

UTILIZAÇÃO DE WETLAND CONSTRUÍDO NO PÓS-TRATAMENTO DE ESGOTOS DOMÉSTICOS PRÉ-TRATADOS EM REATOR UASB

USE OF CONSTRUCTED WETLAND FOR THE POST-TREATMENT OF DOMESTIC SEWAGE ANAEROBIC EFFLUENT FROM UASB REACTOR

JOSÉ TAVARES DE SOUSA

Prof. Doutor da Universidade Estadual da Paraíba - UEPB. Coordenador do PRODEMA, UFPB/UEPB

ADRIANUS VAN HAANDEL

Prof. Pós-doutorado da Universidade Federal da Paraíba. Coordenador do PROSAB/UFPB

EDUARDO PEDROZA DA CUNHA LIMA

Mestre em Desenvolvimento e Meio Ambiente - PRODEMA UFPB/UEPB

ISRAEL NUNES HENRIQUE

Mestrando em Desenvolvimento e Meio Ambiente - PRODEMA UFPB/UEPB

Recebido: 08/03/04 Aceito: 05/08/04

RESUMO

Este trabalho relata o desempenho de três sistemas *wetland*, operados com efluente proveniente de reator UASB, no que se refere à remoção de nutrientes, organismos patogênicos e material carbonáceo, durante três anos de monitoramento. A eficiência da remoção de material carbonáceo variou de 70 a 86%; o efluente produzido expresso em DQO manteve-se na média de 60mg.L⁻¹. A remoção de nitrogênio e fósforo, durante o primeiro ano de operação, foi considerável, 66 e 86% respectivamente. O *wetland* vegetado apresentou maior eficiência na redução de coliformes termotolerantes, quando comparado ao *wetland* não vegetado, ambos operados com a mesma carga hidráulica (23 mm. dia⁻¹). No entanto a análise de variância confirma que não há diferença significativa em relação à redução de coliformes entre um e outro.

PALAVRAS-CHAVE: *Wetland* construído, macrófitas, pós-tratamento, esgoto doméstico

ABSTRACT

In this investigation the performance of three wetland systems, operated with UASB effluent was evaluated with respect to removal of nutrients, pathogens, as well as carbonaceous matter over a three years period. The efficiency of carbonaceous material removal varied from 70 to 86%; the produced effluent maintained an average value of 60mg.L⁻¹. The removal of nitrogen and phosphorus during the first year of operation was considerable, 66 and 86% respectively. The wetland with vegetation produced effluent with a higher removal efficiency of thermo-tolerant Coliforms than units without vegetation, when both were operated with the same hydraulic load (23 mm d⁻¹). However, variance analysis confirmed that there was no significant difference between the coliform removal efficiencies in the systems with and without vegetation.

KEYWORDS: *Constructed wetland, macrophytes, post-treatment, domestic sewage.*

INTRODUÇÃO

O aumento do consumo de água nos centros urbanos gera, simultaneamente, um maior volume de esgotos sanitários. Estes, por sua vez, exigem uma destinação adequada; caso contrário, haverá o risco de poluição do solo e contaminação dos ecossistemas aquáticos. Essa realidade corrobora a necessidade urgente de se desenvolverem e adaptarem tecnologias economicamente viáveis de tratamento de águas residuárias.

Nesse sentido, a utilização do reator anaeróbio de fluxo ascendente com

manta de lodo (UASB), em regiões de clima quente, poderá ser uma solução para o tratamento secundário de esgotos, uma vez que esse reator, quando operado adequadamente, remove DQO e DBO₅ com eficiência superior a 60 e 70%, respectivamente, com tempo de detenção hidráulica curto, 0,25 dia. No entanto, é necessário que o efluente advindo do UASB seja submetido a um pós-tratamento a fim de remover, sobretudo, nutrientes (nitrogênio e fósforo) e organismos patogênicos.

Nos vários estudos já realizados na tentativa de pós-tratar efluente anaeróbio, o sistema *wetland* destaca-se pela sua capacidade de remover carga poluidora, manter a conservação dos ecossistemas terrestres e aquáticos, reduzir o aquecimento global da terra, fixar o carbono do meio ambiente, mantendo o equilíbrio do CO₂, além de conservar a biodiversidade (Denny, 1997).

