

Determinação do potencial de metano de cama de frango através de ensaio BMP (Biochemical Methane Potential)

Determination of chicken litter methane potential by BMP (Biochemical Methane Potential) test

Thayná Habeck Lúcio Silva^{1,3}, Liliana Andréa dos Santos², Carolinni Roberta de Melo Oliveira², José Fernando Tomé Jucá², Tatiana de Souza Porto³, André Felipe de Melo Sales Santos³

¹ Universidade Federal de Santa Catarina, Departamento de Engenharia Química e Engenharia de Alimentos, Brasil.

² Universidade Federal de Pernambuco, Departamento de Engenharia Civil, Brasil.

³ Universidade Federal Rural de Pernambuco, Departamento de Engenharia de Alimentos, Brasil.

Todos autores contribuíram de forma igualitária

Contato: andrefelipeufrpe@outlook.com

Palavras-Chave

esterco de frango
ensaio BMP
biodigestão
biogás
metano

Key-word

chicken litter
BMP test
biodegestion
biogas
methane

RESUMO

O Brasil é considerado o segundo maior produtor de aves de corte, nesse tipo de produção, a cama de frango é o principal subproduto gerado, podendo ocasionar vários impactos ambientais se forem descartadas de forma inadequada. A digestão anaeróbia surge como uma alternativa viável para o tratamento e conversão desses resíduos em biogás que pode ser convertido em energia térmica, elétrica, energia veicular e gás natural. Diante disso, esta pesquisa teve como objetivo avaliar a produção e o potencial de geração de metano de cama de frango. O potencial bioquímico de metano (BMP) foi avaliado em reatores em batelada, de 250 mL, em condições mesofílicas, durante 47 dias, utilizando como inóculos lodo anaeróbio industrial e lodo de esgoto. Como resultado, a cama de frango com adição de lodo industrial apresentou maior volume acumulado de biogás (908,0 NmL) e metano (481,1 NmL) bem como maior potencial de biogás (215,38 NmL/gSV) e metano (101,43 NmL/gSV). De acordo com as análises cromatográficas, o percentual de metano no biogás para as amostras com lodo industrial e de esgoto foi 56,11%, 73,15% respectivamente, indicando ser viável utilizar a cama de galinha como substrato na digestão anaeróbia.

ABSTRACT

Brazil is considered to be the second largest poultry producer. In this type of production, chicken litter is the main by-product generated and may cause several environmental impacts if improperly disposed of. Anaerobic digestion appears as a viable alternative for the treatment and conversion of these wastes into biogas that can be converted into thermal, electrical, vehicular energy and natural gas. Therefore, this research aims to evaluate the production and the potential of chicken bed methane generation. The biochemical methane potential (BMP) was evaluated in 250 mL batch reactors under mesophilic conditions for 47 days using as an inoculum industrial anaerobic sludge and sewage sludge. As results, the chicken litter with addition of industrial sludge presented higher accumulated volume of biogas (908.0 NmL) and methane (481.1 NmL) as well as, the highest potential of biogas (215.38 NmL/gSV) and methane (101.43 NmL/gSV). According to chromatographic analysis, the percentage of biogas methane for industrial sludge and sewage sludge was 56.11% and 73.15%, respectively, indicating that it is feasible to use chicken litter as an substrate for anaerobic digestion.

Informações do artigo

Recebido: 07 fevereiro, 2019

Aceito: 20 agosto, 2019

Publicado: 30 agosto, 2019

Introdução

A avicultura de corte é uma das atividades que mais vem crescendo no Brasil, ocupando lugar de destaque no cenário mundial. O Brasil é considerado o segundo maior produtor mundial de aves de corte (13,35 milhões de toneladas), ficando atrás apenas dos Estados Unidos (19,36 milhões de toneladas) de acordo com USDA (2018).

Nesse tipo de produção os resíduos das “camas” são o principal subproduto gerado. A cama pode ser entendida como um material de origem vegetal (pó de serra, resíduo da indústria de madeira, etc) que é colocado nos aviários para retenção de calor e proteção das aves.

Apesar da possibilidade de reutilização, há poucas informações sobre sua composição e padrões de qualidade (TESSARO et al., 2015). A cama é constituída por dejetos das aves, penas, restos de ração e algum substrato vegetal que forra o piso dos galpões, apresentando elevada carga de nutrientes (COSTA, 2012; PAULA JUNIOR, 2014).

Devido à grande produção de cama de frango nesta atividade, preocupações relacionadas aos aspectos produtivos devem ser direcionadas no sentido a minimizar os impactos ambientais advindos das atividades avícolas.

Sendo assim é de fundamental importância para os produtores de aves planejar e administrar de forma segura suas operações e os diferentes tipos de resíduos gerados, para que a indústria avícola continue se desenvolvendo em face de restrições legais quanto à disposição de resíduos no solo (SILVA; PELÍCIA, 2012; VALENTE; XAVIER, 2015).

A biodigestão surge como uma alternativa para o aproveitamento do dejetos de animais, fazendo com que haja a diminuição da contaminação do solo e da água, produzindo ainda fonte de energia/calor na forma de biogás e resíduo biodigerido (biofertilizante) pode ser usado no próprio aviário, em lavouras ou pastagens (AZEVEDO et al, 2014). A digestão anaeróbia do resíduo animal acaba por produzir biogás, que é composto basicamente de metano (CH_4 - 50 a 70%) e dióxido de carbono (CO_2 - 30%). O metano gerado nos biodigestores pode ser aproveitado como fonte de energia térmica ou elétrica e usada em substituição aos combustíveis fósseis (GLP) ou à lenha, tendo como vantagem, ser uma fonte de energia renovável. Com o uso do biodigestor ocorrerá a coleta do metano gerado, que evitará a emissão do biogás para a atmosfera e, conseqüentemente, o agravamento do efeito estufa.

Desta forma, os biodigestores podem aliar a geração de energia/calor, recuperação de nutrientes com aspectos de sustentabilidade e saneamento ambiental da propriedade, reduzindo os impactos ambientais gerados pela atividade avícola com ganhos a cadeia produtiva (BALMANT, 2009; KAIBER, 2014).

