

UTILIZAÇÃO DE LODO DE ESGOTO COMO INÓCULO PARA PARTIDA DE BIODIGESTORES ABASTECIDOS COM DEJETOS BOVINOS

Caroline Stephanie Gomes de Castro Soares – carolstcastro@gmail.com

Juliana Lobo Paes – juliana.lobop@yahoo.com.br

Thais Barbosa Serpa Alves – bsathati@gmail.com

Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Departamento de Engenharia

Resumo. A biodigestão anaeróbia pode ser acelerada por meio da utilização de inóculo, destacando-se como fonte promissora o lodo das estações de tratamento de esgotos. Objetivou-se avaliar a utilização de lodo de esgoto como inóculo para acelerar a partida de biodigestores abastecidos com dejetos bovinos. Utilizou-se biodigestores de bancada modelo indiano sob sistema de batelada com 0, 20 e 40% de inóculo durante 133 dias. A eficiência do processo foi avaliada pela caracterização físico-química do afluente e efluente e análises no biogás (produção, potencial de produção e caracterização qualitativa do biogás). Com relação à caracterização físico-química, observa-se a manutenção do pH próximo do ideal, reduções expressivas nos teores de sólidos totais em 0, 20 e 40% de inóculo, e a inexistência de diferenças significativas nas condutividades elétricas no afluente e efluente para todos os tratamentos. Os resultados expressam que a utilização de inóculo antecipou produção de biogás dos tratamentos com 20 e 40% para a quarta semana, enquanto que 0% teve seu pico de produção apenas na sexta semana. No entanto, o inóculo não foi efetivo no que diz respeito ao potencial de produção de biogás. Portanto, conclui-se a eficiência do lodo de esgoto como inóculo em dejetos de bovinos, devido a antecipação da partida de produção de biogás em biodigestores.

Palavras-chave: Biogás, Bovinocultura, Poluição.

1. INTRODUÇÃO

Atualmente, o crescimento demográfico tem causado aumento na demanda por alimentos, fazendo com que os sistemas de produção animal cresçam de forma acelerada com o objetivo de suprir as necessidades da população. A fim de atender essa demanda, há o elevado crescimento do cenário agropecuário no Brasil, acarretando em impactos ambientais gerados por resíduos orgânicos oriundos dessa atividade. De acordo com Rico et al. (2011) fato ocorre devido os produtores adotarem cada vez mais os sistemas intensivos de produção, caracterizados pelo confinamento de animais em áreas reduzidas, gerando um significativo aumento no volume de dejetos.

A gestão irresponsável desses resíduos tem causado preocupação as autoridades, sendo este um dos maiores causadores da contaminação dos solos, águas subterrâneas e superficiais e atuar na libertação de gases com efeito de estufa como o metano. Isso se deve ao alto conteúdo de matéria orgânica e a presença de alguns agentes patogênicos nesses resíduos (Matos *et al.*, 1998).

Uma alternativa tecnológica de tratamento desses resíduos orgânicos é o investimento em energias renováveis, como o uso dos biodigestores. O princípio de funcionamento desses reatores consiste na biodigestão anaeróbia dos dejetos, com conseqüente produção de biogás e biofertilizante (Castanho & Arruda, 2008). Segundo Silva (2001) esse meio de geração de energia limpa atenua os problemas ambientais e de saúde provocados pela contaminação do meio ambiente. Além de contribuir para a redução do consumo de fontes poluidoras de energia, o uso de biodigestores pode solucionar o problema de abastecimento energético e reduzir os custos de produção na propriedade rural.

A biodigestão anaeróbia por meio do uso de biodigestores necessita de um longo tempo para que aconteça a bioestabilização dos resíduo (Paes *et al.*, 2017). Nesse contexto, faz-se necessário o uso de mecanismos que otimizem e acelerem tal processo, como a utilização de inóculos. O inóculo consiste em um material que já passou pelo processo de biodigestão, e é capaz de fornecer ao novo substrato uma população adicional de microrganismos típicos da biodigestão anaeróbia (Xavier & Lucas Júnior, 2010). A adição do inóculo ao substrato tem mostrado resultados satisfatórios, como o aumento na atividade dos microrganismos, melhora substancial na rentabilidade de produção do biogás e diminuição no tempo de bioestabilização do material, ou seja, aceleração da partida de produção nos biodigestores (Mata-Alvarez *et al.*, 2000).

Dentre os resíduos disponíveis que podem ser utilizados como inóculo destaca-se como fonte promissora, o lodo proveniente das estações de tratamento de esgoto (ETE). De acordo com Gray (2005) o esgoto é composto de uma mistura de água (99,9%) e sólidos (0,1%), sendo que da fração total de sólidos, 70% são orgânicos (proteínas, carboidratos, gorduras) e 30% inorgânicos (metais, sais e minerais). O tratamento pelo qual o esgoto passa nas ETE, separa a fração sólida da líquida, resultando na produção de um lodo rico em matéria orgânica, conhecido como lodo de esgoto.

A gestão adequada do lodo vem se tornando uma grande preocupação na sociedade, visto que o mesmo é depositado em aterros sanitários, podendo causar problemas como a poluição das águas subterrâneas, emissão de metano e contaminação dos solos (Paula Júnior *et al.*, 2005). Sendo assim, devido a sua alta carga orgânica, a biodigestão anaeróbia é uma prática que pode ser empregada para o aproveitamento do lodo de esgoto, gerando o biogás e biofertilizante, produtos com alto valor econômico.

2. MATERIAL E MÉTODOS

O experimento foi realizado na Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro (UFRRJ), campus Seropédica - RJ, cujas coordenadas geográficas são: 22° 45' 33" S e 43° 41' 51". O clima da região é classificado como Aw segundo a classificação de Köppen e temperatura média anual de 24,5 °C (Carvalho *et al.*, 2006).

O sistema de biodigestão anaeróbica foi instalado no Laboratório de Eletrificação Rural e Energias Alternativas do Instituto de Tecnologia (IT) Departamento de Engenharia (DE) da UFRRJ. As análises físico-químicas do afluente e efluente foram realizadas nos Laboratórios de Eletrificação Rural e Energias Alternativas e Monitoramento Ambiental I – Águas e Efluentes do IT/ DE da UFRRJ.

