

## INFLUÊNCIA DA GRANULOMETRIA E DA CONCENTRAÇÃO DE SÓLIDOS TOTAIS NA CODIGESTÃO ANAERÓBIA DE RESÍDUOS ORGÂNICOS

Crislânne Lemos Viriato<sup>1</sup>, Valderi Duarte Leite<sup>2</sup>, José Tavares de Sousa<sup>3</sup>,  
Wilton Silva Lopes<sup>4</sup>, Elaine Gurjão de Oliveira<sup>5</sup> e Hélio Sidney Guimarães<sup>6</sup>

**Resumo:** *Dentre as possibilidades de tratamento dos resíduos sólidos urbanos, a co-digestão anaeróbia apresenta-se como uma alternativa. Alguns fatores influenciam na eficiência do processo como a granulometria e a concentração de sólidos totais (CST) presentes nos resíduos a serem tratados. Neste trabalho estudou-se a influência desses dois fatores na bioestabilização anaeróbia. O sistema experimental foi constituído de 27 reatores anaeróbios com capacidade de 2 L. As granulometrias investigadas foram 1,68; 2,00 e 3,36 mm e as CST foram 29,25; 39,83 e 50,50 gST/ L e o período de monitoramento foi de 200 dias. Os resultados apontaram que, dentre as condições estudadas, o tratamento que melhor favoreceu o processo foi o substrato com menor granulometria e menor CST, obtendo-se eficiência de remoção de 37,77 % de DQO<sub>apl</sub>, 37,49 % de STV e 32,60 % de NTK, com taxa média aproximada de biogás de 17mL de biogás/gDQO<sub>apl</sub>. Portanto, constatou-se que, a taxa de produção de biogás é inversamente proporcional a granulometria, quando submetidos à co-digestão anaeróbia de resíduos sólidos orgânicos e lodo de esgoto.*

**Palavras-chave:** Digestão anaeróbia. Resíduos vegetais. Lodo de esgoto. Produção de biogás.

### 1 Introdução

O crescimento desordenado da população mundial aliado à expansão dos grandes centros urbanos tem provocado uma série de problemas, principalmente, os de ordens sócio-econômicas e ambientais. Com o tempo, os aspectos qualitativos e quantitativos dos produtos e bens necessários à sobrevivência da população aumentaram consideravelmente. Frente a esta situação o homem desenvolveu de forma progressiva, técnicas cada vez mais sofisticadas de intervenção, aprimoramento e domínio dos recursos naturais, aumentando e diversificando a quantidade de resíduos sólidos urbanos provenientes das suas atividades diárias.

Dentre as inúmeras atividades humanas, destacam-se as que causam grandes impactos ambientais, como a disposição inadequada dos resíduos no meio

ambiente, principalmente a céu aberto, alterando assim a qualidade do ar, do solo e dos recursos hídricos, além de trazer elevados riscos à saúde da população (LIMA, 2004). As soluções inerentes aos problemas advindos da disposição inadequada de resíduos estão vinculadas a sua reutilização, reaproveitamento, coleta seletiva, reciclagem e ao tratamento específico para cada tipo de resíduo sólido urbano. Tais soluções geram economia de recursos naturais, produção e aproveitamento de energia, além de diminuir consideravelmente a quantidade de resíduos sólidos urbanos lançados no meio ambiente, bem como gerar emprego e renda para a população.

No Brasil são coletadas diariamente cerca de 260 mil toneladas de resíduos sólidos urbanos (RSU), sendo que 50,8% (em peso) tem destinação final em lixões, 22,5% em aterros controlados e 27,7% em

<sup>1</sup>E-mail: lannyhalemos@hotmail.com

<sup>2</sup>E-mail: valderileite@uol.com.br

Universidade Estadual da Paraíba, Centro de Ciências e Tecnologia, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. Avenida: Floriano Peixoto, Bodocongó, CEP: 58100-000, Campina Grande, PB, Brasil.

<sup>3</sup>E-mail: jtides@uol.com.br

<sup>4</sup>E-mail: wilton@uepb.edu.br

<sup>5</sup>E-mail: linnegdo@hotmail.com

<sup>6</sup>E-mail: helio.sidney@hotmail.com

aterros sanitários (IBGE, 2010). Portanto, faz-se necessário a implantação de programas de gerenciamento dos RSU nos municípios a fim de reduzir os possíveis impactos sociais, econômicos e ambientais. Os resíduos sólidos urbanos são constituídos por cerca de 50% de resíduos sólidos orgânicos, matéria orgânica putrescível que é passível de fermentação e o restante por materiais recicláveis e resíduos inertes (CASADO et al., 2010). Quando descartados de maneira inadequada, os resíduos sólidos orgânicos putrescíveis sofrem degradação por ação de microrganismos, acarretando com isso a geração de percolato, consequentemente, poluindo o solo, o ar e a água.

Objetivando a redução do grande volume de resíduos sólidos orgânicos descartados inadequadamente no meio ambiente faz-se necessária a aplicação de métodos de tratamentos. Destaca-se como alternativa o processo de digestão anaeróbia, através do qual os componentes químicos, tais como dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ), nitratos ( $\text{NO}_3^-$ ) e sulfatos ( $\text{SO}_4^{2-}$ ) são utilizados como aceptores finais de elétrons. Há ainda bactérias facultativas, que se desenvolvem tanto na presença como na ausência de oxigênio molecular livre (LUNA et al., 2009). No tratamento biológico anaeróbio, são utilizadas bactérias anaeróbias para decomposição das substâncias orgânicas presentes no efluente. Para Dantas et al. (2002), a digestão anaeróbia é um processo biológico que pode ser utilizado para tratar resíduos sólidos, que ocorre na ausência de oxigênio molecular livre e que devido à interação de diversas espécies de microrganismos entre si, de forma simbiótica, convertem compostos orgânicos complexos em  $\text{CH}_4$  e outros compostos ( $\text{CO}_2$ ,  $\text{N}_2$ ,  $\text{NH}_3$ ,  $\text{H}_2\text{S}$ ), traços de outros gases e ácidos orgânicos de baixo peso molecular.

