

UNIVERSIDADE ESTADUAL DO OESTE DO PARANÁ
CENTRO DE CIÊNCIAS EXATAS E TECNOLÓGICAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AGRÍCOLA

SANTIAGO PEREIRA NETO

**ESTUDO DA INFLUÊNCIA DA PROGRESSÃO DE CARGA NA CODIGESTÃO DE
DEJETO SUÍNO E CAMA DE FRANGO EM REATORES DE MISTURA COMPLETA**

CASCADEL – PR

FEVEREIRO 2018

SANTIAGO PEREIRA NETO

**ESTUDO DA INFLUÊNCIA DA PROGRESSÃO DE CARGA NA CODIGESTÃO DE
DEJETO SUÍNO E CAMA DE FRANGO EM REATORES DE MISTURA COMPLETA**

Dissertação de mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, em cumprimento parcial aos requisitos para obtenção do título de Mestre em Engenharia Agrícola, área de concentração em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Airton Kunz

CASCADEL - PR

FEVEREIRO 2018

FICHA CATALOGRÁFICA

Ficha de identificação da obra elaborada através do Formulário de Geração Automática do Sistema de Bibliotecas da Unioeste.

Pereira Neto, Santiago

Estudo da influência da progressão de carga na codigestão de dejetos suíno e cama de frango em reatores de mistura completa / Santiago Pereira Neto; orientador(a), Airton Kunz, 2018.

43 f.

Dissertação (mestrado), Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Campus de Cascavel, Centro de Ciências Exatas e Tecnológicas, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, 2018.

1. Digestão anaeróbia. 2. Mesofílico. 3. Produção de biogás. 4. Alto teor de sólidos. I. Kunz, Airton. II. Título.

Aji

SANTIAGO PEREIRA NETO

Estudo da influência da progressão de carga na codigestão de dejetos suíno e cama de frango em reatores de mistura completa

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola em cumprimento parcial aos requisitos para obtenção do título de Mestre em Engenharia Agrícola, área de concentração Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, linha de pesquisa Recursos Hídricos, APROVADO(A) pela seguinte banca examinadora:



Orientador(a) - Ailton Kurtz

Universidade Estadual do Oeste do Paraná - Campus de Cascavel (UNIOESTE)



Morgana Suszek Gonçalves

Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR)



Monica Sarulli Silva de Mendonça Costa

Universidade Estadual do Oeste do Paraná - Campus de Cascavel (UNIOESTE)

Cascavel, 16 de fevereiro de 2018

BIOGRAFIA

Nascido em 26 de março de 1993, natural de Paranavaí no estado do Paraná. Iniciou a graduação em Engenharia Ambiental na Universidade Tecnológica Federal do Paraná no ano de 2011. Possui participação em projetos de iniciação científica e de extensão, com as seguintes temáticas: qualidade de águas subterrâneas e pluviais, produção de biocarvão e saneamento ambiental. Concluiu em 2015 a graduação em Engenharia Ambiental.

Em 2018 concluiu o Mestrado em Engenharia Agrícola com ênfase em digestão anaeróbia de resíduos animais, na área de concentração Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental na Universidade Estadual do Oeste do Paraná.

“A ciência nunca resolve um problema
sem criar pelo menos outros dez.”

George Bernard Shaw

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus por conceder sempre tantas graças e vitórias em minha vida;

À minha família, peça fundamental e única nessa caminhada. Minha MÃE, Luciveri Marroni Pereira, pelo carinho, o apoio e a força de vontade, um exemplo de dedicação aos estudos que tive dentro de casa. Meu PAI, Santiago Pereira Filho, figura carismática e parceira, sempre dedicado a ver seus filhos estudando e buscando sempre o melhor, um exemplo de como é amar o seu trabalho e o seu próximo. Por fim, o meu IRMÃO, Arthur Marroni Pereira, parceiro do dia a dia, praticamente gêmeo nascido em um ano diferente;

Agradeço aos amigos que conheci ao longo desses dois anos e principalmente à equipe de trabalho da Embrapa Suínos e Aves, parte essencial para o desenvolvimento desse trabalho;

Agradeço imensamente aos professores da Unioeste, por dividirem os seus ensinamentos ao longo do mestrado, principalmente ao meu orientador Dr. Airton Kunz, pelas orientações e por colocar à disposição para a pesquisa a estrutura da Embrapa;

Agradeço à Capes pela concessão da bolsa de mestrado;

Por fim, agradeço à Unioeste e ao PGEAGRI pela disponibilidade e o auxílio para que me tornasse mestre em Engenharia Agrícola.