No contexto de tratamento de águas residuárias, *wetland* são ecossistemas que funcionam como receptores de águas naturais e águas produzidas por atividades antrópicas. Os *wetland* naturais são conhecidos como terras úmidas, brejos, várzeas, pântanos, manguezais e lagos rasos.

No contexto de tratamento de águas residuárias, *wetland* são ecossistemas que funcionam como receptores de águas naturais e águas produzidas por atividades antrópicas. Os *wetland* naturais são conhecidos como terras úmidas, brejos, várzeas, pântanos, manguezais e lagos rasos.

Os *wetland* construídos são sistemas artificialmente projetados para utilizar plantas aquáticas (macrófitas) em substratos como areia, cascalhos ou outro material inerte, onde ocorre a proliferação de biofilmes que agregam populações variadas de microrganismos os quais, por meio de processos biológicos, químicos e físicos, tratam águas residuárias (Sousa et al., 2000; Sousa et al., 2003).

As macrófitas aquáticas utilizadas nos sistemas *wetland* construídos podem ser de dois tipos: emergentes e flutuantes. Para escolhê-las, deve-se observar os seguintes critérios: fácil propagação e crescimento rápido; alta capacidade de absorção de poluentes; tolerância a ambiente eutrofizado; fácil colheita e manejo e valor econômico.

Especificamente no Nordeste do Brasil, região onde a irradiação solar é constante durante quase todo o ano, condição que favorece o processo fotossintético das macrófitas, a utilização de sistemas *wetland* pode ser uma tecnologia viável, já que foram positivos os resultados dos estudos sobre a aplicabilidade de sistemas *wetland* construídos com fluxos subsuperficiais no pós-tratamento de efluente de reatores anaeróbios (Sousa et al., 2001; Sousa et al., 2003). Os estudos de Ceballos et al. (2000) e Meira (2002) também apresentaram resultados satisfatórios sobre outros sistemas *wetland* vegetados, construídos com leito de brita, para o tratamento de água superficial poluída.

Esse trabalho apresenta os resultados de desempenho de três sistemas *wetland* operados com efluentes advindos de reator UASB, no que se refere à remoção de nutrientes (nitrogênio e fósforo), organismos patogênicos e matéria carbonácea remanescente, durante três anos de monitoramento.

MATERIAL E MÉTODOS

O experimento foi instalado e conduzido em área pertencente à Companhia de Águas e Esgotos do Estado da Paraíba (CAGEPA), onde se localiza a Estação de Tratamento Biológico de Esgotos (EXTRABES) e desenvolve-se o Programa de Pesquisa em Saneamento Básico (PROSAB), no município de Campina Grande – PB, situado entre as coordenadas geográficas de 07° 13' S e 35° 52' W, com altitude de 550 m acima do nível do mar.

O sistema de tratamento constituiu-se de duas unidades: para a primeira, foi

utilizado um reator anaeróbio de fluxo ascendente com manta de lodo (UASB). Para a segunda, foram construídos três sistemas *wetland* de alvenaria, revestidos internamente com massa impermeabilizante, com área de 10m² cada um. Com o objetivo de otimizar a distribuição dos fluxos de entrada e saída em cada sistema, depositou-se uma camada de cascalho de 40cm de largura por 60cm de altura, com granulometria variando de 15 a 20 mm.

O efluente proveniente do UASB vinha, por gravidade, até uma caixa de 100L de capacidade e, através de bomba peristáltica, era recalcado para os sistemas *wetland* onde eram alimentados continuamente de forma subsuperficial. As vazões, que eram controladas no início e no final de cada dia, foram diferenciadas em cada sistema.