A digestão anaeróbia dos resíduos sólidos consiste num processo de conversão da matéria orgânica através de microrganismos anaeróbios e facultativos, onde ocorre a mineralização parcial do carbono e produção de biogás em sua maioria, oferecendo uma alternativa de substituição de combustíveis fósseis, minimizando assim os efeitos causados pelos gases estufas. Para que ocorra o processo de conversão da matéria orgânica pela digestão anaeróbia são necessárias quatro fases distintas: hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese.

Na hidrólise ocorre a conversão do material particulado em compostos dissolvidos de menor peso molecular, ou seja, conversão do material orgânico particulado complexo em compostos dissolvidos mais simples, que podem atravessar as paredes celulares das bactérias (BARCELOS, 2009). A acidogênese remete a fase em que os compostos dissolvidos gerados no processo de hidrólise são absorvidos nas células das bactérias fermentativas e após esta etapa são excretados como substâncias orgânicas simples como ácidos graxos voláteis de cadeias curtas (AGV), alcoóis, ácido láctico e compostos minerais. Na fase de acetogênese ocorre a conversão dos produtos gerados na acidogênese em compostos que formam os substratos para a produção de metano. De acordo com Chaudhary (2008), na acetogênese, ocorrerá a digestão das moléculas simples geradas na etapa da acidogênese para produzir  $\text{H}_2$ ,  $\text{CO}_2$  e principalmente, acetato, que são os substratos para formação de  $\text{CH}_4$  na fase seguinte, chamada de metanogênese, fase em que ocorre a geração de  $\text{CH}_4$  e  $\text{CO}_2$  através das bactérias acetotróficas, e hidrogenotróficas. Ressalta-se que, todas estas fases são mediadas por microrganismos específicos e enzimas sintetizadas pelos mesmos.

Segundo Picanço et al. (2004), o processo de digestão anaeróbia se baseia no rendimento da atividade microbiana, principalmente, dos microrganismos anaeróbios metanogênicos que, através de seu metabolismo, transformam a matéria orgânica em produtos combustíveis como gás metano e hidrogênio e em um composto utilizável como condicionador do solo. A bioestabilização da matéria orgânica por digestão anaeróbia sofre a influência de alguns fatores, dentre eles a granulometria e a concentração de sólidos totais. A granulometria refere-se ao tamanho da partícula que influencia principalmente a fase de hidrólise. Para Teixeira et al. (2009) se a matéria orgânica a ser hidrolisada apresenta-se em partículas menores, estas serão teoricamente mais facilmente hidrolisadas, favorecendo as etapas seguintes do processo de digestão anaeróbia.

Para Sanders et al. (2001) a redução do tamanho das partículas de resíduos orgânicos é benéfica para a hidrólise, consequentemente favorece as etapas sequenciais da digestão anaeróbia, fato que pode ser parcialmente atribuído ao aumento

da área de superfície de contato disponível do substrato, onde os microrganismos se aderem, aumentando assim a biodegradação do material orgânico. O processo de biodegradação anaeróbia da fração orgânica dos resíduos sólidos depende da distribuição granulométrica da matéria prima utilizada como substrato, portanto com redução da granulometria do substrato a área de superfície de contato usada pelos microrganismos anaeróbios será aumentada, implicando numa maior taxa de produção de biogás (ESPOSITO; FRUNZO; PIROZZI, 2011).

Segundo Menardo, Airoidi e Bolsari (2012) o pré-tratamento mecânico aplicado a redução do tamanho das partículas dos subprodutos agrícolas usados como substrato na biodigestão anaeróbia, aumentou a produção de metano em mais de 80%, assim como o pré-tratamento térmico que aumentou em mais de 60%. González-Fernández, León-Cofreces e García-Encina (2008), estudando o processo de bioestabilização de resíduos de suínos, que é considerado um resíduo de reduzida biodegradabilidade, a redução da granulometria promoveu substancial aumento da taxa de produção de biogás. Portanto, o objetivo principal deste trabalho foi estudar a influência de três diferentes tamanhos de partículas e de concentrações de sólidos totais no processo de co-digestão anaeróbia de resíduos sólidos vegetais mais lodo anaeróbio de esgoto sanitário.

## 2 Material e métodos

Os resíduos sólidos vegetais (RSV) foram constituídos de restos de frutas e verduras, coletados na Empresa Paraibana de Abastecimento e Serviços Agrícolas (EMPASA), localizada na cidade de Campina Grande-PB, enquanto que o lodo anaeróbio foi coletado em um reator UASB tratando esgoto doméstico, produzido pela população da cidade de Campina Grande-PB. O reator UASB tinha um volume de 12L, tendo operado com tempo de detenção hidráulico (TDH) de 8 horas.

