



## Tratamento anaeróbico de resíduos sólidos orgânicos com alta e baixa concentração de sólidos

**Valderi D. Leite<sup>1</sup>, Wilton S. Lopes<sup>1</sup>, José T. de Sousa<sup>1</sup>, Shiva Prasad<sup>2</sup> & Salomão A. Silva<sup>3</sup>**

### RESUMO

A finalidade principal deste trabalho foi estudar o tratamento anaeróbico de resíduos sólidos orgânicos com alta e baixa concentração de sólidos. O sistema experimental se compunha de dois reatores com capacidade unitária de 2.200 L, enquanto o substrato utilizado era composto de resíduos sólidos vegetais e lodo de esgotos sanitários, sendo um dos reatores alimentado com substrato contendo 20% de sólidos totais (80% de umidade) e o outro com apenas 5% de sólidos totais (95% de umidade). Verificou-se, quando da utilização de substrato contendo 5% (percentagem em peso) de sólidos totais, que o tempo de retenção de sólidos requerido para que fossem alcançados 80% de redução da massa de DQO aplicada, foi de 90 dias, propiciando uma taxa de produção de gás metano de  $0,25 \text{ Nm}^3 \text{ CH}_4 \text{ kg}^{-1} \text{ DQO}_{\text{Aplicada}}$ . Com relação ao substrato contendo 20% de sólidos totais, o tempo de retenção de sólidos requerido para bioestabilizar 80% da massa de DQO aplicada, foi de 270 dias, com taxa de produção de gás metano de  $0,10 \text{ Nm}^3 \text{ CH}_4 \text{ kg}^{-1} \text{ DQO}_{\text{Aplicada}}$ .

**Palavras-chave:** lodo de esgoto, resíduos vegetais, reator em batelada, reator compartimentado

## Anaerobic treatment of organic solid waste with high and low concentrations of solids

### ABSTRACT

In this study the anaerobic treatment of organic solid waste with high and low concentrations of solids was studied. The experimental system comprised of two reactors, with unitary capacity of 2,200 L, while the used substrate was composed of solid vegetable waste and sludge. One of the reactors was loaded with substrate containing 20% of total solids and the other with only 5% of total solids on weight basis. It was verified that, for the substrate containing 5% of total solids, the retention time of solids required for 80% reduction of the applied COD mass was 90 days, during which the methane gas production rate was of  $0.25 \text{ Nm}^3 \text{ kg}^{-1} \text{ COD}_{\text{Applied}}$ ; whereas in the substrate containing 20% of total solids, the retention time of solids required for biostabilization of 80% of the mass of applied COD was 270 days, with a methane gas production rate of  $0.1 \text{ Nm}^3 \text{ CH}_4 \text{ kg}^{-1} \text{ COD}_{\text{Applied}}$ .

**Key words:** sewage sludge, vegetable waste, batch reactor, compartmented reactor

<sup>1</sup> Departamento de Química/UEPB. Av. das Baraúnas 351, Campus Universitário, Bodocongó. CEP 58109-753. Campina Grande, PB. Fone: (83) 3315-3300. E-mail: valderileite@uol.com.br

<sup>2</sup> Departamento de Engenharia Química/UFCEG. CEP 58429-140, Campina Grande, PB. Fone: (83) 3310-1115. E-mail: prasad@deq.ufcg.edu.br

<sup>3</sup> Departamento de Engenharia Civil/UFCEG. Fone: (83) 3310-1050. E-mail: salomao@pq.cnpq.br

## INTRODUÇÃO

Durante o processo de biodecomposição de matéria orgânica a presença de água favorece a condução de enzimas e de outros metabólitos microbianos contribuindo, dessa forma, para o metabolismo dos microrganismos destacando-se, predominantemente, como fator de grande importância na otimização da relação custo/benefício dos processos de tratamento de resíduos sólidos orgânicos. Nos resíduos sólidos urbanos o teor de umidade é função da biodecomposição da fração orgânica putrescível, das condições climáticas e do tipo de coleta (Tchobanoglous et al., 1993).

Analisando-se a composição percentual média do teor de umidade de determinados tipos de resíduos sólidos, nota-se que o percentual de umidade é quantitativamente mais representativo em resíduos sólidos originados de restos de alimentos e de papel. Os resíduos advindos das atividades domiciliares apresentam significativo percentual de umidade, favorecendo a sua utilização no processo de bioestabilização aeróbia ou anaeróbia.

O teor de umidade e o percentual de matéria orgânica presentes nos resíduos fornecem os requisitos necessários à fase inicial do crescimento bacteriano (Bitton, 1994). Nos resíduos sólidos urbanos o percentual de umidade é função do grau de compactação, isto é, do peso específico do resíduo compactado. Halvadakis (1983) constatou, quando estudava o comportamento do percentual umidade na massa de resíduos sólidos urbanos em função do grau de compactação, que esses parâmetros estão relacionados de acordo com um modelo exponencial de 2ª ordem. Analisando-se os aspectos quantitativos do modelo apresentado por este autor, pode-se constatar que até peso específico igual a  $600 \text{ kgf m}^{-3}$ , o percentual de umidade dos resíduos sólidos sofre alterações significativas, quando o teor de umidade aumenta de 40 para 80%. Após o peso específico superar a magnitude de  $600 \text{ kgf m}^{-3}$ , ocorreu decréscimo do percentual de umidade quando o peso específico foi aumentado; este fato deve se basicamente a liberação da fração de água adsorvida na massa de resíduos sólidos.