Os três sistemas *wetland* foram monitorados durante trinta e seis meses. Todos continham como substrato, areia lavada com granulometria variando de 2,88 a 4,8mm, formando uma camada de 60cm. Os *wetland 2* e *3* eram vegetados com macrófitas do tipo *Juncus spp*, apresentando uma densidade de 25 propágulos vegetativos por metro quadrado, enquanto o *wetland 1* não era vegetado e continha apenas areia. As características físicas e operacionais do reator UASB e dos sistemas *wetland*, bem como os principais parâmetros do efluente do UASB, são apresentadas nas Tabelas 1 e 2, respectivamente.

Os parâmetros analisados para verificar a eficiência do sistema, durante o monitoramento, foram: temperatura, pH, DQO, N-NH₄⁺, NTK, fósforo total, condutividade elétrica, coliformes termotolerantes e estreptococos fecais. Com exceção da primeira determinação, as demais seguiram métodos de análise descritos pelo APHA (1995).

O *wetland 1* (não vegetado) foi tomado como parâmetro para o controle do sistema; por isso o *wetland 3* foi alimentado com a mesma carga, conseqüentemente, com o mesmo tempo de detenção hidráulica do *wetland 1*. Esses procedimentos podem ser observados na Tabela 3. A vegetação (*Juncus spp*) foi monitorada e controlada no ambiente à medida que crescia e, a cada seis meses, efetuava-se o corte das macrófitas.

A diferença entre as médias da eficiência dos tratamentos dos três sistemas *wetland*, durante os três anos de monitoramento, foram verificadas através da análise de variância (ANOVA).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Carga aplicada ao sistema *wetland*

As análises laboratoriais foram realizadas semanalmente, durante os três anos de operação do sistema. A Tabela 4 apresenta os valores médios da carga aplicada de DQO, fósforo e Nitrogênio Total Kjeldhal (NTK) durante todo o período de operação.

Observa-se, nessa Tabela, que a carga aplicada de DQO variou de 5,01 a 9,45g DQO.m⁻². dia⁻¹ e a de nitrogênio permaneceu entre 1,16 e 1,93g NTK.m⁻².dia⁻¹; já a carga de fósforo oscilou entre 0,15 e 0,22g P.m⁻².dia⁻¹. Cargas superiores foram aplicadas por Batchelor & Loots (1997), Sousa et al. (2001) e Sezerino et al. (2003). Esse último, tratando águas residuárias provenientes de pocilga, aplicou ao sistema *wetland* cargas de nitrogênio e fósforo dez vezes maiores, e a remoção foi satisfatória.

Fatores hidrológicos como precipitação, infiltração, evapotranspiração, taxa de carregamento hidráulico e profundidade interferem na eficiência do desempenho do sistema *wetland*. Foi observado que, em alguns meses do ano, quando a temperatura variava entre 30 e 34 °C, cerca de 50% da carga hidráulica afluente se perdia devido à evapotranspiração.

Matéria orgânica

O *wetland* construído remove satisfatoriamente matéria orgânica e sólidos suspensos. É um sistema de estrutura simples e de fácil manejo, embora apresente obstruções no volume de vazios do substrato, devido à acumulação de lodo durante a operação. A sedimentação e a retenção desse lodo ocorre, geralmente, em razão da baixa velocidade de escoamento da água no sistema *wetland*.

Observa-se, na Figura 1, que a eficiência da remoção da matéria carbonácea, expressa como DQO, variou de 70 a 86%. Os valores médios da concentração da demanda química de oxigênio dos efluentes nos três sistemas *wetland*, durante os três anos de monitoramento, não mostraram diferenças significativas (p > 0,05) entre eles, embora o efluente produzido no sistema *wetland* não vegetado tenha apresentado valores de DQO um pouco superiores ao vegetado, mesmo tendo sido operados com a mesma taxa de aplicação hidráulica (23mm. dia⁻¹). Esse fato

Tabela 1 - Características físicas e operacionais do reator UASB e dos sistemas Wetland

Reator UASB	Valor	Sistema Wetland	Valor
Altura do reator (m)	3,0	Altura construída (m)	0,8
Diâmetro (m)	0,8	Altura do substrato (m)	0,6
Volume (m ³)	1,5	Largura (m)	1,0
Tempo de detenção hidráulica (h)	6,0	Fração de vazios do substrato (%)	38
Carga orgânica específica (kg DQO m ⁻¹ .dia ⁻¹)	2,2 a 2,8	Coefficiente de uniformidade (d ₆₀ /d ₁₀) do substrato	2,4