Após os procedimentos de coleta e caracterização física, os resíduos sólidos vegetais foram submetidos ao processo de trituração, com o auxílio de um triturador de resíduos orgânicos da marca Trapp-TR 2000. Posteriormente, foram misturados com lodo anaeróbio de esgoto sanitário. O substrato foi preparado a partir da mistura de

48 kg de RSV e 12 kg de lodo anaeróbio, obtendo-se proporção de 80 % de RSV para 20 % de lodo em base úmida, proposta por Leite et al. (2004). A proporção adotada tem como finalidade facilitar o ajuste do teor de umidade, o estabelecimento do equilíbrio de nutrientes, aumentar a densidade bacteriana dentre outras, fatores que têm como vantagem tratar ao mesmo tempo dois ou mais tipos diferentes de resíduos.

Foi feito o planejamento experimental tipo fatorial completo, utilizando o software estatístico Minitab 15 para a análise dos resultados. Foram estudados três níveis de granulometrias e de concentrações de sólidos totais. Com isso, nove tratamentos foram delineados, em triplicata, totalizando vinte e sete reatores anaeróbios em batelada. As peneiras utilizadas neste estudo possuíam aberturas de malhas de 1,68; 2,00 e 3,36 mm e as concentrações de sólidos totais (CST) dos substratos preparados foram de 29,25; 39,83 e 50,50 gST/L. Definidas as granulometrias dos substratos, os mesmos foram submetidos ao ajuste do teor de umidade de 20%, objetivando atingir as concentrações de sólidos totais desejadas. Para obter as concentrações desejadas, os substratos foram diluídos com esgoto sanitário, cujo volume necessário para o ajuste foi estimado aplicando-se a equação 1.

$$V_{\text{Esgoto}} = M_{R(\text{UC})} - M_{R(\text{BU})} \quad (1)$$

Sendo:

$M_{R(\text{BU})}$ : massa do resíduo em base úmida (kg);

$M_{R(\text{UC})}$ : massa do resíduo com umidade corrigida (kg);

$V_{\text{ESGOTO}}$ : massa de esgoto necessária (kg).

Concluído o ajuste do teor de umidade e da respectiva concentração de sólidos para cada substrato, os mesmos foram submetidos ao ajuste do pH antes da alimentação dos reatores. Frente as características de alguns RSV, o pH inicial dos substratos situou-se entre 4,1 a 4,3, sendo necessário corrigi-los a fim de favorecer o processo de digestão anaeróbia que requer uma faixa em torno de 6,5 a 7,0. Para isso utilizou-se bicarbonato de sódio de pureza analítica (PA).

As granulometrias e as concentrações de sólidos totais que definiram os nove diferentes tratamentos estão apresentadas na Tabela 1.

**REA – Revista de *estudos ambientais* (Online)**  
**v.17, n. 1, p. 6-15, jan./jun. 2015**

**Tabela 1 - Granulometrias e concentrações de sólidos totais dos tratamentos utilizados**

Tratamentos	Granulometrias (mm)	Concentrações de sólidos(g/L)
G1ST1	1,68	29,25
G2ST1	2,00	29,25
G3ST1	3,36	29,25
G1ST2	1,68	39,83
G2ST2	2,00	39,83
G3ST2	3,36	39,83
G1ST3	1,68	50,50
G2ST3	2,00	50,50
G3ST3	1,68	50,50

**Legenda:** G1 (1,68mm), G2 (2,00mm), G3 (3,36mm); ST1 (29,25gST/L), ST2 (39,83 gST/L), ST3 (50,50 gST/L).

Fonte: Autores (2014)

Antes da alimentação dos reatores, efetuou-se a caracterização química dos substratos para os parâmetros de sólidos totais (ST), sólidos totais voláteis (STV), demanda química de oxigênio (DQO), pH, alcalinidade total (AT) e nitrogênio total Kjeldahl (NTK). As determinações analíticas foram realizadas de acordo com o Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 2012), com exceção da determinação da alcalinidade total e dos ácidos graxos voláteis (AGV) que seguiram os métodos propostos por Dilallo e Albertson (1961). O sistema experimental foi monitorado por um período de 200 dias e o

volume de biogás produzido em cada reator era quantificado diariamente com o auxílio de um manômetro de tubo “U”.

### 3 Resultados e discussão

#### 3.1 Caracterização química dos substratos

Na Tabela 2 são apresentados os dados relativos à caracterização química das frações semissólidas correspondentes aos substratos utilizados para alimentar os reatores.

**Tabela 2 – Caracterização dos parâmetros químicos para os diferentes tipos de substratos utilizados para alimentar os reatores**

Parâmetros químicos	Substratos (G1ST1/G2ST1/G3ST1)	Substratos (G1ST2/G2ST2/G3ST2)	Substratos (G1ST3/G2ST3/G3ST3)
ST (g/L)	29,25	39,83	50,50
STV (g/L)	18,75	24,78	30,94
DQO (g/L)	28,54	34,83	45,60
pH	6,2	6,2	6,2
AT (g/L)	8,29	8,84	9,20
NTK (g/L)	0,46	0,58	0,79

**Legenda:** G1 (1,68mm), G2 (2,00mm), G3 (3,36mm); ST1 (29,25gST/L), ST2 (39,83 gST/L), ST3 (50,50 gST/L).

Fonte: Autores (2014)

Analisando-se os dados apresentados na Tabela 2, pode ser constatado que foram preparados substratos com concentração de sólidos totais (CST) de 29,25, 39,83 e 50,50 gST/L, com isso os valores obtidos referentes a DQO foram de 28,54, 34,83 e 45,60 g/L respectivamente.