ESTUDO DA INFLUÊNCIA DA PROGRESSÃO DE CARGA NA CODIGESTÃO DE DEJETO SUÍNO E CAMA DE FRANGO EM REATORES DE MISTURA COMPLETA

RESUMO

Nesse estudo foi avaliada a influência da progressão de carga, utilizando cama de frango em reatores que já operam com dejetos suínos, em relação a parâmetros físico-químicos e operacionais. Tendo em vista o teor de sólidos da cama de frango, utilizaram-se reatores do modelo CSTR com volume útil de 12 L, o reator controle (R1) somente com dejetos suínos e o reator para codigestão dejetos suínos e cama de frango (R2). Foi possível notar que o incremento na produtividade de metano foi de até 56% nas COVs de 2,1 e 3,0 kgSV.m⁻³.d⁻¹ com base nos sólidos voláteis (SV) da cama de frango adicionados. A produtividade média de metano em R2 alcançou 0,54 L_N CH₄.L_{reator}⁻¹. d⁻¹ para as COVs de 3,0 e 4,5 kgSV.m⁻³.d⁻¹. Os valores de AI/P e ácidos orgânicos de cadeia curta sofreram alterações a partir da carga 3,6 3,0 e 4,5 kgSV.m⁻³.d⁻¹ (de valores próximos a 0,1 para 0,4), mas o pH do sistema se manteve estável devido à alcalinidade do dejetos suínos. O teor de sólidos totais (ST) limite em que o reator foi operado foi de 11,7% (m.v⁻¹). Nesse período houve formação de grande quantidade de espuma no sistema, o que levou a problemas operacionais devido à sobrecarga do reator. Tendo em vista a limitação de muitos reatores em operar com teores de sólidos maiores, o CSTR é uma opção importante para a codigestão anaeróbia da cama de frango e dejetos suínos, dois resíduos de cadeias agroindustriais relevantes no Brasil e no mundo.

Palavras-chave: Digestão anaeróbia; Mesofílico; Produção de biogás; Alto teor de sólidos.

STUDY ON THE INFLUENCE OF PROGRESSIVE LOAD ON CODIGESTION OF SWINE MANURE AND POULTRY LITTER IN COMPLETE MIX REACTORS

ABSTRACT

In this study, the influence of the load progression was evaluated, using poultry litter in reactors that had already been operating with swine waste, in relation to physical-chemical and operational parameters. In order to evaluate the solids content of the chicken litter, CSTR reactors were used with a useful volume of 12 L, the control reactor (R1) with only swine manure and the reactor for co-digestion swine and poultry litter (R2). It was possible to notice that the increase in methane productivity was up to 56% in the VOCs of 2.1 and 3.0 kgSV.m⁻³.d⁻¹ based on the volatile solids (SV) of the chicken bed added. Average methane yield at R2 reached 0.54 LN CH₄. Looor-1. d⁻¹ for VOCs of 3.0 and 4.5 kgSV.m⁻³.d⁻¹. The values of A/P and short-chain organic acids changed from 3.6-3 and 4.5 kgSV.m⁻³.d⁻¹ (values close to 0.1 to 0.4), but the pH of the system remained stable due to the alkalinity of the swine manure. The total solids content (ST) at which the reactor was operated was 11.7% (m.v⁻¹), during which time a large quantity of foam was formed in the system, which led to operational problems due to the reactor's overload. In view of the limitation of many reactors operating with higher solids contents, CSTR is an important option for anaerobic co-digestion of a poultry litter and swine manure, two residues of relevant agroindustrial chains in Brazil and in the world.

