

ANÁLISE DO DESEMPENHO DE REATORES ANAERÓBIOS DE FLUXO ASCENDENTE E MANTA DE LODO NO TRATAMENTO DE EFLUENTES DA SUINOCULTURA

Marlise Schoenhals¹, Laércio M. Frare², Luiz A. V. Sarmiento³

RESUMO

A adoção de sistemas confinados de produção de suínos têm levado à um aumento considerável no uso de água nestas instalações e, conseqüentemente, a produção cada vez maior de efluentes. Diagnósticos têm mostrado um alto nível de contaminação dos recursos hídricos devido ao lançamento de dejetos no solo sem critérios e em cursos de água sem tratamento prévio. A utilização de processos anaeróbios para reduzir o poder poluente dos resíduos líquidos vem se destacando, pois além de reduzir a poluição ambiental, recupera o poder energético do resíduo na forma de fertilizante e biogás. Neste trabalho foi avaliado o desempenho de dois reatores anaeróbios de fluxo ascendente e manta de lodo (UASB) operando em escala real no tratamento de efluentes da suinocultura. Realizou-se a análise operacional do sistema, monitoramento de parâmetros físico-químicos de poluição e medição quantitativa de biogás. Os resultados permitiram constatar que as velocidades ascensionais do fluxo estavam acima do valor para o qual os reatores foram projetados e tempos de retenção hidráulica abaixo do valor de projeto, fatores estes que afetaram negativamente o tratamento tendo reflexo na baixa remoção de parâmetros físico-químicos e produção de biogás obtidas. As máximas eficiências de remoção atingidas para os parâmetros SST, DBO e DQO foram 72,5%, 34,7% e 40,0%, respectivamente. A taxa média de liberação de biogás registrada foi 0,011 m³ m⁻².h⁻¹.

Palavras-chave: Efluentes da Suinocultura, Reator UASB, Biogás.

PERFORMANCE ANALYSIS OF UPFLOW ANAEROBIC SLUDGE BLANKET REACTORS IN THE TREATMENT OF SWINE WASTEWATER

ABSTRACT

The adoption of confined systems for swine production have been increased the use of water in these installations and, consequently, an each time greater production of wastewater. Diagnostics have been showed a high level of water pollution due the waste material release on lands without criterions and in waters without previous treatment. The utilization of anaerobic process to reduce the liquid residues pollutant power has been detaching because beyond reducing the environmental pollution they allow to recover the energetic potential as fertilizer and biogas. In this work the performance of two real scale upflow anaerobic sludge blanket reactors treating swine wastewater were evaluated through operational system analysis, physical-chemical parameters of pollution and biogas production measurement. The results permitted to verify upflow rate speeds above of the value for which these reactors were designed and hydraulic residence times under of the design value. These factors affected negatively the treatment and had reflected on the law removal of the physical-chemical parameters and biogas production. The maximum removal efficiencies reached for TSS, BOD and COD were 72,5%, 34,7% and 40,0%, respectively. The mean rate of biogas liberation was 0,011 m³ m⁻².h⁻¹.

Key words: Swine wastewater, UASB reactor, biogas.

Trabalho recebido em 30/01/2007 e aceito para publicação em 05/02/2007.

¹ Tecnóloga Ambiental (UTFPR), Mestre em Engenharia Química (UFSC). Avenida João XXIII, n.2066 apt.22-Centro-Medianeira/PR/Brasil. CEP.85884000 e-mail: marlise_schoenhals@yahoo.com.br Telefone: 55 45 32641639.

² Engenheiro Químico (UEM), Doutor em Engenharia Química (UEM), Docente da Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR). Avenida Brasil, n.4232-Parque Independência-Medianeira/PR/Brasil. CEP.85884000 CP 271. e-mail: lfrare@utfpr.edu.br Telefone: 55 4532408000.

³ Engenheiro Químico (UEM), Mestre em Engenharia Química (UFSC), Docente da Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR). Avenida Brasil, n.4232-Parque Independência-Medianeira/PR/Brasil. CEP 85884000 CP 271. e-mail: luizsarmiento@utfpr.edu.br Telefone: 55 4532408000.

1. INTRODUÇÃO

A poluição ambiental por dejetos suínos é um problema que vêm se agravando na suinocultura moderna. Diagnósticos recentes têm mostrado um alto nível de contaminação dos recursos hídricos que abastecem os meios rural e urbano (DIESEL et al., 2002). Conforme Dartora et al. (1998), a causa principal da poluição nas regiões com altas concentrações de suínos é que grande parte dos dejetos é lançada no solo, sem critérios, e em cursos d'água, sem um tratamento prévio adequado.

O lançamento direto de efluentes da suinocultura sem o devido tratamento nos cursos de água acarreta desequilíbrios ecológicos e poluição em função da redução do teor de oxigênio dissolvido na água, disseminação de patógenos e contaminação das águas potáveis com amônia, nitratos e outros elementos tóxicos. A produção de suínos acarreta, também, na poluição associada aos odores desagradáveis dos dejetos, que ocorre devido à evaporação de compostos voláteis. A emissão de gases pode causar graves prejuízos nas vias respiratórias do homem e de animais, bem como, a formação da chuva ácida através de descargas de amônia na atmosfera, além de contribuir para o aquecimento global da terra (PERDOMO, 2001; BLEY, 2001;

DIESEL et al., 2002; LUDKE & LUDKE, 2003).

A capacidade poluente dos dejetos suínos, em termos comparativos, é muito superior à de outras espécies. Utilizando-se o equivalente populacional um suíno, em média, equivale a 3,5 pessoas (DIESEL et al., 2002, OLIVEIRA, 1994). Porém, o poder energético dos dejetos também precisa ser considerado, pois 1m³ produz em torno de 0,5 m³ de biogás (TOLEDO & LUCAS JR., 1997).

Lima (2003), afirma que a suinocultura passou por profundas alterações tecnológicas nas últimas décadas. A produtividade por animal e por área aumentou consideravelmente, passando a se produzir grandes quantidades de dejetos em pequenas extensões de terra.

De acordo com Ludke & Ludke (2003), o manejo e destino adequado do excesso de dejetos produzidos em um número cada vez menor de unidades produtoras com maior número de animais alojados representa um desafio que tende a se agravar. Para Pawlowski (1983), a necessidade de se obter mais economia no tratamento com a recuperação de resíduos orgânicos e interesse na produção de energia a partir de biomassa como fonte renovável, motivam a avaliação e estudo dos processos anaeróbios.