Além dos aspectos ambientais; redução na emissão de gases de efeito estufa (GEE), a produção de biogás pode agregar valor à produção, tornando-a autossustentável economicamente, por meio da geração de energia (térmica) e a valorização agrônômica do biofertilizante (OLIVEIRA E HIGARASHI, 2006).

O biofertilizante contém nutrientes em forma facilmente absorvíveis, possuindo grande aproveitamento na nutrição de plantas, favorecendo também a estrutura do solo, facilitando o seu manuseio e possibilitando que as raízes das plantas possam penetrar camadas mais profundas, tornando-as mais tolerantes em períodos de secas (AZEVEDO et al., 2014).

Mesmo com as vantagens oferecidas, a biodigestão no Brasil ainda caminha a passos lentos. Apesar de possuir um dos maiores rebanhos de suínos e aves do mundo, o Brasil não possui mais do que alguns milhares de biodigestores, sendo que a maioria foi desativada devido à falta de tecnologias eficientes e de suporte técnico.

A biodigestão voltou a ser uma fonte de energia alternativa economicamente viável em propriedades rurais por causa do recente aumento do preço do petróleo. Tomando como base a China, com 7,1 milhões de biodigestores, o Brasil está muito atrasado. As principais causas para este atraso são a falta de políticas de incentivo ao uso de fontes de energia alternativas sustentáveis descentralizadas, apoio financeiro, a falta de mão de obra especializada para orientar o produtor e a falta de tecnologias mais acessíveis.

O objetivo deste estudo foi avaliar o potencial de metano de resíduos de cama de frangos através de testes BMP para fins energéticos.

Material e Métodos

Obtenção, coleta e preservação das amostras

As amostras de camas de frangos foram obtidas do abatedouro de pequeno porte (3000 aves/mês) localizados no município de Garanhuns, no Agreste do Estado de Pernambuco.

As amostras foram acondicionadas em sacos de polietileno, lacradas e levadas, uma parte, para análise no Centro Laboratorial de Apoio à Pesquisa da Unidade Acadêmica de Garanhuns (CENLAG), da Universidade Federal Rural de Pernambuco (UFRPE), Unidade Acadêmica de Garanhuns (UAG), e outra parte para o Laboratório de Resíduos Sólidos (GRS) do Departamento de Engenharia Civil da Universidade Federal de Pernambuco (UFPE).

Antes da realização dos ensaios, os resíduos foram colocados em estufa a 65 °C até a estabilização da umidade, em seguida foram triturados em moinho de facas tipo Willye, marca SPLabor, homogeneizado, peneirado e armazenado em temperatura ambiente (25 °C e 30 °C).

Os inóculos utilizados nos ensaios foram o lodo anaeróbio granular industrial (LI) e lodo anaeróbio floculento de esgoto (LE). O lodo industrial (lodo anaeróbio granuloso) foi obtido de um reator UASB em escala real (1000 m³) instalado numa unidade de Bioenergia da Cetrel Bioenergia Ltda., localizada em Vitória de Santo Antão, Estado de Pernambuco.

O lodo de Esgoto (lodo anaeróbio flocculento) foi coletado na Estação de Tratamento de Efluentes da comunidade de “Dancing Days” localizada no Bairro da Imbiribeira, na cidade Recife, no Estado de Pernambuco.

Os lodos foram coletados e armazenados em recipientes de 5L, vedados e mantidos sob refrigeração a uma temperatura de 19°C.

Caracterização do substrato e inóculos

As amostras utilizadas nos experimentos, resíduo de camas de frangos (substrato) e os lodos anaeróbios (inóculos), foram caracterizados através das análises de teor de sólidos totais voláteis e sólidos totais fixos (STV, STF), do potencial hidrogeniônico (pH) e condutividade elétrica, da análise elementar (carbono, nitrogênio, enxofre e hidrogênio). As metodologias são listadas no Quadro 1.

As análises de sólidos totais voláteis e fixos (STV, STF) foram realizadas em triplicata e os valores expressos como média.

Quadro 1. Caracterização físico-química dos substratos e inóculos

PARÂMETRO	AMOSTRA	METODOLOGIA/EQUIPAMENTO
pH	Conteúdo dos BMPs antes e depois do teste	Potenciométrico, pHmetro Digimed DM23
Condutividade	Conteúdo dos BMPs antes e depois do teste	Conduítmétrico, Digimed DM32
STF, STV	Substratos e inóculos	WHO (1979), Mufla EDG 3000
Análise elementar	Substratos e inóculos	Carlo-Erba – Instruments modelo EA 1110

Fonte: A autora (2019)

Ensaio para Potencial Bioquímico de Metano (BMP)

O objetivo do ensaio BMP foi avaliar a produção máxima de biogás de um dado substrato sólido ou líquido sob condições anaeróbias ótimas utilizando biomassas anaeróbias como inóculos.

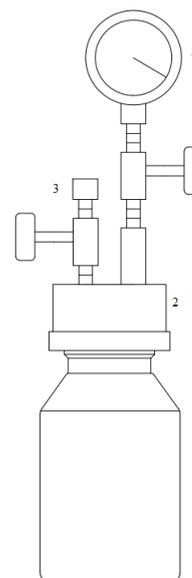
A literatura apresenta diversas metodologias para realização do ensaio BMP. Neste trabalho, foram utilizadas adaptações das metodologias de Hansen et al. (2004) e Firmo (2013).

Os reatores utilizados neste ensaio foram caracterizados por frascos de vidro de borossilicato (1), com volume de 250 mL, compostos de tampas de nylon (2), rosqueadas, e de anéis de vedação.

A tampa do reator foi composta de duas válvulas-agulha (3), sendo uma para alívio da pressão do biogás produzido (durante o ensaio) ou para a inserção de N₂ (purga do O₂, no início do ensaio), e outra, onde fica instalado um manômetro mecânico de 100 kPa (4), para aferição da pressão do biogás no interior do reator (Figura 1).

Os ensaios foram realizados em triplicatas, combinando substrato (G) com lodos anaeróbios (LI, LE).

