

II-093 - REMOÇÃO DE NITROGÊNIO E FÓSFORO DA VINHAÇA UTILIZANDO UM SISTEMA COMBINADO ANAERÓBIO-AERÓBIO

Jaíza Ribeiro Mota e Silva⁽¹⁾

Graduanda em Engenharia Ambiental e Sanitária pela Universidade Federal de Lavras (UFLA).

Fátima Resende Luiz Fia⁽²⁾

Engenheira Agrícola pela UFLA. Doutora em Engenharia Agrícola pela Universidade Federal de Viçosa (UFV). Professora do Departamento de Engenharia da UFLA.

Ronaldo Fia⁽³⁾

Engenheiro Agrícola e Ambiental pela UFV. Doutor em Engenharia Agrícola pela UFV. Professor do Departamento de Engenharia da UFLA.

Cláudio Milton Montenegro Campos⁽⁴⁾

Engenheiro Civil pela UFMG. Doutor em Engenharia Ambiental pela University of Newcastle upon Tyne. Professor do Departamento de Engenharia da UFLA.

Débora Garcia Emboaba⁽⁵⁾

Graduada em Engenharia Ambiental e Sanitária pela UFLA.

Endereço⁽¹⁾: Rua Comendador José Esteves, 35 - Centro - Lavras - MG - CEP: 37200-000 - Brasil - Tel: (31) 9239-6962 - e-mail: jaizamota@hotmail.com

RESUMO

O objetivo deste trabalho foi avaliar o desempenho de dois reatores anaeróbios de manta de lodo e escoamento ascendente (UASB) em série, seguidos por um filtro biológico aerado submerso (FBAS) na remoção de nitrogênio e fósforo da vinhaça. O experimento foi conduzido no Laboratório de Análise de Água do Departamento de Engenharia da Universidade Federal de Lavras, Minas Gerais. Os reatores UASB foram construídos em acrílico, com volume útil de 16 litros, possuindo no topo um separador de fases. O FBAS também foi montado em acrílico, com volume útil de 13,5 litros. O sistema foi monitorado durante 401 dias, sendo que as vazões e tempos de residência hidráulica (TRH) aplicados no UASB1, UASB2 e FBAS durante as duas fases dos dois anos de monitoramento foram de 15,6 L d⁻¹, 1,2 d, 1,2 d e 1,0 d (Fase I - Ano I); 8,5 L d⁻¹, 2,1 d, 2,1 d e 1,8 d (Fase II - Ano I); 14,6 L d⁻¹, 1,1 d, 1,1 d e 1,0 d (Fase I - Ano II); 29,5 L d⁻¹, 0,6 d, 0,6 d e 0,5 d (Fase II - Ano II), respectivamente. As maiores eficiências de remoção de nitrogênio (NTK) foram observadas na Fase II - Ano I. Nesta fase, a eficiência do sistema (UASB1+UASB2+FBAS) foi bastante satisfatória, atingindo um valor de 81%. As eficiências de remoção de fósforo (P) foram baixas, sendo que as maiores foram observadas nas Fases II de cada ano experimental.

PALAVRAS-CHAVE: Tratamento biológico, Reator UASB, Biofiltro.

INTRODUÇÃO

Dos resíduos da indústria sucroalcooleira, a vinhaça é o mais importante, não só em termos de volume gerado, mas também em potencial poluidor. Aproximadamente de 6 a 15 litros de vinhaça são obtidos para cada litro de álcool produzido e sua composição varia de acordo com a matéria prima e os equipamentos utilizados no processo de obtenção do álcool. Assim, torna-se fundamental que a indústria sucroalcooleira trate e reutilize seus efluentes.

O efluente é caracterizado por ser um resíduo com alto conteúdo de matéria orgânica, elementos minerais como potássio (K), cálcio (Ca) e magnésio (Mg), pH ácido, cor marrom-escura devido à presença de polímeros de alto peso molecular chamados melanoidinas e compostos fenólicos (ácido tânico e húmico). Geralmente, o teor de matéria orgânica na forma de demanda biológica de oxigênio (DBO) e demanda química de oxigênio (DQO) varia de 25.000 a 45.000 mg L⁻¹ de 50.000 a 120.000 mg L⁻¹, respectivamente. A aplicação destes efluentes no solo sem orientação afeta perigosamente a qualidade do solo e das águas subterrâneas, alterando suas propriedades físico-químicas, como pH e condutividade elétrica. A alta concentração de matéria orgânica e de nutrientes pode resultar em eutrofização dos cursos d'água, afetando a vida aquática.