Segundo Chernicharo (1997), os sistemas anaeróbios de alta taxa se caracterizam, basicamente, pela capacidade em reter grandes quantidades de biomassa de elevada atividade mesmo com a aplicação de baixos tempos de retenção hidráulica (TRH). Conforme LORA (2000), o tipo de reator anaeróbio de alta taxa mais difundido na indústria é o UASB – *Upflow Anaerobic Sludge Blanket* – anaeróbio de fluxo ascendente com manta de lodo. Nestes reatores, particularmente importante é a velocidade ascensional do líquido que proporciona uma constante pressão seletiva sobre os microrganismos, que passam a aderirem-se uns aos outros levando à formação de grânulos que apresentam boa capacidade de sedimentação (QUARMY & FOSTER, 1995; SCHMIDT & AHRING, 1996). As vantagens são: os microrganismos se apresentam densamente agrupados, a não utilização de meios suportes inertes propicia um aproveitamento máximo do volume reacional do reator, a forma esférica dos grânulos proporciona uma relação máxima microrganismos/volume (VAN HAANDEL & LETTINGA, 1994; LETTINGA & HULSHOFF, 1991; LO et al., 1994). Chernicharo (1997), afirma que o reator UASB é capaz de suportar altas taxas de carga orgânica tendo simplicidade construtiva e baixos custos operacionais. Segundo Jordão & Pêsoa (1995), estes

sistemas têm sido projetados com tempos de permanência da ordem de cinco a seis horas, com eficiências de remoção de DQO da ordem de 70% no tratamento de esgotos sanitários. Entretanto, valores muito baixos de TRH podem prejudicar o funcionamento do sistema em relação aos seguintes aspectos: perda excessiva de biomassa, redução do tempo de residência celular (idade do lodo) e possibilidade de falha do sistema, uma vez que o tempo de permanência de biomassa no reator pode ser inferior ao tempo de crescimento (BEZERRA, 1998; MEDEIROS FILHO, 2000).

O presente trabalho consistiu em avaliar o desempenho de dois reatores UASB operando em escala real na redução da carga poluidora de efluentes da suinocultura. Para tanto foram analisados parâmetros operacionais, físico-químicos e produção quantitativa de biogás.

2. MATERIAL E MÉTODOS

A pesquisa foi realizada em uma unidade produtora de leitões (UPL) com 2.500 matrizes, localizada no extremo oeste do Estado do Paraná. A Figura 1 apresenta um desenho esquemático do sistema de tratamento completo aplicado no local, o qual é composto por etapas preliminar, primária e secundária.

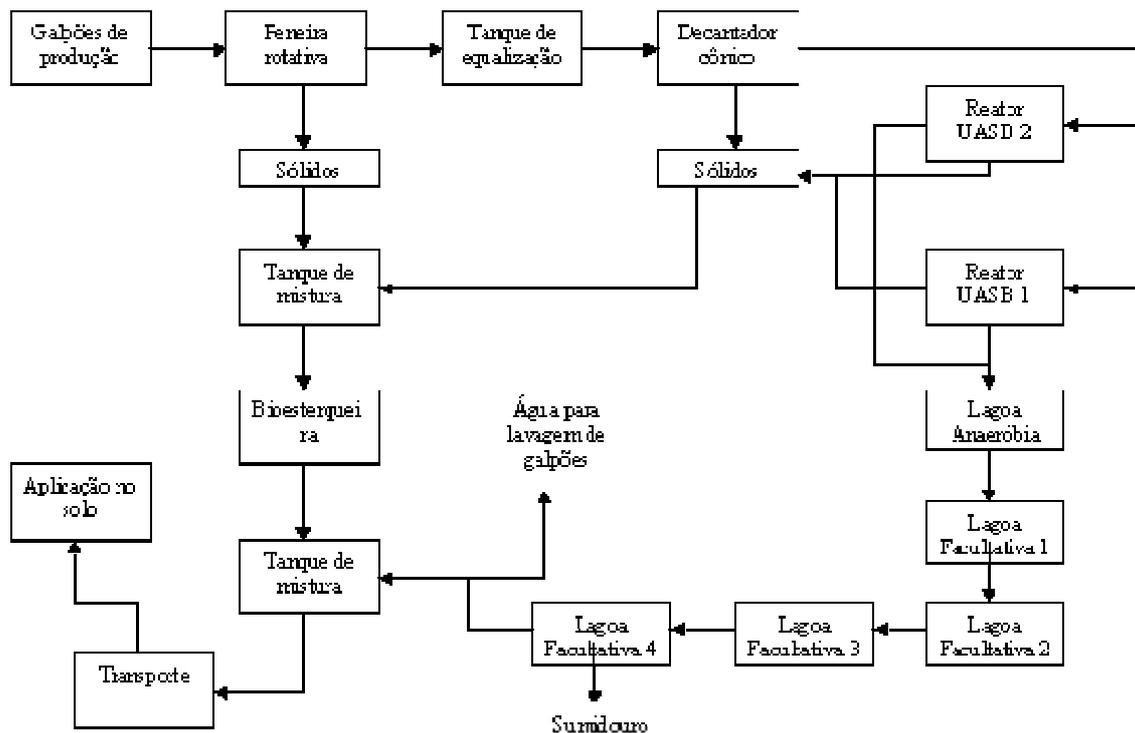


Figura 1. Sistema de tratamento de resíduos empregado numa unidade produtora de leite (UPL), no Estado do Paraná.

2.1. Etapas estudadas e pontos de amostragem

Os reatores UASB são a primeira etapa do tratamento secundário e operam em paralelo, cada reator apresenta volume de 27,5 m³, sendo 5,2 m de altura. A velocidade ascensional (v) e o tempo de retenção hidráulica (TRH) de projeto são 0,35 m h⁻¹ e 15,71 h respectivamente. Na Figura 2 pode-se observar os pontos selecionados para a coleta das amostras.

Nos reatores UASBs o afluente é alimentado pela extremidade inferior,

sendo o efluente coletado na extremidade superior. Ao longo desse percurso uma série de mecanismos contribui para a purificação das águas residuárias. Estes mecanismos ocorrem em cinco zonas: câmara de digestão, zona de transição, separador de fases, zona de sedimentação e zona de acumulação de gás, conforme está representado na Figura 3.

A Figura 4 mostra os reatores UASB e a etapa de decantação primária da UPL.

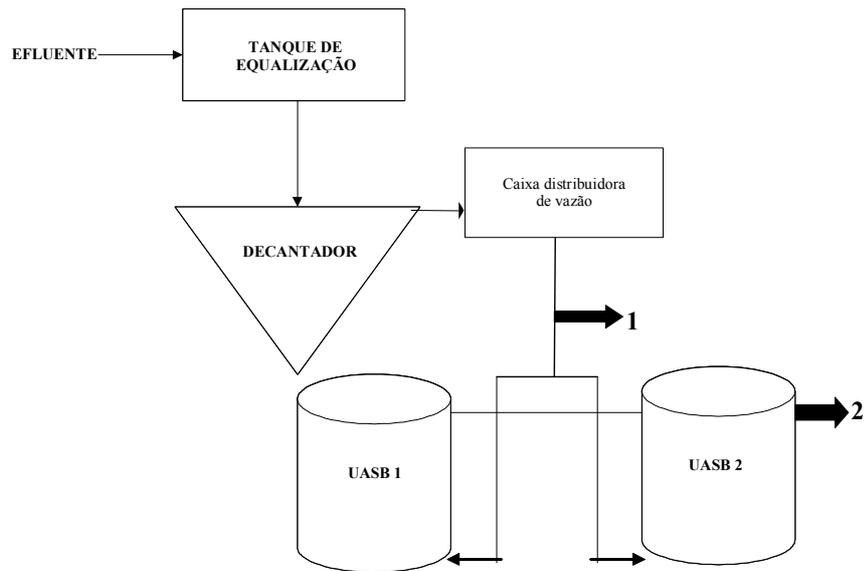


Figura 2. Fluxograma das etapas do processo estudadas e pontos de amostragem de efluentes (1 e 2).