Tabela 2 – Valores médios dos principais parâmetros do efluente do reator UASB, durante o período experimental

Parâmetros	Ano	Valor Médio	Desvio Padrão	Coefficiente de Variação (%)
pH	1999	6,8	0,10	1,4
	2000	6,9	0,15	2,1
	2001	6,8	0,11	4,6
DQO (mg.L ⁻¹)	1999	290	101	34
	2000	220	83	38
	2001	190	63	33
Nitrogênio Total Kjeldahl (mgNTK.L ⁻¹)	1999	54,50	11,50	21
	2000	59,25	10,20	17
	2001	51,00	10,90	21
N-Amoniacal (mgH-NH ₄ .L ⁻¹)	1999	41,50	8,90	21
	2000	40,70	7,50	18
	2001	39,50	6,70	17
Fósforo (mgP.L ⁻¹)	1999	6,77	1,5	22
	2000	7,05	1,4	20
	2001	5,57	0,95	17
CE (dS.m ⁻¹)	1999	1,70	0,2	12
	2000	1,65	0,15	09
	2001	1,70	0,18	10

Tabela 3 - Carga e tempo de detenção hidráulica dos sistemas wetland, durante o período experimental

Parâmetros	Efluente		
	Wetland 1	Wetland 2	Wetland 3
TDH médio (dia)	10,1±0,24	7,3±0,28	10,1±0,24
Carga Hidráulica Média (mm.dia ⁻¹)	23 ± 1,31	33 ± 1,40	23 ± 1,31

Tabela 4 – Cargas médias aplicadas de DQO, NTK e fósforo total, durante o período experimental

Parâmetros	Ano	Efluente		
		Wetland 1	Wetland 2	Wetland 3
Carga Aplicada (g DQO. m ⁻² .dia ⁻¹)	1999	6,61	9,45	6,61
	2000	5,01	7,17	5,01
	2001	4,33	6,19	4,33
Carga Aplicada (g NTK. m ⁻² .dia ⁻¹)	1999	1,24	1,77	1,24
	2000	1,35	1,93	1,35
	2001	1,16	1,66	1,16
Carga Aplicada (g P. m ⁻² .dia ⁻¹)	1999	0,15	0,22	0,15
	2000	0,16	0,22	0,16
	2001	0,18	0,18	0,18

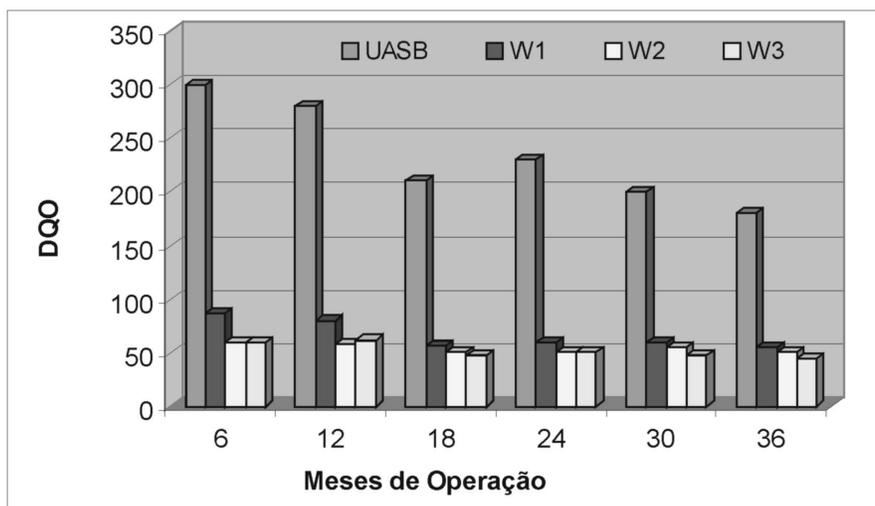


Figura 1 - Valores da DQO efluente durante o período de trinta e seis meses de operação do reator UASB, seguindo de sistemas wetland

permite a constatação de que as macrófitas não tiveram influência significativa na remoção de matéria orgânica.