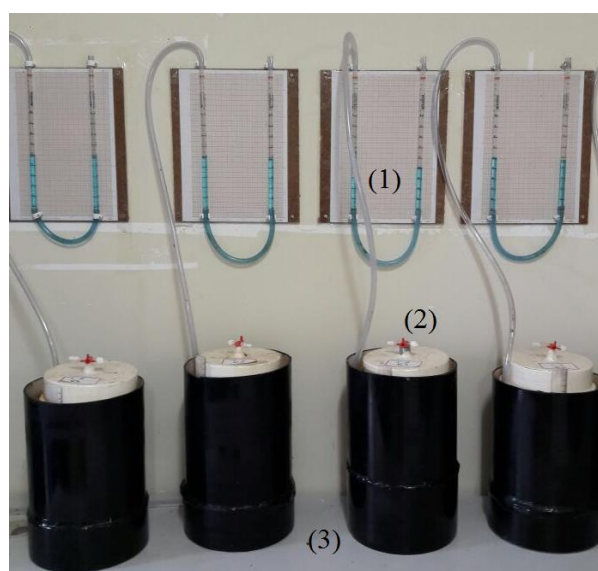
No experimento foram utilizados biodigestores modelo indiano de bancada abastecidos com os substratos compostos por 0; 20 e 40% inóculo de lodo da Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) Penha localizada no estado do Rio de Janeiro, juntamente com dejetos de bovino leiteiro sob sistema de produção convencional.

O sistema de abastecimento ocorreu em batelada, ou seja, acondicionou-se o substrato, denominado como afluente, no biodigestor, apenas no início do experimento. O tempo de retenção hidráulica foi de 133 dias, com início em 15 de julho de 2016 e fim em 25 de novembro de 2016. Após esse período obteve-se o material de saída denominado como efluente.

A produção do inóculo com lodo de esgoto ocorreu em biodigestores modelo indiano com tempo de retenção hidráulica de 138 dias. Neste momento, a produção de biogás mantinha-se constante, indicando estabilidade do efluente nos biodigestores. Ao fim do processo, o efluente gerado pelo experimento supracitado foi armazenado para posteriormente ser utilizado como inóculo no presente trabalho. Ainda, informa-se que no trabalho realizado pelo autor, utilizou-se lodo de esgoto coletado após o tratamento preliminar em decantadores primários da ETE Penha.

A matéria-prima adicionada aos biodigestores no presente estudo foi composta por inóculo e dejetos de bovinos leiteiros provenientes do setor de Bovinocultura da PESAGRO- RJ. Os dejetos foram coletados na área de pastagem por meio de raspagem com pá de pedreiro. Nesse sistema de produção, alimentam-se os bovinos à base de pasto de *Brachiaria* juntamente com ração comercial com 20% de proteína bruta, farelo de algodão, milho, soja e complementação com macronutrientes e micronutrientes (Matos *et al.*, 2017a).

O biodigestor utilizado no experimento se baseou no modelo indiano, sendo constituído por câmara de contenção do “selo de água”, câmara de fermentação, gasômetro e manômetro de tubo em U contendo água com líquido manométrico (Fig. 1). Utilizou-se no experimento nove biodigestores, sendo cada dose (0, 20 e 40% de inóculo) em triplicata. Na Fig. 1, apresentam-se os biodigestores de bancada modelo indiano utilizados no experimento.



- (1) Manômetro de coluna d'água;
- (2) Gasômetro;
- (3) Câmara de contenção do “selo de água”

Figura 1- Biodigestores de bancada modelo indiano.

Os biodigestores foram dispostos sobre bancada, em condições de temperatura ambiente, abrigados da luz solar e chuvas. A câmara de fermentação foi utilizada para acondicionar o substrato e o gasômetro para armazenar o biogás produzido. Como câmara de biodigestão foi utilizado um tubo fechado na parte inferior por conexão CAP, ambos em PVC, com diâmetro de 0,10 m e capacidade de 0,0023 m³. Uma mangueira de silicone foi acoplada ao tubo e conectada

ao manômetro de coluna d'água. Antes de começar a produção de biogás, o nível de água em ambos os lados do manômetro permaneceu o mesmo. O gasômetro foi montado com tubo e CAP em PVC com diâmetro de 0,15 m. No CAP foi conectado, por meio de uma válvula de três vias, uma mangueira de silicone para a coleta do biogás produzido. A câmara de biodigestão esteve inserida no interior do gasômetro. O sistema câmara de biodigestão e gasômetro foram inseridos no interior de um tubo com diâmetro de 0,20 m preenchido com água ("selo de água"), para servir de suporte para o gasômetro flutuar, proporcionar condições anaeróbicas e armazenar o gás produzido (câmara de contenção do "selo de água"). Assim, para o funcionamento do gasômetro adotou-se o sistema flutuante. Por esse sistema, à medida que ocorreu a produção de biogás, houve deslocamento na direção vertical ascendente do gasômetro. Esse deslocamento foi medido por uma régua graduada fixa ao gasômetro.

O monitoramento da temperatura ambiente e interna dos biodigestores foi realizada com termopar conectado a milivoltímetro com precisão de $\pm 0,1$ °C. Para a temperatura interna o termopar foi inserido na válvula de três vias fixada na parte superior da campânula após a caracterização do biogás. Adotou-se esse ponto para medir a temperatura, devido ao fato que na região superior do biodigestor ocorre a maior atividade microbiana (Tavares *et al.*, 2016).

A preparação do substrato utilizado no experimento foi baseada na padronização do teor de sólidos totais em torno de 9% (Salam *et al.*, 2015; Otaraku & Ogedengbe, 2013). Para determinação do teor de sólidos totais, utilizou-se a metodologia descrita pela APHA (2005). A partir dos resultados encontrados na análise de sólidos totais, determinou-se a proporção de água a ser acrescentada à amostra a fim de se obter a concentração de trabalho.

A caracterização físico-química do substrato de entrada (afluente) e saída (efluente) do biodigestor foi realizada quanto ao potencial hidrogeniônico (pH), condutividade elétrica (CE) e sólidos totais (ST), conforme recomenda a Legislação do CONAMA 375/06 para o uso agrícola de lodos de esgoto gerados em estações de tratamento de esgoto sanitário e seus produtos derivados. As análises foram realizadas de acordo com a metodologia descrita pela APHA (2005).