Normas ambientais cada vez mais rígidas têm colocado pressão nos produtores, o que resulta num interesse crescente para o desenvolvimento de novas tecnologias e procedimentos para o tratamento da vinhaça. Os processos anaeróbios empregados em sistemas de tratamento de efluentes são comumente utilizados devido às diversas vantagens que apresentam, quando comparados aos aeróbios. Porém, quando utilizados individualmente para tratamento de águas residuárias agroindustriais, esses sistemas produzem efluentes com concentrações de nutrientes como o nitrogênio (N) e fósforo (P) acima do valor permitido pela legislação. Uma melhoria significativa no processo anaeróbio foi conseguida através da modificação do reator e funcionamento destes módulos em série.

O sistema combinado anaeróbio-aeróbio apresenta grande potencial para tratamento de efluentes de destilaria. A combinação desses processos possibilita a construção de modelos mais compactos (menor área de implantação da estação), com menor consumo de energia com aeradores, devido a menor demanda de OD e menor produção de biomassa (lodo). Além disso, mostra ser uma opção viável quanto aos aspectos econômico e técnico, pois promove oxidação carbonácea, nitrificação, desnitrificação e, algumas vezes, remoção de fósforo. Através dessa combinação torna-se possível aproveitar as vantagens de cada um dos processos e minimizar seus aspectos negativos.

Objetivou-se com a realização deste experimento, avaliar o desempenho de dois reatores anaeróbios de manta de lodo e escoamento ascendente (UASB) em série, seguidos por um filtro biológico aerado submerso (FBAS) na remoção de nitrogênio e fósforo da vinhaça.

MATERIAL E MÉTODOS

O experimento foi desenvolvido no Laboratório de Análise de Água do Departamento de Engenharia (LAADEG) da Universidade Federal de Lavras (UFLA), localizado em Lavras, Minas Gerais (latitude 21°14'S, longitude 42°00'W e altitude média 918 m).

Os dois reatores anaeróbios de manta de lodo e escoamento ascendente (UASB) foram construídos em acrílico e com características idênticas, com diâmetro interno de 0,18 m, altura total de 0,8 m e volume útil de 16 litros, possuindo no topo um separador trifásico, de forma cônica, permitindo a saída do efluente e a retenção de sólidos dentro do sistema. Em sequência, foi instalado um filtro biológico aerado submerso (FBAS), também construído em acrílico, com diâmetro de 0,18 m, altura total de 0,5 m e volume útil de 13,5 litros. O material suporte empregado foi conduíte corrugado com 13 mm de diâmetro interno, cortado em gomos de 2 cm, preenchendo a referida unidade até a altura de 28 cm. O afluente do FBAS correspondeu ao efluente proveniente do sistema bifásico, sendo que este entrava pelo fundo do biofiltro em escoamento ascendente passando pelo material suporte onde ocorria a maior parte do tratamento.

A vinhaça, proveniente do alambique da Cachaça Bocaina, localizado no município de Lavras-MG, depois de diluída foi aplicada na base do reator UASB1, em escoamento ascendente, por meio de uma bomba dosadora tipo solenoide. Em seguida o efluente escoava por gravidade para o segundo reator UASB2, para depois ser introduzido, também por gravidade no FBAS.