Os valores das concentrações de sólidos totais foram alcançados após os substratos serem submetidos ao ajuste de teor de umidade com esgoto sanitário, conforme já apresentado anteriormente. Com relação as concentrações de STV, os diferentes tipos de substratos utilizados para alimentação dos

reatores, apresentaram concentrações superiores a 60% das concentrações de sólidos totais que foram de 18,75 gSTV/L (G1ST1/G2ST1/G3ST1), 24,78 gSTV/L (G1ST2/G2ST2/G3ST2) e 30,94 gSTV/L (G1ST3/G2ST3/G3ST3).

Para os diferentes tipos de substratos, o pH foi corrigido e ajustado para o valor de 6,2, que pode ser considerado favorável ao processo de digestão anaeróbia. Valores abaixo e aqueles acima de 7,6 podem inibir a atividade das archeas metanogênicas (PARAWIRA, 2004). Quanto aos valores da alcalinidade total, as concentrações nos diferentes tipos de substratos foram de 8,29; 8,84 e 9,20 gCaCO<sub>3</sub>/L respectivamente. Este é um parâmetro importante, pois serve como tampão, evitando assim, variações elevadas de pH. Em relação as concentrações de NTK seus valores foram de 0,46; 0,58 e 0,79 g/L respectivamente.

### 3.2 Fração gasosa: monitoramento do biogás

Na Figura 1 apresenta-se o comportamento da variação temporal da taxa de produção de biogás (volume do biogás produzido/massa de DQO<sub>aplicada</sub>) para os diferentes substratos.

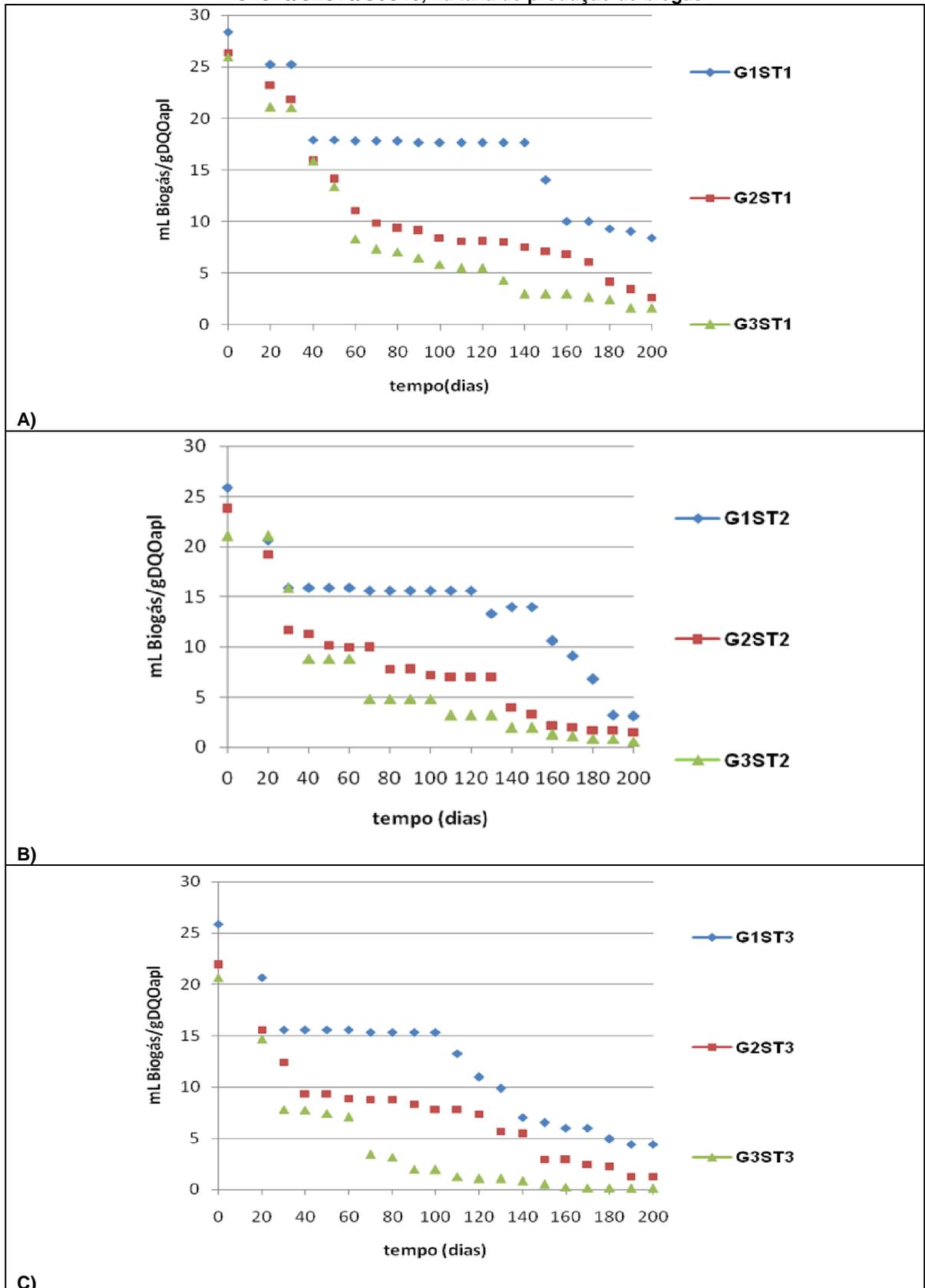
Observa-se que para o tratamento G1ST1 a taxa de produção de biogás nos primeiros 30 dias foi de aproximadamente 25 mL<sub>biogás</sub>/gDQO<sub>aplicada</sub> (Figura 1A). Entre 40 e 140 dias não foram observadas alterações significativas na taxa de produção de biogás. A partir dos 140 dias até o final do período de monitoramento, o comportamento da taxa de produção de biogás foi decrescente. Quanto às condições de tratamento G2ST1 e G3ST1, observa-se comportamento similar em relação à taxa de produção de biogás, ou seja, uma redução gradativa ao longo de todo o período de monitoramento. Verificou-se que para a CST de 29,25 gST/L(ST1) a granulometria que resultou em maior taxa de produção de biogás foi a de 1,68 mm (G1), com taxa média aproximada de 16,8 mL<sub>biogás</sub>/gDQO<sub>aplicada</sub>. Para os demais tratamentos as taxas médias foram de 11,5 mL<sub>biogás</sub>/gDQO<sub>aplicada</sub> para G2ST1 e 8,3 mL<sub>biogás</sub>/gDQO<sub>aplicada</sub> para o tratamento G3ST1.