Keywords: Anaerobic digestion; Mesophilic; Biogas production; High solids content.

SUMÁRIO

BIOGRAFIA	III
AGRADECIMENTOS	V
RESUMO.....	VI
ABSTRACT.....	VII
SUMÁRIO	VIII
LISTA DE ABREVIATURAS.....	X
1 INTRODUÇÃO	1
2 OBJETIVOS.....	2
2.1 OBJETIVO GERAL	2
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	2
3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	3
3.1 PRODUÇÃO DE AVES E SUÍNOS NO BRASIL	3
3.2 DEJETO SUÍNO E CAMA DE FRANGO	3
3.3 DIGESTÃO ANAERÓBIA.....	4
3.4 REATORES ANAERÓBIOS.....	6
3.5 FATORES QUE INFLUENCIAM O PROCESSO.....	7
3.5.1 Temperatura	7
3.5.2 pH, alcalinidade e ácidos orgânicos de cadeia curta.....	8
3.5.3 Amônia Livre.....	9

3.6 MONODIGESTÃO X CODIGESTÃO	10
4 REFERÊNCIAS.....	11
ARTIGO: PROGRESSÃO DE CARGA EM REATOR CSTR NA CODIGESTÃO ANAERÓBIA DE DEJETO SUÍNO E CAMA DE FRANGO.....	15
RESUMO.....	15
1 INTRODUÇÃO.....	15
2 MATERIAL E MÉTODOS.....	16
2.1 Coleta e características dos substratos.....	16
2.2 Experimento CSTR	17
2.3 Ensaio de Potencial Bioquímico de Metano (PBM)	18
2.4 Recuperação de metano.....	19
2.5 Métodos analíticos	19
2.6 Análise estatística	20
3 RESULTADOS E DISCUSSÃO	20
3.2 Amônia Livre.....	23
3.3 Relação Al/AP e ácidos orgânicos de cadeia curta	23
3.4 Aumento do teor de sólidos e formação de espuma.....	25
4 CONCLUSÃO	29
5 REFERÊNCIAS.....	30
FUTUROS TRABALHOS.....	32

LISTA DE ABREVIATURAS

AI	Alcalinidade intermediária
AL	Amônia livre
ACC	Ácidos orgânicos de cadeia curta
AP	Alcalinidade parcial
CC	Ciclo completo
CH ₃ COOH	Ácido acético ou acetato
COV	Carga Orgânica Volumétrica
CR	Unidade de crechário
CSTR	Do inglês Continuously stirred tank reactor
CT	Carbono total
NAT	Nitrogênio amoniacal total
NT	Nitrogênio total
PBM	Potencial bioquímico de metano
SF	Sólidos fixos
SPACs	Sistema de Produção de Animais Confinados
ST	Sólidos totais
SV	Sólidos voláteis
TRH	Tempo de retenção hidráulica
UASB	do inglês Upflow anaerobic sludge blanket
UPD	Unidade produtora de desmamados
UPL	Unidade produtora de leitões
UT	Unidade de terminação

1 INTRODUÇÃO

As produções de carne de frango e de suínos são atividades de grande relevância a nível mundial. O Brasil está entre os maiores produtores de ambas as cadeias. Para suprir a necessidade do consumo crescente de carne, se faz necessária a produção no sistema de animais confinados, que tem como desvantagem a geração de resíduos.

No caso da produção de frango, a cama de frango é um resíduo gerado em grandes quantidades. Já para a produção de suínos, os dejetos acabam sendo o vilão. Ambos os resíduos têm alta carga orgânica, que se dispostos erroneamente ao meio ambiente, causam impactos severos.

Na região sul do Brasil está concentrada a maior parte da produção desses animais. A proximidade dos produtores e a pequena capacidade de suporte do solo de algumas regiões para aplicação no solo abrem uma oportunidade para aplicação dos conceitos da digestão anaeróbia, tendo em vista o potencial orgânico desses substratos (cama de frango e dejetos de suíno).