Figura 1. Desenho esquemático do reator utilizado (BMP)



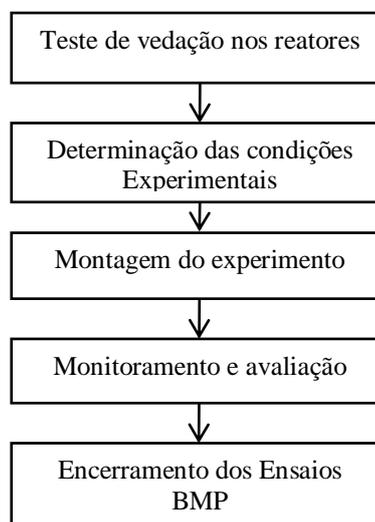
Legenda: Frascos de vidro de borossilicato, (1) Tampa rosqueada (2), Válvulas-agulha (3), Manômetro.

Fonte: A autora (2019)

Etapas do ensaio BMP

Os BMP's devem rigorosamente seguir uma sequência de preenchimento e de etapas a serem seguidas. Na Figura 2 essa sequência é apresentada.

Figura 2. Etapas dos testes BMP



Fonte: A autora (2019)

Teste de vedação dos reatores

Antes do início do experimento foram realizados testes de vedação dos reatores para verificar vazamentos de biogás no transcorrer do ensaio.

O teste foi realizado introduzindo ar comprimido proveniente do equipamento Tri-Flex 2, da marca ELE Internacional na válvula de entrada, para aumentar a pressão interna nos reatores, em seguida, os reatores foram

submersos em um balde de 20L com água, para verificar possíveis vazamentos.

O vazamento é evidenciado através do aparecimento de bolhas nos reatores. Somente os reatores que mantiveram a pressão (no manômetro) de ar injetado foram escolhidos para montagem do experimento.

Condições experimentais

As condições experimentais estão apresentadas no quadro 2 que apresenta detalhes das quantidades de lodo (inóculos), substrato, água destilada e bicarbonato de sódio utilizado nas configurações estudadas.

As configurações G+LI, G+LE, foram incluídas para avaliar a interação dos substratos cama de frango (G) com os inóculos de Lodo industrial (LI) e lodo da ETE (LE). As configurações LI e LE foram realizadas para avaliar, respectivamente, a produção de biogás dos inóculos brutos, sem adição de substratos (brancos). Em todos os reatores, foi mantido o headspace de aproximadamente 50 mL. Os experimentos foram realizados em triplicata.

Montagem do experimento

O cálculo das quantidades de lodo e substrato utilizados em cada reator seguiu o recomendado na metodologia adaptada de Hansen et al. (2004) e Firmo (2013).

Foi usada 5g de substrato e 50 mL de inóculo (biomassa anaeróbia), com adição de água para ser obter um headspace final de 20% do volume total do reator. Também foi adicionado bicarbonato de sódio para assegurar a manutenção das condições de pH do meio, tendo em vista que este atua como um tampão, mantendo o pH na faixa da neutralidade (6,5 - 7,5) ideal para *Arqueas* metanogênicas (CHERNICHARO, 2007).

As condições-teste foram adaptadas sob a justificativa que em biodigestores de resíduos agrícolas, são introduzidos nos biodigestores água na mesma quantidade em volume dos resíduos a biodigerir.

A água favorece a biodigestão e o contato dos micro-organismos com o substrato (transferência de massa interface sólido/líquido).

O líquido resultante da biodigestão, o biofertilizante, é utilizável na agricultura como uma excelente fonte de macronutrientes (N, P, S) para o solo.

O lodo anaeróbio industrial (LI) antes de ser utilizado como inóculo nos reatores foi elutriado (lavado) em peneira de Mesh nº50, para retirada de matéria orgânica inerte, materiais inorgânicos e efluente (em vista que fora obtido de um reator em escala real).

O lodo de esgoto (LE) foi usado bruto, sem elutriação, devido ser um lodo floculento (granulometria muito baixa, com alto teor de finos).

Os experimentos foram realizados em triplicata, considerando ainda um branco, no qual foi adicionada água destilada, inóculo e bicarbonato de sódio.

A montagem ocorreu diretamente no frasco do reator no mesmo dia, seguindo a seguinte sequência: introdução do inóculo no volume de água destilada calculado, introdução substrato, introdução da solução de bicarbonato de sódio, mistura mecânica do meio reacional, medição do pH e condutividade (inicial) do conteúdo do reator após 1 minuto de decantação do lodo, fechamento do reator e válvulas, envolvimento do reator em papel alumínio (para evitar interferentes externos no processo de biodegradação tal qual o crescimento de algas).

Depois de preenchidos e fechados, os manômetros dos reatores foram retirados e foi realizada a recirculação com nitrogênio gasoso (Linde) com as válvulas abertas (sendo uma de entrada e outra de saída do gás), por 2 minutos, com o objetivo de retirar oxigênio existente no interior do headspace e proporcionar condições de anaerobiose mais adequadas para biodegradação do substrato (hidrolisado).

Após 2 minutos as válvulas de saída e entrada de gás foram fechadas e os manômetros reacoplados aos biorreatores mantendo-se uma pressão inicial em todos os frascos de 0,2 Kgf/cm².

Os reatores foram levados à uma incubadora com controle de temperatura e com agitação orbital (TECNAL TE 424). A temperatura foi ajustada em 37°C (ótimo mesofílico), sob uma agitação a 60 rpm.

Quadro 2. Detalhamentos das condições experimentais utilizadas no teste de BMP para os substratos e inóculos

CONFIGURAÇÕES	RESÍDUO (g)	INÓCULO (ml)	ÁGUA (ml)	BICARBONATO (g)	HEADSPACE (ml)
G + LI	5,00	50,0	145,0	1,0	50,0
G + LE	5,00	50,0	145,0	1,0	50,0
LI	-	50,0	150,0	1,0	50,0
LE	-	50,0	150,0	1,0	50,0

Legenda: G: cama de frango; LI: Lodo industrial granular; LE: lodo de esgoto floculento

Monitoramento do ensaio BMP

O monitoramento dos BMP's ocorreu por 47 dias ininterruptos, sendo medidas as pressões manométricas nos reatores (BMPs) para sua conversão em volume de biogás produzido e sua composição (% em volume) em termos de CH₄ e CO₂.