A taxa de produção foi inversamente proporcional a granulometria do substrato, levando em conta que, a redução do

tamanho das partículas proporcionou uma maior área de superfície de contato disponível para os microrganismos, resultando em um aumento da atividade microbiana, corroborando para uma maior taxa de produção de biogás. Estudos realizados por Gonzalez-Fernandez et al. (2008), usando resíduos de suínos, mostraram que o potencial de produção de biogás, aumentou com a redução da granulometria do substrato, que promoveu uma melhor ação dos microrganismos anaeróbios, devido ao aumento da superfície de contato do substrato orgânico.

Em relação ao tratamento G1ST2 (Figura 1B), nos primeiros 20 dias de monitoramento a taxa média de produção de biogás foi de 21 mL<sub>biogás</sub>/gDQO<sub>aplicada</sub>. Entre 30 e 120 dias não foram observadas alterações significativas na taxa de produção de biogás, quando foi mantida a taxa de aproximadamente 15 mL<sub>biogás</sub>/gDQO<sub>aplicada</sub>. A partir de 160 dias até o final do período de monitoramento do sistema experimental a taxa de produção de biogás foi decrescente. Com relação ao tratamento G2ST2 pode-se observar que nos primeiros 30 dias ocorreu decréscimo na taxa de produção de biogás, obtendo-se uma média de 16 mL<sub>biogás</sub>/gDQO<sub>aplicada</sub>. Entre 50 e 70 dias a taxa de produção foi constante, com decréscimo até 75 dias. Entre 80 e 130 dias essa taxa tornou-se novamente constante, situando-se no patamar de 7,2 mL<sub>biogás</sub>/gDQO<sub>aplicada</sub>. A partir de 140 dias até o término do período de monitoramento verificou-se decréscimo na taxa de produção de biogás. Para o tratamento G3ST2, observa-se comportamento similar ao tratamento G2ST2, com intervalos constantes na taxa média de produção de biogás. O primeiro foi entre 40 e 60 dias com taxa média de 8,8 mL<sub>biogás</sub>/gDQO<sub>aplicada</sub>, o segundo ocorreu entre 70 e 100 dias com uma taxa de 4,8 mL<sub>biogás</sub>/gDQO<sub>aplicada</sub> e um terceiro intervalo que ocorreu entre 110 e 130 dias obtendo uma taxa média aproximada de 4,1 mL<sub>biogás</sub>/gDQO<sub>aplicada</sub>. Após 140 dias até o final do período de monitoramento observa-se que a taxa de produção de biogás foi descendente. Assim pode-se afirmar que a granulometria de 1,68 mm (G1) foi a que resultou em maior taxa de produção de biogás com taxa média aproximada de 13 mL<sub>biogás</sub>/gDQO<sub>aplicada</sub>. Para os demais tratamentos as taxas médias de produção de biogás foram de 8,5 e 6,3 mL<sub>biogás</sub>/gDQO<sub>aplicada</sub> respectivamente.

Figura 1 - Influência dos substratos A) (G1ST1/G2ST1/G3ST1); B) G1ST2/G2ST2/G3ST2; C) G1ST3/G2ST3/G3ST3, na taxa de produção de biogás



A granulometria é um parâmetro interveniente no processo de digestão anaeróbia, pois a redução do tamanho da partícula do substrato resulta numa maior taxa de hidrólise, consequentemente favorece as demais fases do processo, favorecendo uma maior taxa de produção de biogás. De acordo com Teixeira et al. (2009), se a matéria orgânica a ser hidrolisada apresenta-se em partículas menores, estas serão teoricamente mais facilmente hidrolisadas, favorecendo as etapas subsequentes da bioestabilização anaeróbia. Sanders et al. (2001) afirmam que a redução granulométrica de resíduos orgânicos é benéfica para a hidrólise, fato que pode ser atribuído ao aumento da área de superfície de contato disponível do substrato, onde os microrganismos se aderem, aumentando assim a degradação do material orgânico. A taxa de hidrólise pode ser afetada pela granulometria do substrato, portanto a redução do tamanho da partícula também pode contribuir com a diminuição do tempo de retenção de sólidos do biodigestor (MSHANDETE et al., 2006).

Para o tratamento G1ST3 (Figura 1 C), observou-se que, a taxa de produção de biogás foi aproximadamente 20 mL<sub>biogás</sub>/gDQO<sub>aplicada</sub> nos primeiros 20 dias de monitoramento. Entre 30 e 100 dias essa taxa não sofreu alterações significativas alcançando o patamar de 15 mL<sub>biogás</sub>/gDQO<sub>aplicada</sub>. A partir de 130 dias até o término do período de monitoramento a taxa de produção de biogás foi sendo reduzida gradativamente.