O biogás gerado devido à biodigestão anaeróbica do inóculo de lodo de esgoto juntamente com dejetos de bovinos nos biodigestores foi analisado quanto a produção semanal e acumulada, potencial de produção e caracterização. As coletas de dados foram realizadas as segundas, quartas e sextas-feiras às dez da manhã. Finalizada as mensurações, o gasômetro foi esvaziado, através do registro de descarga do biogás (válvula de três vias). O volume de biogás produzido foi calculado por meio do produto do deslocamento vertical do gasômetro por sua área da seção transversal interna durante os 133 dias de ensaio. A correção do volume de biogás para as condições de 1 atm e 20 °C foi efetuada com base no trabalho realizado por Matos *et al.* (2017a), no qual, pelo fator de compressibilidade, o biogás apresenta comportamento próximo ao ideal. Para a correção do volume de biogás utilizou-se a expressão resultante da combinação das leis de Boyle e Gay-Lussac (Eq. 1).

$$\frac{V_0 \times P_0}{T_0} = \frac{V_1 \times P_1}{T_1} \quad (1)$$

Em que:

V_0 = volume de biogás corrigido, m³;

P_0 = pressão corrigida do biogás, 10.322,72 mm de H₂O;

T_0 = temperatura corrigida do biogás, 293,15 K;

V_1 = volume do gás no gasômetro, m³;

P_1 = pressão do biogás no instante da leitura, mm de H₂O; e

T_1 = temperatura do biogás, em K, no instante da leitura.

Considerando-se a pressão atmosférica de Seropédica igual a 10290,90 mm de coluna d'água e pressão média conferida nos manômetros em mm de H₂O, obteve-se, como resultado, a seguinte expressão para a correção do volume de biogás (Eq. 2).

$$V_0 = \frac{V_1}{T_1} \times 293,9283 \quad (2)$$

Os potenciais de produção de biogás foram calculados utilizando-se os dados de produção final acumulada e as quantidades de substrato e sólidos totais adicionados (afluente) nos biodigestores. Os valores foram expressos em m³ de biogás por kg de substrato e ST adicionados. A caracterização do biogás foi realizada após cada leitura nos biodigestores, com a mensuração do Limite Inferior de Explosividade (% LIE) com calibração para o gás metano (CH₄) e oxigênio (vol O₂) do biogás pelo Explosímetro Digital Portátil de 4 Gases da marca Instrutherm®.

Para a avaliação dos resultados referentes ao ensaio de biodigestão anaeróbia foi adotado delineamento inteiramente casualizado, constando de três doses de inóculo (0; 20 e 40%). Utilizou-se no experimento nove biodigestores, sendo para cada dose em triplicata. A análise estatística das características físico-químicas (pH, CE e ST) do afluente e efluente dos substratos, em diferentes doses, foram submetidos à análise de variância seguido do teste de Tukey ao nível de 5% de probabilidade pelo programa estatístico SISVAR, versão 5.6. Os gráficos de produção

semanal e acumulada e caracterização do biogás foram feitos utilizando-se o programa computacional Sigma Plot 2001, versão 7.0.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Apresenta-se na Fig. 2 a temperatura média ambiente e no interior dos biodigestores utilizados na biodigestão anaeróbica do dejetos de bovino com 0, 20 e 40% de inóculo de lodo de esgoto.

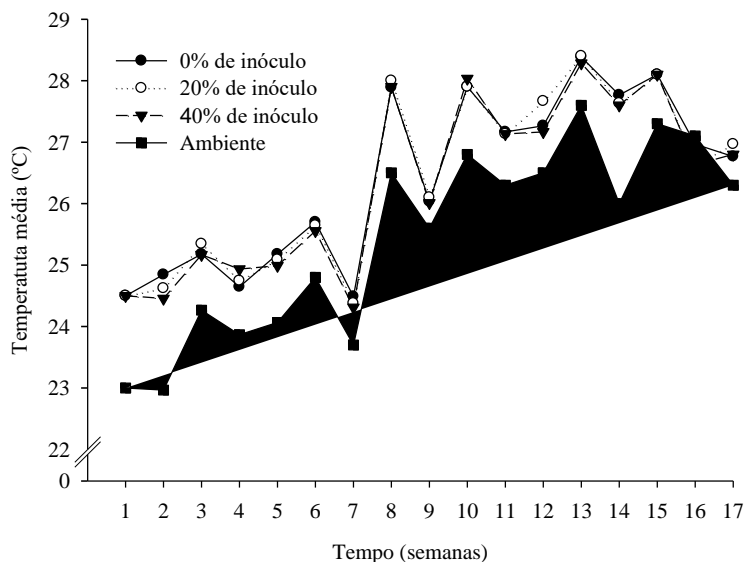


Figura 2 - Variação semanal da temperatura média interna e externa ao biodigestor.

Observa-se que a temperatura inicial ambiente e no interior dos biodigestores com 0, 20 e 40% de inóculo foi de 23, 24,8; 24,6 e 24,5 °C, respectivamente. Ao longo do experimento, a temperatura ambiente apresentou grande oscilação, variando de 23 a 29 °C. Assim como a temperatura ambiente, as temperaturas internas dos biodigestores com 0, 20 e 40% de inóculo, sofreram variações ao longo do experimento, apresentando amplitude térmica de 6 °C. Ainda na Fig. 2, pode-se observar que as temperaturas internas dos biodigestores acompanharam as variações da temperatura externa. No entanto, em todos os tratamentos as temperaturas internas foram superiores à ambiente, sinalizando a ocorrência da atividade microbiana. Tal desempenho foi observado por Giacobbo *et al.* (2013), ao avaliar a influência das variações térmicas e climáticas na produção de biogás nos biodigestores. Os autores constataram que embora a temperatura ambiente e no interior dos biodigestores, ao longo do processo, tenham apresentado variações similares, a temperatura interna foi superior à externa. Dessa forma, pode-se inferir a eficiência do selo d'água em manter temperaturas mais elevadas dentro dos biodigestores. Observa-se também que a temperatura ambiente e as temperaturas para os tratamentos com 0, 20 e 40% de inóculo, mantiveram-se oscilando dentro da faixa mesofílica, que segundo Salam *et al.* (2011), é considerada ideal para que o processo de biodigestão ocorra de forma satisfatória (Fig. 2).

Apresentam-se na Tab. 1 os valores médios de potencial hidrogeniônico, condutividade elétrica e sólidos totais no afluente e efluente e a redução dos sólidos totais para as doses de 0, 20 e 40% de inóculo.

Tabela 1 - Valores médios de potencial hidrogeniônico (pH), condutividade elétrica (CE), sólidos totais (ST) no afluente (A) e efluente (E) e a redução de ST nas doses de inóculo de 0, 20 e 40%.

Doses (%)	pH		CE (ds cm ⁻¹)		ST (%)		
	A	E	A	E	A	E	Redução
0	8,17 Ba	7,24 Ab	0,61 Aa	0,61 Ab	9,43 Bb	8,01 Ac	15
20	8,17 Ba	7,25 Ab	0,66 Aa	0,65 Ab	8,64 Ba	5,25 Ab	39
40	8,08 Ba	7,18 Ab	0,61 Aa	0,63 Ab	9,42 Bb	4,03 Aa	57

Letras maiúsculas distintas na mesma linha e minúsculas distintas na mesma coluna representam diferenças significativas entre as médias pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade de erro.

