

ÁREA TEMÁTICA: Reciclagem

PRODUÇÃO DE BIOGÁS A PARTIR DA CODIGESTÃO ANAERÓBICA DE DEJETOS DE SUÍNOS E BAGAÇO DE MANDIOCA

Gabriele Kuhn Dupont¹ (gabi-dupont@hotmail.com), Morgana Maciél Oliveira¹ (morgana.maciel_oliveira@yahoo.com.br), Bruno München Wenzel¹ (bruno.wenzel@uffs.edu.br), Daniel Joner Daroit¹ (Daniel.daroit@uffs.edu.br)

¹ Universidade Federal da Fronteira Sul, Campus Cerro Largo

RESUMO

Dejetos de suínos (DS) e bagaço de mandioca (BM) são resíduos importantes da agroindústria regional, de grande demanda e de alto impacto ambiental, mas que podem ser beneficiados na codigestão anaeróbica (Co-DA), para promover melhor o seu direcionamento final. Um método aplicável de Co-DA de DS com BM, tem sido pouco relatado. Diante disso, este trabalho teve como objetivo a codigestão anaeróbica de DS e BM, como substrato para produção de biogás. Para isso, foram realizados experimentos em batelada a 37 °C, variando-se a concentração de sólidos totais (ST) de BM, em 4, 6, 8 e 10%, em comparação ao controle, contendo apenas DS, que foi empregado com papel de inóculo e substrato. Os resultados apontaram que não houve grande desempenho dos reatores contendo BM, apenas o reator contendo 4% de ST, se sobressaiu um pouco do controle, mas de forma não muito significativa, com produção máxima de 118,39 mL CH₄ g SV⁻¹ para 108,40 mL CH₄ g SV⁻¹ do controle. Desta forma, pode-se averiguar que foi possível produzir metano a partir da Co-DA de DS com BM, mas que possivelmente em função da alta demanda de carga orgânica disponível do cosubstrato, ocorreu um desequilíbrio no processo, por excesso de ácidos graxos voláteis, os quais reduziram o pH e inibiram melhores desempenhos de produção de metano. Tendo em vista o desenvolvimento de trabalhos futuros, estes por ser realizados para melhorar o equilíbrio do processo da Co-DA, empregando-se soluções tamponantes, que auxiliam no controle da alcalinidade do meio.

Palavras-chave: Codigestão anaeróbica; dejetos de suínos; bagaço de mandioca.

BIOGAS PRODUCTION FROM ANAEROBIC CO-DIGESTION OF PIG MANURE AND CASSAVA PULP

ABSTRACT

Pig manure (DS) and cassava bagasse (BM) are important waste of the regional agroindustry, of high demand and of high environmental impact, but which can be benefited in anaerobic co-digestion (Co-DA), to better promote your final direction. An applicable method of Co-DA of DS e BM has been little reported. Therefore, this work aimed at the anaerobic co-digestion of DS and BM, as a substrate for biogas production. For this, batch experiments were carried out at 37 °C, varied and concentrated in total concentrations (ST) of BM, in 4, 6, 8, 10%, in comparison to the control, including only DS, which was used with inoculum paper and substrate. The results showed that there was no great performance of the reactors containing BM, only the reactor containing 4% of ST, stood out a little from the control, but not very significantly, with a maximum production of 118,39 mL CH₄ g SV⁻¹ for 108,40 mL mL CH₄ g SV⁻¹ of the control. Thus, it can be ascertained that it was possible to produce methane from the Co-DA of DS with BM, but that possibly due to the high demand for organic load available in the co-substrate, there was an imbalance in the process, due to excess of volatile fatty acids, which reduced the pH and inhibited better methane production performances. In view of the development of future works, these can be carried out to improve the balance of the Co-DA process, using buffering solutions, which help to control the alkalinity of the middle one.

Keywords: Anaerobic co-digestion; pig manure; cassava bagasse.

1. INTRODUÇÃO

A produção de biocombustíveis foi introduzida a partir do aproveitamento de produtos e resíduos industriais e agrícolas, para gerar energia. Assim como, em razão da sustentabilidade e flexibilidade de matéria-prima, alta biodegradabilidade, diminuição de emissões de gases de efeito estufa, mínima toxicidade e em relação a questões socioeconômicas, motivos pelos quais, se sobressaem aos combustíveis fósseis (MOMAYEZ *et al.*, 2019).

Em relação a tecnologias de produção de energia renovável, a digestão anaeróbia (DA) destaca-se por tratar-se de um processo promissor de tratamento e de destinação de resíduos de biomassa, por meio da degradação e estabilização da matéria orgânica complexa por um consórcio de microrganismos (RAPOSO *et al.*, 2012).