O uso de reatores anaeróbios é uma alternativa importante pois gera dois subprodutos: o metano e o biofertilizante. Tendo em vista a característica da cama de frango (alta concentração de sólidos), é necessário a diluição ou até mesmo a codigestão com resíduos líquidos, como o dejetos suíno. Um modelo de reator que surge com a capacidade de operar com alto teor de sólidos é o modelo CSTR, um sistema que possui agitação e, em alguns casos, aquecimento.

Explorando a necessidade dos produtores desses setores, esta dissertação visa a avaliação da progressão de carga com cama de frango em reatores que estejam operando com dejetos suíno, analisando a estabilidade do processo, a produção de metano, os possíveis inibidores e os aspectos operacionais.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Estudar a codigestão de dejetos suíno e cama de frango e a influência da progressão da carga orgânica volumétrica na estabilidade do processo de produção de metano.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Determinar o potencial bioquímico de metano dos substratos;
- Avaliar a produção de metano a partir da progressão de carga orgânica volumétrica nos reatores CSTR operando com dejetos suíno com acréscimo de cama de frango;
- Monitorar a influência da concentração de amônia livre e ácidos orgânicos de cadeia curta no processo de digestão anaeróbia;
- Determinar a carga orgânica volumétrica e o teor de sólidos totais limites na operação do reator CSTR para a codigestão de dejetos de suíno e cama de frango;
- Determinar a recuperação de metano nos reatores.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 PRODUÇÃO DE AVES E SUÍNOS NO BRASIL

Em relação à produção mundial de frango de corte, o Brasil classificou-se no ano de 2016 na segunda colocação, com 12.900 mil toneladas de carne, atrás apenas dos EUA. Em relação à exportação foi o primeiro colocado, com um total de 4.384 mil toneladas de carne. Essa produção de frango de corte está localizada em sua maioria no sul do Brasil, sendo que o Paraná é o estado com o maior percentual de abate, com 35,85%, seguido por Santa Catarina (23,24%) e Rio Grande do Sul (17,20%) (ABPA, 2017).

Para a produção de suíno no ano de 2016, o Brasil ocupava a quarta colocação, com 3.731 mil toneladas de carne suína, ficando atrás de países como China, UE-28 e Estados Unidos. Em relação à exportação, o Brasil mantém a mesma colocação, exportando 732 mil toneladas de carne. Assim como para cadeia de frango de corte, o Sul do País é o principal responsável pelo abate de suínos, sendo Santa Catarina (37,90%), Paraná (13,18%) e Rio Grande do Sul (30,22%) os estados com as maiores produções (ABPA, 2017).

3.2 DEJETO SUÍNO E CAMA DE FRANGO

As características dos dejetos suínos sofrem influência do tipo de manejo que a granja utiliza, idade do animal, alimentação e modo de confinamento, que alteram a qualidade do dejetos que deve ser tratado (BROOKS et al., 2014; GOPALAN et al., 2013). O efluente suinícola é caracterizado pela presença de fezes, urina, água (bebedouros e lavagem), restos de alimentos, antimicrobianos e microrganismos patogênicos. Esse conteúdo apresenta nutrientes, metais, alto teor de matéria orgânica e agentes infecciosos, sendo necessário um tratamento adequado desses dejetos para a não contaminação ambiental (VIANCELLI et al., 2013; STEINMETZ et al., 2009).

A quantidade de dejetos produzidos é influenciada pela idade do animal e manejo. Na Tabela 1 estão representados a geração média de dejetos de acordo com a fase de crescimento que a granja produz.

Tabela 1 Estimativa de volume de dejetos por sistema de produção de suínos

Sistema de produção de suínos	Volume de dejetos (L. animal ⁻¹ .d ⁻¹)
Ciclo Completo (CC)	47,1
Unidade de produções de leitões (UPL)	22,8

Unidade de produção de desmamados (UPD)	16,2
Crechários (CR)	2,3
Unidade de Terminação (UT)	4,5

Fonte: Adaptado de IN 11, 2014, Anexo 7

O resíduo mais gerado na produção de ave de corte é a cama de frango, disposta dentro dos galpões de frangos para absorver e incorporar, umidade, urina, fezes e penas. Os materiais comumente aproveitados são os oriundos da madeira, como maravalha e raspas. Contudo, a escolha do material deve se dar com base na sua absorção e disponibilidade, o que se altera de acordo com a região (PALHARES, 2004). Dentro dos galpões, a geração de cama de frango pode chegar a 2 kg por animal em cada lote (BOLAN et al., 2010)