Os resíduos sólidos urbanos produzidos e coletados no Brasil apresentam, em média, peso específico médio de  $192 \text{ kgf m}^{-3}$  no ponto de origem; no geral, este parâmetro é função dos tipos de resíduos produzidos, da combustibilidade dos resíduos, do tamanho das partículas, das estações do ano, dos métodos de acondicionamento e dos hábitos e costumes da população.

Segundo Leite (1997) o elevado percentual de umidade e a baixa granulometria são parâmetros que, associados, poderão contribuir para a elevação do peso específico dos resíduos sólidos urbanos, propiciando condições favoráveis ao tratamento anaeróbio, principalmente quando se tratar de substrato com alta concentração de sólidos.

A biodigestão anaeróbia é um processo bioquímico que ocorre na ausência de oxigênio molecular livre no qual diversas espécies de microrganismos interagem para converter compostos orgânicos complexos em  $\text{CH}_4$ , compostos inorgânicos como  $\text{CO}_2$ ,  $\text{N}_2$ ,  $\text{NH}_3$ ,  $\text{H}_2\text{S}$  e traços de outros gases e ácidos orgânicos de baixo peso molecular.

De acordo com Lay et al. (1998), a digestão anaeróbia de resíduos sólidos orgânicos, especialmente da fração orgânica putrescível dos resíduos sólidos urbanos, é de grande importância no manejo de resíduos sólidos. Diversos tipos de reatores têm sido desenvolvidos para o tratamento da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos, incluindo reatores em batelada e reatores contínuos. O processo de tratamento anaeróbio desponta como alternativa promissora para os resíduos sólidos orgânicos, em virtude das altas taxas de produção de biogás; contudo, os processos anaeróbios empregados no tratamento de resíduos sólidos ainda não constituem uma prática muito difundida, devido à falta de configurações de sistemas de tratamento e, sobretudo, ao tempo necessário para bioestabilizar os resíduos sólidos, que é bastante longo, quando comparado com processos aeróbios. Para diminuir o tempo de bioestabilização dos resíduos sólidos orgânicos, a utilização de inóculos tem mostrado resultados satisfatórios. Os inóculos geralmente utilizados são lodos de estações de tratamento de esgotos ou alguns materiais de origem animal, como esterco bovino e outros. O tratamento anaeróbio de resíduos sólidos orgânicos com alta concentração de sólidos é realizado em reatores anaeróbios em batelada, com substrato contendo em média 20% (percentagem em peso) de sólidos totais; no geral, poderão ser aplicados para bioestabilizar diversos tipos de resíduos, prioritariamente de maneira conjugada objetivando-se, em alguns casos, o aumento da densidade bacteriana e, em outros, o ajustamento da relação C/N. O tratamento anaeróbio de resíduos sólidos orgânicos com baixa concentração de sólidos é realizado em reatores anaeróbios contínuos, preferencialmente com câmaras seqüenciais, e o substrato com concentração de sólidos totais variando de 4 a 8%.

Este trabalho foi realizado com o objetivo de avaliar, comparativamente, o tratamento anaeróbio de resíduos sólidos orgânicos com alta e baixa concentração de sólidos, em reator anaeróbio em batelada (RAB) e em reator anaeróbio compartimentado (RAC).

## MATERIAL E MÉTODOS

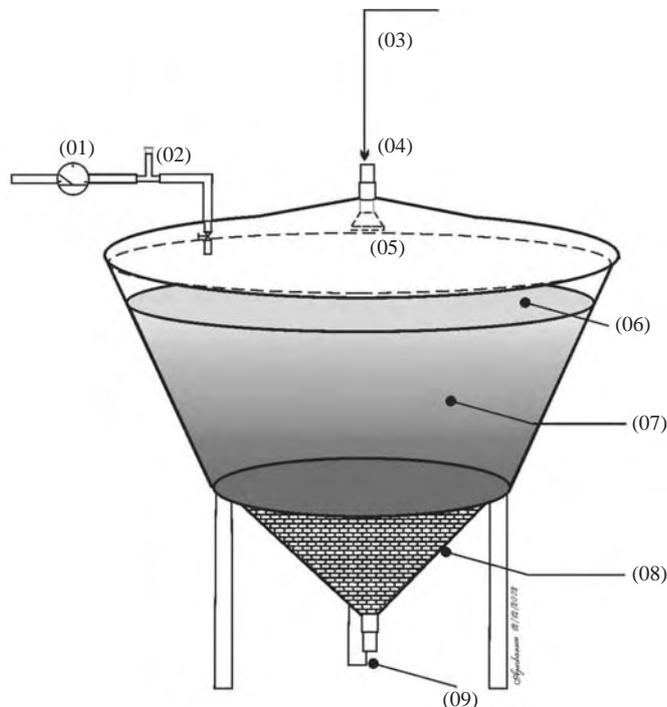
Os resíduos sólidos orgânicos aqui utilizados como substrato, eram constituídos de resíduos sólidos vegetais advindos de feiras livres e centrais de abastecimento e lodo de esgoto sanitário proveniente de tanques sépticos e reatores UASB. O trabalho foi realizado nas dependências do Laboratório da Estação Experimental de Tratamento Biológico de Esgoto Sanitário (EXTRABES), localizado no bairro do Tambor, na cidade de Campina Grande ( $7^\circ 13' 11'' \text{ S}$ ,  $35^\circ 52' 31'' \text{ O}$  e 550 m acima do nível do mar) no estado da Paraíba, no Nordeste do Brasil.