A medição da pressão nos reatores foi realizada com frequência diária, enquanto o monitoramento da concentração do biogás ocorreu nos dias: 3, 7, 12, 19, 25, 34, 41 e 47.

Cálculo do volume de biogás

O volume de biogás foi indiretamente calculado através da pressão interna dos BMP's através da leitura da pressão indicada pelos manômetros do reator. A pressão interna foi aliviada quando a pressão no frasco reator ultrapassava valores acima de 0,5 kgf/cm² (FIRMO, 2013).

O cálculo do volume de biogás foi realizado indiretamente através da medição da pressão acumulada de biogás obtida no monitoramento diário. O volume é calculado convertendo-se a diferença de pressão obtida em volume de biogás.

Para calcular o volume de biogás (V_g) obtido utilizou-se a metodologia de Ivanova et al. (2008) que foi desenvolvida com base na lei dos gases ideais (Equação 1) e adaptada por Firmo (2013), conforme mostra a Equação 2.

$$p_1 \cdot V_1 = p_2 \cdot V_2; T=cte \quad (\text{Eq.1})$$

$$(P_{atm} + \Delta p) \cdot V_{hs} = P_{atm} \cdot (V_{hs} + V_g) \rightarrow V_g = \frac{\Delta p}{P_{atm}} \cdot V_{hs} \quad (\text{Eq.2})$$

Onde:

V_{hs}: Volume de headspace onde o biogás fica armazenado nos reatores (mL)

Δp: Aumento da pressão exercida pelo volume acumulado do biogás no headspace (mbar)

P_{atm}= Pressão atmosférica (mbar)

Foi adotada, adicionalmente, a metodologia de Firmo (2013) para correção do volume medido para as condições de gás seco conforme a CNTP, com temperatura e pressão ambiente e valores de pressão de vapor (P_w), sendo esta considerada como a medida da pressão parcial de valor na atmosfera e calculada de acordo com a temperatura ambiente, sendo a temperatura interna do biorreator (T) correspondente a 37 °C (Equação 3).

Os volumes de biogás obtidos nos experimentos foram padronizados nas condições da CNTP através da Equação 4.

$$P_w = 0,61121 \cdot e^{\frac{17,502T}{240,97+T}} \quad (\text{Eq.3})$$

$$V'_g = V_g \cdot \frac{P_{atm}}{1012} \cdot \frac{273,2}{273,2+T} \cdot \left(1 - \frac{P_w}{P_{atm}}\right) \quad (\text{Eq.4})$$

O potencial de geração (L0) é dado em NmL/gSV do resíduo e calculado através da Equação 5.

O volume líquido é obtido através da subtração do volume acumulado de biogás/metano das configurações (substrato + inóculo) (VA_s) pelo volume acumulado do branco (B) do inóculo respectivo (VA_i), dividido pela massa (em grama sólidos voláteis) do resíduo (mSV_{resíduo}).

$$L0 = \frac{VA_s - VA_i}{mSV_{resíduo}} \quad (\text{Eq. 5})$$

Os resultados do potencial de geração em NmL/gSV permitem comparar os dados obtidos com diferentes trabalhos devido a padronização da massa de sólidos voláteis, enquanto que se observados apenas o volume de biogás/metano acumulado ou massa de resíduos seco, o resultado dificultará a comparação entre reatores de escala diferentes.

Composição do biogás

A composição do biogás (CO₂ e CH₄) foi analisada por cromatografia gasosa, utilizando um cromatógrafo a gás APPA GOLD, com detector de condutibilidade térmica (TCD), com uma coluna Porapak "N", que utiliza o H₂ como gás de arraste, a uma temperatura do forno de 60°C.

As medições foram realizadas a partir do 3º dia de transcorrido o experimento, mantendo o headspace dos reatores nos dois últimos dias, antecedentes da medição, sem descarte, para aumentar o volume de biogás disponível para a injeção no cromatógrafo (triplicata).

Foi utilizado um padrão primário de biogás com composição de 60 % de CH₄ e 40% de CO₂ (White Martins), para calibração do cromatógrafo. Foi utilizado o Sistema de Aquisição de Dados Cromatográficos N2000 Chromatostation, para tratamento dos dados.

Encerramento dos ensaios BMP

O monitoramento dos biorreatores foi encerrado após transcorridos 47 dias de experimento. Antes do encerramento, foi realizada uma última análise do biogás.

Em seguida, os frascos foram pesados e foi medido o pH a condutividade (final) dos reatores.

Resultados e discussão

Sólidos totais fixos e voláteis

No quadro 3 estão apresentados os teores médios de sólidos totais fixos (SF) e voláteis (SV), em porcentagem e em massa (kg) para os resíduos e inóculos avaliados.

Quadro 3. Média dos teores de sólidos totais fixos (SF) e voláteis (SV) da cama de frangos e inóculos.

SUBSTRATO/ INÓCULOS	SV (g/g)	SF (g/g)	%SV	%SF
G	0,84	0,16	84,31	15,69
LE	0,44	0,56	44,31	55,69
LI	0,80	0,20	79,68	20,32

Legenda: G: cama de frango; LI: Lodo industrial granular; LE: lodo de esgoto flocculento

A fração orgânica, representada pelos sólidos totais voláteis do substrato, foi de 84,31% (0,84 g), indicando valor elevado de SV passível de ser biodegradado e transformado em biogás.

Miah et al. (2016) e Dubrovskis et al. (2008) obtiveram resultados similares de SV (83,95%, 85,0% respectivamente) utilizando cama de frango como substrato. Entretanto, Marchioro et al., (2018) encontraram valor inferior de 49% em SV, podendo este resultado ter relação com aspectos do manejo no aviário ou composição das camas de frango (limpas) utilizadas por esta pesquisa.