Tendo em vista que os resíduos gerados nessas duas grandes cadeias produtivas mundiais necessitam de um tratamento e, se possível, um aproveitamento energético, a digestão anaeróbia desses resíduos é uma possibilidade interessante. O potencial bioquímico de metano do dejetos de suíno é diferente de acordo com o sistema de produção. Foram reportados por Amaral et al. (2016) valores entre 169 e 642 $\text{m}^3_{\text{N CH}_4} \cdot \text{kg}_{\text{SVadic}}^{-1}$. Já para a cama de frango, o potencial de metano encontrado na literatura é próximo a 109 $\text{m}^3_{\text{N CH}_4} \cdot \text{kg}_{\text{SVadic}}^{-1}$ (MARCHIORO et al., 2017).

3.3 DIGESTÃO ANAERÓBIA

A digestão anaeróbia é um processo em que um grupo de microorganismos atua em simbiose para a degradação da matéria orgânica na ausência de oxigênio. As bactérias (anaeróbias ou facultativas) são as principais envolvidas no processo, mas ainda há a participação de fungos e protozoários. Essa degradação da matéria orgânica bruta gera o biogás, que tem na sua composição principalmente CH_4 (50-70%) e CO_2 (30-50%), podendo ainda conter a presença de altos teores de H_2S , dependendo do substrato utilizado na digestão, além de outros gases (WELLINGER et al., 2008).

Esse processo pode ser explicado em 4 etapas principais, que são responsáveis pela degradação inicial da matéria orgânica até a produção final do biogás e do biofertilizante (digestato). Estas fases são: hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese (Figura 1).

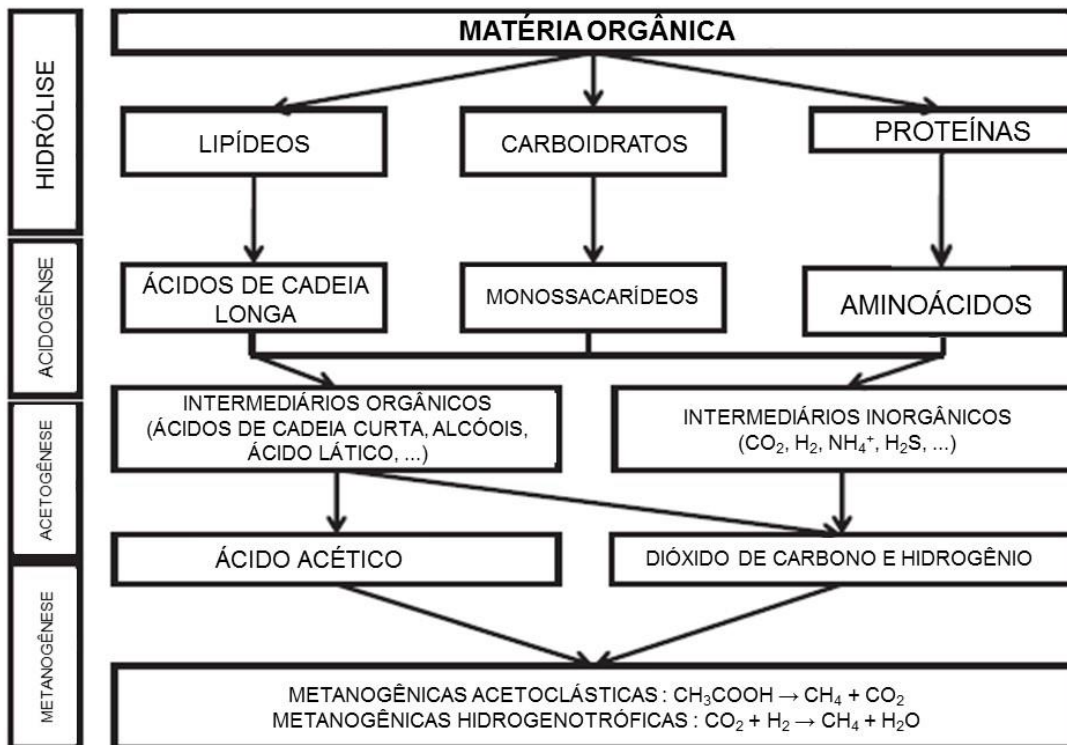


Figura 1 Esquema da sequência de etapas da biodigestão anaeróbia. Adaptado de Madsen et al. (2011).