### Sistema experimental

Para a realização do trabalho experimental foram construídos, instalados e monitorados dois reatores anaeróbios, com capacidade unitária de  $2,2 \text{ m}^3$ . Os reatores anaeróbios foram construídos com fibra de vidro e em seguida assentados sobre uma base metálica.

**Reator anaeróbio em batelada (RAB)**

Utilizou-se, para o tratamento do substrato com alta concentração de sólidos, um reator anaeróbio em batelada com câmara única constituída, basicamente, de um leito filtrante localizado na base inferior interna do reator e de um gasômetro na sua parte superior interna. O leito filtrante era de brita de diferentes granulometrias e objetivava a retenção de material grosseiro presente no lixiviado; neste reator foram instalados dispositivos para coleta e recirculação de lixiviado, além de dispositivo destinado à quantificação do biogás produzido. Com frequência semanal era realizada a drenagem do lixiviado armazenado na base inferior do reator e, de forma quantitativa, se procedia à recirculação para não ser alterado o percentual de umidade da massa de resíduos presentes no interior do reator. Apresenta-se, na Figura 1, o desenho esquemático do reator anaeróbio em batelada utilizado.



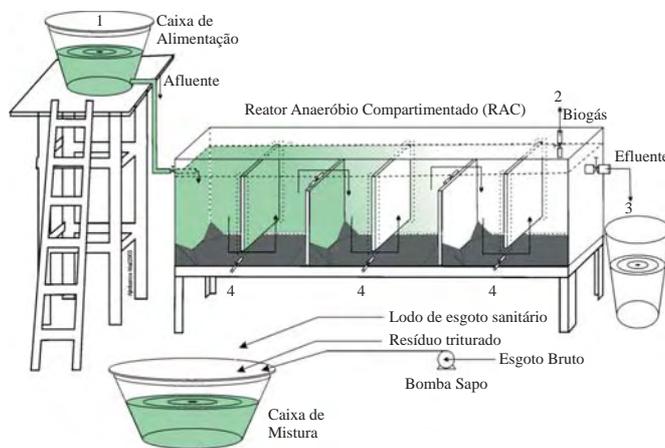
- Legenda
- 01 – Dispositivo para medir biogás
  - 02 – Dispositivo para coleta de biogás
  - 03 – Fração recirculada do lixiviado
  - 04 – Dispositivo de recirculação
  - 05 – Distribuidor de fluxo
  - 06 – Gasômetro
  - 07 – Resíduo sólido
  - 08 – Filtro de brita
  - 09 – Saída do lixiviado

**Figura 1.** Desenho esquemático do reator anaeróbio de batelada

**Reator anaeróbio compartimentado (RAC)**

Utilizou-se, para o tratamento do substrato com baixa concentração de sólidos, um reator anaeróbio compartimentado, com geometria retangular e dividido internamente por três câmaras de dimensões iguais; em cada câmara se instalou, na parte lateral do reator, um ponto de amostragem com o objetivo de realizar o acompanhamento do perfil do mate-

rial sólido no sentido longitudinal do reator; do volume total do reator, uma fração em torno de 0,35 m<sup>3</sup> foi destinada ao armazenamento do biogás produzido e 1,85 m<sup>3</sup> ao substrato afluente, com concentração de sólidos totais de 5%. Na Figura 2 se apresenta o desenho esquemático do reator anaeróbio compartimentado.



- Legenda:
- Ponto 1: dispositivo para alimentação do reator
  - Ponto 2: dispositivo para coleta de biogás
  - Ponto 3: dispositivo para coleta do material efluente do reator
  - Ponto 4: dispositivos para coleta do material efluente das câmaras do reator

**Figura 2.** Desenho esquemático do reator anaeróbio compartimentado

Na Tabela 1 se apresentam os principais parâmetros operacionais aplicados ao reator anaeróbio em batelada (RAB) e ao reator anaeróbio compartimentado (RAC).

**Tabela 1.** Parâmetros operacionais aplicados aos reatores

Parâmetros Operacionais	RAB	RAC
Volume do reator (L)	2200	2200
Proporção RSV/Lodo (%)	80/20	80/20
Massa de RSV (kg)	1670	1480
Massa de Lodo (kg)	418	370
Teor de Umidade (%)	80	95
COA (kg <sub>RSO</sub> m <sup>-3</sup> )	949	841
Massa de DQO (kg)	169,7	35,6
Tempo de detenção (dias)	270	90

RSV resíduos sólidos vegetais; RSO resíduos sólidos orgânicos; DQO demanda química de oxigênio; COA carga orgânica aplicada; RAB; RAC

Salienta-se que os reatores foram alimentados com o mesmo tipo de substrato, diferindo apenas no percentual de umidade; o substrato do reator anaeróbio compartimentado era constituída de apenas 5% (percentagem em peso) de sólidos totais enquanto o do reator anaeróbio em batelada era constituído de 20% (percentagem em peso) de sólidos totais. No reator anaeróbio compartimentado (RAC) o tempo de retenção de sólidos foi de 90 dias e do reator anaeróbio em batelada este tempo foi de 270 dias. As determinações analíticas das variáveis físicas e químicas monitoradas neste trabalho foram realizadas em consonância com as recomendações do Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 1995).