A DA, fundamenta-se em um processo biológico de vários estágios, em que ocorre a conversão de substrato orgânico em biogás [mistura gasosa composta principalmente por metano (CH₄) e dióxido de carbono (CO₂)] por microrganismos, na ausência de oxigênio. O processo de DA é ordenado por quatro etapas, iniciando pela hidrólise, seguida da acidogênese, acetogênese e metanogênese. Na primeira etapa, ocorre a decomposição das substâncias orgânicas mais complexas, como lipídios, carboidratos, polissacarídeos, proteínas e ácidos nucleicos em monômeros que podem ser diretamente utilizados pelas bactérias. Seguidamente, a acidogênese é a etapa em que as bactérias são responsáveis pela conversão dos monômeros em ácidos graxos voláteis e materiais celulares. Já na terceira etapa, os acetogênicos metabolizam os produtos hidrolíticos, em ácido acético. Por fim, os produtos resultantes dos acetogênicos, são transformados pelos metanogênicos em metano. Estas etapas podem ser visualizadas pelas Equações de (1 a 5) (KAINTHOLA *et al.*, 2019; LI *et al.*, 2019).



Enquanto aplicação, o biogás pode ser utilizado para obtenção de vetores energéticos, por meio da queima do metano, podendo ser empregado na geração de calor, energia elétrica e energia para transporte. Além do ganho econômico relacionado a aplicação energética, ao final do processo de DA, o efluente resultante pode ser destinado como biofertilizante mais seguro para a agricultura (AZIZ; HANAFIAH, 2020).

Além disso, a produção de metano a partir de uma alta variedade de resíduos por meio do processo de DA vem se destacando mundialmente, sendo considerada uma tecnologia ideal em muitos aspectos por causa de seus benefícios econômicos e ambientais (CHANDRA *et al.*, 2012). No entanto, em razão de características específicas e particulares dos diferentes tipos de resíduos empregados como substratos, muitas vezes, torna-se ineficiente o processo de conversão de bioenergia pela falta de nutrientes (MA *et al.*, 2018).

Nesse contexto, o processo de codigestão anaeróbica (Co-DA), emprega dois ou mais substratos simultaneamente, o que promove uma oportunidade para superar a baixa biodegradabilidade e aumentar a taxa de carga orgânica, fornecendo alcalinidade, macro e micronutrientes aos microrganismos desse processo bioquímico (SOLÉ-BUNDÓ *et al.*, 2019).

Altas demandas de resíduos agroindustriais como os de mandioca, são produzidos e abandonados, causando contaminação das águas e poluição odorífera. As fábricas de fécula de mandioca geralmente produzem amido destinado a alimentação e para outros ramos industriais, como os de papel e têxteis. Tendo em vista, que para cada 100 kg de amido produzido, são gerados 11,1 kg de resíduo de mandioca, necessita-se de um processo que destine esses compostos remanescentes, com uma aplicação, como é o caso de processos de digestão anaeróbica para produção de bioenergia, como o biogás. No entanto, o uso direto de biomassas como o resíduo de bagaço de mandioca (BM), em um biodigestor inviabiliza o processo, por tratar-se de um substrato de baixa

digestibilidade. Em contrapartida, quando empregado como cosubstrato em um processo de Co-DA, em conjunto com outra fonte de biomassa, rica em nutrientes necessários para um efetivo crescimento microbiano, desempenha, um papel mais efetivo em comparação com um sistema de monodigestão (CHAVADEJ *et al.*, 2019).

Com papel de substrato e inóculo, dejetos de suínos (DS) referem-se a um resíduo comumente utilizado na Co-DA, uma vez que é rico em nitrogênio, o qual pode contribuir com um alto nível de nitrogênio amoniacal em um digestor anaeróbico. Todavia, concentrações muito altas desse composto podem elevar o pH acima de 8,0 e assim inibir o processo. Por outro lado, se empregado com outro material, o DS fornece uma alta capacidade de tamponamento, o que auxilia no equilíbrio do pH e assim, proporciona um ambiente estável para melhorar o desempenho da produção de metano (TIAN *et al.*, 2015).

Diante disso, este trabalho propõe a produção de biogás, por meio do processo de Co-DA, empregando dejetos de suínos como inóculo/substrato e bagaço de mandioca, enquanto cosubstrato.

1. 2. OBJETIVO

Avaliar o desempenho da codigestão anaeróbia de dejetos de suínos utilizando bagaço de mandioca, como cosubstrato para produção de metano. Além disso, determinar parâmetros físico-químicos do inóculo/substrato e cosubstrato e do conteúdo dos reatores ao final da digestão anaeróbica.

2.