Destaca-se que as macrófitas (*Juncus sp*) presentes no sistema *wetland* necessitavam de manejo (corte) a cada seis meses e, à medida que o corte era realizado, ocorria a invasão de outras plantas, com, por exemplo, papiro. As macrófitas podem ser utilizadas como material para adubação verde na agricultura, uma vez que as mesmas contêm nutrientes, sobretudo, nitrogênio e fósforo.

O custo de construção do sistema *wetland* é similar ao custo de construção de lagoas de estabilização. A vantagem da utilização do primeiro reside justamente na qualidade do efluente, que apresenta

baixa concentração de DQO (60mg.L⁻¹), alta concentração de nutrientes e pH em torno de 7,5. Efluentes com essas características podem ser utilizados na irrigação da maioria das culturas.

Remoção de Nitrogênio

A Figura 2 apresenta os valores médios dos efluentes do reator UASB e dos três sistemas *wetland*, durante os três anos de monitoramento. Observa-se que, no primeiro ano de operação, a eficiência de remoção de NTK foi considerável nos dois sistemas vegetados; após esse período, ela diminuiu em ambos os sistemas.

A análise dos dados médios, feita a cada seis meses, mostra que a remoção de

nitrogênio não ocorreu de forma linear, mas variou durante o período de monitoramento. Essas oscilações devem-se, supostamente, ao ciclo vegetativo da planta aquática que, na fase de envelhecimento (*Juncus sp*), não absorve nutrientes com a mesma proporção da sua fase de crescimento (Sousa et al., 2000).

A análise de variância em termo de significância de 5% mostra que há diferença significativa ($p < 0,05$) entre os três sistemas, um não vegetado, dois vegetados. Nos três anos de operação, ficou evidente que a presença de macrófita, sobretudo no sistema *wetland* 3, teve importância na remoção de nutrientes; no entanto, à medida que aumentou o tempo de operação, diminuiu a eficiência de re-

moção do NTK, conforme os dados apresentados na Figura 2.

Remoção de Fósforo

A Figura 3 apresenta o comportamento do efluente do reator UASB e dos três sistemas *wetland*, durante o monitoramento. Observa-se que, nos primeiros seis meses, os efluentes produzidos pelos sistemas *wetland* apresentavam baixa concentração de fósforo, menos de $0,5 \text{ mg P.L}^{-1}$ para o *wetland 3* e cerca $0,7 \text{ mg P.L}^{-1}$ para o *wetland 2*. No entanto, nota-se que a remoção de fósforo não ocorreu uniformemente. No primeiro ano de operação, a remoção foi máxima: 82 e 90% para os *wetland 2* e 3 respectivamente, decaindo substancialmente nos anos seguintes, chegando, inclusive, em alguns dias, a produzir efluente com concentração de fósforo maior que a do afluente. Finalmente, no terceiro ano, a eficiência de remoção foi baixa (Figura 3).

A remoção de fósforo no sistema *wetland* ocorre pela precipitação química, pela adsorção, pela assimilação dos vegetais e biofilmes formados no substrato e no sistema radicular da vegetação.

Sabe-se que o fósforo solúvel é facilmente absorvido pelos sistemas radiculares das plantas aquáticas. Já a fração pouco solúvel associa-se ao ferro, ao alumínio e ao cálcio, tornando-se pouco assimilável pela planta, bem como pelos microrganismos. Durante o experimento, o pH, no sistema vegetado, variou entre 7,0 e 7,5, faixa que favorece a precipitação química de fósforo associado a compostos de cálcio (Metcalf & Eddy, 1991). Dessa forma, a taxa de adsorção de compostos de fósforo é controlada pelo pH e pelo potencial de oxidação do próprio substrato (Reddy & D'Ángelo, 1997; Sousa et al., 2003).