Na primeira etapa da biodigestão, a hidrólise, as moléculas mais complexas, como celulose, proteínas e gorduras são degradadas por enzimas extracelulares dos microorganismos em monômeros, aminoácidos e ácidos graxos voláteis. O tempo de degradação dos carboidratos é em torno de horas, enquanto que proteínas e gorduras, em dias. Vale ressaltar que em caso de substratos lignocelulósicos, a degradação desse carbono é mais demorada, não sendo completamente transformada em alguns casos (DEUBLEIN; STEINHAUSER, 2011).

Na fase seguinte, a acidogênese, os substratos produzidos na hidrólise são transformados principalmente em álcoois, hidrogênio, dióxido de carbono e ácidos graxos de cadeia curta como: ácido propiônico, ácido butírico, acetato, entre outros (DEUBLEIN; STEINHAUSER, 2011).

Os ácidos orgânicos de cadeia curta (principalmente butirato e propionato) são convertidos em acetato, CO_2 e H_2 , na etapa denominada acetogênese. As bactérias consumidoras de hidrogênio são responsáveis pela estabilidade do processo nessa fase, devido ao fato de que, para a geração de acetato, existe uma grande produção de H_2 , que, se não for consumido, influencia negativamente com a diminuição do pH do meio (CHERNICHARO, 2007; DEUBLEIN; STEINHAUSER, 2011).

Para que não ocorra essa queda de pH e acúmulo de ácidos graxos voláteis no reator, é necessário que aconteça uma associação entre arqueas metanogênicas para

consumir o hidrogênio e o dióxido de carbono, mantendo as condições ambientais propícias para as acetogênicas (BMELV, 2010).

A última etapa do processo, a metanogênese, é quando o substrato produzido na etapa anterior é aproveitado pelas arqueas metanogênicas para a geração do metano. Existem duas vias pelas quais pode ocorrer a geração do metano: a primeira é realizada pelas metanogênicas acetoclásticas, que convertem acetato a metano; e a outra via é a transformação de hidrogênio e dióxido de carbono a metano, pelas metanogênicas hidrogenotróficas (YENIGUN; DEMIREL, 2013).

3.4 REATORES ANAERÓBIOS

Para aplicação da digestão anaeróbia, alguns modelos podem ser utilizados, e a escolha do modelo vai de acordo com o tipo de substrato e as limitações da tecnologia escolhida. Alguns dos principais modelos utilizados no mundo são o UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket), BLC (Biodigestor lagoa coberta) e CSTR (Continuous Stirred Tank Reactor).

Os reatores UASB são amplamente utilizados principalmente quando se tem a necessidade de tratamento de efluentes líquidos, como esgoto doméstico, lixiviados de indústrias, entre outros. Uma das principais vantagens desse modelo é o tempo de retenção hidráulico baixo (poucos dias), a formação da manta de lodo que facilita a retenção da biomassa e a mitigação do efeito de lavagem (washout) no sistema.

Entretanto, a principal limitação desse modelo de reator é a incapacidade de fazer a digestão anaeróbia de resíduos com teores de sólidos elevados. Muitas vezes, quando aplicado para alguns substratos como dejetos suínos, se faz necessária uma separação sólido-líquido, em que se destina a fração sólida para outros processos de estabilização da matéria orgânica, como a compostagem.

Entre os reatores utilizados na conversão da matéria orgânica em metano no tratamento de resíduos animais, um dos modelos mais difundidos no Brasil é o modelo biodigestor lagoa coberta, caracterizado pela implementação de uma lona para retenção do gás sobre um tanque escavado, onde são destinados os efluentes.