## RESULTADOS E DISCUSSÃO

## Reator anaeróbio em batelada

**Fração sólida.** Apresentam-se, na Tabela 2, os dados da caracterização química do substrato utilizado para alimentação do reator anaeróbio em batelada.

**Tabela 2.** Caracterização química do substrato utilizado no reator anaeróbio em batelada

Parâmetro*	Média	Desvio padrão	Coefficiente de variação
pH	6,9	-	-
DQO (% ST)	40,6	5,9	14,4
TU (%)	76,4	2,8	3,7
ST (%)	23,6	2,8	11,9
STV (% ST)	69,7	6,4	9,2
COT (% ST)	38,7	3,6	9,2
NTK (% ST)	2,3	0,2	8,6
PT (% ST)	0,4	0,1	25,0
Relação C/N	16,8	-	-

\* DQO demanda química de oxigênio; TU teor de umidade; ST sólidos totais; STV sólidos totais voláteis; COT carbono orgânico total; NTK nitrogênio total Kjeldahl; PT fósforo total; C/N carbono/nitrogênio

Através dos dados apresentados na Tabela 2, constata-se que o substrato alimentado ao reator em batelada apresentava pH em torno de 7,0, contribuindo positivamente para o desempenho do processo de digestão anaeróbia. Mesmo o substrato sendo constituído por diversificados tipos de resíduos sólidos vegetais, com frações desses resíduos apresentando características ácidas, a fração adicionada de resíduos, já parcialmente bioestabilizada, propiciou o acréscimo do valor do pH contribuindo, assim, para um desempenho melhor, no que concerne à eficiência de transformação de massa de DQO. Quanto aos sólidos totais voláteis e DQO, a eficiência de remoção ficou no patamar de 69 e 40%, respectivamente, valores superiores aos encontrados, em geral, nos resíduos sólidos urbanos coletados regularmente (Leite et al., 2002). Quanto aos nutrientes, especificamente nitrogênio total e fósforo total, os valores encontrados estão dentro dos limites favoráveis ao processo de bioestabilização anaeróbia, frente a uma relativa redução da relação C/N do substrato; mesmo assim, não se verificou efeito adverso ao desempenho do processo (Dantas, 2003).

Apresenta-se, na Tabela 3, a caracterização química da

**Tabela 3.** Caracterização química da massa bioestabilizada no reator anaeróbio de batelada

Parâmetro*	Média	Eficiência de remoção
pH	8,2	-
DQO (% ST)	25,5	52,8
TU (%)	76,4	-
ST (%)	23,6	24,8
STV (% ST)	45,7	50,7
COT (% ST)	25,4	50,6
NTK (% ST)	2,0	34,6
PT (% ST)	0,6	-
Relação C/N	13,0	-

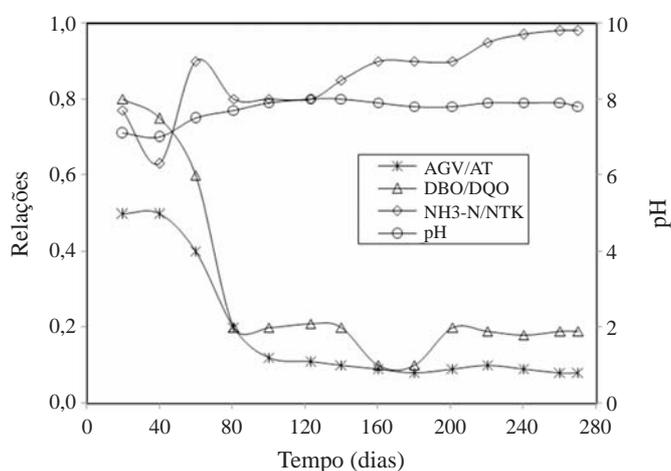
\* DQO demanda química de oxigênio; TU teor de umidade; ST sólidos totais; STV sólidos totais voláteis; COT carbono orgânico total; NTK nitrogênio total Kjeldahl; PT fósforo total; C/N carbono/nitrogênio

massa parcialmente bioestabilizada descarregada do reator anaeróbio de batelada, após o período de monitoramento de 270 dias.

Na massa de resíduos parcialmente bioestabilizada descarregada do reator após o período de 270 dias de monitoramento, o pH estava em torno de 8 e o percentual de sólidos totais voláteis e DQO ficaram em torno de 45,5 e 25,5%, respectivamente; frente à redução de material carbonáceo que ocorreu no reator, a massa bioestabilizada no final do processo apresentou relação C/N em torno de 13, indicando que este resíduo bioestabilizado apresenta características favoráveis para ser utilizado em solos agrícolas.