Assim sendo, à medida que aumenta o tempo de operação, a tendência do sistema é tornar-se saturado de compostos de fósforo e, conseqüentemente, ocorre a diminuição da eficiência de remoção. Provavelmente, essa diminuição deve-se à saturação do substrato (areia lavável) com compostos de fósforo precipitados (Tanner et al., 1999; Sousa et al., 2001).

Redução de coliformes termotolerantes

Observa-se, na Figura 4, que, durante o primeiro ano de operação, os *wetland 1* e 3, ambos monitorados com a mesma carga aplicada (23 mm/dia), produziram

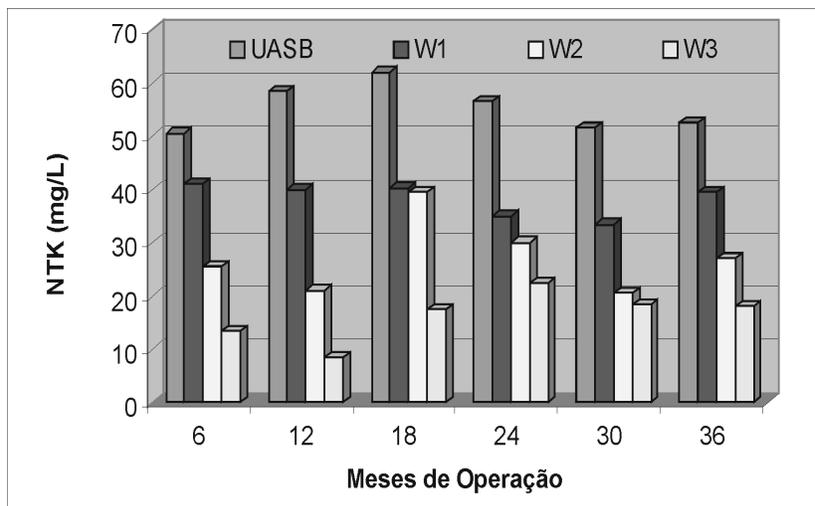


Figura 2 - Concentração de NTK nos efluentes, durante o período de trinta e seis meses de operação do reator UASB, seguindo de sistemas *wetland*

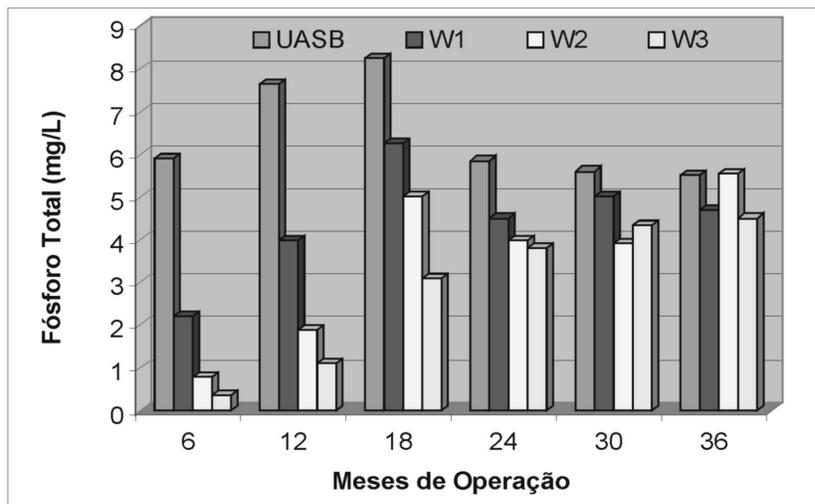


Figura 3 - Valores da concentração de fósforo total nos efluentes, durante o período de trinta e seis meses de operação do reator UASB, seguido de sistemas *wetland*

efluentes com coliformes termotolerantes similares, do ponto de vista da ordem de grandeza (10^3 UFC/100mL). No entanto, a partir desse período, o efluente do sistema não vegetado (*wetland 1*) manteve-se na média de 10^4 UFC/100mL , enquanto o vegetado (*wetland 3*) produziu efluente com concentração de coliformes em torno de 10^3 UFC/100mL .