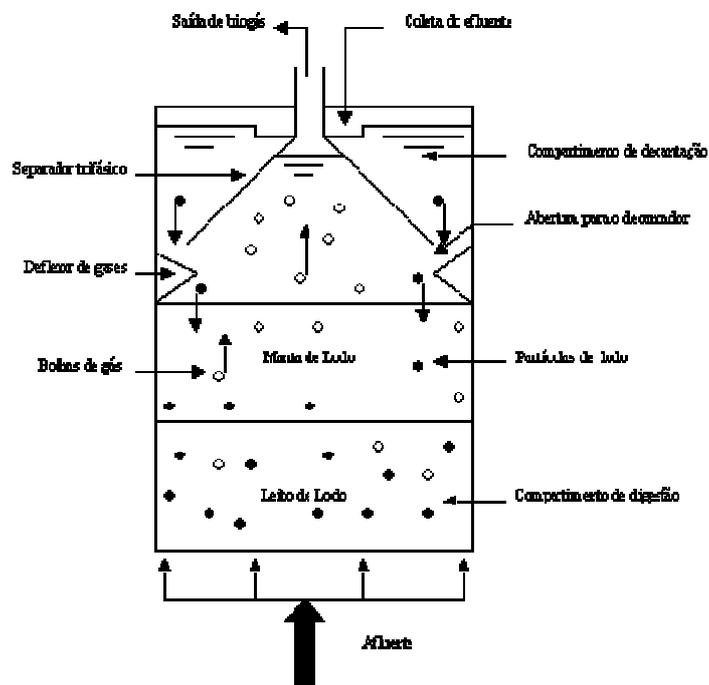


Figura 3. Representação esquemática de um reator UASB (CHERNICHARO, 1997).



Figura 4. Decantação (decantador primário) e tratamento secundário (UASB1 e UASB2) (foto superior). Vista superior do reator UASB1 (foto inferior). (Fotos tiradas por Marlise Schoenhals em 26/05/03).

2.2 Metodologia para análise operacional dos reatores

As medidas de vazão do sistema foram realizadas em calha Parshall de 3'' localizada a jusante do reator UASB2.

A determinação da velocidade ascensional do fluxo foi calculada a partir da relação entre a vazão afluyente e a seção transversal do reator, conforme Chernicharo (1997):

$$v = Q/A \quad (1)$$

Em que v é a velocidade ascensional do fluxo ($m.h^{-1}$); Q é a vazão ($m^3.h^{-1}$) e A é a área da seção transversal do reator (m^2).

2.3 Amostragem e metodologia utilizada para o monitoramento dos parâmetros físico-químicos

A amostragem e a análise dos afluentes e efluentes aos reatores foram realizadas diariamente no período de 25 de maio a 30 de junho de 2003, perfazendo

cinco semanas. Foi utilizada a técnica de amostragem composta, sendo as alíquotas coletadas continuamente em intervalos de tempo programados (SILVA, 1977).

As determinações dos parâmetros físico-químicos foram realizadas de acordo com o Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 1995), os quais corresponderam a demanda química de oxigênio (DQO), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), sólidos suspensos totais (SST), temperatura e pH.

2.4 Metodologia para medição quantitativa de biogás

As medidas de vazão do biogás foram realizadas no decorrer de 15 horas diárias no período de uma semana através

de um medidor tipo bolhometro, com diâmetro interno de 1,91 cm e altura de 1,5 m. O medidor foi instalado entre o reservatório de biogás e o queimador. O volume de biogás produzido pelos reatores foi determinado através da medida do deslocamento vertical das bolhas geradas, multiplicando-se pelo diâmetro interno do medidor, conforme a equação 2.

$$Q_g = V_g \cdot 3,1415 \cdot D^2 / 4 \quad (2)$$

Em que Q_g é a vazão do biogás, V_g é o volume de biogás e D é o diâmetro interno do medidor tipo bolhometro.

A ilustração do aparato experimental pode ser visualizada na Figura 5.

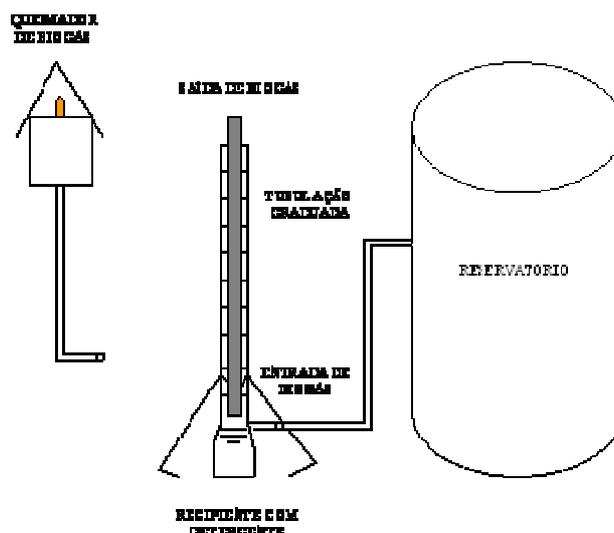


Figura 5. Queimador, bolhometro e reservatório de gás.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1. Monitoramento da vazão, TRH e velocidades ascensionais do fluxo

A variação temporal da vazão resultante das medidas realizadas no sistema apresentou um diferencial considerável em relação ao valor constante do projeto ($3,5 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$) conforme pode ser visualizado na Figura 6. Este fato indicou ineficiência da etapa de equalização, submetendo o sistema de tratamento a variações indesejáveis. Em função disso as velocidades ascensionais do fluxo (v) foram recalculadas e são apresentadas na Figura 7.

Analisando a Figura 6 pode-se observar que as vazões máximas ocorreram no período das 10 às 15 horas ($11 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$), neste período as atividades na UPL são intensas ocorrendo também a lavagem dos galpões de produção. Percebe-se ainda que na maior parte do tempo as vazões registradas estão bem acima do valor para o qual os reatores UASB foram projetados.

A velocidade ascensional de projeto ($0,35 \text{ m h}^{-1}$) foi verificada apenas em quatro pontos, conforme pode ser observado na Figura 7, nos demais pontos (exceto dois deles) os valores se mantiveram acima, tendo atingido $1,10 \text{ m}$

h^{-1} entre o período das 14:30 às 16:30 horas.

Os valores elevados de v aumentam consideravelmente a velocidade do líquido no reator, podendo desencadear distúrbios na adesão dos microrganismos e sedimentabilidade do lodo (CHERNICHARO, 1997). A instabilidade do processo em função das variações de vazão também foi comprovada quando foram confrontados os valores de TRH reais com o TRH de projeto, conforme pode ser visualizado na Figura 8.

No maior período de monitoramento o TRH calculado permaneceu abaixo do valor para o qual o sistema foi projetado, o que não é recomendado por sobrecarregar o sistema e ocasionar a queda na eficiência do tratamento, podendo não haver tempo suficiente para a ação dos microrganismos anaeróbios.