3. 3. METODOLOGIA

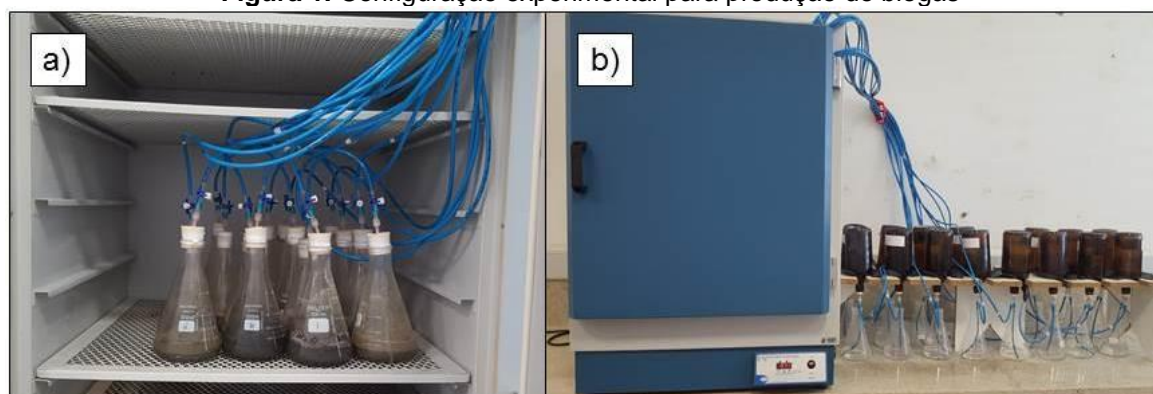
3.1 Inóculo e cosubstrato

Como inóculo, foram coletados dejetos frescos de suíno (DS), em embalagens herméticas, em uma fazenda de suinocultura (área rural do município de Cerro Largo, Estado do Rio Grande do Sul, Brasil). Já como cosubstrato, foi utilizado bagaço de mandioca (BM), o qual foi fornecido por uma agroindústria de polvilho, localizada na cidade de Salvador das Missões, no estado do Rio Grande do Sul, Brasil. Como preparo, DS foi diluído em água destilada (1:2) e o BM foi seco a 105 °C e moído.

3.2 Codigestão anaeróbica e produção de metano

A Co-DA foi conduzida em erlenmeyers de 500 mL, denominados como biodigestores, com volume fixo de solução referente ao inóculo, de 200 mL de DS já diluído. Os reatores foram separados em cinco grupos experimentais correspondentes à adição de diferentes concentrações de BM, em relação aos sólidos totais de cada solução. Os reatores foram denominados como R1 (0 wt%), R2 (4 wt%), R3 (6 wt%), R4 (8 wt%) e R5 (10 wt%), nos quais havia contribuição de 0, 4, 6, 8, e 10% de sólidos totais, em massa de BM, respectivamente. Dado, que o R1, referiu-se ao controle (sem adição do cosubstrato). Além disso, cada grupo experimental foi conduzido em triplicata.

Figura 1. Configuração experimental para produção de biogás



Configuração experimental utilizada para produção de biogás. (a) Disposição dos reatores anaeróbios no interior da estufa; (b) Visão geral do sistema de lavagem de biogás e medição do metano produzido.

O aparato experimental foi organizado de acordo com a Figura 1, na sala 101A de Multiusuários, do laboratório 3, da Universidade Federal da Fronteira Sul, campus de Cerro Largo. No interior da estufa bacteriológica (AL 101/150, AmericanLab, Brasil), a qual permaneceu em temperatura controlada de $37 \pm 0,1$ °C, como pode ser visualizado pela Figura 1 (a), os biodigestores foram selados com rolhas de borracha, para proporcionar um ambiente anaeróbico. Ainda, foram inseridas por meio das rolhas, agulhas hipodérmicas para permitir a saída do gás, e válvulas, que foram conectadas a cada agulha para controlar a pressão dentro dos digestores.

Em relação à saída do gás, as agulhas foram conduzidas para frascos de vidro invertidos, os quais foram acondicionados fora da estufa, conforme ilustra a Figura 1 (b), contendo uma solução alcalina (NaOH 2M) para absorver o CO₂ produzido. Desta maneira, o gás referente ao CH₄, proporciona o deslocamento dessa solução alcalina para os vasos coletores, sendo assim, possível determinar o volume de CH₄, de forma direta, a partir da mensuração da massa de NaOH deslocada, em condições ambientes, as quais sucederam-se em aproximadamente 25 ± 1 °C, em pressão similar à atmosférica. Técnicas semelhantes de deslocamento de água para medição de produção de CH₄, por meio da absorção de CO₂ em soluções alcalinas, também foram abordadas em outros trabalhos (WICKHAM *et al.*, 2016; WANG *et al.*, 2014; BEDOÍĆ *et al.*, 2019).