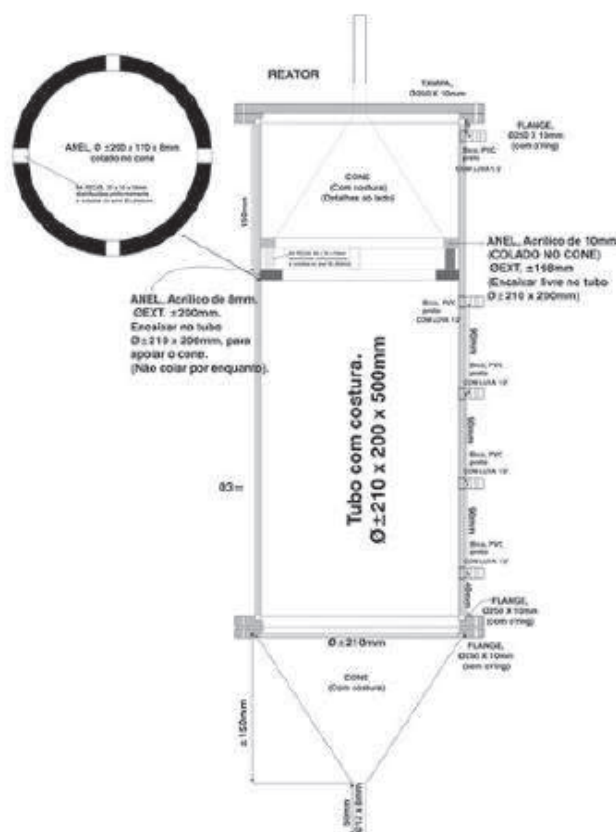


Figura 1: Configuração dos reatores UASB1, UASB2 e FBAS.

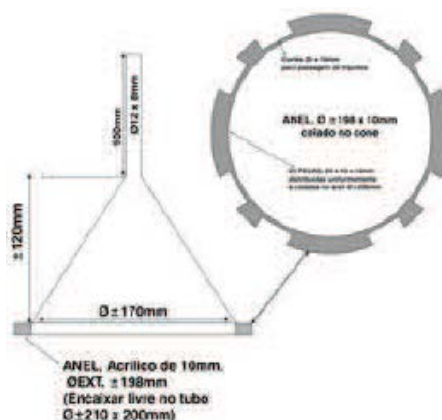


Figura 2: Configuração do separador trifásico.

Devido à sazonalidade da água residuária, o sistema foi monitorado durante dois anos, sendo que em cada ano o sistema foi avaliado com dois diferentes tempos de residência hidráulica (TRHs), o que resultou em duas fases de monitoramento. No primeiro ano, foram 211 dias de monitoramento. No início, o TRH aplicado ao UASB1 foi de 1,2 dias e com a estabilidade do desempenho das unidades, o TRH foi reduzido gradativamente por meio do aumento da vazão. No entanto, este TRH foi muito baixo para permitir aclimatização dos microrganismos (*start up*) e resultou no desequilíbrio do sistema. Diante disso, optou-se pelo aumento do TRH. Esta primeira fase foi conduzida do dia 10 de agosto de 2012 até o dia 25 de outubro de 2012, totalizando 77 dias de monitoramento. A Fase II foi conduzida do dia 01 de novembro de 2012 até 08 de março de 2013, totalizando 123 dias de monitoramento do sistema.



Figura 3: Sistema de tratamento em escala laboratorial.

Em julho de 2013, com o retorno das atividades de processamento da cana-de-açúcar, deu-se início ao segundo ano de monitoramento. A primeira fase teve início no dia 01 de julho e foi mantida até 29 de novembro de 2013. Em seguida, na Fase II, reduziu-se o TRH aplicado nas unidades e o monitoramento do sistema se estendeu até 13 de janeiro de 2014, quando terminou a vinhaça armazenada. Os tempos de residência hidráulica (TRHs) aplicados em cada fase encontram-se na Tabela 1.

Para avaliação do sistema foram monitorados os afluentes e efluentes de cada reator, por meio da determinação das concentrações de nitrogênio total Kjeldahl, nitrato e fósforo (APHA, 2005).

Tabela 1: Vazão e tempos de residência hidráulica (TRH) aplicados no UASB1, UASB2 e FBAS durante as duas fases dos dois anos de monitoramento.

Ano	Fase	Vazão (L d ⁻¹)	TRH (dias)		
			UASB1	UASB2	FBAS
I (211 dias)	I	15,6 ± 3,5	1,2 ±	1,2 ±	1,0 ±
	II	8,5 ± 2,6	2,1 ±	2,1 ±	1,8 ±
II (190 dias)	I	14,6 ± 2,9	1,1 ±	1,1 ±	1,0 ±
	II	29,5 ± 4,5	0,6 ±	0,6 ±	0,5 ±

RESULTADOS

Durante a condução do experimento foram monitoradas as concentrações de nutrientes (N e P) afluente e efluente das unidades experimentais (Figuras 4, 5, 6 e 7). As eficiências médias de remoção de nutrientes em cada fase operacional, durante os dois anos de monitoramento, estão apresentadas nas Tabelas 2 e 3.