Em relação ao tratamento G2ST3 verificou-se que nos primeiros 30 dias a taxa de produção de biogás foi descendente ficando em cerca de, 15 mL<sub>biogás</sub>/gDQO<sub>aplicada</sub>. Entre 50 e 120 dias essa taxa obteve comportamento praticamente constante que foi de 8,3 mL<sub>biogás</sub>/gDQO<sub>aplicada</sub>. Após 140 dias até o final do período de monitoramento a taxa de produção de biogás foi decrescente. Quanto ao tratamento G3ST3, observou-se que a taxa de produção de biogás decresceu significativamente passando de 20,6 para 7,8 mL<sub>biogás</sub>/gDQO<sub>aplicada</sub> nos primeiros 30 dias de monitoramento. A partir deste ponto até 60 dias a taxa produção foi constante. De 70 dias até o final do período de monitoramento essa taxa foi decrescente. Para concentração de sólidos totais de 50,50 gST/L a maior taxa de produção de biogás foi para a menor granulometria (1,68 mm) com cerca de, 11,4 mL<sub>biogás</sub>/gDQO<sub>aplicada</sub>. Para os demais tratamentos, as taxas de

produção de biogás foram 7,5 e 4,0 mL<sub>biogás</sub>/gDQO<sub>aplicada</sub> respectivamente. Portanto, para este estudo pode-se afirmar que quanto maior a CST e maior granulometria do substrato menor a taxa de produção de biogás.

Para verificar a existência de diferença significativa entre os valores do efeito das granulometrias dos substratos na taxa de produção de biogás, foram realizadas as análises estatísticas ANOVA para as diferentes condições de tratamentos estudados, cujos valores de F que foram de 98,03, 98,71 e 125,26 foram superiores aos valores de F<sub>crítico</sub> que foram 3,05, 3,01 e 3,13, respectivamente, constatando-se que os resultados demonstraram a existência de diferença significativa. Devido às análises estatísticas apresentarem diferenças significativas entre os três tratamentos estudados, foram realizados seus respectivos testes de Tukey. Com base nos resultados obtidos após o teste, observou-se a existência de três grupos distintos A, B e C nos três diferentes tratamentos estudados, constatando-se que existem diferenças significativas nos resultados analisados para o intervalo de confiança de 95%. Constatou-se que a redução granulométrica do substrato orgânico tem efeito significativo na taxa de produção de biogás, portanto, quanto menor a granulometria do substrato maior é a taxa de produção de biogás.

### 3.3 Caracterização química dos substratos parcialmente bioestabilizados

Na Tabela 3 são apresentados os dados quantitativos advindos da caracterização química da massa parcialmente bioestabilizada descarregadas dos reatores.

Constatou-se que os valores da concentração de sólidos totais apresentados na Tabela 3 foram reduzidos em todos os tratamentos estudados, porém, a remoção mais significativa foi para o tratamento G1ST1, que foi de 20,96 g/L (eficiência de 28,34% de remoção) e, a menor remoção foi para o tratamento G3ST3, que foi de 46,07 g/L (eficiência de 8,77% de remoção). O mesmo foi observado para as concentrações de sólidos totais volatéis, obtendo maior redução de 11,70 g/L (eficiência de 37,60% de remoção) para a condição de tratamento G1ST1 e a menor redução de 27,54 g/L (eficiência de 10,98% de remoção) foi observado para o tratamento G3ST3.

**REA – Revista de *estudos ambientais* (Online)**  
**v.17, n. 1, p. 6-15, jan./jun. 2015**

Quanto aos valores referentes a DQO, constatou-se que a maior redução foi para a condição do substrato G1ST1 que foi de 17,76 g/L (eficiência de 27,18% de remoção) e o substrato que apresentou a menor remoção foi G3ST3, que obteve uma concentração de 40,63 g/L (eficiência de 10,89% de remoção). Com o substrato a 29,25 g ST/L (ST1) a eficiência de degradação da matéria orgânica dos resíduos sólidos vegetais utilizados neste estudo foi significativa para a granulometria 1,68mm (G1). A eficiência de remoção de DQO pode ser atribuída à redução do tamanho da partícula que favorece demasiadamente o processo de digestão anaeróbia. Para os valores de pH observou-se que houve uma redução em todas as

condições de tratamento propostas para este estudo, sendo obtido menor valor para o substrato G1ST1 que foi de 5,1. O maior valor de pH para o período de monitoramento do sistema experimental foi de 5,6 para o substrato G3ST3. Embora o valor de pH nos biodigestores é susceptível a diminuição devido a formação de ácidos graxos volatéis, pode-se dizer que nas condições de tratamento estudadas não houve diminuição expressiva do pH que pudesse vir a afetar o funcionamento do sistema, pois mesmo com a redução do pH não houve aumento na concentração de AGV, haja vista que o aumento deste parâmetro pode afetar o desenvolvimento dos microrganismos que participam do processo de digestão anaeróbia.