O pH do efluente reduziu significativamente em comparação com o do afluente. No entanto, o pH não apresentou diferença significativa entre as doses de inóculo tanto no afluente como efluente, com valores médios de 8,14 e 7,23, respectivamente. No caso da biodigestão anaeróbica dos dejetos, em que as bactérias metanogênicas são os principais

microorganismos presentes no processo, a faixa ideal de pH está entre 6,6 e 7,4, ou seja, mais próximo do pH neutro. No entanto, estudos confirmam que é possível estabilizar o processo em um intervalo maior, entre 6 a 8, sem comprometer o desenvolvimento das bactérias metanogênicas (Quadros *et al.*, 2010; Sánchez-Hernández *et al.*, 2013). O afluente com 0, 20 e 40% de inóculo apresentou características alcalinas, com valores de pH variando de 8,08 a 8,17, enquanto que o efluente reduziu para valores próximos aos enquadrados na faixa ideal (Tab. 1). Esse comportamento pode ter ocorrido devido ao aumento da concentração de ácidos graxos e, conseqüentemente redução do pH (Van Lier, 1996; Horiuchi *et al.*, 2002).

No que tange a utilização do efluente oriundo do lodo de esgoto em sistemas agrícolas, todos os tratamentos apresentam resultados de pH aceitáveis para a aplicação na irrigação (Ayers & Westcot, 1999). De acordo com o limite de tolerância proposto por Ayers & Westcot (1999), os valores de pH ideal da qualidade da água na irrigação devem variar entre 6,5 a 8,4. O pH resultante da biodigestão anaeróbica de lodo de esgoto no trabalho realizado por Koszel & Lorencowicz (2015) foi de 8,73, enquanto que Quadros *et al.* (2010) ao avaliar a codigestão entre dejetos de caprinos e ovinos, verificou pH de 7,50, estando na faixa do pH do efluente do presente estudo. Segundo Koszel & Lorencowicz (2015), a utilização do efluente de lodo de esgoto como biofertilizante acarretou ligeiro aumento no pH solo, sendo favorável ao desenvolvimento da planta.

No que diz respeito à condutividade elétrica, a adição de inóculo e o processo de biodigestão anaeróbica não interferiu na concentração de sais minerais dissolvidos em meio líquido (Tab. 1). O valor médio para o afluente e efluente de $0,63 \text{ dS cm}^{-1}$ encontra-se inferiores ao limite de tolerância ($< 0,7 \text{ dS m}^{-1}$) para utilizar na irrigação sem representar risco para produção agrícola das culturas (Ayers & Westcot, 1999). De acordo com Matos *et al.* (2017b) valores de condutividade elétrica próximo a $0,6 \text{ dS cm}^{-1}$ não comprometem a qualidade biofertilizante produzido no que diz respeito à segurança quanto a sua aplicação no solo relacionado à salinidade.

Verifica-se na Tab. 1 que os valores médios dos sólidos totais com a adição de 20% de inóculo no afluente foram inferiores aos dos outros tratamentos. Embora o teor de sólidos totais para o tratamento de 20% tenha sido diferente dos demais, os tratamentos com e sem inóculo estavam próximos do recomendado por Xavier & Lucas Júnior (2010), que utilizaram inóculo juntamente com dejetos de bovinos leiteiros em biodigestor indiano. Comparando-se os valores médios de ST alcançados após o processo de biodigestão anaeróbica, houve redução significativa com relação aos valores médios de sólidos totais do afluente, bem como com o aumento do percentual de inóculo adicionado no biodigestor. O substrato sem inóculo apresentou porcentagem de redução de ST inferior, indicando que a população microbiana presente não havia se adaptado suficientemente para degradar a matéria orgânica de maneira eficiente no TRH de 133 dias. Entretanto, observa-se maior capacidade de adaptação da carga microbiana ao substrato nas maiores reduções de ST, que ocorreu na dose de 40% seguida de 20% de inóculo. Resultados similares ao presente estudo foram obtidos por Leite & Povinelli (1999), ao avaliar o comportamento dos sólidos totais no processo de biodigestão anaeróbica de resíduos sólidos urbanos e industriais. Os autores constataram que a eficiência de transformação da massa de sólidos totais tende a ser mais significativa em função do percentual de inóculo de lodo de ETE adicionado ao biodigestor.

Apresenta-se na Fig. 3 a produção do biogás oriunda da biodigestão de dejetos de origem bovina sob diferentes doses de inóculo de lodo de esgoto (0, 20 e 40 %) com TRH de 17 semanas (133 dias).

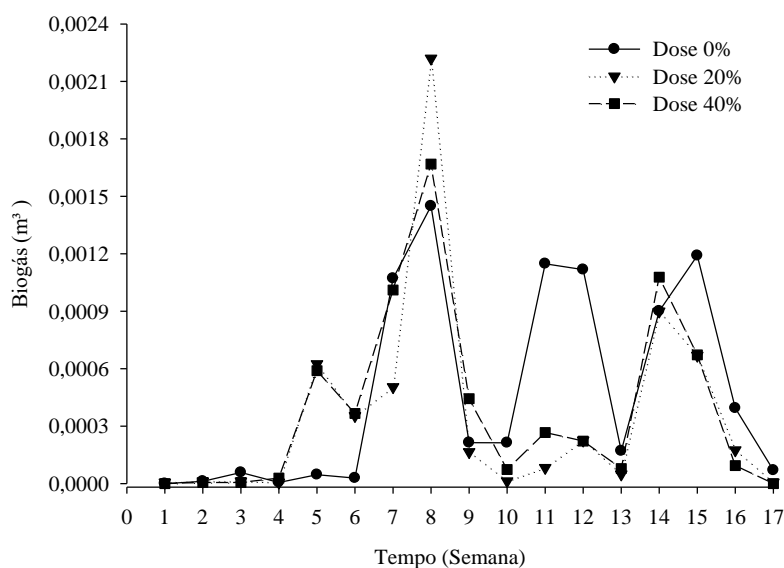


Figura 3- Produção volumétrica semanal de biogás de diferentes doses de inóculo de lodo de esgoto.

O início da produção de biogás dos biodigestores com 20 e 40% de inóculo ocorreu na quarta semana, enquanto que para 0% apenas na sexta. Assim, a adição de inóculo proporcionou antecipação do ponto de partida em duas semanas quando comparado ao tratamento com 0% (Fig. 3). Resultados semelhantes ao dessa pesquisa foram obtidos

por Lopes *et al.* (2004) e Xavier & Lucas Júnior (2010). Esses autores constataram a eficácia em adicionar lodo de esgoto na biodigestão anaeróbica dos resíduos, por antecipar a produção de biogás e promover o aumento na eficiência de conversão de sólidos totais.