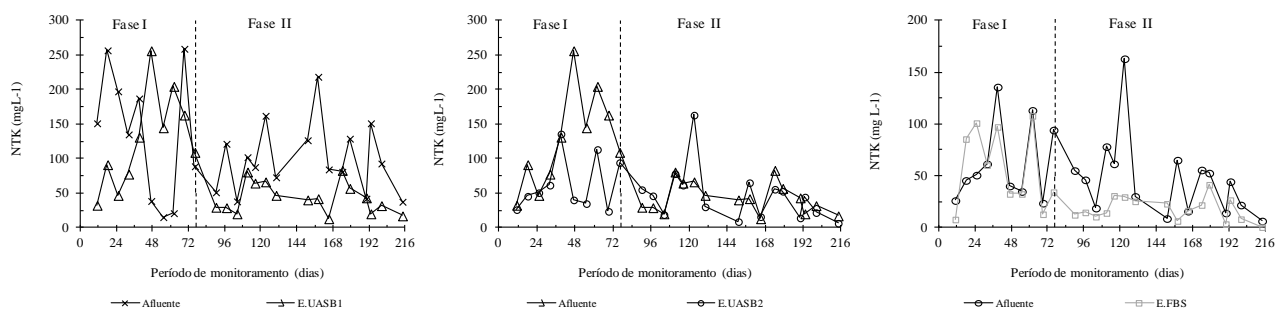


Figura 4: Variação dos valores médios de NTK no afluente e nos efluentes dos reatores UASB1, UASB2 e FBAS durante o primeiro ano de monitoramento do sistema (Fase I e Fase II).

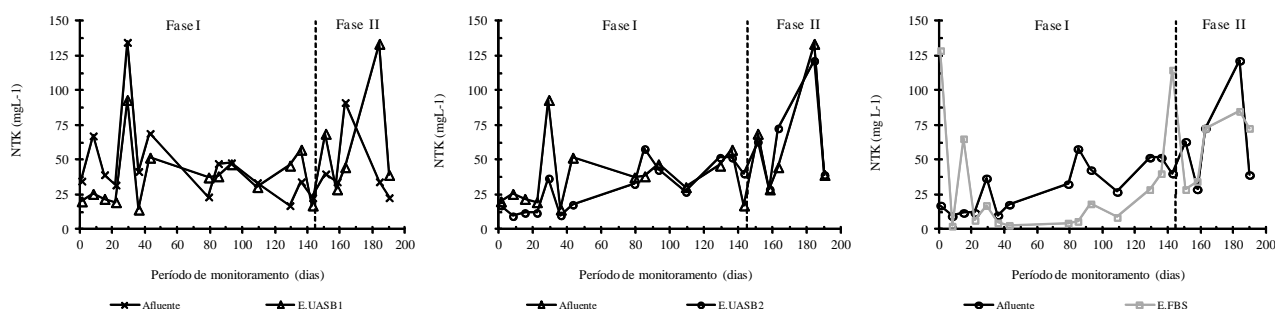


Figura 5: Variação dos valores médios de NTK no afluente e nos efluentes dos reatores UASB1, UASB2 e FBAS durante o segundo ano de monitoramento do sistema (Fase I e Fase II).

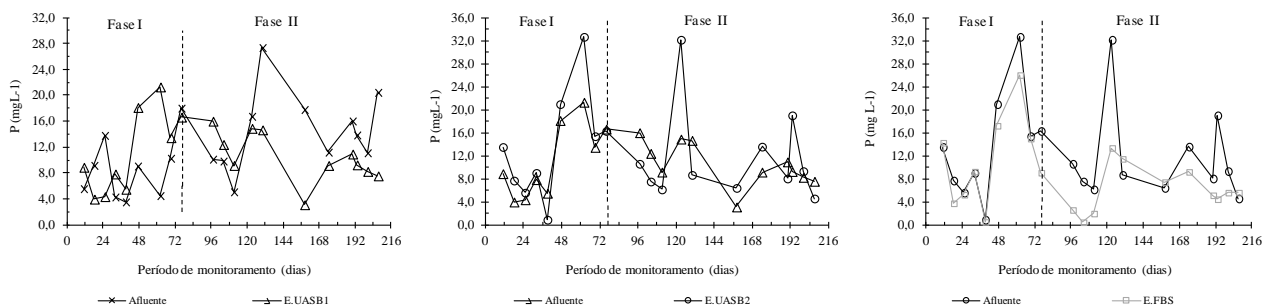


Figura 6: Variação dos valores médios de fósforo no afluente e nos efluentes dos reatores UASB1, UASB2 e FBAS durante o primeiro ano de monitoramento do sistema (Fase I e Fase II).