Determinou-se a eficiência de remoção das variáveis avaliadas em relação à massa “*in natura*” alimentada no reator e à massa parcialmente bioestabilizada, descarregada do reator.

**Fração líquida.** A variação temporal do pH, das relações AGV/AT, DBO<sub>5</sub>/DQO e NH<sub>3</sub>-N/NTK no líquido lixiviado é apresentada na Figura 3.



**Figura 3.** Variação temporal do pH, das relações AGV/AT, DBO<sub>5</sub>/DQO e NH<sub>3</sub>-N/NTK no líquido lixiviado do reator anaeróbio em batelada

O pH do lixiviado se manteve acima de 7,0, situando-se em uma estreita faixa de variação, entre 7,0 a 8,2; a explicação para que não ocorresse um abaixamento acentuado do pH no líquido lixiviado, pode estar associada à própria constituição do substrato, haja vista conter, em média, 20% (percentagem em peso) de resíduos sólidos vegetais já parcialmente bioestabilizados, com elevada capacidade de tamponamento.

Em função da capacidade de tamponamento do processo, a relação ácidos graxos voláteis/alcalinidade total variou de 0,49 a 0,04, demonstrando que a alcalinidade a bicarbonatos sempre predominou no sistema, criando condições favoráveis para o aumento da eficiência de bioestabilização da massa de DQO (Metcalf & Eddy, 2003).

Inicialmente, a DQO no lixiviado produzido nos primeiros 15 dias de monitoramento esteve em torno de 22.600 mg L<sup>-1</sup>, sendo reduzida ao longo do tempo e chegando a alcançar 800 mg L<sup>-1</sup> aos 270 dias. Analisando-se o aspecto da mineralização do lixiviado durante o período de monitoramento, constatou-se que a relação DBO<sub>5</sub>/DQO se manteve, de

início, no patamar de 0,8, decrescendo para 0,26 aos 270 dias de monitoração. O valor da relação  $DBO_5/DQO$  pode ser interpretado como um indicativo do grau de bioestabilização ou não de terminado tipo de resíduo (Metcalf & Eddy, 2003). A relação  $AGV/AT$  apresentava, de início, magnitude de 0,5, sendo progressivamente reduzida em função do equilíbrio estabelecido no processo de bioestabilização, em que ocorre o consumo de diversas espécies de substâncias ácidas para subprodutos intermediários. Observa-se, ao término do período de monitoramento, que o lixiviado apresentava características de efluente mineralizado, com baixa relação  $DBO_5/DQO$  e  $AGV/AT$ , tornando-se um efluente com características recalcitrantes. O processo de mineralização do lixiviado pode estar associado diretamente ao consumo pelos microrganismos de materiais de fácil bioestabilização presentes nos resíduos sólidos orgânicos, tais como as proteínas e carboidratos, restando apenas os constituintes químicos de difícil degradação, a exemplo da celulose, que demandam um período de tempo maior para serem bioestabilizados (Kashyap et al., 2003). Pode-se argumentar, ainda, que com o processo de colmatção do leito filtrante do reator, uma parte do material orgânico presente no lixiviado, pode ficar retida no leito, favorecendo ainda mais a mineralização do lixiviado.

Um dos aspectos problemáticos do líquido lixiviado é a elevada concentração de nitrogênio amoniacal, tendo-se encontrado valores com magnitudes de até  $1.300 \text{ mg L}^{-1}$ , o que poderá funcionar como fator limitante quando se objetiva tratar biologicamente este resíduo.

Analisando-se o comportamento da variação temporal das relações  $DBO_5/DQO$  e  $NH_3/NTK$ , pode-se constatar que até os 35 dias de monitoramento as relações  $DBO_5/DQO$  e  $NH_3/NTK$  se situaram no mesmo patamar de magnitude; após este período, referidas relações apresentaram comportamento inverso, chegando aos 200 dias com relação  $DBO_5/DQO$  de 0,20 e a relação  $NH_3/NTK$  no patamar de 0,90 significando que, com o processo de mineralização do lixiviado, a fonte de energia e a possibilidade de conversão de  $NH_3$  em outra forma de nitrogênio, foram sendo reduzidas.

**Fração gasosa.** Durante os 270 dias de monitoramento o reator anaeróbio em batelada produziu  $30,2 \text{ m}^3$  de biogás, com percentual médio de gás metano de 60%, significando que a produção de gás metano foi de  $18,10 \text{ m}^3$ ; portanto, para uma massa de DQO aplicada de 169,7 kg, a taxa de produção de gás metano foi de  $0,10 \text{ Nm}^3 \text{ CH}_4 \text{ kg}^{-1} \text{ DQO}_{\text{aplicada}}$ ; do ponto de vista quantitativo, diz-se que a taxa de produção de gás metano foi limitada, haja vista a eficiência de transformação de massa de DQO ter sido de apenas 37%, muito abaixo, portanto, da esperada; no geral, algumas hipóteses podem ser levantadas sobre este fato: em primeiro lugar, o substrato alimentado ao reator continha em média 20% de massa de resíduo já parcialmente bioestabilizado; além disso, tratando-se de resíduos sólidos vegetais, com percentual de celulose elevado, o tempo de monitoramento de 270 dias e o percentual de umidade de 80% podem não ter propiciado ao substrato, condições necessárias para que se alcançassem um percentual maior de transformação de massa de DQO (Palmowshi & Muller, 2000).