Recomenda-se um TRH na faixa de 14 a 16 horas em reatores UASBs tratando esgotos domésticos (VAN HAANDEL & LETTINGA, 1994). Considerando que os efluentes da suinocultura possuem uma carga poluidora maior – utilizando-se o conceito de equivalente populacional um suíno equivale em média a 3,5 pessoas (DIESEL et al., 2002) – os baixos valores de TRH obtidos comprometem a eficiência do processo de tratamento.

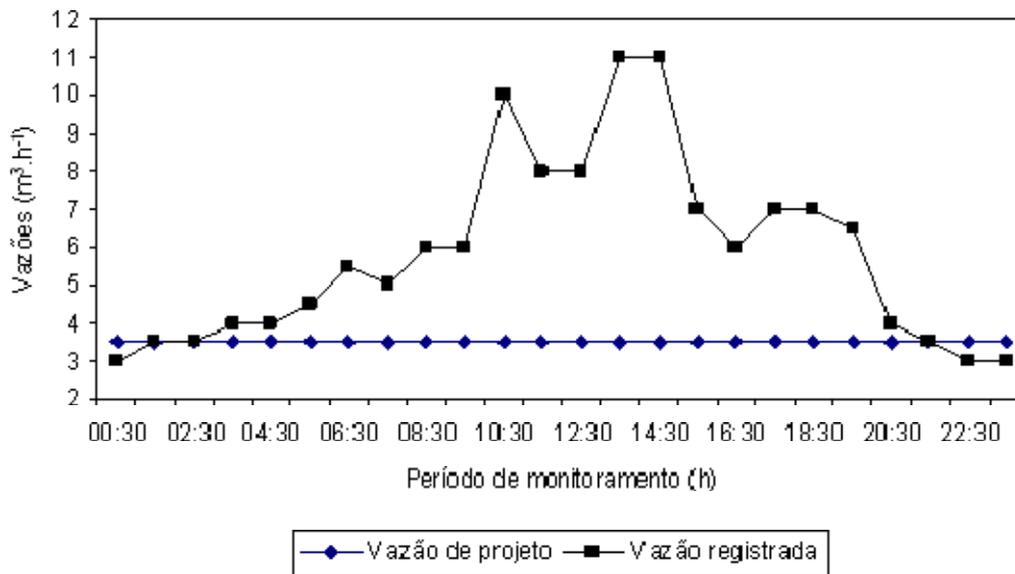


Figura 6. Vazão de projeto e vazões medidas no local no sistema de tratamento de resíduos empregado numa unidade produtora de leitões (UPL), no Estado do Paraná.

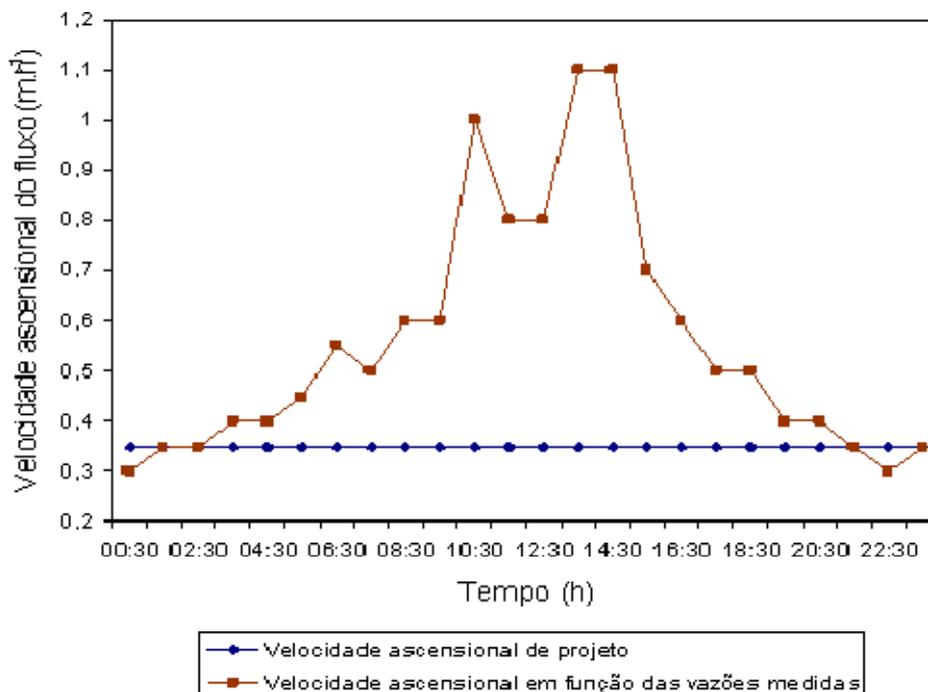


Figura 7. Velocidade ascensional do líquido (v) de projeto e v médias obtidas em função das variações de vazão registradas no sistema de tratamento de resíduos empregado numa unidade produtora de leitões (UPL), no Estado do Paraná.

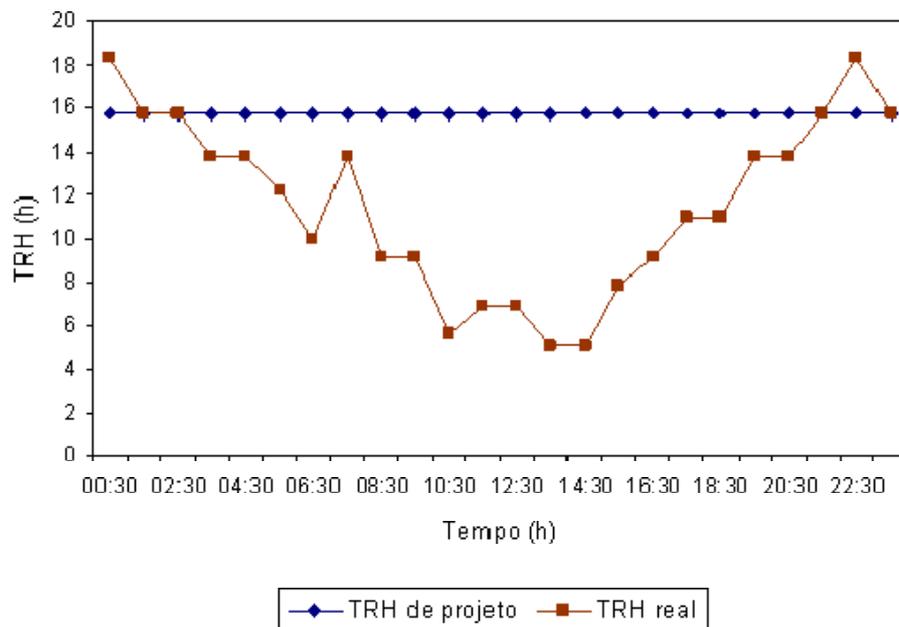


Figura 8. TRH de projeto e calculados em função das vazões medidas no sistema de tratamento de resíduos empregado numa unidade produtora de leitões (UPL), no Estado do Paraná.