Essa evidência vem corroborar experiências realizadas por Rivera et al. (1995), Sousa et al. (2001) e Meira, et al. (2001), que constataram a influência da presença de macrófitas na redução de coliformes. Mesmo observada essa redução de coliformes, a análise de variância confirmou que não há diferença signifi-

cativa ($p > 0,05$) entre o *wetland* vegetado e o não vegetado.

O mecanismo de redução de coliformes termotolerantes e totais ocorre devido à combinação de fatores físicos, químicos e biológicos. Os fatores físicos incluem: mecanismo de filtração através da densidade das plantas, fixação de biofilme no substrato e nas macrófitas e sedimentação propriamente dita. Já os fatores químicos envolvem oxidação, efeito biocida resultante do material excretado por algumas macrófitas e adsorção da matéria orgânica. Finalmente, o mecanismo biológico, segundo Rivera et al. (1995), inclui produção e efusão de substâncias químicas no ambiente que

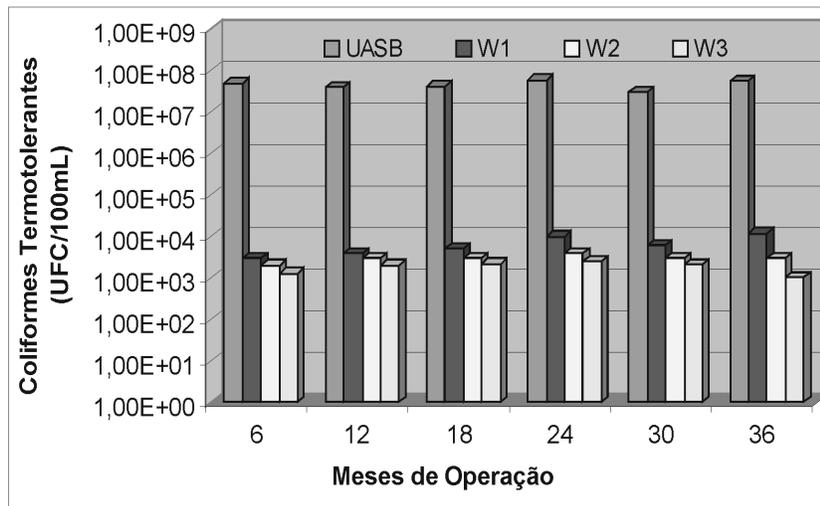


Figura 4 – Concentração de coliformes termotolerantes nos efluentes, durante o período de trinta e seis meses de operação do reator UASB, seguido de sistemas wetland

impedem o desenvolvimento de outros organismos (antibiose), predação por nematóides e parasitas, ataque por lises de bactérias e morte natural.

CONCLUSÕES

No primeiro ano de monitoramento do sistema *wetland*, constatou-se que a eficiência da remoção de nutrientes foi satisfatória (60 e 80% de nitrogênio e fósforo, respectivamente), provavelmente devido aos fenômenos de adsorção, complexação e precipitação das formas de fósforo e da acumulação de lodo nas frações dos vazios da areia. A partir do segundo ano, observou-se um significativo decaimento da remoção de fósforo, fenômeno que, provavelmente, resulta da saturação do meio por fósforo. Com relação ao decaimento da eficiência do nitrogênio, presume-se que seja uma decorrência do envelhecimento das plantas aquáticas, no momento em que se dá a estabilização da necessidade de nutrientes.

Durante os três anos de monitoramento, a eficiência da remoção de matéria carbonácea, expressa como DQO, variou de 70 a 86% nos três sistemas *wetland*, não se observando diferenças significativas ($p > 0,05$) entre os sistemas *wetland* vegetados e o não vegetado.

Nas condições do experimento, a remoção de fósforo em sistema *wetland* contendo areia lavada como substrato diminuiu, à medida que aumentou o tempo de operação do sistema. Nos meses iniciais, a remoção foi máxima (eficiência de 90%). Entretanto, essa eficiência tendeu a diminuir nos meses subsequentes.