Em termos de sólidos totais voláteis dos inóculos estudados, o LI apresentou percentagem superior (75,9%), em relação ao LE (44,31%) o que é de se esperar quando se comparam lodos industriais a lodos de esgotos devido presença maior de materiais inertes e inorgânicos nestes (areia, vidros, etc) (SF).

Lucas Jr. (1994) afirma que o nível de carga está diretamente relacionado com a quantidade de sólidos voláteis, responsáveis diretos na produção de biogás.

Análise elementar

Os resultados da análise elementar dos substratos e inóculos, em termos de carbono (C), hidrogênio (H), nitrogênio (N) e enxofre estão apresentados no quadro 4.

Quadro 4. Análise elementar da cama de frangos e inóculos

SUBSTRATO/ INÓCULOS	N (%)	C (%)	S (%)	H (%)	Relação C/N
G	3,16	34,36	0,9	5,71	10,87
LI	2,63	23,55	3,05	4,25	8,95
LE	6,75	37,1	2,45	2,27	5,50

Legenda: G: cama de frango; LI: Lodo industrial granular; LE: lodo de esgoto flocculento

O carbono (34,36 %) foi o elemento encontrado em maior quantidade, sendo comum este resultado para substratos e inóculos (FRN, 2013). Em relação ao elemento nitrogênio (N) a cama de frango obtiver valor absoluto baixo (3,16%) em comparação ao carbono (34,36%).

Além do carbono e nitrogênio, outros nutrientes como fósforo (P), enxofre (S) são essenciais para o metabolismo dos micro-organismos. O teor de enxofre baixo (0,9%) em relação ao de carbono também merece destaque devido à competição entre micro-organismos sulfato-redutores e metanogênicos, sendo este valor

favorável a biodigestão e não interferindo significativamente no processo.

O LE apresentou maior quantidade de carbono (37,1%) e nitrogênio (6,75%), em relação ao LI (23,5%, 2,63%), entretanto a relação C/N do LI (8,95) foi superior ao do LE (5,5).

De acordo FNR (2013) com a proporção adequada de macro e micronutrientes são um pré-requisito para estabilidade da digestão anaeróbia. A relação C: N: P: S recomendada é de 600: 15: 5: 3.

Luna (2008) afirma que a relação C/N recomendável deve estar entre 20 a 30, porém, mesmo estando a relação C/N das camas de frango abaixo do recomendado (10,87), não se verificou efeito adverso ao processo de biodigestão. Na literatura outros autores encontraram valores semelhantes de relação C/N variando de 7 a 10, para esse tipo de resíduo (KELLEHER et al., 2002; SINGH et al., 2010; MARCHIORO et al., 2018).

De acordo com Karlsson (2014) e Marchioro et al. (2018) uma relação C/N baixa é desfavorável à digestão anaeróbia, podendo provocar acúmulo de amônia causando inibição da atividade metanogênica, e, conseqüentemente, reduzindo a produção de biogás.

O LI e LE apresentaram relação C/N de 8,95 e 5,5, respectivamente, faixa típica encontrada para inóculos anaeróbios (5,0 a 11) (LUO et al., 2015; PAVLÍK et al., 2016).

Potencial Hidrogeniônico (pH) e condutividade elétrica

No quadro 5 estão expressas as médias dos valores iniciais e finais de pH e condutividade elétrica para cada condição experimental.

Quadro 5. Médias (triplicatas) de pH e condutividade elétrica inicial e final para cada condição experimental.

CONFIGU- RAÇÕES	pH INICIAL	pH FINAL	Condutividade INICIAL (μ s/cm)	Condutividade FINAL (μ s/cm)
G + LI	8,13	7,70	1053,2	8760
G + LE	8,05	8,20	2793,5	7670
LI	8,97	8,10	437,3	3245
LE	8,00	8,27	974,8	4710

Legenda: G: cama de frango; LI: Lodo industrial granular; LE: lodo de esgoto flocculento

Os valores de pH observados foram estáveis no início e fim dos experimentos. Os valores iniciais médios dos ensaios encontram-se na faixa de 8 a 8,97, valores estes que, com exceção da amostra de LI (pH 8,97), encontram-se próximos a faixa de pH ideal para a fermentação e produção normal de biogás (entre 7,0 e 8,0) segundo Silva (1983).

Karlsson (2014), afirmou que a geração de biogás obtém maior rendimento em pH neutros ou ligeiramente alcalinos (pH entre 7,0 e 8,5). O autor afirmou ainda que para manter um pH neutro e estável foi necessário que a alcalinidade do meio seja relativamente elevada e

constante, pois a alcalinidade é uma medida da quantidade de substâncias alcalinas (básicas).

Deste modo, a adição de bicarbonato de sódio em todos os ensaios foi positiva, garantindo o efeito-tampão nos reatores e a não acidificação do meio reacional, comum em ensaios BMP, sem esta adaptação.

Em todos os ensaios a condutividade elétrica aumentou da condição inicial para a final. Rocha (2009), afirmou que o aumento da condutividade elétrica demonstra que a matéria orgânica fora degradada de forma anaeróbica pelos micro-organismos liberando íons para o meio e aumentando assim a condutividade do meio reacional.

Volume e potencial de biogás e metano

Os volumes calculados através da Equação 4, foram plotados graficamente em para obtenção das curvas médias de produção acumulada de biogás e metano (média das triplicatas) em todos os reatores do teste BMP.

As curvas estão graficamente representadas nas Figuras 2 e 3. A Figura 4 apresenta o volume máximo acumulado de biogás e metano obtido para cada configuração. Foram descontados os volumes de gases produzidos nos brancos (ensaios com lodos sem o substrato).

O volume acumulado de biogás e metano das confirações estudadas foram similares, indicando que ambos inóculos podem ser utilizados como iniciadores e aceleradores da digestão anaeróbia.

Observou-se que em termos quantitativos (volume absoluto de biogás/metano), a configuração G+LI apresentou ligeiramente superior em termos de biogás (908,0 NmL) e metano (481,1 NmL) em comparação a configuração G+LE. Lodos granulares industriais são especializados em substratos com elevada concentração de material orgânico, garantindo uma melhor performance ao biodigestor.