3.2. Monitoramento de parâmetros físico-químicos

Os valores médios dos parâmetros físico-químicos obtidos nas cinco semanas de monitoramento dos afluentes e efluentes aos reatores UASBs encontram-se na Tabela 1.

Não foram registradas grandes oscilações de temperatura no período de monitoramento (14°C a 23°C), a qual se enquadra na faixa permissível para os processos anaeróbios, porém é inferior ao nível ótimo da biodigestão (30°C a 35°C) (NOGUEIRA, 1986). As temperaturas mais baixas foram registradas na primeira

e segunda semanas, alcançando 14 °C e 17 °C, respectivamente.

O pH manteve-se na faixa de 6,0 a 7,2, a qual é adequada e recomendada aos processos de biodigestão anaeróbia.

Por se tratar de um processo biológico de tratamento espera-se que a remoção de DBO seja superior à DQO. Conforme indicam os valores apresentados na Tabela 1 (relação DQO/DBO) a remoção de DBO pelo sistema foi superior à DQO, exceção ocorreu na terceira semana de monitoramento, onde a remoção de DQO foi maior.

Tabela 1. Resultados dos parâmetros físico-químicos monitorados no sistema de tratamento de resíduos empregado numa unidade produtora de leitões (UPL), no Estado do Paraná.

Parâmetro	1° Semana	2°Semana	3°Semana	4° Semana	5°Semana
SST afluente (mg L ⁻¹)	1800,0	1840,0	1600,0	3330,0	2280,0
SST efluente (mg L ⁻¹)	1466,66	1320,0	960,0	1930,0	2120,0
DBO afluente (mg L ⁻¹)	3973,55	3733,33	4460,0	3428,5	8235,0
DBO efluente (mg L ⁻¹)	3500,0	3000,0	2940,0	3125,0	5380,0
DQO afluente (mg L ⁻¹)	7000,0	6750,0	8750,0	7970,0	13525,0
DQO efluente (mg L ⁻¹)	6800,0	5550,0	5250,0	7350,0	10400,00
DQO/DBO afluente	1,77	1,80	1,96	2,35	1,64
DQO/DBO efluente	1,94	1,85	1,78	2,32	1,93
Temperatura (°C)	14	20	17	21	23
pH	6,0	6,5	7,0	7,0	7,2

Na Figura 9 pode-se observar que as concentrações de SST no efluente foram sensivelmente menores em comparação com os valores do afluente.

Nos reatores UASB, após a separação dos gases, o líquido e as partículas sólidas que deixam a manta de lodo têm acesso ao compartimento de decantação onde são necessárias condições ideais de sedimentação, ou seja, baixas velocidades ascensionais e TRH mínimo de uma a duas horas (no decantador) para que haja efetividade na clarificação do efluente e retorno da biomassa ao sistema (IMHOFF & IMHOFF, 1985). As oscilações e valores elevados obtidos para

v resultaram em valores ainda elevados de SST no efluente final.

Na Figura 10 são apresentados os valores das concentrações de DBO nos afluentes e efluentes aos reatores

A concentração de DBO no afluente manteve-se numa faixa de valores constantes até a quarta semana de monitoramento, posteriormente registrou-se uma significativa elevação (8.235 mg L⁻¹). A maior redução de concentração do parâmetro no efluente em relação ao afluente ocorreu na terceira e quinta semanas, quando foi atingido 2.940 e 5.380 mg.L⁻¹, respectivamente.

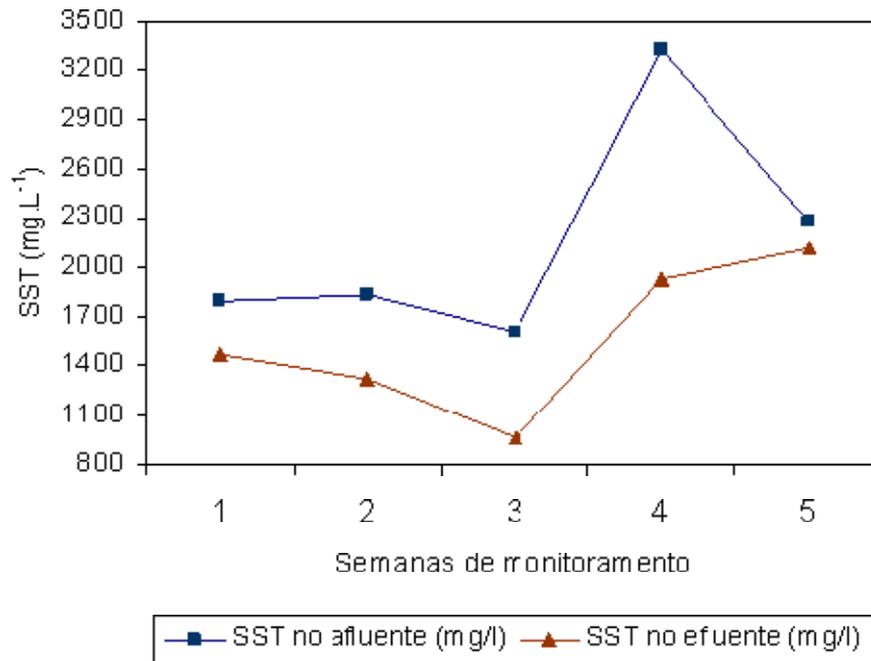


Figura 9. Concentração de SST nos afluentes e efluentes aos reatores UASBs no sistema de tratamento de resíduos empregado numa unidade produtora de leitões (UPL), no Estado do Paraná.

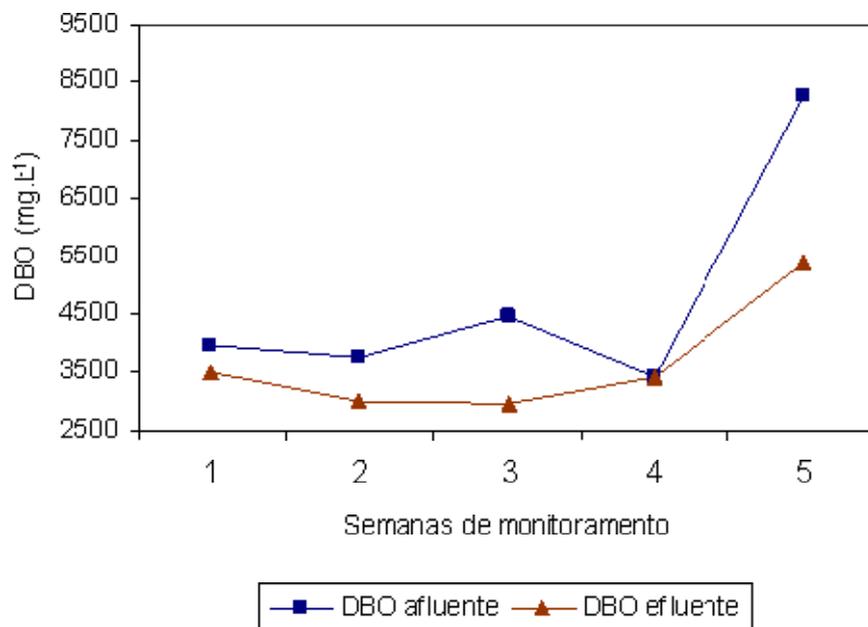


Figura 10. Concentração de DBO nos afluentes e efluentes aos reatores UASBs no sistema de tratamento de resíduos empregado numa unidade produtora de leitões (UPL), no Estado do Paraná.