A Equação (6) indica como foi calculado o volume de produção de metano.

$$V_{CH_4} \text{ (mL)} = \frac{\text{Massa frasco cheio} - \text{massa frasco vazio}}{\text{densidade da solução NaOH}} \quad (6)$$

Dado que, a massa dos frascos contendo a solução de NaOH foi aferida periodicamente durante os primeiros dias e após com espaçamento entre as medições, conforme verificação da estabilização do processo. A cada medição os reatores eram agitados manualmente, para a homogeneização de seu conteúdo. A Co-DA foi acompanhada durante um período de aproximadamente 91 dias, momento em que foi possível verificar a estabilização do processo.

3.3 Parâmetros físico-químicos

O inóculo (DS) e o cosubstrato (BM), foram avaliados anteriormente a Co-DA, quanto a sólidos totais (ST), sólidos voláteis (SV), demanda química de oxigênio (DQO), nitrogênio total (NT), pelo método de Kjeldahl e nitrogênio amoniacal total (NAT), de acordo com os métodos padrão (APHA, 2005), além da verificação do pH. Ainda, no final dos experimentos de Co-DA o conteúdo dos digestores também foi avaliado, quanto a ST, SV, DQO, NT, NAT e pH.

4. 4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Caracterização do inóculo e cosubstrato

As características do inóculo/substrato e do cosubstrato empregados na Co-DA são apresentados na Tabela 1. Estes dados foram utilizados para obtenção dos parâmetros de cada reator no início dos experimentos e posterior comparação com os parâmetros encontrados a partir do conteúdo de cada reator anaeróbico ao final da DA.

Tabela 1. Parâmetros físico-químicos do inóculo e cosubstrato utilizados no processo de DA

Substrato	ST	SV	DQO	NT	NAT	Relação C:N
DS (1:2)	$39,73 \pm 0,25$ g L ⁻¹	$28,79 \pm 0,07$ g g ⁻¹	$45,99 \pm 1,92$ g O ₂ L ⁻¹	$2,12 \pm 0,28$ g L ⁻¹	$0,887 \pm 0,047$ g L ⁻¹	$8,23 \pm 0,89$
BM	$0,167 \pm 0,001$ g g ⁻¹	$0,982 \pm 0,001$ g g ⁻¹	$1,32 \pm 0,07$ g O ₂ g ⁻¹	$1,56 \pm 0,04$ g g ⁻¹	$0,168 \pm 0,074$ g g ⁻¹	$318,01 \pm$ 2,81

ST: sólidos totais; SV: sólidos voláteis; DQO: demanda química de oxigênio; NTK: nitrogênio total de Kjeldahl; NAT: nitrogênio amoniacal total; Relação C:N (relação de carbono total e nitrogênio total).

Como pode-se observar na Tabela 1, o DS já diluído em água destilada (1:2), apresentou valores médios de ST e SV, de 39,73 g L⁻¹ e 28,79 g g⁻¹, respectivamente. Em relação aos parâmetros de DQO, NT e NAT, foram mensurados valores de 45,99 g O₂ L⁻¹, 2,12 e 0,887 g L⁻¹, respectivamente. Resultados semelhantes foram encontrados em outro estudo, por Schommer *et al.* (2020), utilizando o mesmo local de coleta do DS. Ainda, as concentrações de ST, SV e de DQO similares para esse substrato (34,6, 24,5 g L⁻¹ e 33,7 g O₂ L⁻¹, respectivamente) também foram retratadas em outra literatura (ASTALS *et al.*, 2015). Já semelhança no resultado de NT (2,32 e 2,99 g L⁻¹), foi possível encontrar nos estudos de Jin *et al.* (2018) e Li *et al.* (2015), respectivamente. Além disso, a relação C:N averiguada para o DS, foi similar (8,66) a encontrada por Wang *et al.* (2017).

Tratando-se dos parâmetros do BM, pode-se avaliar que o cosubstrato apresentou 0,167, 0,982 g g⁻¹ e 1,32 g O₂ g⁻¹, para ST, SV e DQO, respectivamente. Já para valores de NT e NAT, obteve 1,56 e 0,168 g g⁻¹, respectivamente. Resultados comparáveis são relatados no trabalho de Panichnumsin *et al.* (2010).

A relação C:N encontrada neste trabalho para o BM (de cerca de 318), foi alta conforme esperado, devido ao valor mais elevado da DQO. Em comparação com outros estudos utilizando BM, como de Panichnumsin *et al.* (2010) e Glanpracha e Annachatre (2016) ficou um pouco acima, se comparado aos seus resultados de 210 e 176,4, respectivamente; e com o emprego de outros resíduos da mandioca (152), como no trabalho de Ren *et al.* (2014). Disparidades que encontram-se dentro do esperado, uma vez que tratam-se de resíduos, assim como o DS, provenientes de diferentes locais e condições heterogêneas (RAPOSO *et al.*, 2012).