Observou-se que em torno do 30º dia de experimento, mais de 80% do total do biogás acumulado havia sido produzido, sendo estetempo o recomendável e usualmente utilizado como referência para o tempo de detenção hidráulico (TDH) de digestores contínuos e semi-contínuos e como tempo de biodigestão para processos em bateladas (*batch reactor*).

A Figura 5 apresenta potencial de geração de biogás e metano médio máximo das combinações substrato/inóculo, desconsiderando a fração de biogás e metano gerada pelo inóculo (B), isto é, subtraindo a quantidade de biogás/metano gerada pelo lodo (respiração endógena) sem adição do substrato do valor total gerado pelo substrato+inóculo, obtendo assim a quantidade de biogás/metano líquida gerada apenas pelo substrato (resíduo).

Figura 2. Volume médio acumulado de biogás

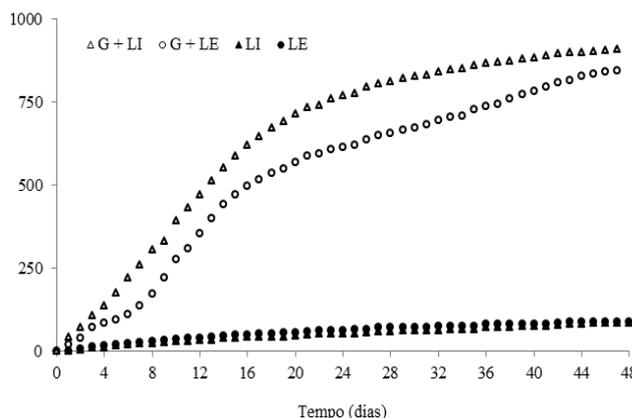


Figura 3. Volume médio acumulado de metano

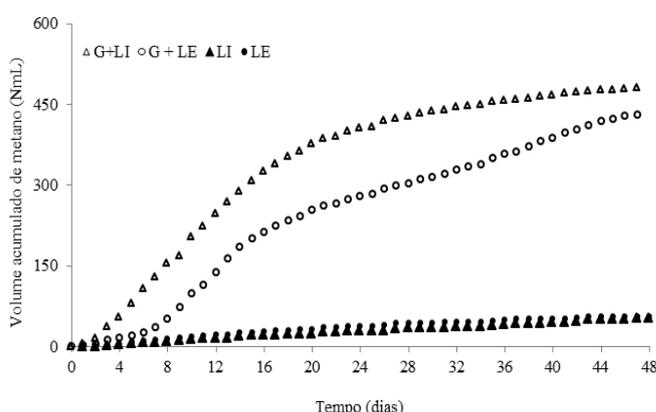


Figura 4. Volume médio máximo de biogás e metano

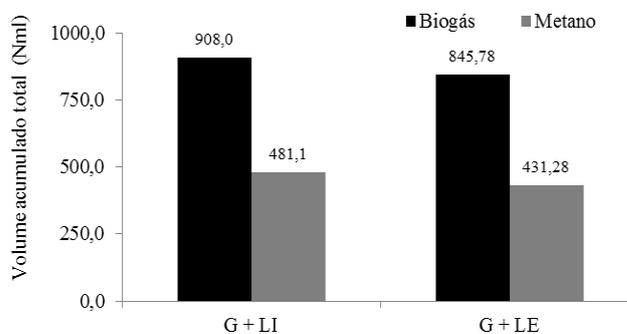
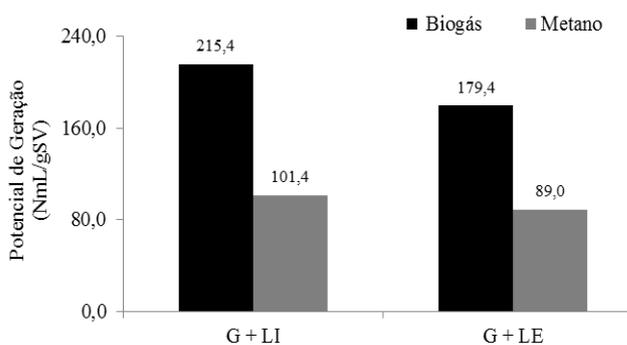


Figura 5. Potencial médio máximo de geração de biogás e metano



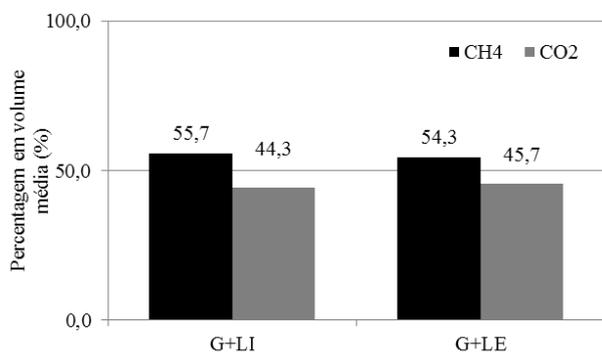
Legenda: G: cama de frango; LI: Lodo industrial granular; LE: lodo de esgoto flocoento

A combinação G+LI apresentou maior potencial (L0) de biogás (215,38 NmL/gSV) e CH₄ (101,43 NmL/gSV) em comparação a G+LE (179,43 NmL/gSV de biogás, 89,00 NmL/gSV de CH₄). Resultados inferiores de potencial de biogás (183 NmL/SV) e metano (74 NmL/gSV) foram obtidos por Marchiori et al. (2018) ao trabalharem com cama de frangos com adição de estrume de gado (proporção 1:3) em reatores em batelada em condições mesofílicas por 30 dias. Outros autores encontraram potencial de metano (90,2 NmL/SV) similar a configuração G+LE, ao estudarem cama de frango com estrume de vaca em reatores em batelada (2 L) em condições mesofílicas por 50 dias (MIAH et al., 2016).

Composição do Biogás

Foram realizadas 08 análises cromatográficas (dias 3, 7, 12, 19, 25, 34, 41 e 47), para cada combinação substrato + inóculo (além dos brancos). Na Figura 6 apresentam-se os dados médios dessas análises para as configurações experimentais estudadas. Em termos de composição do biogás os resultados médios das características do CH₄ (55,7%, 54,3% respectivamente) foram similares para os dois inóculos utilizados. Estas composições estão de acordo com as faixas indicadas por Rohstoffe (2013).