O pico de produção mais proeminente em todos os tratamentos ocorreu na oitava semana, sendo os maiores valores observados para dose de 20%, seguido das doses de 40 e 0%. O valor atingido no pico de produção de biogás para 20 e 40% com inóculo foi, respectivamente, 35 e 13% superior quando comparado com o tratamento sem inóculo. Em seguida, houve queda brusca na produção de biogás até a nona semana de 85, 93 e 73% para as doses de 0, 20 e 40% de inóculo.

Após a queda de produção de biogás, no tratamento com 0% de inóculo ocorreu dois picos consecutivos na 11ª e 15ª semana de biodigestão anaeróbica. Para os tratamentos com inóculo, ocorreu apenas um segundo pico de produção de biogás na 14ª semana (Fig. 3).

O potencial da utilização do lodo de esgoto como inóculo pode ser aferido ao comparar o perfil de produção de biogás com o trabalho desenvolvido por Xavier & Lucas Júnior (2010) para a adição de inóculo bovino na biodigestão de dejetos de bovinos leiteiros. Estes autores verificaram apenas um pico de produção de biogás, seguido por constante decréscimo, sem que ocorra crescimento considerável na produção ao longo do período de biodigestão anaeróbica.

Ainda, no que tange a necessidade em utilizar de inóculo de lodo de esgoto na biodigestão, Matos *et al.* (2017a) relatou que o pico principal de produção de biogás dos dejetos de bovino sob sistema orgânico de produção ocorreu na 9ª semana, após 56 dias de biodigestão, enquanto que, nos dejetos de bovino sob sistema convencional, ocorreu somente após 14 semanas de biodigestão anaeróbica (98 dias).

De acordo com Xavier & Lucas Júnior (2010), a adição de inóculo permite maior velocidade de partida e antecipação do pico de produção em relação à biodigestão sem a utilização de inóculo. Segundo os autores, este fato se explica devido à adição de uma população extra de microrganismos adaptados ao sistema de biodigestão anaeróbica.

No que tange o efeito da temperatura sobre o processo de produção de biogás, verificou-se que na oitava semana ocorreu o maior pico de produção de biogás para todos tratamentos, assim como a temperatura no interior dos biodigestores. Dessa forma, pode-se confirmar a interferência da temperatura na eficiência do processo de biodigestão. Na Fig. 4 pode-se observar a produção acumulada de biogás dos substratos de bovino sob diferentes concentrações de inóculo em um TRH de 17 semanas.

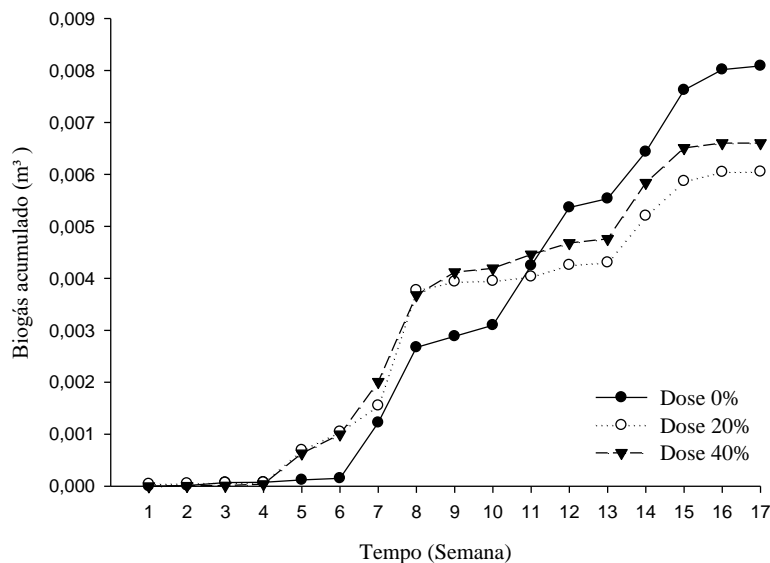


Figura 4 - Produção acumulada de biogás da utilização de inóculo em diferentes doses de lodo de esgoto.

Nas quatro primeiras semanas do processo, ocorreu a etapa de bioestabilização do material, havendo baixa degradação dos substratos independente da adição de inóculo (Fig. 4). A partir dessa semana, os tratamentos com 20 e 40% de inóculo iniciaram sua produção de biogás, enquanto que o tratamento sem inóculo começou a produzir apenas na sexta semana do processo. Segundo Lopes *et al.* (2004), no início da biodigestão anaeróbica de substratos sem inóculo, há uma fase lenta (fase lag), marcada por um período necessário de adaptação e multiplicação de carga microbiana, seguida de uma rápida decomposição e elevado crescimento bacteriano.

A produção acumulada de biogás ao longo do processo de biodigestão anaeróbica para os tratamentos com inóculo foi similar até a oitava semana. A partir deste período, o tratamento com 40% apresentou produção acumulada de biogás superior ao tratamento de 20%. Com relação ao tratamento sem inóculo, houve produção acumulada de biogás superior ao observado com a adição do inóculo a partir da 11ª semana (Fig. 4).

O comportamento apresentado pelo tratamento sem inóculo pode estar atrelado ao maior tempo necessário para adaptação dos microrganismos ao meio. Entretanto, uma vez que a adaptação foi estabelecida, houve posterior crescimento da produção para 0%, resultando em produção final acumulada de biogás superior aos demais tratamentos.

Ao se comparar a produção final acumulada de biogás com outros trabalhos, observa-se que todos os tratamentos apresentaram produção similares ao trabalho de Alves *et al.* (2012) e Tiez *et al.* (2014). Segundo Alves *et al.* (2012) a baixa produção de biogás e biofertilizante a partir da biodigestão da torta de mamona com adição dejetos de animais, deve-se a falta controle das temperaturas que, assim como no presente estudo, oscilaram em função das condições climáticas do local, ou seja, em decorrência da oscilação da temperatura ambiente ao longo do experimento. Já para Tiez *et al.* (2014), que ao avaliar a influência da temperatura na produção de biogás a partir de dejetos da bovinocultura de leite, a produção de biogás foi influenciada pela variabilidade da temperatura. Variações bruscas de temperatura podem ter afetado a atividade das bactérias mesofílicas, resultando na redução da produção de biogás.