## Reator Anaeróbio Compartimentado

**Fração sólida.** Encontram-se, na Tabela 4, os dados da caracterização química da massa “*in natura*” do substrato composto por resíduos sólidos vegetais e lodo de esgoto sanitário, utilizado para alimentação do reator. Observa-se que o substrato era constituído de apenas 5% (percentagem em peso) de sólidos totais, isto é, 1850 kg de substrato, em que apenas 92,5 kg correspondiam ao material sólido; da fração de sólidos totais, 76,0% eram, em média, constituídos de materiais sólidos voláteis que apresentavam possibilidade de serem mais facilmente biotransformados. Os resíduos sólidos urbanos utilizados apresentaram, sempre, característica ligeiramente ácida e, quando da mistura com lodo de esgoto sanitário, a tendência sempre foi haver um acréscimo no pH do substrato, haja vista o lodo apresentar valores de pH sempre superiores a 7,0; mesmo assim, o substrato preparado e utilizado indicou valores de pH menores que 6,0; o substrato mostrou, em sua constituição química, 38,5% (percentagem em peso) de massa de DQO; a relação C/N se situou em uma faixa abaixo da recomendável, que é de 20 a 30; mesmo assim, não se verificou efeito adverso ao processo de bioestabilização (Luna, 2003).

**Tabela 4.** Caracterização física e química do substrato utilizado no reator anaeróbio compartimentado

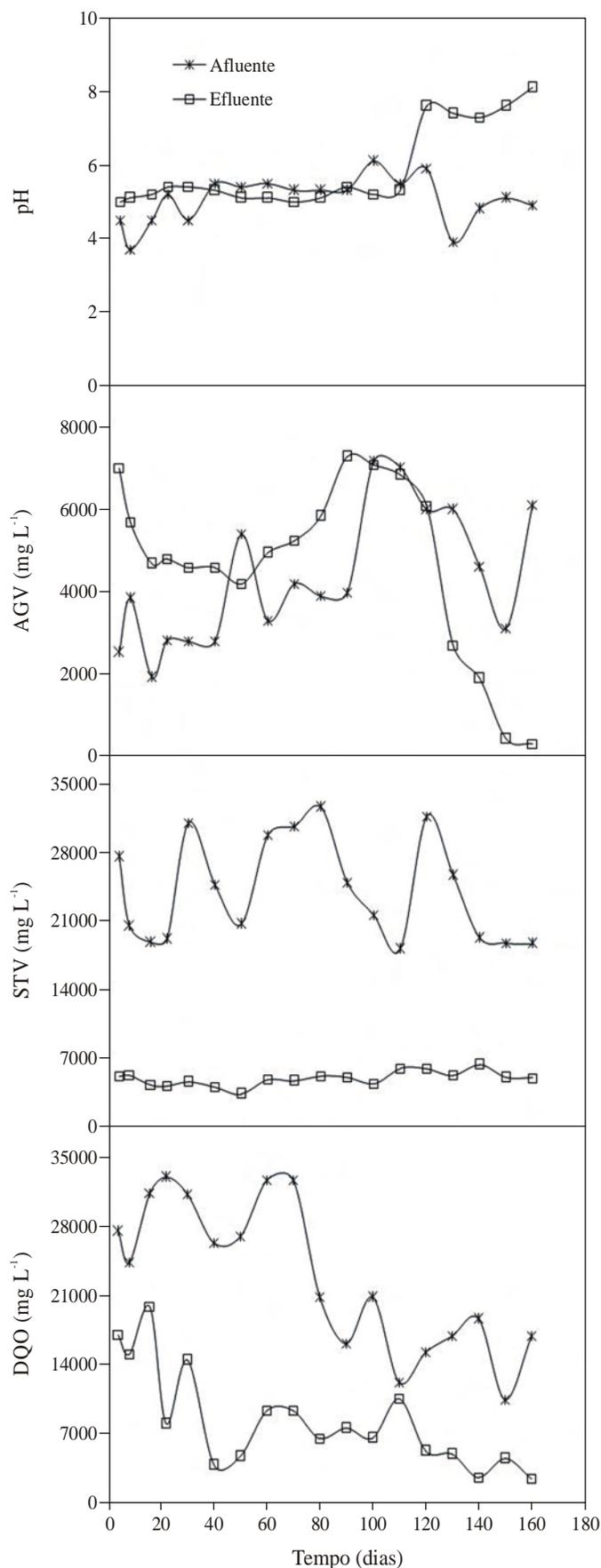
Parâmetros*	Magnitude
TU (%)	95,0
ST (%)	5,0
STF (% ST)	24,0
STV (% ST)	76,0
COT (% ST)	42,2
NTK (% ST)	3,5
DQO (% ST)	38,5
Relação C/N	12,1
Alcalinidade Total ( $\text{gCaCO}_3 \text{ L}^{-1}$ )	6,6
Ácidos Graxos Voláteis ( $\text{gH}_{\text{AC}} \text{ L}^{-1}$ )	7,4
pH	5,6

\* DQO demanda química de oxigênio; TU teor de umidade; ST sólidos totais; STV sólidos totais voláteis; COT carbono orgânico total; NTK nitrogênio total Kjeldahl; PT fósforo total; C/N carbono/nitrogênio

**Fração líquida.** Na Figura 4 se apresenta a variação temporal do pH, AGV, STV e DQO no material afluente e efluente do reator anaeróbio compartimentado.