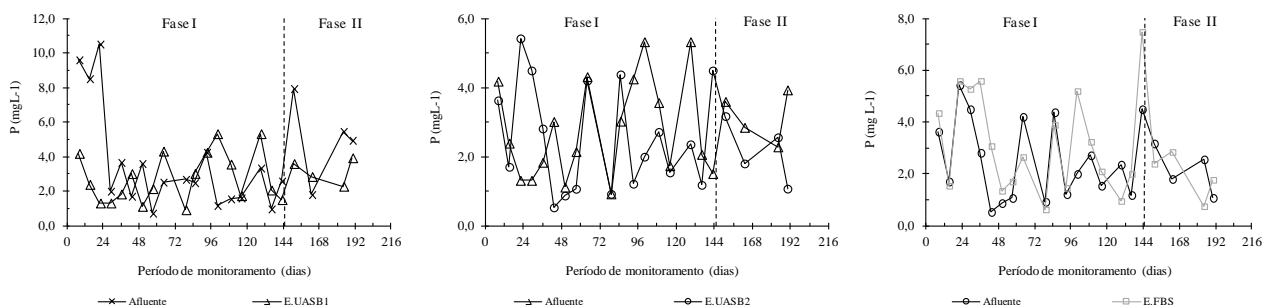


Figura 7: Variação dos valores médios de fósforo no afluente e nos efluentes dos reatores UASB1, UASB2 e FBAS durante o segundo ano de monitoramento do sistema (Fase I e Fase II).

O nitrogênio total Kjeldahl compreende o nitrogênio orgânico e a amônia sendo indispensável para o crescimento de microrganismos, contribui com positivamente a depuração biológica e negativamente com o

desenvolvimento de microalgas e plantas aquáticas podendo comprometer a qualidade dos corpos receptores (SPERLING, 2005).

O fósforo é um macronutriente essencial ao crescimento dos microrganismos e responsável pela estabilização da matéria orgânica, pode, portanto, ser utilizado por estes agentes, nos sistemas de tratamento, para metabolismo, reprodução e redução das cargas poluidoras (SPERLING, 2005).

Tabela 2: Valores médios e desvio-padrão da eficiência de remoção de NTK nos reatores UASB1, UASB2 e FBAS durante o período de monitoramento do sistema.

ANO	FASE	NTK (%)			
		UASB1	UASB2	FBAS	Sistema
ANO I	Fase I	33±32	39±34	24±27	49±34
	Fase II	50±28	20±27	54±31	81±11
ANO II	Fase I	26±23	26±24	42±32	44±46
	Fase II	13±22	3±5	17±25	10±14

Tabela 3: Valores médios e desvio-padrão da eficiência de remoção de fósforo nos reatores UASB1, UASB2 e FBAS durante o período de monitoramento do sistema.

ANO	FASE	Fósforo (%)			
		UASB1	UASB2	FBAS	Sistema
ANO I	Fase I	15,7±29,2	10,5±29,7	17,9±20,2	26,0±36,7
	Fase II	26,7±26,5	17,9±18,8	43,9±32,2	58,0±21,9
ANO II	Fase I	24,2±32,8	25,9±28,0	8,3±17,0	25,5±33,7
	Fase II	33,3±28,0	30,3±32,2	23,8±33,3	55,1±37,9

Como esperado, os reatores apresentaram baixa eficiência de remoção de nutrientes. As maiores eficiências de remoção de nitrogênio (NTK) foram observadas na Fase II do primeiro ano, com exceção do UASB2, quando as eficiências alcançaram valores de 50% e 54% para UASB1 e FBAS, respectivamente. Nesta fase, a eficiência do sistema (UASB1+UASB2+FBAS) foi bastante satisfatória, atingindo um valor de 81%. Tal fato pode ser explicado pela maior remoção de sólidos totais voláteis nesta fase (dados não apresentados), visto que o nitrogênio se apresenta associados a matéria orgânica.