Comportamento similar ao observado para o parâmetro DBO ocorreu quando se analisou a DQO onde a concentração no afluente pode ser considerada relativamente constante até a quinta semana de monitoramento, quando houve uma elevação significativa no seu valor (13.525 mg L^{-1}). As menores concentrações desse parâmetro nos efluentes, em relação aos afluentes, também ocorreram na terceira e quinta semanas, quando se atingiram 5.250 e 10.400 mg L^{-1} , respectivamente, conforme pode ser observado na Figura 11.

Na Figura 12 constam as eficiências médias de remoção obtidas para os parâmetros analisados.

As maiores eficiências de remoção de SST obtidas neste trabalho foram 40% (quinta semana) e 72,5% (quarta semana).

Henn et al. (2000), em seus trabalhos com um reator UASB de 8 L operado com temperaturas entre $25 \text{ }^{\circ}\text{C}$ e $30 \text{ }^{\circ}\text{C}$ e TRH de 36 horas, alcançou eficiências de remoção de SST entre 50 e 70%.

Damasceno et al. (2000) estudou o desempenho de um reator UASB com volume de 12 L, operado à temperatura de $30 \text{ }^{\circ}\text{C}$ e TRH de 30 horas e obteve resultados de eficiência média de remoção de SST de 50%.

Desta forma, neste trabalho as eficiências de remoção do parâmetro da segunda, terceira e quarta semanas, os quais corresponderam a 39,4%, 40,0% e 72,5%, respectivamente, podem ser considerados razoáveis. Já as eficiências obtidas na primeira e quinta semanas e que alcançaram 22,7% e 7,0%, respectivamente, foram insatisfatórias.

As baixas eficiências de remoção de SST foram relacionadas às velocidades elevadas nas aberturas para o decantador, às taxas de aplicação do efluente e aos baixos TRH (compartimentos de digestão e decantação), ocasionando o carreamento de sólidos com o efluente final.

As eficiências de remoção de DBO oscilaram entre 9,7% (quarta semana) a 34,7% (quinta semana).

Mochizuki et al. (2000), na avaliação do tratamento de dejetos suínos sem tratamento prévio, empregaram um reator UASB com volume de 11,75 L, temperatura de operação de $30 \text{ }^{\circ}\text{C}$ e TRH médio de 30 horas e observaram uma eficiência de remoção de DBO de 83%.

Segundo Chernicharo (1997), reatores UASB operando na faixa dos $25 \text{ }^{\circ}\text{C}$ atingem eficiências de remoção de DBO de 40 a 75%, sendo significativamente afetadas pelo TRH do sistema.

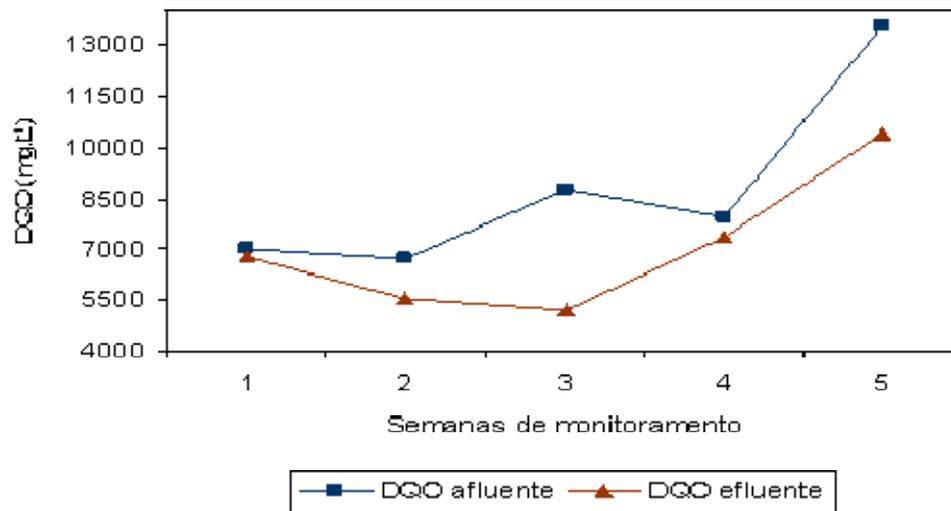


Figura 11. Concentração de DQO nos afluentes e efluentes aos reatores UASBs no sistema de tratamento de resíduos empregado numa unidade produtora de leitões (UPL), no Estado do Paraná.

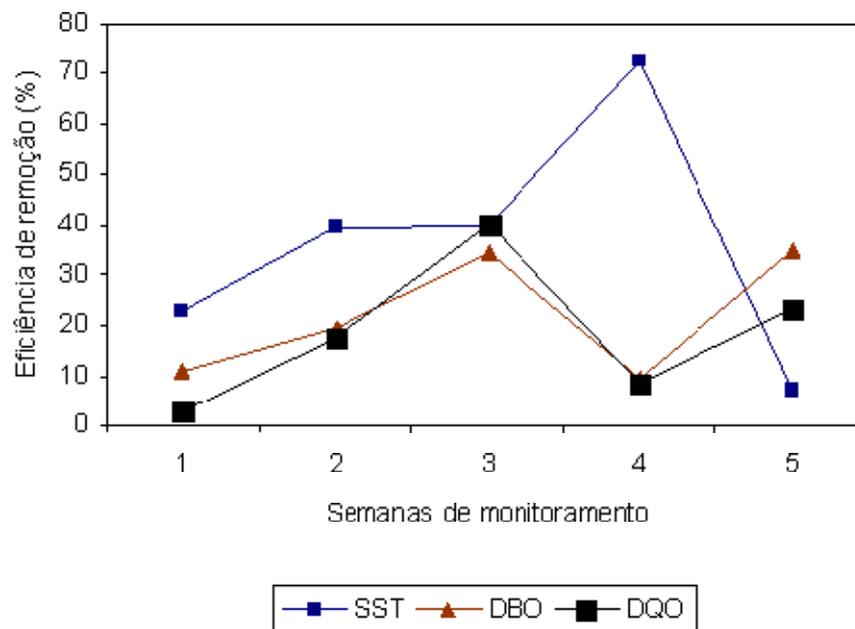


Figura 12. Eficiências de remoção de SST, DBO e DQO após o tratamento no sistema de tratamento de resíduos empregado numa unidade produtora de leitões (UPL), no Estado do Paraná.

Portanto, as baixas eficiências de redução de DBO obtidas neste trabalho ocorreram devido à instabilidade do processo. O reduzido TRH afetou a ação dos microrganismos anaeróbios responsáveis pela conversão da matéria orgânica a CH₄ (gás metano).

A menor eficiência de remoção de DQO ocorreu na primeira semana de monitoramento (2,9%) e a máxima na terceira semana (40,0%).

Henn et al. (2000) em seus estudos obtiveram 80% de remoção de DQO, enquanto Mochizuki et al. (2002) atingiram 79% de eficiência de remoção para esse mesmo parâmetro químico.