Como foi observado para as relações C:N para digestão anaeróbica do DS e do BM, de aproximadamente 8,23 e 318 respectivamente, encontram-se fora do intervalo ideal recomendado por outras literaturas, as quais referem-se a uma faixa aplicável entre 20 a 30 (Jin *et al.* 2018). Assim, utilizar o BM, como cosubstrato, pode equilibrar a relação C:N na Co-DA com DS, diminuindo assim a concentração de nitrogênio amoniacal no meio digestor, uma vez que o BM pode contribuir com sua grande disponibilidade de carbono (ASTALS *et al.*, 2011).

4.2 Caracterização físico-química e produção de metano nos experimentos de Co-DA

Ao final dos experimentos, pode-se avaliar conforme indica a Tabela 2, valores referentes aos parâmetros físico-químicos do conteúdo de cada reator, os quais podem ser comparados aos dados iniciais do processo de Co-DA. Em referência ao ST, pode-se observar que os reatores R1 e R2, apresentaram 56,0 e 48,2% de redução, respectivamente. Valores importantes também foram observados para SV, nos quais ocorreu uma redução de 62,8 e 53,0%, para R1 e R2, respectivamente; quanto a DQO, reduções de 71,9 para R1 e 73,2% para R2; e com relação ao NT e NAT, R2 se sobressaiu com redução de 20,80 e 13,40%, respectivamente, quanto a 6,91 e 8,42% para R1. Já nos demais reatores, R3, R4 e R5, os resultados foram semelhantes entre si e abaixo dos dados encontrados para R1 e R2.

Tabela 2. Parâmetros físico-químicos do no início (t0) e no final (tf) dos reatores de Co-DA

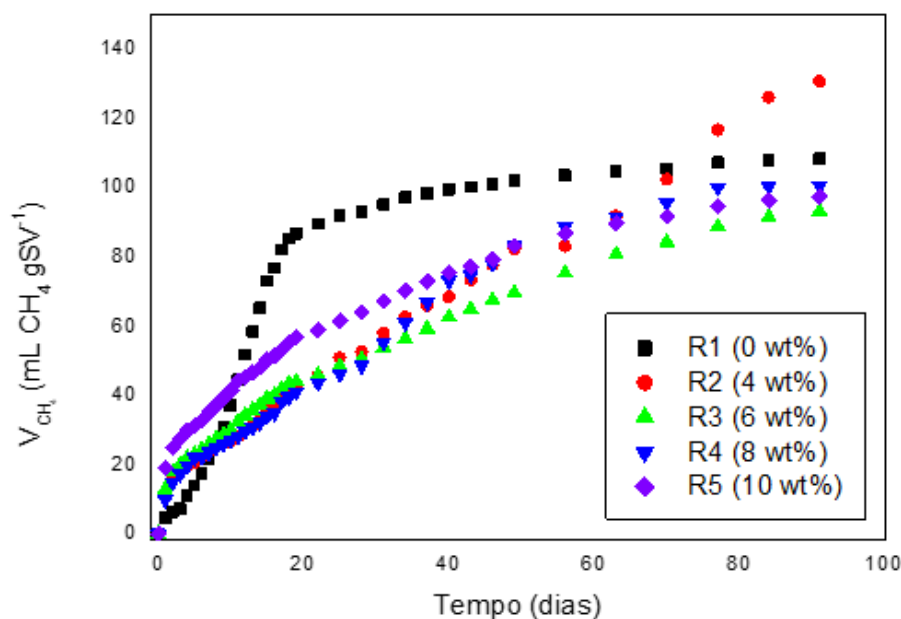
Reatores	ST (g L ⁻¹)		(SV g L ⁻¹)		DQO (g O ₂ L ⁻¹)		NT (g L ⁻¹)		NAT (g L ⁻¹)	
	t0	tf	t0	Tf	t0	tf	t0	tf	t0	tf
R1 (0 wt%)	39,73 ± 0,25	17,48 ± 0,79	28,79 ± 0,20	10,72 ± 0,41	45,99 ± 1,92	12,94 ± 1,44	2,12 ± 0,05	1,97 ± 0,13	0,887 ± 0,047	0,812 ± 0,028
R2 (4 wt%)	42,73 ± 0,25	22,13 ± 1,67	31,73 ± 0,20	14,91 ± 1,28	65,80 ± 1,74	17,62 ± 2,35	2,14 ± 0,05	1,54 ± 0,22	0,889 ± 0,048	0,770 ± 0,128
R3 (6 wt%)	45,73 ± 0,25	43,24 ± 2,79	34,68 ± 0,20	32,27 ± 1,81	85,60 ± 2,14	39,30 ± 2,91	2,16 ± 0,05	1,91 ± 0,06	0,892 ± 0,048	0,868 ± 0,043
R4 (8 wt%)	48,73 ± 0,25	46,25 ± 4,54	37,63 ± 0,20	34,56 ± 2,80	105,40 ± 2,89	52,22 ± 2,95	2,19 ± 0,05	2,41 ± 0,07	0,894 ± 0,049	0,868 ± 0,056