Na Fig. 5 são apresentados os potenciais de produção de biogás por kg de substrato e de sólidos totais adicionados para as doses 0, 20 e 40% de inóculo.

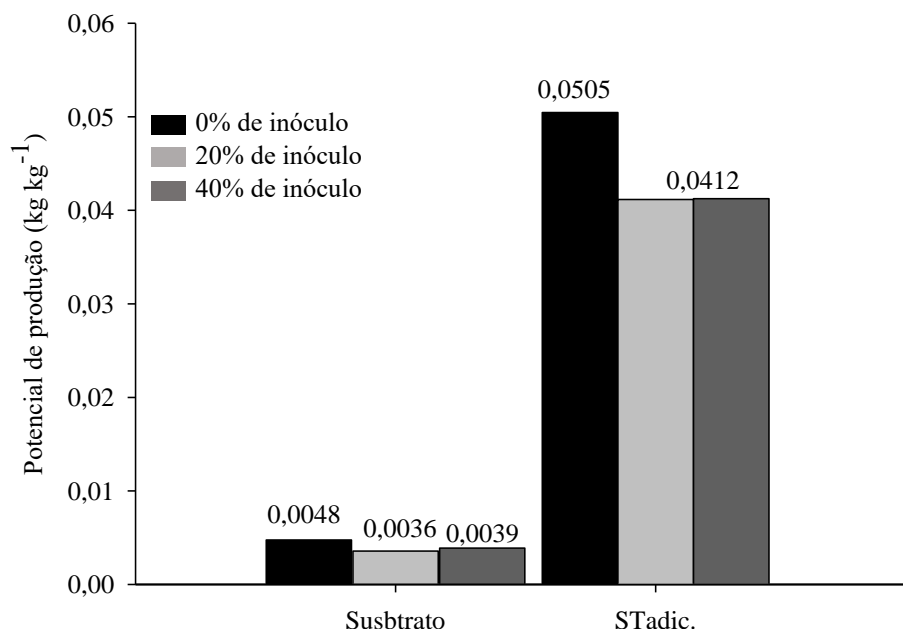


Figura 5 - Potenciais de produção de biogás por kg de substrato e de Sólidos Totais adicionado (ST_{adic.}).

Os biodigestores com 0% de inóculo obtiveram maior potencial energético expresso em produção de biogás por kg de substrato (0,0048 m³ kg⁻¹) e de sólidos totais (0,0505 m³ kg⁻¹). Já o tratamento com 20% de inóculo teve produção de 0,0036 m³ de biogás por kg de substrato e 0,0412 de sólidos totais e, por fim, 40% com 0,0039 m³ e 0,0412 m³ por kg de substrato e sólidos totais, respectivamente. Em contrapartida, as reduções de ST foram superiores, em ordem crescente, para os tratamentos com 0, 20 e 40% (Tab. 1).

Resultados semelhantes foram obtidos por Mendonça Costa *et al.* (2013) avaliar o desempenho de biodigestores de bancada operados no sistema batelada, alimentados com dejetos de novilhos superprecoces contendo ou não inóculo na composição do substrato e submetidos a três níveis de temperatura (25, 35 e 40 °C). Esses autores relataram que os biodigestores alimentados com dejetos sem inóculo apresentaram maior potencial de produção de biogás por kg de ST adicionado (0,2123 m³).

A baixa produção e potencial de biogás podem estar relacionada com o efeito da temperatura, conforme mencionado anteriormente, bem como com o tempo de retenção hidráulica do inóculo (138 dias). Utilizou-se o inóculo de lodo estável, ou seja, com produção mínima e constante de biogás. Isto é, nessa fase há baixa atividade microbiana.

O índice de explosividade de um gás, determinado pelo Limite Inferior de Explosividade (LIE), quantifica a concentração mínima do gás inflamável em contato com o ar atmosférico para que a partir de uma fonte de ignição externa possa haver a combustão. No caso do metano, para o LIE mensurado pelo explosímetro a 100% refere-se que no biogás há 5% de metano (Silva *et al.*, 2010). Dessa forma, pode-se observar na Fig. 6 a presença de metano na segunda semana do processo, havendo maior percentual no tratamento com 40% de inóculo em relação a 20 e 0%, em ordem decrescente. A partir da 4^a semana observa-se estabilidade para os tratamentos com inóculo, com o LIE na faixa de 100%, ou seja, havendo 5% de metano presente na mistura do biogás. Para o tratamento sem inóculo a estabilidade ocorreu apenas na 5^a semana. Observa-se coerência entre o aumento da produção de biogás (Figs. 3 e 4) e o LIE (Fig. 6), tanto para o tratamento com inóculo quanto para o controle.

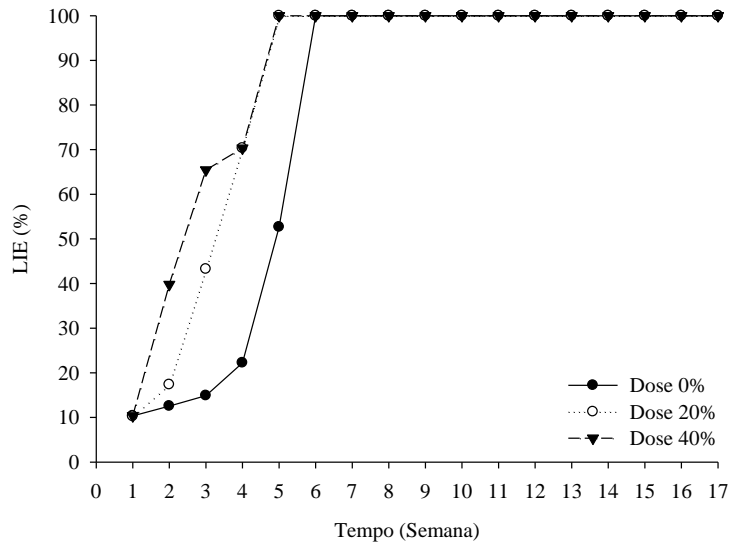


Figura 6 - Limite Inferior de Explosividade do biogás produzido nas doses 0, 20 e 40% de inóculo.

Na Fig. 7, pode-se observar que na 1ª semana do processo a concentração de oxigênio no interior dos biodigestores foi de 21 ppm para 0% e 20 ppm para 20 e 40% de inóculo. Em seguida, há uma queda brusca na concentração de biogás até a 7ª semana, sendo essa queda mais proeminente para os tratamentos com inóculo. A redução na concentração de oxigênio (próximo a 1 ppm) ao longo do processo de biodigestão sinaliza a hermetividade do sistema e o desenvolvimento das bactérias anaeróbicas a fim de produzir metano.