Quanto ao fósforo (P), as eficiências de remoção também foram baixas, sendo que as maiores foram observadas nas Fases II de cada ano experimental (Tabela 3). A remoção de fósforo observada nos reatores se deve a processos de absorção pelos microrganismos, sedimentação e precipitação que ocorrem no sistema.

Durante o monitoramento, verificou-se a ocorrência de arraste de sólidos com o efluente (*wash-out*), o que provavelmente pode explicar a grande oscilação nos valores de NTK e P afluente e efluente das unidades de tratamento (Figuras 4, 5, 6 e 7), bem como as eficiências negativas (Mínimo = zero) observadas durante a condução do experimento (Tabelas 2 e 3).

Segundo PARAWIRA *et al.* (2005), no processo de digestão anaeróbia em reatores UASB, têm-se referenciado baixa eficiência na remoção de nitrogênio e fósforo, uma vez que esse sistema não produz grandes quantidades de lodo. Ainda assim, os autores obtiveram eficiências de remoção de N e P na faixa de 45 a 60%, tratando águas residuárias de suinocultura.

Em geral, o FBAS apresentou eficiências de remoção de NTK e fósforo maiores que as dos reatores UASB, visto que reatores anaeróbios apresentam baixa capacidade de remoção destes constituintes. O FBAS também apresentou maior capacidade de nitrificação, devido as maiores valores de nitrato (NO_3^-) observado no seu efluente.

Tabela 4: Valores médios, mínimos, máximos e desvio-padrão de Nitrato (NO_3^-) no afluente e nos efluentes dos reatores UASB1, UASB2 e FBAS durante o período de monitoramento do sistema.

ANO	FASE	Nitrato (mg L^{-1})			
		Afluente	E. UASB1	E. UASB2	E. FBAS
ANO I	Fase I	1,01±0,85	0,61±0,45	0,39±0,35	2,21±1,02
	Fase II	0,80±0,49	0,58±0,34	0,44±0,37	0,85±0,67
ANO II	Fase I	0,57±0,43	0,35±0,39	0,43±0,27	1,15±0,85
	Fase II	0,35±0,17	0,31±0,16	0,29±0,10	1,57±0,99

A quantidade de nitrogênio e fósforo presentes nos reatores anaeróbios compreende alguns dos requisitos ambientais necessários ao bom desempenho do processo e influenciam no crescimento microbiano, podendo agir de forma seletiva (SILVA, 2007). Assim a relação entre matéria orgânica e nutrientes (DQO:N:P) aplicada aos reatores UASB1 e UASB 2 foi de 1.030:18:1 e 448:12:1 (Fase I – ANO I) ; 442:7:1 e 276:4:1 (Fase II – ANO I); 1.827:13:1 e 1.266:14:1 (Fase I – ANO II) e 1.277:9:1 e 1.145:20:1 (Fase II – ANO II), respectivamente. SPEECE (1996) considera uma relação de 500:5:1 (DQO:N:P) como suficiente para atender às necessidades por macronutrientes pelos microrganismos anaeróbios. Nota-se, então, que a Fase II do primeiro ano de monitoramento resultou em relações mais favoráveis ao processo anaeróbio, o que justifica o melhor desempenho dos reatores nesta fase, como já discutido.

CONCLUSÕES

Com base no trabalho realizado, concluiu-se que:

As maiores eficiências de remoção de nitrogênio (NTK) foram observadas na Fase II do primeiro ano, com exceção do UASB2, quando as eficiências alcançaram valores de 50% e 54% para UASB1 e FBAS, respectivamente. Nesta fase, a eficiência do sistema (UASB1+UASB2+FBAS) foi bastante satisfatória, atingindo um valor de 81%.

Quanto ao fósforo (P), as eficiências de remoção foram baixas, sendo que as maiores foram observadas nas Fases II de cada ano experimental.

Em geral, o FBAS apresentou eficiências de remoção de NTK e fósforo maiores que as dos reatores UASB. Esta unidade também apresentou maior capacidade de nitrificação, devido as maiores valores de nitrato (NO_3^-) observado no seu efluente.

