removal and other upgrading techniques. Pond Treatment Technology. IWA Publishing: Londres, 2005.
22. MIDDLEBROOKS, E. J.; REED, S. C.; PANO, A.; ADAMS, V. D. Nitrogen Removal in Wastewater Stabilization Lagoons. 6th National Drinking Water and Wastewater Treatment Technology Transfer, Workshop, Kansas City, 1999.
23. MIDDLEBROOKS, E. Upgrading pond effluents: an overview. Water Science and Technology v. 31, n. 12, 1995.
24. PAIVA M. V. C. Avaliação da comunidade fitoplanctônica e eficiência de um sistema de tratamento de esgotos no litoral de Pernambuco, 2012. Dissertação de mestrado-Universidade Federal de Pernambuco de Recife. 2012.
25. SAIDAM, M. Y.; RAMADAN, S. A.; BUTLER, D. Upgrading waste stabilization pond effluent by rock filters. Water Science and Technology v. 31, 12, 1995.
26. VILLAFÑE. V.; REID. F. Metodos de Microscopia para la Quantificacion Del Fitoplancton. In: Manual de Métodos Ficológicos. Universidad de Concepcion. Concepcion, Chile, p. 169-185, 1995.
27. VON SPERLING, M.; ANDRADA J. G. B. de. Simple wastewater treatment (UASB reactor, shallow polishing ponds, coarse rock filter) allowing compliance with different reuse criteria.Water Science and Technology V.54, n. 11–12, 2006.
28. VON SPERLING, M.; ANDRADA, J.G.B.; MELO JÚNIOR, W.R. Coarse filters pond efluente polishing: comparision of loading rates and grain sizes. Water Science & Technology. V. 55, n. 11, 2007.