R5 (10 wt%)	51,73 ± 0,25	48,82 ± 5,56	40,57 ± 0,20	37,62 ± 3,99	125,20 ± 3,79	56,50 ± 3,29	2,21 ± 0,05	2,44 ± 0,03	0,897 ± 0,050	0,877 ± 0,058
-------------	--------------	--------------	--------------	--------------	---------------	--------------	-------------	-------------	---------------	---------------

ST: sólidos totais; SV: sólidos voláteis; DQO: demanda química de oxigênio; NTK: NT: nitrogênio total de Kjeldahl; NAT: nitrogênio amoniacal total. t₀ = tempo inicial; t_f = tempo final (91 dias).

Desta forma pode-se averiguar que, R1 e R2 se destacaram dos demais reatores, por apresentarem valores mais significativos de remoção dos parâmetros físico-químicos avaliados, e que ainda, R2 demonstrou maior redução, o que indica maior consumo dos nutrientes e possivelmente maior produção de biogás. Em contrapartida, o reator R2 que contém a menor concentração de BM, de 4% de sólidos totais, apresentou desempenho apenas um pouco superior ao R1, reator referente ao controle (contendo somente DS). Assim, pode-se analisar em conjunto com a Figura 2, que ilustra a cinética de produção de metano ao longo dos dias, que apenas no final da DA o R2 se sobressaiu um pouco do R1. Visto que, após um salto observado de produção de metano nos reatores R2, R3, R4 e R5, entre os primeiros dias, no restante do período a produção foi baixa e bem similar entre esses reatores. De maneira geral, pode-se averiguar que o R1 apresentou melhor desempenho de produção de metano ao longo do tempo, principalmente no início da Co-DA, em relação aos demais reatores que continham o cosubstrato. Resultado similar foi observado por Lavergne *et al.* (2020), que empregaram Co-DA de DS e lodo de esgoto. Os autores não verificaram diferenças significativas entre a monodigestão e a codigestão, uma vez que ambos apresentaram resultados de produção de metano semelhantes.

Figura 2. Produção cumulativa de metano durante a Co-DA de DS e BM



Produção cumulativa de metano ($\text{mL CH}_4 \text{ g SV}^{-1}$) durante a codigestão anaeróbia de dejetos de suínos (DS; inóculo/substrato principal) e co-substratos com 0, 4, 6, 8 e 10% de sólidos totais adicionados de bagaço de mandioca (BM), corresponde aos biorreatores R1, R2, R3, R4 e R5 respectivamente.

Tabela 3. Medida de pH no início (t₀) e no final (t_f) dos reatores e de volume acumulado de metano

Reatores	pH		Volume acumulado ($\text{mL CH}_4 \text{ g SV}^{-1}$)
	t ₀	t _f	
R1 (0 wt%)	7,21 ± 0,08	8,25 ± 0,05	108,39 ± 1,96
R2 (4 wt%)	7,11 ± 0,06	7,59 ± 0,29	118,40 ± 8,31
R3 (6 wt%)	7,09 ± 0,08	4,82 ± 0,06	77,34 ± 12,67

R4 (8 wt%)	6,85 ± 0,16	4,39 ± 0,05	77,15 ± 11,54
R5 (10 wt%)	7,01 ± 0,01	4,11 ± 0,11	69,11 ± 10,05

Potencial hidrogeniônico (pH) do conteúdo dos reatores contendo o inóculo e cosubstrato e o volume final acumulado de metano em função dos sólidos voláteis iniciais (mL CH₄ g SV⁻¹). t₀ = tempo inicial; t_f = tempo final (91 dias);

Diante disso, foram encontrados resultados diferentes do esperado, que seria uma maior contribuição do BM na produção de metano, já que ele se apresentou como um resíduo com alto potencial, devido ao seu importante nível de carga orgânica, conforme indicação dos resultados da Tabela 1. Todavia, justificativas podem ser expressas pela Tabela 3, que apresenta os valores de pH dos conteúdos dos reatores no início e no final dos procedimentos experimentais de DA, além do volume final produzido de metano.