A relação entre matéria orgânica e nutrientes (DQO:N:P) aplicada aos reatores UASB1 e UASB2 foi de 1.030:18:1 e 448:12:1 (Fase I – ANO I) ; 442:7:1 e 276:4:1 (Fase II – ANO I); 1.827:13:1 e 1.266:14:1 (Fase I – ANO II) e 1.277:9:1 e 1.145:20:1 (Fase II – ANO II), respectivamente. Notou-se que a Fase II do primeiro ano de monitoramento resultou em relações mais favoráveis ao processo anaeróbio, o que justifica o melhor desempenho dos reatores nesta fase.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem ao CNPq pelo apoio financeiro concedido.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. APHA; AWWA; WEF. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 21th. ed. Washington. D.C.: APHA/AWWA/WEF, 2005, [s.n.].
2. AKUNNA, J. C.; CLARK, M. Performance of a granular-bed anaerobic baffled reactor (GRABBR) treating whisky distillery wastewater. *Biores. Technol.*, v.74, p. 257-261, 2000.
3. BRITZ, T. J.; Van Der MERWE, M.; RIEDEL, K. H. J. Influence of phenol additions on the efficiency of an anaerobic hybrid digester treating landfill leachate, *Biotechnol. Lett.*, v.14, p. 323-32, 1992.

4. CHAUDHARI, P. K.; MISHRA, I. M.; CHAND, S. Decolourization and removal of chemical oxygen demand (COD) with energy recovery: Treatment of biodigester effluent of a molasses-based alcohol distillery using inorganic coagulants. *Colloids and Surfaces A: Physicochem. Eng. Aspects*, v.296, p.238-247, 2007.
5. DOMINGUES, L. M.; SECO, E. L. V.; NOUR, E. A. A. Partida de um sistema combinado filtro anaeróbio - biofiltro aerado submerso tratando esgoto sanitário. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 23, 2005, Campo Grande. *Anais do 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*. Campo Grande: ABES, p. 1-7, 2005.
6. GONÇALVES, R. F.; CHERNICHARO, C. A. L.; ANDRADE, C. O.; ALEM, P.; KATO, M. T.; COSTA, R. H. R.; AISSE, M. M.; ZAIAT, M. Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios por reatores com biofilme. In: CHERNICHARO, C. A. L. (Coord.). *Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios*. Belo Horizonte, 1ª Ed, p. 171-278. 2001.
7. HARADA, H.; UEMURA, S.; CHEN, A.; JAYADEVAN, J. Anaerobic treatment of a recalcitrant distillery wastewater by a thermophilic UASB reactor. *Biores. Technol.*, v.55, p. 215-223, 1996.
8. HIRAKAWA, C.; PIVELI, R. P.; ALÉM SOBRINHO, P. Biofiltro Aerado Submerso aplicado ao pós-tratamento de efluente de reator UASB – estudo em escala piloto com esgoto sanitário. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 7, n. 1 e 2, p. 82-94, 2002.
9. JAIN, N.; BHATIA, A.; KAUSHIK, R.; KUMAR, S.; JOSHI, H. C.; PATHAK, H. Impact of post methanation distillery effluent irrigation on ground water quality. *Environ. Mon. Assess.*, v.110, p. 243-255, 2005.
10. JIMÉNEZ, A. M.; BORJA, R.; MARTÍN, A. A comparative kinetic evaluation of the anaerobic digestion of untreated molasses and molasses previously fermented with *Penicillium decumbens* in batch reactors. *Biochemical Engineering Journal*, v.18, p. 121-132, 2004.
11. LACAMP, B.; HANSEN, F.; PENILLARD, P.; ROGALLA, F. Wastewater nutrient removal with advanced biofilm reactors. *Water Sci. & Technol.*, v.27, n. 5/6, p. 263-276, 1992.
12. MOORE, R.; QUARMBY, J.; STEPHENSON, T. The effects of media size on the performance of biological aerated filters. *Water Research*, v.35, n.10, p. 2514-2522, 2001.
13. PARAWIRA W.; KUDITA I.; NYANDOROH M.G.; ZVAUAYA R. A study of industrial anaerobic treatment of opaque beer brewery wastewater in a tropical climate using a full scale UASB reactor seeded with activated sludge. *Proc. Biochem.*, 40: 593-599, 2005.
14. SPEECE, R.E. Anaerobic Biotechnology For Industrial Wastewaters. Vanderbilt University. *Archae Pr.*, Tennessee, 1996.
15. VON SPERLING, M. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. 3.ed. Belo Horizonte: DESA/UFGM, 2005. 452P. (Princípios do tratamento biológico de águas residuárias; v.1.