As eficiências insatisfatórias obtidas neste trabalho são ocasionadas pelos mesmos fatores anteriormente apontados para o parâmetro DBO, ou seja, um TRH abaixo do valor projetado e elevadas velocidades ascensionais do líquido, o que reduziu o tempo de contato substrato/biomassa e afetou a granulação e sedimentação do lodo.

3.3. Monitoramento da produção de biogás

Os valores médios de produção de biogás obtidos no monitoramento são apresentados na Figura 13.

Através da Figura 13 é possível analisar a variação da geração de gás em relação ao período monitorado. No início

foi registrada a vazão mínima de todo o período (6,4 L h⁻¹). A vazão máxima ocorreu no ponto 16 (62 L h⁻¹). A geração média no período foi de 36 dm³ h⁻¹, o que representou uma taxa média de liberação de 0,011 m³ m⁻² h⁻¹.

Segundo Chernicharo (1997), taxas de liberação de biogás inferiores a 1,0 m³ m⁻² h⁻¹ dificultam a liberação de biogás e favorecem a formação de camadas densas de espuma (ver Figura 4).

As baixas taxas de produção/liberação de biogás obtidas condizem com as baixas eficiências atingidas na remoção de DBO e DQO, ou seja, parcela significativa da matéria orgânica deixa de ser convertida em metano dentro do reator.

Na Figura 14 é estabelecida uma relação entre a vazão de biogás medida e a temperatura.

As temperaturas registradas no período de monitoramento da produção de biogás variaram na faixa dos 15°C aos 29°C. Conforme pode ser observado, entre 15°C e 20°C a produção manteve-se estável, com vazão mínima de 18 L h⁻¹ (15°C) à um máximo de 23,3 L h⁻¹ (18°C).

Na temperatura de 21 °C foi registrado o pico da produção (47,2 L h⁻¹).

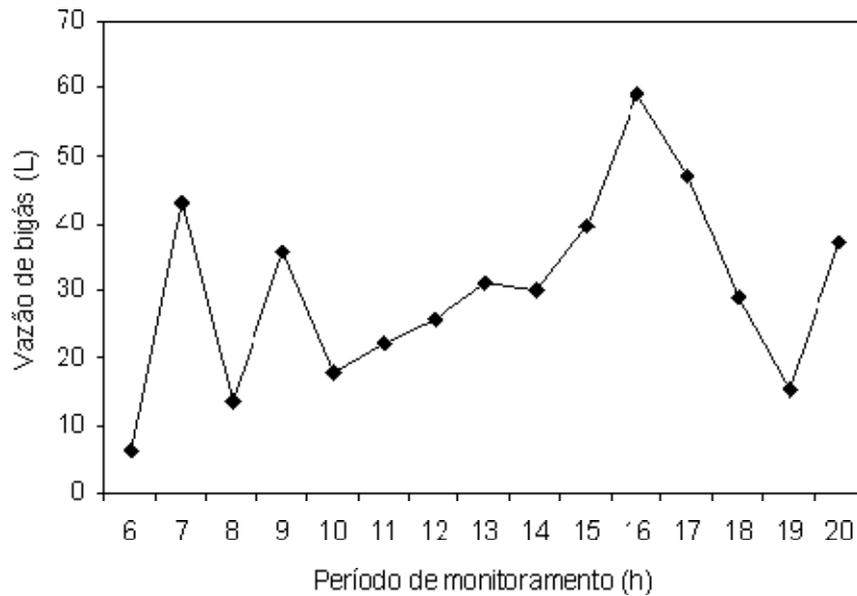


Figura 13. Produção de biogás no período monitorado no sistema de tratamento de resíduos empregado numa unidade produtora de leitões (UPL), no Estado do Paraná

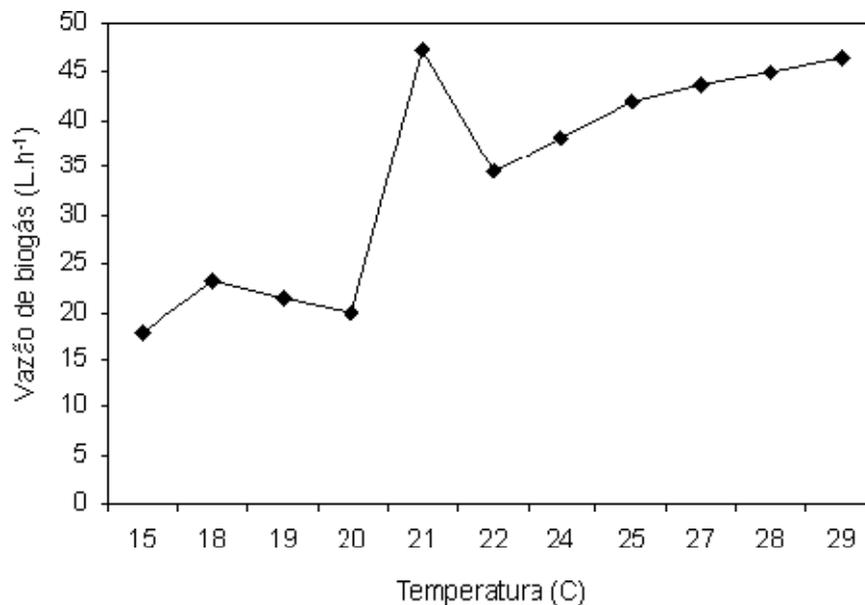


Figura 14. Vazões de biogás medidas em função da temperatura no sistema de tratamento de resíduos empregado numa unidade produtora de leitões (UPL), no Estado do Paraná.

Acima dessa temperatura houve um decréscimo na produção de biogás para a temperatura de 22 °C, todavia, observou-se um ligeiro aumento na faixa de 25 °C a 29 °C, quando a produção de biogás variou de 41,8 L h⁻¹ a 46,5 L h⁻¹.

Descartando o pico registrado aos 21°C, o comportamento observado sugere que houve uma relação direta entre a produção de biogás e a temperatura, principalmente entre 25 °C e 29°C, estando esta faixa mais próxima ao nível ótimo da biodigestão (30°C a 35°C) (NOGUEIRA, 1986).

Entretanto, embora elevadas temperaturas sejam desejadas, o mais importante é a manutenção de uma temperatura uniforme dentro do reator, uma vez que o processo anaeróbio é considerado muito sensível à mudanças bruscas de temperatura, podendo provocar desequilíbrio entre as duas maiores populações microbianas e conseqüentemente falha do processo. O limite usual é cerca de 2 °C por dia (CHERNICHARO, 1997). Portanto, considerando que o período de monitoramento da vazão de biogás neste trabalho foi de uma semana, a variação de temperatura foi significativa, contribuindo também este fator para uma menor eficiência do processo de tratamento. Desta forma, para garantir a estabilidade do sistema e, conseqüentemente, uma maior

conversão da matéria orgânica em metano, poderia ser implantado um dispositivo de aquecimento do reator nos períodos em que as temperaturas oscilam de forma mais acentuada, de modo a garantir a eficiência do processo de tratamento.