Diante dos dados apresentados pela Tabela 3, pode-se avaliar que o pH no início foi neutro entre 6,85 e 7,21, conforme é indicado para a DA, em intervalos entre 6,5 e 7,5 (YE *et al.*, 2013). Ao final, foi observado que o pH do R1 e do R2 foram satisfatórios, com dados de 8,25 e 7,59, respectivamente. Já os valores de produção de metano foram de aproximadamente 108 e 118 mL CH₄ g SV⁻¹, sendo superior, mas não muito significativo para o reator R2. Além disso, para os reatores R3, R4 e R5, encontraram-se valores reduzidos de pH, entre 4,11 e 4,82, o que vai de encontro com os menores volumes observados de produção de metano nos reatores, que variaram de 69,11 a 77,34 mL CH₄ g SV⁻¹. Esses resultados ocorrem, em função de que, embora tenha sido alcançado uma melhora relação C:N empregando DS com BM, possivelmente a alcalinidade do sistema, que é a capacidade de tamponamento médio, não foi alta o suficiente para evitar a sua desestabilização. Desta forma, acarreta uma redução no pH, que é originado pelo acúmulo de ácidos graxos voláteis (AGV) (ASTALS *et al.*, 2011).

De forma conceitual, os AGV na DA são produtos da etapa da hidrólise e substratos da metanogênese. Assim, concentrações estáveis de AGV, indicam um equilíbrio correto entre hidrólise/acidogênese e metanogênese. Mas, para encontrar esse cenário estável em uma DA, a concentração de AGV deve estar em níveis mais baixos, uma vez que são consumidos aos poucos ao longo do tempo pelos metanogênicos. Dificuldades são encontradas, quando ocorre uma produção muito alta de AGV, devido à alta disponibilidade de carga orgânica na primeira etapa, de hidrólise, disseminando assim em excesso de AGV e inibição da produção de metano (LI *et al.*, 2015).

Esse contexto, pode ser utilizado para justificar a desaceleração da produção de metano pelos reatores contendo BM logo no início do experimento. Pois, provavelmente esse resíduo contendo concentrações importantes de carga orgânica diretamente consumível, ocasionou uma demanda muito alta de ácidos graxos voláteis, que reduziram o pH e desestabilizaram as próximas etapas do processo de DA. Semelhante resultado foi relatado por Cheng *et al.* (2020), ao realizarem Co-DA de resíduos alimentares e lodo municipal. Os autores observaram que os resíduos alimentares, por apresentarem uma grande quantidade de matéria orgânica, também resultaram no acúmulo excessivo de ácidos graxos orgânicos, levando a acidificação do processo de DA, com queda no pH até valores de 5,66 e 5,22.

Ainda, Cheng *et al.* (2020), diante da acidez promovida pelo excesso de AGV no seu estudo, utilizaram um agente tamponante de carbonato de sódio (Na_2CO_3), para elevar o pH até um nível mais neutro. Desta forma, conseguiram aliviar a inibição ácida das bactérias no sistema e alcançaram progressivos e satisfatórios resultados de produção de metano. Tomando como base esse desfecho, serão buscados em trabalhos futuros um maior controle do equilíbrio do processo, por meio do uso de soluções tamponantes para controlar o pH. Uma vez que, em outros trabalhos utilizando-se diferentes condições, como de Panichnumsin *et al.* (2010) e Glanpracha e Annachatre (2016), foram alcançados resultados mais eficientes de produção de metano (514 e 380 mL g SV⁻¹), em seus melhores desempenhos, empregando-se BM em conjunto com DS, na Co-DA.

5. 5. CONCLUSÃO

A tecnologia de produção de bioenergia como a DA, tem sido amplamente empregada, uma vez que possibilita o tratamento de diferentes resíduos, os quais podem ser diversificadamente explorados, dependendo da necessidade de destinação e da quantidade de geração na região em estudo. Diante disso e dos resultados apresentados, utilizando-se a Co-DA de BM e DS, pode-se avaliar que ainda são necessários estudos futuros para melhorar o desempenho da produção de metano, a partir da busca por um maior equilíbrio no processo, buscando alternativas, como a aplicação de soluções tamponantes, que possibilitam o controle de pH. Desta forma, mais estudos e aplicações de substratos como DS e BM na DA são muito importantes, uma vez que refere-se a um processo promissor, que auxilia na destinação de resíduos locais de grande geração, promovendo ainda energia renovável.

6. 6. AGRADECIMENTOS

À Universidade Federal da Fronteira Sul (UFFS), Campus de Cerro Largo, pela oportunidade de cursar a Pós-graduação em Ambiente e Tecnologias Sustentáveis (PPGATS), bem como pela infraestrutura fornecida pelos laboratórios e material disponibilizado.

7. 7. REFERÊNCIAS

ASTALS, S. *et al.* Co-digestion of pig manure and glycerine: Experimental and modelling study. **Journal of Environmental Management**, v. 92, n. 4, p. 1091–1096, 2011.