O material afluente era constituído, basicamente, de resíduos sólidos vegetais devidamente triturados e diluídos em solução líquida até atingir concentração média de 5% de sólidos totais; os valores de pH variaram de 3,7 a 6,1 durante todo o período de monitoramento do reator; no material efluente os valores do pH sempre se mantiveram em torno de 5,0, até o período de operação de 118 dias; constatou-se após este tempo, uma elevação brusca nos valores do pH chegando a atingir valores acima de 7,5; esta elevação do pH está associada ao efeito tamponante proporcionado pelo processo de bioestabilização dos resíduos sólidos orgânicos, constituído por várias espécies químicas presentes nos resíduos sólidos vegetais e no líquido de preparação do substrato (Bouallagui et al., 2003).

Verifica-se, no substrato, que a concentração de ácidos graxos voláteis variou de  $1.920$  a  $10.350 \text{ mg H}_{\text{AC}} \text{ L}^{-1}$ ; a ampla



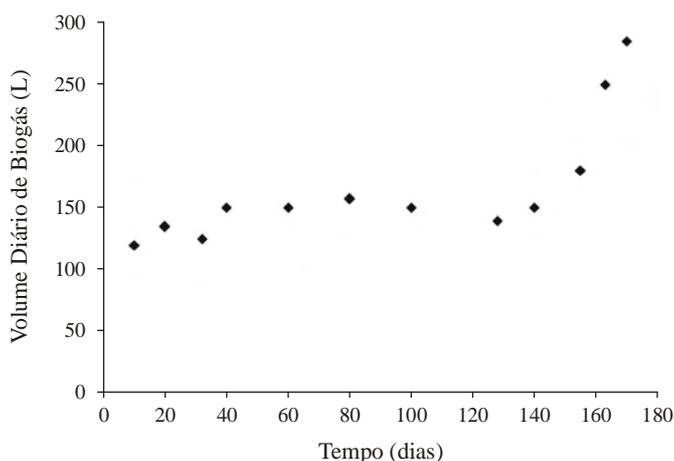
**Figura 4.** Variação temporal do pH, ácidos graxos voláteis (AGV), sólidos totais voláteis (STV) e demanda química de oxigênio (DQO) no afluente e efluente do reator anaeróbio compartimentado

variação da concentração de ácidos graxos voláteis se deve, muito provavelmente, à heterogeneidade apresentada pelos resíduos sólidos vegetais coletados em centrais de abastecimento e em diversos estabelecimentos que, em geral, comercializam diversificados tipos de frutas e verduras; com relação ao material efluente, nos 120 primeiros dias de monitoramento a concentração de ácidos graxos variou de 4.200 a 10.500 mg  $H_{AC} L^{-1}$ , justificando os valores do pH apresentados pelos líquidos efluentes, durante este mesmo período; decorridos os 120 primeiros dias, constatou-se uma redução brusca da concentração de ácidos graxos voláteis, tendo-se alcançado valores de 300 mg  $H_{AC} L^{-1}$  (Luna, 2003).

Em geral, resíduos sólidos vegetais apresentam elevado percentual de material orgânico; no caso específico deste trabalho, em que o substrato era constituído de uma mistura com concentração média de 40.000 mg  $ST L^{-1}$ , a concentração de sólidos totais voláteis variou de 18.750 a 32.670 mg  $STV L^{-1}$ ; no material efluente a concentração de sólidos totais voláteis variou 3.274 a 6.200 mg  $STV L^{-1}$ , indicando uma expressiva eficiência de retenção de sólidos totais voláteis no interior do reator, podendo proporcionar, conseqüentemente, uma taxa satisfatória de produção de biogás e de gás metano.

Verifica-se, no substrato, que a concentração de DQO variou de 10.400 a 33.000 mg  $O_2 L^{-1}$  e no material efluente a redução da concentração de DQO foi diretamente proporcional ao tempo de operação do reator; aos 160 dias a concentração de DQO do material efluente era de aproximadamente 2.400 mg  $O_2 L^{-1}$ .

**Fração gasosa.** A quantidade de biogás produzida durante o processo de bioestabilização anaeróbia do material orgânico foi medida continuamente e os valores da produção diária de biogás são apresentados na Figura 5.