Inicialmente, no processo de biodigestão anaeróbica, a maior parte do oxigênio dissolvido no substrato é liberado para o meio e consumido pelas bactérias aeróbias presentes, viabilizando assim, o posterior desenvolvimento e multiplicação das bactérias anaeróbicas (Otoboni *et al.*, 2016). As bactérias metanogênicas, responsáveis pela produção do metano, são essencialmente anaeróbicas, ou seja, é necessário que o oxigênio seja consumido durante o processo, para que haja a produção de metano nos biodigestores (Barbosa & Langer, 2011).

A partir da sétima semana houve um aumento na concentração, atingindo 15 ppm para todos os tratamentos (0, 20 e 40%), mostrando-se ligeiramente estável, com posterior queda na sua concentração a partir da décima quarta semana.

Na Figura 7, observa-se redução na concentração de oxigênio até a 8ª semana, seguido de aumento. Em paralelo a Fig. 3, pode-se observar que na 8ª semana, em que ocorre o principal pico de produção de biogás (Fig. 3), corresponde a menor concentração de oxigênio (Fig. 7). Esse fato caracteriza a eficiência do processo, pois há consumo de oxigênio pelas bactérias anaeróbicas para a produção de biogás (Barbosa & Langer, 2011). Assim, o aumento na concentração de oxigênio (Fig. 7) pode estar relacionado com a redução na produção de biogás (Fig. 3) devido a atividade das bactérias anaeróbicas.

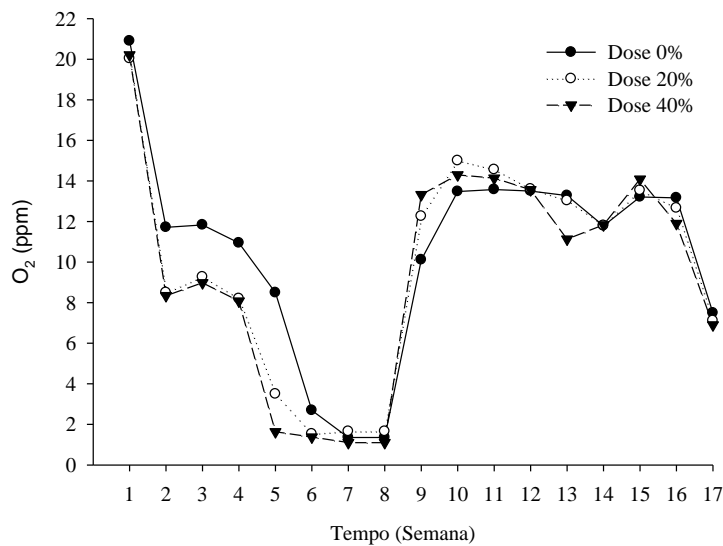


Figura 7 - Oxigênio produzido nas doses 0, 20 e 40%.

4. CONCLUSÕES

Conclui-se que o lodo de esgoto como inóculo no processo de biodigestão anaeróbia de dejetos bovinos não afetou as características físico-químicas do efluente e adiantou em duas semanas a partida de produção de biogás nos biodigestores acompanhando os efeitos da redução de sólidos totais do substrato.

Agradecimentos

À Estação de Tratamento de Esgoto da Penha – RJ da Companhia Estadual de Água e Esgoto (Nova CEDAE) por fornecer o substrato para o desenvolvimento deste trabalho e à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado do Rio de Janeiro (FAPERJ) pela bolsa de Iniciação científica concedida para realização desta pesquisa.

REFERÊNCIAS

- Alves, E. E. N.; Souza, C. F.; Inoue, K. R. A., 2012. Produção de biogás e biofertilizante a partir da biodigestão da torta de mamona com adição dejetos de animais, *Engenharia na Agricultura*, vol. 20, n.6, pp. 493-500.
- APHA; AWWA; WPCF, 2005. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 21th Edition. Washington. American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation. Washington-DC, USA.
- Aquino, S. F.; Chernicharo, C. A.; Foresti, E.; Santos, de L. L. dos.; Monteggia, L. O., 2007. Metodologias para determinação da atividade metanogênica específica (AME) em lodos anaeróbios, *Eng. sanit. ambient.*, vol.12, n. 2, pp. 192-201.
- Ayers, R. S.; Westcot, D.W., 1999. A qualidade da água na agricultura. Organização das Nações Unidas para a Agricultura e alimentação, FAO, Estudos de irrigação e Drenagem, Campina Grande: UFPB, pp. 153.
- Barbosa, G; Langer M. 2011. *Unesco & Ciência – ACSA, Joaçaba*, vol. 2, n. 1, pp. 87-96.
- Carvalho, T.; Antunes, M.N., 2006. Créditos de Carbono e Geração de Energia Com Uso de Biodigestores no Tratamento de Dejetos Suínos, *Rev. Acad.*, vol.4, n.3, pp. 23-32.
- Castanho, D. S.; Arruda, H. J., 2008. Biodigestores. In: VI Semana de Tecnologia em Alimentos, Universidade Tecnológica Federal do Paraná - UTFPR Campus Ponta Grossa, Paraná.
- CONAMA 375/06. Resolução CONAMA 375, de 29 de agosto de 2006. Disponível em: < <http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res06/res37506.pdf> >. Acessado em: 05 de novembro de 2017.
- Gray, N. F., 2005. *Water technology. An introduction for environmental scientist and engineers*, Britain: Elsevier, pp.645.
- Giacobbo, G.; Zenatti, D. C.; Feiden, A.; Blanco, M. F. J.; Tietz, C. M.; Weber, R., 2013. Influência da variabilidade da temperatura ambiente na co-digestão anaeróbia de dejetos de bovinocultura de leite e cama de aviário. *Acta Iguazu*, vol. 2, pp. 55-69.
- Horiuchi, J. I.; Shimizu, T.; Tada, K ; Kanno, T; Kobayashi, M., 2002. Selective production of organic acids in anaerobic acid reactor by pH control, *Bioresour. Technology*, vol. 82, n. 3, pp. 209-13.
- Koszel, M.; Lorencowicz, E., 2015. Agricultural use of biogas digestate as a replacement fertilizers. *Agriculture and Agricultural Science Procedia*, pp. 119 – 124.
- Leite, V. D.; Povinelli, J., 1999. Comportamento dos sólidos totais no processo de digestão anaeróbia de resíduos sólidos urbanos e industriais, *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, vol.3, n.2, pp. 229-232.
- Lopes, W. S; Leite, V. D; Prasad, S., 2004. Influence of inoculum on performance of anaerobic reactors for treating municipal solid waste, *Bioresource Technology*, vol. 94, n. 3, pp. 261-266.
- Mata-Alvarez, J.; Macé, S.; Llabrés, P., 2000. Anaerobic digestion of organic solid wastes. Na overview of research achievements and perspectives, *Bioresour. Technology*, vol. 74, n.1, pp.3-16.
- Matos, A. T.; Vidigal, S. M.; Sediya, M. A. N.; Garcia, N. C. P.; Ribeiro, M. F., 1998. Compostagem de alguns resíduos orgânicos utilizando-se águas residuárias da suinocultura como fonte de nitrogênio, *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, vol.2 n.2 pp.199-203.
- Matos, C. F.; Paes, J. L.; Pinheiro, E. F. M.; Campos, D. V. B., 2017a. Produção de biogás a partir de dejetos de bovinos de leite, sob sistema orgânico e convencional de produção, *Revista engenharia agrícola*, vol. 37, n. 6, pp. xxx.
- Matos, C. F.; Pinheiro, E. F. M.; Paes, J. L.; Lima, E.; Campos, D. V. B., 2017b. Avaliação do potencial de uso de biofertilizante de esterco bovino resultante do sistema de manejo orgânico e convencional da produção de leite, *Revista Virtual de Química*, vol. 9, n. 5, pp. xxx.
- Mendonça Costa, M.S.S.; Mendonça Costa, L.A.; Lucas Junior, J.; Pivetta, L.A., 2013. Potenciais de Produção de biogás de dejetos de novilhos superprecoces: ensaio em biodigestores anaeróbios operados no sistema batelada, *Revista Engenharia Agrícola*, vol. 33.
- Otaraku, I. J.; Ogedengbe, E. V., 2013. Biogas production from sawdust waste, cow dung and water hyacinth-effect of sawdust concentration, *International Journal of Application or Innovation in Engineering & Management*, vol. 2 n. 6 pp. 91-93.
- Otoboni A.M.M.B; Xavier D.O.; Giannoni J.A.; Travaglini M.; Nunes M.M.; Jorge P.S.; Pardo R.B.; Moreira J.P., 2016. *Ünimar Ciências-ISSN 1415-1642, Marília/SP*, vol. 25, (1-2), pp. 14-19.