ASTALS, S. *et al.* Anaerobic co-digestion of pig manure and algae: Impact of intracellular algal products recovery on co-digestion performance. **Bioresource Technology**, v. 181, p. 97–104, 2015.

AZIZ, Nur Izzah Hamna A.; HANAFIAH, Marlia M. Life cycle analysis of biogas production from www.firs.institutoventuri.org.br

anaerobic digestion of palm oil mill effluent. **Renewable Energy**, v. 145, p. 847–857, 2020.

CHANDRA, R.; TAKEUCHI, H.; HASEGAWA, T. Methane production from lignocellulosic agricultural crop wastes: A review in context to second generation of biofuel production. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 16, n. 3, p. 1462–1476, 2012.

CHAVADEJ, Sumaeth *et al.* Separate production of hydrogen and methane from cassava wastewater with added cassava residue under a thermophilic temperature in relation to digestibility. **Journal of Biotechnology**, v. 291, n. November 2018, p. 61–71, 2019.

CHENG, Jiehong *et al.* Effects of waste rusted iron shavings on enhancing anaerobic digestion of food wastes and municipal sludge. **Journal of Cleaner Production**, v. 242, p. 118195, 2020.

GLANPRACHA, Naraporn; ANNACHHATRE, Ajit P. Anaerobic co-digestion of cyanide containing cassava pulp with pig manure. **Bioresource Technology**, v. 214, p. 112–121, 2016.

JIN, Wenyao *et al.* Performance enhancement by rumen cultures in anaerobic co-digestion of corn straw with pig manure. **Biomass and Bioenergy**, v. 115, n. July 2016, p. 120–129, 2018.

KAINTHOLA, Jyoti; KALAMDHAD, Ajay S.; GOUD, Vaibhav V. Enhanced methane production from anaerobic co-digestion of rice straw and hydrilla verticillata and its kinetic analysis. **Biomass and Bioenergy**, v. 125, n. September 2018, p. 8–16, 2019.

LAVERGNE, Céline *et al.* Towards centralized biogas plants: Co-digestion of sewage sludge and pig manure maintains process performance and active microbiome diversity. **Bioresource Technology**, v. 297, n. November 2019, p. 122442, 2020.

LI, Dong *et al.* Effects of feedstock ratio and organic loading rate on the anaerobic mesophilic co-digestion of rice straw and pig manure. **Bioresource Technology**, v. 187, p. 120–127, 2015.

LI, Yue; CHEN, Yinguang; WU, Jiang. Enhancement of methane production in anaerobic digestion process: A review. **Applied Energy**, v. 240, n. February, p. 120–137, 2019.

MA, Haiyuan *et al.* Nutrient recovery technologies integrated with energy recovery by waste biomass anaerobic digestion. **Bioresource Technology**, v. 269, n. June, p. 520–531, 2018.

MOMAYEZ, Forough; KARIMI, Keikhosro; TAHERZADEH, Mohammad J. Energy recovery from industrial crop wastes by dry anaerobic digestion: A review. **Industrial Crops and Products**, v. 129, n. November 2018, p. 673–687, 2019.

PANICHNUMSIN, Pornpan *et al.* Production of methane by co-digestion of cassava pulp with various concentrations of pig manure. **Biomass and Bioenergy**, v. 34, n. 8, p. 1117–1124, 2010.

RAPOSO, F. *et al.* Anaerobic digestion of solid organic substrates in batch mode: An overview relating to methane yields and experimental procedures. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 16, n. 1, p. 861–877, 2012.

REN, Jiwei *et al.* Performance and microbial community dynamics in a two-phase anaerobic co-digestion system using cassava dregs and pig manure. **Bioresource Technology**, v. 155, p. 342–351, 2014.

SCHOMMER, Vera Analise; WENZEL, Bruno München; DAROIT, Daniel Joner. Anaerobic co-

digestion of swine manure and chicken feathers: Effects of manure maturation and microbial pretreatment of feathers on methane production. **Renewable Energy**, v. 152, p. 1284–1291, 2020.

SOLÉ-BUNDÓ, Maria *et al.* Co-digestion strategies to enhance microalgae anaerobic digestion: A review. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 112, n. May, p. 471–482, 2019.

TIAN, Hailin *et al.* Anaerobic co-digestion of kitchen waste and pig manure with different mixing ratios. **Journal of Bioscience and Bioengineering**, v. 120, n. 1, p. 51–57, 2015.

WANG, Min *et al.* Methane production characteristics and microbial community dynamics of mono-digestion and co-digestion using corn stalk and pig manure. **International Journal of Hydrogen Energy**, v. 42, n. 8, p. 4893–4901, 2017.

YE, Jingqing *et al.* Improved biogas production from rice straw by co-digestion with kitchen waste and pig manure. **Waste Management**, v. 33, n. 12, p. 2653–2658, 2013.