Figura 6. Composição média do biogás obtido nas configurações experimentais



Legenda: G: cama de frango; LI: Lodo industrial granular; LE: lodo de esgoto floculento

Nas Figuras 7 e 8, são apresentados os resultados da evolução da composição do biogás ao longo dos 47 dias do teste BMP para cada tipo de lodo (LI, LE). Observou-se que a configuração G+LE (73,5%) garantiu uma composição inicial e ao longo do monitoramento do biogás mais elevada que G+LI (63,3%). A performance do lodo LE pode ser considerada excelente quando comparado ao LI tendo ainda de ser considerado sua capacidade adaptativa frente aos substratos utilizados.

Outro fator que deve ser levado em consideração é que a utilização de lodos como inóculos de biodigestores vem apenas como um fator de aceleração do processo visto que os resíduos das camas sendo ricos em microorganismos são por si só utilizáveis em escala real, devendo, entretanto, ser considerado um maior tempo para estabilização do teor de metano e da estabilidade do reator caso não sejam utilizados inóculos (lodos) adicionais.

A facilidade de obtenção de lodo de LE, geralmente coletado nos descartes de ETES anaeróbias foi um fator positivo em relação aos lodos industriais geralmente caros e de difícil obtenção.

Observou-se que após 30 dias, as composições das configurações estavam praticamente estabilizadas em termos de concentração (% volumétrica) de metano.

Nas Figuras 7 e 8 são apresentadas as evoluções das composições de CH₄ e CO₂, para os dois lodos, observando que ambos obtiveram teores similares de metano ao fim do experimento, sendo o LE superior (73,1% e 56,1%, respectivamente). Entretanto, a análise dos resultados médios indicou resultados bastante similares entre as composições (Figura 6).

Figura 7. Evolução da composição do biogás gerado pelo resíduo de cama de frango combinado ao Lodo Industrial (G+LI)

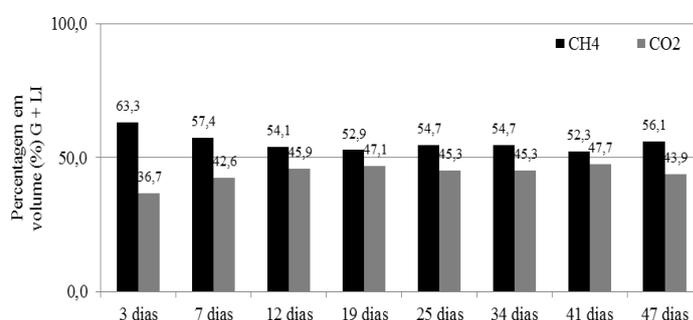
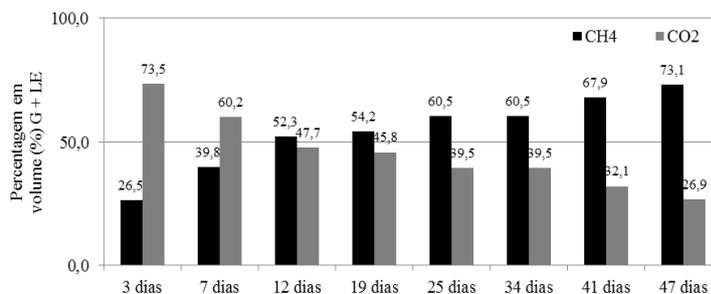


Figura 8. Evolução da composição do biogás gerado pelo resíduo de cama de frango combinado ao Lodo de Esgoto (G+LE)



Conclusão

O ensaio BMP (*Biochemical Methane Potential*) foi utilizado com sucesso para avaliação do potencial de metano das camas de frango, sendo sua utilização promissora para fins de aproveitamento energético. Observou-se a possibilidade de uso de lodos de melhor ou inferior qualidade como iniciadores do processo anaeróbio sem distinção significativa em termos qualitativos e quantitativos, sendo o industrial proporcionou atingimento de um potencial de metano médio de 101,4 NmLCH₄/gSV e o lodo de esgoto cerca de 10% inferior, de 89,0 NmLCH₄/gSV. Em termos da qualidade do biogás ambos os lodos levaram a concentrações em torno de 55% em metano. Apesar dos resíduos de camas de frango atualmente serem pouco utilizados para fins energéticos, sua biodigestão poderia ser largamente utilizada em granjas e abatedouros avícolas, com ganhos para a cadeia

produtiva pelo melhor aproveitamento desses resíduos para produção de calor/energia, e ainda com a possibilidade de utilização do biofertilizante gerado.

Agradecimentos

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), pela concessão dos recursos necessários para o desenvolvimento deste trabalho. À Fundação de Amparo a Ciência e Tecnologia do Estado de Pernambuco (FACEPE) pelos recursos para pesquisa e pela bolsa de iniciação científica.