- Paes J.L.; Matos C. F.; Fernandes P.L.B.G.; Bruggianesi G.; De Queiroz C. K., 2017. Estudo da biodigestão anaeróbica de dejetos de suíno submetidos a diferentes tempos de retenção hidráulica, XLVI Congresso Brasileiro de Engenharia Agrícola.
- Paula Júnior, D. R.; Moraes, L. M.; Camargo, S. A. R.; Nour, E. A. A.; Roston, D. M., 2005. Estabilização de lodos de esgoto utilizando reatores anaeróbios seqüenciais (sistema ras), Revista Brasileira de Ciências Ambientais, n. 1.
- Quadros, D. G. de; Oliver, A. P. M.; Regis, U.; Valladares, R.; Souza, P. H. F.; Ferreira, E. J., 2010. Biodigestão anaeróbica de dejetos de caprinos e ovinos em reator contínuo de PVC Flexível, Revista Brasileira de Engenharia Agrícola ambiente, Campina Grande, vol.14, n.3.
- Rico C., Garcia H., Rico J.L., 2011. Physical-anaerobic-chemical process for treatment of dairy cattle manure, Bioresource Technology, vol. 102, pp. 2143-2150.
- Salam, B.; Biswas, S.; Das, T. K., 2011. Biogas from thermophilic anaerobic digestion of cow dung, Anais... In: International Conference on Mechanical Engineering, Dhaka, Bangladesh.
- Salam, B.; Biswas, S.; RabbI, M. S., 2015. Biogas from Mesophilic Anaerobic Digestion of Cow Dung Using Silica Gel as Catalyst. Procedia Engineering, vol. 105, pp. 652-657.
- Sánchez-Hernández, E.P.; Weiland, P.; Borjab, R., 2013. The effect of biogas sparging on cow manure characteristics and its subsequent anaerobic biodegradation, International Biodeterioration & Biodegradation, vol. 83, pp. 10-16.
- Silva, M. S., 2001. Biodigestão anaeróbica no saneamento rural. Lavras: UFLA/FAEPE, pp. 71.
- Tavares, S. G; Feiden, A.; Correia, A. F.; Soares, C. M. T.; Gregolin, M. R. P., 2016. Influência das variações térmicas climáticas na produção de biogás, Nativa, vol.4, n.5, pp.287-295.
- Tiez, C. M.; Zenatti, D. C.; Feiden, A.; Lupatini, K. N.; Côrreia, A. F., 2014. Influência da temperatura na produção de biogás a partir de dejetos da bovinocultura de leite, Revista Brasileira de Energias Renováveis, vol. 3, pp. 80-96.
- Van Lier, J. B., 1996. Limitations of thermophilic anaerobic wastewater treatment and the consequences for process design, Antonie van Leeuwenhoek, vol. 69, n. 1, pp. 1-14.
- Xavier, C. de A. N.; Lucas Júnior, J. de., 2010. Parâmetros de dimensionamento para biodigestores batelada operados com dejetos de vacas leiteiras com e sem uso de inóculo, Revista Engenharia Agrícola Jaboticabal, vol.30, n.2, p.212-223.

USE OF SEWAGE SLUDGE AS INOCULO FOR STARTING BIODIGESTORS SUPPLIED WITH BOVINE WASTE

Abstract. *Anaerobic biodigestion can be accelerated by the use of inoculum, with the sludge of sewage treatment plants as a promising source. The objective of this study was to evaluate the use of sewage sludge as an inoculum to accelerate the start of biodigesters supplied with bovine manure. Indian model bench digester was used under batch system with 0, 20 and 40% of inoculum for 133 days. The efficiency of the process was evaluated by the physical-chemical characterization of the effluent and effluent and biogas analyzes (production, production potential and biogas qualitative characterization). Regarding the physical-chemical characterization, the maintenance of the pH close to the ideal, significant reductions in the total solids contents in 0, 20 and 40% of inoculum, and the absence of significant differences in the electrical conductivities in the tributary and effluent for All treatments. The results indicate that the use of inoculum anticipated biogas production of treatments with 20 and 40% for the fourth week, while 0% had its production peak only in the sixth week. However, the inoculum was not effective with respect to biogas production potential. Therefore, the efficiency of the sewage sludge as inoculum in bovine waste is concluded, due to the anticipation of the start of biogas production in biodigesters.*

Keywords: *Biogas, Cattle breeding, Pollution.*