**Tabela 3 - Caracterização química dos efluentes parcialmente bioestabilizados**

Substratos Parâmetros	G1ST1	G1ST2	G1ST3	G2ST1	G2ST2	G2ST3	G3ST1	G3ST2	G3ST3
ST (g/L)	20,96	29,81	39,34	23,40	32,24	42,62	24,47	34,48	46,07
STV (g/L)	11,70	16,65	22,06	13,88	17,86	24,84	14,92	18,11	27,54
DQO (g/L)	17,76	25,21	32,46	20,13	29,55	36,42	23,56	30,25	40,63
pH	5,1	5,2	5,2	5,3	5,3	5,3	5,5	5,5	5,6
AT (g/L)	4,90	5,32	6,17	4,94	5,67	6,38	5,13	5,76	6,82
AGV (g/L)	2,25	3,15	3,51	2,36	3,27	3,67	2,58	3,31	3,75
NTK (g/L)	0,32	0,45	0,65	0,34	0,49	0,68	0,36	0,51	0,71

Legenda: G1 (1,68mm), G2 (2,00mm), G3 (3,36mm); ST1 (29,25gST/L), ST2 (39,83 gST/L), ST3 (50,50 gST/L).

Fonte: Autores (2014)

Segundo Leite et al. (2004) o valor da relação AGV/AT em sistemas anaeróbios fornece indicação sobre o estado de equilíbrio dinâmico no conteúdo do reator, tal valor deve-se situar em torno de 0,5. Para Chernicharo (2007) esta relação deve ser inferior ou igual a 0,3 para que o sistema apresente boa capacidade de tamponamento.

Neste estudo observou-se que, os valores referentes à relação AGV/AT variaram de 0,4 (substrato G1ST1) a 0,5 para os demais substratos, portanto, pode-se considerar que a relação AGV/AT deste sistema está dentro do que preconiza a literatura, ou seja, apresentou boa capacidade de tamponamento. Esses resultados mostraram que não houve acumulação de AGV nos reatores.

Em relação as concentrações de NTK observou-se que houve um decréscimo

em todos os tratamentos. A condição de tratamento que apresentou maior redução foi o substrato G1ST1 que foi de 0,32 g/L (eficiência de 30,43% de remoção) e a menor redução que foi de 0,71 g/L (eficiência de 10,12% de remoção) foi para o tratamento G3ST3.

Os resíduos sólidos vegetais são considerados materiais que apresentam baixa biodegradabilidade devido à presença de compostos como a celulose, onde a lignina (substância que une as fibras de celulose) rodeia a estrutura da celulose formando um selo que a protege, dificultando o ataque das bactérias ao substrato, assim o peneiramento resultou em partículas de pequenas dimensões e elevada área superficial, deixando o substrato disponível para a degradação bacteriana, favorecendo a remoção de matéria orgânica. Portanto, pode-se constatar que quanto maior a

concentração do substrato e maior granulometria menor a eficiência de degradação de matéria orgânica. Portanto, a remoção de material orgânico aumentou com o decréscimo da granulometria do substrato. De acordo com Menezes (2012), maiores cargas orgânicas aplicadas aos reatores acarretam no retardamento do processo de bioestabilização anaeróbia, uma vez que estes materiais ainda serão hidrolisados e acidificados em maior quantidade, para em seguida serem metabolizados pelas *Archaeas* metanogênicas. Com relação à conversão de material orgânico o desempenho dos reatores anaeróbios costuma variar de sistema para sistema e esse desempenho vai depender do tempo de detenção adotado e das características operacionais aplicadas em cada reator (GONÇALVES, 2005).

#### 4 Conclusões

Analisando os dados advindos do processo de monitoração deste trabalho,

pode-se concluir que o processo de co-digestão anaeróbia de resíduos sólidos orgânicos mais lodo anaeróbio de esgoto sanitário apresenta-se como uma alternativa promissora, viável e aplicável, evitando assim sua destinação em lixões e aterros sanitários e, aproveitamento de seu potencial energético através da produção de biogás. A principal vantagem do processo está associada diretamente a correção do pH, do ajuste do percentual de umidade e da elevação da densidade microbiana do substrato. No caso específico deste trabalho o processo de co-digestão foi influenciado significativamente pela granulometria e pela concentração de sólidos totais do substrato. A taxa de produção de biogás nos tratamentos estudados foi inversamente proporcional a granulometria do substrato e a concentração de sólidos totais, em virtude das pequenas partículas proporcionarem uma maior área de superfície de contato disponível para os microrganismos, resultando em aumento da atividade microbiana, conseqüentemente propiciando maior taxa de produção de biogás.

---

#### 5 Influence of particle size and solid total concentration in co-digestion organic waste anaerobic

**Abstract:** *Among the possibilities of municipal solid waste treatment the anaerobic co-digestion is an alternative. Some factors influence the process efficiency as the particle size and the total solids concentration present in the waste to be treated. In this work the influence of these two factors in anaerobic biostabilization was studied. The experimental system was composed by 27 anaerobic reactors with capacity of 2 L. The investigated particle sizes were 1.68; 2.00 and 3.36mm and the total solids concentration were 29.25; 39.83 and 50.50 gST/L, and the monitoring period was 200 days. The results showed that among the conditions studied, the better treatment that favored the process was the substrate with smaller particle size and smaller total solids concentration, obtaining removal efficiency of 37.77% of COD<sub>apl</sub>, 37.49% of TVS and 32.60% of TKN, with an approximate average rate of biogas of 17ml / gCOD<sub>apl</sub>. Therefore, was found that biogas production rate is inversely proportional to particle size, when carrying out anaerobic co-digestion of organic solid waste and sewage sludge.*

**Keywords:** Anaerobic digestion. Vegetable waste. Sewage sludge. Biogas production.

---

#### 6 Referências

APHA-American Public Health Association. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 21<sup>th</sup> ed. Washington, DC: American Public Health Association, 2012.