O *wetland* vegetado apresentou maior eficiência para a redução de coliformes termotolerantes (da ordem de 4 unidades logarítmicas), ao ser comparado com o *wetland* não vegetado (da ordem de 3 unidades logarítmicas), ambos operados com a mesma carga hidráulica (23 mm. dia⁻¹). O efluente produzido durante os três anos no *wetland* vegetado manteve-se variando entre 800 e 2000 UFC/100 mL. Dessa forma, esse efluente pode ser destinado à irrigação de culturas não consumidas cruas.

REFERÊNCIAS

- APHA. AWWA.WPCF. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 15 ed. Washigton, DC.: American Public Health Association. American Water Works Association, Water Pollution Control Federation, 1134p. 1995.
- BATCHELOR, A.; LOOTS, P. *A critical evaluation of a pilot scale subsurface flow wetland: 10 years after commissioning*. Water Science Technology, v. 35, n. 5, p.337-343., 1997.
- CEBALLOS, B. S. O. et al. *River water quality improvement by natural and constructed wetland systems in the tropical semi-arid region of Northeastern Brazil*, Water Science and Technology, v.44, n.11/12, p. 599-605., 2001.
- CEBALLOS, B. S. O. et al. *Desempenho de um leito cultivado na melhoria da qualidade de um córrego poluído destinado a irrigação*. In: CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. Anais. Porto Alegre-RGS-Brasil, p.1-6, 2000.
- DENNY, P. *Implementation of constructed wetland in developing countries*. Water Science and Technology, v. 35, n.4, p.27-34, 1997
- MEIRA, C. M. S. et al. *Effect of Macrophytes Growth on Phosphorus, Ammonia, Organic and Bacteria Removals in Constructed wetland*

In: 8TH INTERNATIONAL CONFERENCE ON WETLAND SYSTEMS FOR WATER POLLUTION CONTROL, Nova Zelândia., v.1.p.693-700, 2002.

METCALF & EDDY. Inc. *Wastewater Engineering Treatment Disposal Reuse*. 3. Ed. NewYork, McGraw - Hill Book, 1334p., 1991.

SEZERINO, P.H.et al. *Nutrient removal from piggery effluent using vertical flow constructed wetlands in southern Brasil*. Water Science and Technology. v.48, n.2, p. 129-135, 2003.

SOUSA, J. T., LEITE, V. D., DIONÍSIO, J. A. *Reúso de efluentes de esgoto sanitário na cultura do arroz*. In: IX SIMPÓSIO LUSO-BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 2000, Anais Porto Seguro. p.1058-1963, 2000.

SOUSA, J. T. de, van HAANDEL, A.C. GUIMARÃES, A.V.A. *Pós-tratamento de efluente anaeróbio através de sistemas wetland construídos*. In: Chernicharo, C. A.L.(coordenador) Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios. Coletânea de trabalhos técnicos, Belo Horizonte: ABES, p 25 – 32, 2000.

SOUSA, J. T. de, van HAANDEL, A.C. GUIMARÃES, A.V.A. *Post-treatment of anaerobic effluents in constructed wetland systems*. Water Science and Technology, v.44, n.4, p. 213-219, 2001.

SOUSA, J. T. de, van HAANDEL, A.C. GUIMARÃES, A.V.A. *Performance of constructed wetland systems treating anaerobic effluents*. Water Science and Technology, v.48, n.6, p. 295-299, 2003.

REDDY, K.R.; D'ANGELO, E. M. *Biogeochemical indicators to evaluate pollutant removal efficiency in constructed Wetland*. Water Science and Technology, v.35, n.5, p. 1-10, 1997.

RIVERA, et al. *Removal of pathogens from wastewater by the root zone method (RZM)*. Water Science and Technology, v.32, n.3, p. 211- 218, 1995.

TANNER, C.C. NUKIAS, J.P.S; UPSDELL, M.P. *Substratum phosphorus accumulation during maturation of gravel-bed constructed*. Water Science and Technology, v. 40, n.3, 147-154, 1999.

Endereço para correspondência:

José Tavares de Sousa
Departamento de Química
Universidade Estadual da Paraíba
Av. das Baraúnas, 351 - Bodocongó
58109-763 Campina Grande - PB - Brasil
Tel.: (83) 333-3476
Fax: (83) 333-3886
E-mail:prpgrp@uespb.rpp.bra