4. CONCLUSÕES

Os reatores UASBs, como sistemas anaeróbios de alta taxa, representam um importante avanço no tratamento de efluentes com elevadas vazões e alta carga orgânica, características dos efluentes da suinocultura. A relação DQO/DBO apresentada neste trabalho confirmou a viabilidade do emprego de tratamento biológico para o efluente avaliado. Porém, apesar da simplicidade, economia e eficiência comprovada em diversas pesquisas, os sistemas anaeróbios apresentam maior sensibilidade às variáveis operacionais e climáticas quando comparados aos sistemas aeróbios de tratamento, motivo que justifica a necessidade do monitoramento constante do processo.

Neste trabalho foi averiguada a instabilidade do processo em função das variações da vazão temporal, que na maior parte do monitoramento esteve acima do valor para o qual os reatores foram projetados. Conseqüentemente, observou-se elevadas velocidades ascensionais do

líquido através dos reatores e baixos tempos de residência hidráulica. As eficiências máximas de remoção obtidas para SST, DBO e DQO foram 72,5%, 34,7% e 40,0%, respectivamente. Os resultados foram considerados insatisfatórios quando comparados aos obtidos em outros trabalhos. As elevadas concentrações de SST nos efluentes dos reatores tiveram como causa as altas velocidades do fluxo e baixo TRH no dispositivo de separação de fases (sólido, líquido, gás), ocasionando carreamento de sólidos com o líquido clarificado. As eficiências de remoção de DQO e DBO foram, principalmente, afetadas pela redução do tempo de residência celular (idade do lodo).

A produção de biogás registrada foi pequena se consideradas as dimensões dos reatores, o que representou uma taxa média de liberação de $0,011 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$, gerando camadas densas de espuma na superfície dos reatores. Houve elevação da vazão de biogás medida com o aumento da temperatura. A faixa de variação da temperatura oscilou demasiadamente no período de monitoramento, fator prejudicial para a biodigestão. Tal fato sugeriu a importância de um sistema de aquecimento para os reatores - podendo ser empregado o próprio biogás produzido (aplicação mais nobre que a atual que consiste na queima)-nos períodos de maior

variação e onde são registradas as menores temperaturas, de modo a garantir a eficiência do processo de tratamento.

REFERÊNCIAS

- APHA, AWWA, WPCF. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 19 ed. Washington: American Public Health Association, 1995.
- BEZERRA, S.M.C. **Influência do tempo de detenção hidráulica sobre a auto-inoculação na partida de um reator UASB tratando esgoto sanitário**. Dissertação (Mestrado)-Universidade Federal da Paraíba, Campina Grande, 1998.
- BLEY, C. Multi dejetos. **Suinocultura Industrial**. Porto Feliz, n.152, p.47-52, jan/jul, 2001.
- CHERNICHARO, C.A.L. **Reatores anaeróbios**. Belo Horizonte:SEGRAC, 1997.
- DAMASCENO, L.H.S.; MOCHIZUKI, E.T.; ARANTES, K.R. **Partida de um sistema de tratamento de dejetos suínos em escala laboratorial composto de reator anaeróbio de manta de lodo e lagoa aerada facultativa**. In: Congresso de Iniciação Científica da Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto: UFOP, v.1, 2000.
- DARTORA, V.; PERDOMO, C.C. TUMEERO, I.L. **Manejo de dejetos suínos**. Boletim informativo Embrapa, CNPSA, 31 p., Concórdia, 1998.
- DIESEL, R.; MIRANDA, C.R.; PERDOMO, C.C. **Coletânea de tecnologias sobre dejetos suínos**. Boletim informativo Embrapa, CNPSA, 31 p., Concórdia, 2002.

- HENN, A.; BELLI FILHO, P.; PERDOMO, C.C. **Tratamento de altas concentrações de dejetos suínos com reator UASB**. In: XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental, I-02, Florianópolis, 2003.
- IMHOFF, K.; IMHOFF, K.R. **Manual de tratamento de águas residuárias**. 26 ed. São Paulo: Edgar Blücher, 1985.
- JORDÃO, E.P.; PÊSSOA, C.A. **Tratamento de esgotos domésticos**. 3 ed. Rio de Janeiro: ABES, 1995.
- LETTINGA, G.; HULSHOFF, P.L.M. UASB-process design for various types of wastewaters. **Water Science Tech.**, 24-87-107, 1991.
- LIMA, G.M.M. Dejeito legal. **Suinocultura Industrial**. Porto Feliz, n.138, p.30-31, abr-mai, 2003.
- LO, K.V.; LIAO, P.H.; GAO, Y.C. Anaerobic treatment of swine wastewater using hybrid UASB reactors. **Biores. Technol.** V.47, n.2, p.153-7, 1994.
- LORA, E.S. **Prevenção e controle da poluição nos setores energético, industrial e de transporte**. 1 ed. Brasília: ANNEL, 2000.
- LUDKE, J.V.; LUDKE, M.C.M.M. Preservação ambiental. **Suinocultura Industrial**. Porto Feliz, n.02, p.10-13, 2003.
- MEDEIROS FILHO, C.F. **Efeito da variação temporal da vazão sobre o desempenho de um reator UASB**. Dissertação (Mestrado)-Universidade Federal da Paraíba, Campina Grande, 2000.
- MOCHIZUKI, E.T.; DAMASCENO, L.H.S.; ARANTES, K.R. **Tratamento anaeróbio de dejetos suínos visando a geração de biogás**. In: VIII Seminário de Iniciação Científica da Universidade Federal de Ouro Preto, v.1, p.36-36, 2000.
- NOGUEIRA, L.A.H. **Biodigestão a alternativa energética**. São Paulo: NOBEL, 1986.
- OLIVEIRA, P.A.V. **Impacto ambiental causado pelos dejetos de suínos**. In: Simpósio Latino Americano de Nutrição de Suínos, Anais, CBNA, p.188, Concórdia, 1994.
- PERDOMO, C.C. Alternativas para o manejo e tratamento de dejetos suínos. **Suinocultura Industrial**. Porto Feliz, n.152, p.16-26, jun/jul, 2001.
- PAWLOWSKI, V. **Reaproveitamento de resíduos agroindustriais**. Camboriú: SUREHMA, p.31-43, 1983.
- QUARMY, J.; FOSTER, C.F. Na examination of the structure of UASB granules. **Water Science Tech.**, 29, 2449-2454, 1995.
- SCHMIDT, J.E.; AHRING, B.K. Granular sludge formation UASB reactors. **Biotech. Bioeng.**, 49, 229-246, 1996.
- SILVA, M.O.S.A. **Análises físico-químicas para controle das estações de tratamento de esgotos**. São Paulo: CETESB, 1977.
- TOLEDO, A.A.G.F.; LUCAS JR, J. Produção de biogás a partir de águas residuárias de pocilgas utilizando reatores UASB sob quatro tempos de detenção hidráulica. **Energia na Agricultura**, v.12 (2), 49-55, Botucatu, 1997.
- VAN HAANDEL, A.C.; LETTINGA, G. **Tratamento anaeróbio de esgotos: um manual para regiões de clima quente**. Campina Grande: EPGRAF, p.240, 1994.