Referências

- ALVES, I. R. F. S. **Análise experimental do potencial de geração de biogás em resíduos sólidos urbanos**. 2008. 117 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Federal de Pernambuco, Recife.
- AZEVEDO, K. D.; MARI, A. G.; FRIGO, E. P.; FRIGO, J. P.; PERISSATO, S. M.; GRZESIUCK, A. E. Avaliação do tratamento de dejetos suínos em biodigestor submetidos a diferentes substâncias inibidoras. **Bioenergia em revista: diálogos**, ano 4, n. 2, p. 120-133, 2014.
- BALMANT, W. **Concepção, construção e operação de um biodigestor e Modelagem matemática da biodigestão anaeróbica**. 2009. 60 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia e Ciência dos Materiais) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba.
- CHERNICHARO, C. A. L. **Reatores anaeróbios**. 2.ed. Belo Horizonte: DESA, UFMG, 2007.
- COSTA, L.V.C. **Produção de biogás utilizando cam ade frango diluída em água e em biofertilizante de dejetos de suínos**. 2012. 90 f. Tese (Doutorado em Agronomia) - Faculdade de Ciências Agrônomicas - Unesp, Botucatu/SP.
- DUBROVSKIS, V.; IMANTS PLUME, I.; STRAUME, I. Anaerobic digestion of cow and broiler manure. **Engineering for rural development**, Jelgava, v.5, p. 29.-30, 2008.
- FACHAGENTUR NACHWACHSENDE ROHSTOFFE (FRN). **Guia Prático do Biogás: Geração e Utilização**. 5ª edição, Gülzow, Alemanha, 2013.
- FIRMO, A. L. B. **Estudo numérico e experimental da geração de biogás a partir da biodegradação de resíduos sólidos urbanos**. 2013. 286 f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) - Universidade Federal de Pernambuco, Recife.
- HANSEN T. L.; SCHMIDT J. E.; ANGELIDAKI I.; MARCA E., LA COUR JANSEN J.; MOSBAEK H.; CHRISTENSEN T. H. Method for determination of methane potential of solid organic waste. **Waste Management**, Oxford, v. 24, p. 393-400, 2004.
- IVANOVA, L.K., RICHARDS, D.J., SMALLMAN, D.J. The long-term settlement of landfill waste. **Waste and Resource Management. Proceedings of the Institution of Civil Engineers**. p. 121-133, 2008.
- KAIBER, I. R. **A viabilidade da implantação de um biodigestor para produção de energia e biofertilizante através dos dejetos de suínos em uma propriedade rural do município de Concórdia-SC**. 2014. 40 f. Monografia (Especialização em Gestão Ambiental em Municípios). Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Medianeira.
- KARLSSON, T. **Manual básico de biogás** - Lajeado: Ed. da Univates, 2014.
- KELLEHER, B. P.; LEAHY, J. J.; HENIHAN, A. M.; O'DWYER, T. F.; SUTTON, D.; LEAHY, M. J. Advances in poultry litter disposal technology – a review. **Bioresource Technology**, v. 83, p. 27–36, 2002.
- LUCAS JR., J. **Algumas considerações sobre o uso do estrume de suínos como substrato para três sistemas de biodigestores anaeróbios**. 1994. 137 f. Tese (Doutorado em Livre Docência). Faculdade de ciências agrárias e veterinárias, Universidade Estadual Paulista - UNESP. Jaboticaba.
- LUNA, M. L. D.; LEITE, V. D.; LOPES, W. S.; SILVA, S. A.; SILVA, J. V. N. Tratamento anaeróbico de resíduos sólidos orgânicos para pequenas comunidades. **Revista Agropecuária Técnica**, v. 29, n. 1, p. 24-34, 2008.
- LUO, H.; LIU, X.; ANDERSON, B.; ZHANG, K.; LI, X.; HUANG, B.; LI, M.; MO, Y.; FAN, L.; SHEN, Q.; CHEN, F.; JIANG, M.: Carbon sequestration potential of green roofs using mixed-sewage-sludge substrate in Chengdu World Modern Garden City. **Ecological Indicators**, v. 49, p. 247–259, 2015.
- MARCHIORO, V.; STEINMETZ, R. L. R.; AMARAL, A. C.; GASPARETO, T. C.; TREICHEL, H.; KUNZ, A. Poultry Litter Solid State Anaerobic Digestion: Effect of Digestate Recirculation Intervals and Substrate/Inoculum Ratios on Process Efficiency. **Frontiers in Sustainable Food Systems**, v. 2, p. 1-10, 2018.
- MIAH, M. R.; RAHMAN, A. K. M. D. L.; AKANDA, M. R.; PULAK, A.; ABDUR ROUF, M. D. A. Production of biogas from poultry litter mixed with the co-substrate cow dung. **Journal of Taibah University for Science**, v. 10, p. 497–504, 2016.

PAULA JUNIOR, S. E. M. **Avaliação das alternativas de disposição final do resíduo da produção de frango de corte: cama de frango.** 2014. 113 f. Projeto (Graduação em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro-RJ.

PAVLÍK, Z.; FÖRT, J.; ZÁLESKÁ, M.; PAVLÍKOVÁ, M.; TMÍK, A.; MEDVED, I.; KEPPERT, M.; KOUTSOUKOS, P.; ČERNÝ, R. Energy-efficient thermal treatment of sewage sludge for its application in blended cements. **Journal of Cleaner Production**, v. 112, p. 409–419, 2016.

ROCHA, L. SOATES, T do C, ARAUJO. **Avaliação de Biodigestor para uso domiciliar na reciclagem de resíduos semi-sólidos orgânicos.** Encontro de Ensino, Pesquisa e Extensão, Presidente Prudente, 5 a 8 de outubro, 2009.

ROHSTOFFE, F. N. **Guia Prático do Biogás: Geração e Utilização.** 5ª edição, Gülzow, Alemanha, 2013.

SILVA, D. J. **Análise de alimentos: métodos químicos e biológicos.** Viçosa: UFV, 1983.

SILVA, H.W.D.; PELÍCIA, K. Manejo de dejetos sólidos de poedeiras pelo processo de biodigestão anaeróbia. **Revista Brasileira Agropecuária Sustentável**, v. 2, n. 1, p. 151-155, 2012.

SINGH, K.; LEE, J.; WORLEY, L. M.; RISSE, K. C.; Anaerobic digestion of poultry litter: a review. **Applied Engineering in Agriculture**, v. 26, n.4, p. 677-688, 2010.

TESSARO, A. B.; TESSARO, A. A.; CANTÃO, M. P.; MENDES, M. A. Potencial energético da cama de aviário produzida na região sudoeste do paraná e utilizada como substrato para a produção de biogás. **Revista em Agronegócio e Meio Ambiente.**, v.8, n.2, p. 357-377, 2015.

USDA- United States Department of Agriculture. **Foreign Agricultural Service 2018.** Washington, 2018.

VALENTE B. S. E.; XAVIER E. G. Compostagem como ferramenta de gestão ambiental de carcaças de codornas. **Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental**, v.19, n. 2, p. 649-657, 2015.

WHO - International Reference Center for wastes disposal. **Methods of analysis of sewage sludge solid wastes and compost.** Switzerland. 1978.