BARCELOS, B.R. **Avaliação de Diferentes Inóculos na Digestão Anaeróbia da Fração Orgânica de Resíduos Sólidos Domésticos**. Brasília-DF, 90 p. Dissertação (Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos). Universidade de Brasília, 2009.

CASADO, A. P. B.; BRASILEIRO, G. M. A.; LIMA, A. P. S.; SOARES, F. J. F.; ALMEIDA, L. C.; MENEZES, M. L. J.; **Diagnóstico da Gestão e Análise Gravimétrica dos Resíduos Sólidos Urbanos do Município de Pirambu/SE**. In: 3<sup>o</sup> Simposio Iberoamericano de Ingenieria de Resíduos, 2 Seminário da Região Nordeste Sobre Resíduos Sólidos. João Pessoa - PB, 2010.

**REA – Revista de *estudos ambientais* (Online)**  
**v.17, n. 1, p. 6-15, jan./jun. 2015**

CHAUDHARY, B. K.; **Dry Continuous Anaerobic Digestion of Municipal Solid Waste in Thermophilic Conditions**. Thesis degree of Master of engineering on Environmental Engineering and Management, Asian Institute of Technology, Thailand, 2008.

CHERNICHARO, C. A. L.; **Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias: Reatores Anaeróbios**. 2.ed. v. 5. Belo Horizonte-MG:UFMG, 2007.380p.

DANTAS, A. M. M., LEITE, V. D., PRASAD, S., LOPES, W. S., ATHAY DE JUNIOR, G. B., SILVA, J. V. do N. **Balanco de Massa de DQO em Reator Anaeróbio de Batelada Tratando Resíduos Sólidos Orgânicos**. In: VI Simpósio Itálo Brasileiro de Engenharia sanitária e Ambiental, Vitória - ES, 2002, p.1-6.

DILLALO, R; ALBERTSON, O.E. Volatile acids by direct titration. **Journal Water Pollution Control Federation**, v. 33, n.4, p.350-364, 1961.

ESPOSITO, G.;FRUNZO, L.;PIROZZI, F.Modelling the Effect of the OLR and OFMSW Particle Size on the Performances of an Anaerobic Co-digestion Reactor. **Process. Biochemistry**. v.46, n. 2, p.557-567, Jan. 2011.

GONÇALVES, S. C. **Efeito da agitação mecânica na co-digestão anaeróbia de resíduos sólidos orgânicos**. 2005. 86f. Dissertação (Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil-Hidráulica e Saneamento). Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2005.

GONZÁLEZ-FERNÁNDEZ,C.;LEÓN-COFRECES,C.;GARCÍA-ENCINA,P. Different Pretreatment for Increasing the Anaerobic Biodegradability in Swine Manure. **Bioresource Technology**. v.99, n.18 p.8710-8714, Dec. 2008.

IBGE- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Programa Nacional de Saneamento Básico (PNSB)**, 2010. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br/>>. Acesso em: 15 maio 2015.

LUNA, M. L. D., LEITE, V. D., LOPES, W. S., SOUSA, J. T.; SILVA, S. A. Tratamento Anaeróbio de Resíduos Orgânicos com Baixa Concentração de Sólidos. **Engenharia Agrícola** , v. 29, p. 113-121, 2009.

LEITE, V. D.; LOPES, W. S.; SOUSA, J. T.; PRASAD, S. Tratamento Anaeróbio de Resíduos Orgânicos com Baixa Concentração de Sólidos.

**Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 9, n 4, p. 280-284, 2004.

LIMA, L. M. Q. **Lixo: Tratamento e Biorremediação**. Ed. Hermus, Sao Paulo-SP,2004, 265 p.

MENARDO, S.; AIROLDI, G.;BOLSARI, P. The Effect of Particle Size and Thermal Pretreatment on the Methane Yield of Four Agricultural by Products. **Bioresource Technology**, v.104, p.708-714, jan.2012.

MENEZES; J. M. C. **Influência da Concentração de Sólidos Totais e da Temperatura na Bioestabilização Anaeróbia dos Resíduos Sólidos Orgânicos**. 2012. 100f. Dissertação (Programa de Pós- Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental). Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande, 2012.

MSHANDETE, A. BJORNSSON, L., KIVAISI, A. K. RUBINDAMAYUGI, M. S. T. MATTIASSON, B. Effect of Particle Size on Biogas Yield Sisal Fibre Waste. **Renewable Energy**, 31, p. 2385-2392, 2006.

PICANCO A. P.; SALGADO, M. T.; SOUTO, G.D. B.; POVINELLI, J. Digestão Anaeróbia dos Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) em Sistemas de Batelada Uma e Duas Fases. In: XXIX CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL (AIDIS), 29, San Juan. *Anais...* San Juan 2004.

SANDERS, W.T., GEERING, M., ZEEMAN, G., LETTINGA, G. Anaerobic Hydrolysis Kinetics of Particulate Substrates. **Water Science & Technology**. v. 41, n. 3, p. 17-24, Jun. 2001.

TEIXEIRA, A. R; CHERNICHARO, C. A. L; SOUTO, T. F. S; DE PAULA, F. S. Influência da Alteração da Distribuição do Tamanho de Partículas no Desempenho de Reator UASB Tratando Esgoto Doméstico. **Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 14, n 2 (abr/jun), p.159-166, 2009.

## 7 Agradecimentos

Os autores deste trabalho agradecem ao CNPq e a CAPES o incondicional apoio concedido em termos de rubrica de custeio, capital e bolsa de estudo para realização deste trabalho.