**Figura 5.** Produção diária de biogás no reator anaeróbio compartimentado

Verifica-se que até os 120 dias não ocorreram grandes oscilações de produção diária de biogás sendo quantificados valores de 120 a 160 L biogás por dia; após este período, a produção diária de biogás passou a crescer de forma mais acentuada, chegando a alcançar valores da ordem de 280 litros por dia, após cerca de 170 dias de operação do reator; este aumento da produção diária de biogás foi,

provavelmente, função da biomassa acumulada no interior do reator, do estado de equilíbrio dinâmico alcançado pelo processo de bioestabilização e também da temperatura ambiente. Objetivando-se, ainda, avaliar o potencial energético do processo de bioestabilização de resíduos sólidos orgânicos, estudou-se a relação  $\text{CH}_4/\text{CO}_2$  do biogás produzido; teoricamente, sabe-se que quando esta relação atinge valor médio de 1,5, o processo de tratamento anaeróbio alcança o estado de equilíbrio dinâmico; condições em que o biogás produzido pelo processo de bioestabilização anaeróbia da matéria orgânica, contém em média 60 % de metano e 40% de dióxido de carbono (Leite, 1997); portanto, neste trabalho o biogás inicialmente produzido apresentou relação  $\text{CH}_4/\text{CO}_2$  de 0,10, seguida de acréscimo gradual até alcançar o patamar de 1,5 após 150 dias de monitoramento, proporcionando uma taxa de produção de gás metano de  $0,25 \text{ Nm}^3 \text{ CH}_4 \text{ kg}^{-1} \text{ DQO}_{\text{alimentada}}$ .

### CONCLUSÕES

1. Os resíduos sólidos orgânicos oriundos de feiras livres e centrais de abastecimento, apresentam característica ligeiramente ácida e elevado percentual de sólidos totais voláteis. Para o ajuste da umidade para 5% (percentagem em peso) dos resíduos sólidos orgânicos, poderá ser utilizado esgoto doméstico incorporando ao substrato, elementos com características tamponantes.

2. O lixiviado do processo de bioestabilização de resíduos sólidos orgânicos apresenta características favoráveis ao tratamento biológico, mas somente até os 100 primeiros dias de operação; decorrido este período, o lixiviado passa a apresentar expressivo índice de recalcitrância em relação à baixa concentração de  $\text{DBO}_5$  e à elevada concentração de nitrogênio amoniacal.

3. O tratamento anaeróbio de resíduos sólidos orgânicos com baixa concentração de sólidos em reator anaeróbio compartimentado (RAC) propicia redução média de sólidos totais voláteis de 85%, sob as condições estudadas neste trabalho. Da fração de sólidos totais voláteis retidos no interior do reator, parte é convertida para biogás e o restante se transforma em material parcialmente bioestabilizado, podendo ser convertido em biossólidos e aplicado em solos agrícolas.

4. O tratamento anaeróbio de resíduos sólidos orgânicos de origem vegetal misturados a lodo de esgotos, apresenta-se como técnica promissora, além de produzir material bioestabilizado para ser utilizado como insumo agrícola.

### AGRADECIMENTOS

Os autores deste trabalho agradecem ao CNPq e à FINEP/PROSAB, o financiamento desta pesquisa, no que concerne aos recursos de custeio, capital e a bolsas de PQ, AT e IC concedidas.

### LITERATURA CITADA

- APHA – American Public Health Association. Standard methods for the examination of water and wastewater. 18.ed. Washington: APHA, 1995. 1193p.
- Bitton, G. Wastewater microbiology. New York: John Wiley & Sons. 1994. 478p.
- Bouallagui, H.; Ben Cheikh, R.; Marouani, L. E.; Hamdi, M. Mesophilic biogas production from fruit and vegetable waste in a tubular digester. *Bioresource Technology*, v.86, p.85-89, 2003.
- Dantas, A. M. M. Tratamento anaeróbio de resíduos sólidos orgânicos com alta concentração de sólidos. Campina Grande: UFPB/UEPB/PRODEMA, 2003, 70p. Dissertação Mestrado
- Halvadakis, C. P. Methanogenesis in solid waste landfill bioreactors. Stanford: Stanford University, 1983, 252p. PhD Dissertation
- Kashyap, D. R.; Dadhich, K. S. E.; Sharma, S. K. Biomethanation under psychrophilic conditions: A review. *Bioresource Technology*, v.87, p.147-153, 2003.
- Lay, J. J.; Li, Y. Y.; Noike, T.; Endo, J.; Ishimoto, S. Analysis of environmental factors affecting methane production from high-solid organic waste. *Water Science Technology*, v.36, p.493-500, 1998.
- Leite, V. D. Processo de tratamento anaeróbio de resíduos sólidos urbanos inoculados com lodo de esgoto industrial. São Carlos: EESC/USP, 1997, 190p. Tese Doutorado
- Leite, V. D.; Lopes, W. S.; Sousa, J. T.; Athayde Jr., G. B.; Silva S. A.; Sousa, M. A. Influência da umidade na digestão anaeróbia de resíduos sólidos. In: Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental, v.28, 2002, Porto Alegre. Anais... Porto Alegre: AIDIS. CD-Rom.
- Luna, M. L. D. Tratamento anaeróbio de resíduos sólidos orgânicos para pequenas comunidades. Campina Grande: UFPB/UEPB/PRODEMA, 2003, 75p. Dissertação Mestrado
- Metcalf & Eddy, Inc. Wastewater engineering: Treatment, disposal, reuse. 3.ed. Singapore: McGraw-HILL. 1991. 920p.
- Palmowshi, L. M.; Muller, J. A. Influence of the size reduction of organic waste on their anaerobic digestion. *Water Science Technology*, v.41, p.155-162, 2000.
- Tchobanoglous, G. T.; Theisen, H.; Vigil, S. A. Solid waste: Engineering principle and management issues. New York: McGraw-Hill Book Company, 1993. 621p.