Um das principais vantagens da aplicação desse modelo quando comparado com os demais é o custo de implementação. Em contramão, tem-se a necessidade de um TRH mais alto, a operação em baixas COVs e a deficiência para operar com resíduos com teores de sólidos muito elevados. Além disso, o formato de escavação do tanque faz com que funcione como um decantador, acumulando sólidos no fundo, assoreando o reator e se fazendo necessária uma manutenção precoce do sistema.

O reator de mistura completa, ou Continuous Stirred Tank Reactor (CSTR), é um modelo de reator robusto que trabalha com teores elevados de sólidos (até 12% de sólidos totais), operando em COV de 1 a 4 kgSV.m_{reator}⁻³.d⁻¹ (MURPHY et al., 2011; WELLINGER et al., 2008). Nesse tipo de reator, o tempo de retenção hidráulica (TRH) é o mesmo que o tempo de retenção de sólidos, tendo em vista que, com a agitação (mecânica, pneumática ou hidráulica) no reator, o conteúdo interno esteja homogêneo, garantindo um maior contato entre microorganismos e substrato.

Devido ao fato do crescimento microbiológico das arqueas metanogênicas ser lento, quando associado a valores de TRH baixos em reatores de mistura completa, pode ocorrer falha no processo de produção de biogás, devido à lavagem (washout) dos microorganismos presentes no reator (WELLINGER et al., 2008). Isso acontece devido ao tempo de residência celular ser maior que o TRH, ou seja, se as células bacterianas são retiradas do reator antes da sua duplicação, conseqüentemente a biomassa microbiana diminui no reator. Isso pode acontecer pois o tempo de duplicação celular das arqueas metanogênicas, é na faixa de algumas horas até 7 dias (DEUBLEIN; STEINHAUSER, 2011; SHAH et al., 2014; JABIŃSKI; ŁUKASZEWICZ; RODOWICZ, 2015).

3.5 FATORES QUE INFLUENCIAM O PROCESSO

3.5.1 Temperatura

A temperatura é um parâmetro chave na biodigestão anaeróbia pois a mesma é reponsável pelas atividades das enzimas produzidas pelos microorganismos. As faixas de temperaturas que a digestão anaeróbia pode ocorrer são três: psicrófila (<25 °C), mesófila (25 a 45 °C) e termófila (45 a 60 °C). Independente das condições de temperatura escolhidas para a operação do reator a mesma deve ser mantida constante, tendo em vista que os microorganismos responsáveis pela produção de biogás são sensíveis a variações no processo (WELLINGER et al., 2008).

Em condições termofílicas, as reações tendem a ocorrer com maior velocidade que em mesofílicas, o que é uma vantagem em termos de produção de biogás. No entanto, essa velocidade de reação maior pode fazer com que ocorra o acúmulo de ácidos graxos voláteis e possivelmente uma inibição no processo, afetando a produção de biogás. As condições ambientais na faixa termofílica apresentam, ainda, uma menor riqueza de bactérias, menor estabilidade, maiores problemas com inibição por ácidos graxos voláteis e maior custo de implementação e operação de sistema de aquecimento (MAO et al., 2015).

A comunidade microbiana em reatores anaeróbios tende a ter uma maior capacidade de resiliência em reatores em condições mesofílicas do que em termofílicas, principalmente por suportar maiores concentrações de NAT no reator (NIU et al., 2015).

3.5.2 pH, alcalinidade e ácidos orgânicos de cadeia curta

O pH tem papel importante no processo de biodigestão anaeróbia, pois exerce influência sobre o crescimento microbiológico e afeta o equilíbrio químico de alguns compostos, como, por exemplo, amônia, sulfeto de hidrogênio e ácidos graxos voláteis (WELLINGER et al., 2008).

Tendo em vista que os microorganismos responsáveis por cada etapa são diferentes, os valores de pH e crescimento ótimo são distintos. Quando se trata de bactérias hidrolíticas e acidogênicas, a faixa é entre 5,2 e 6,3 (BMVEL, 2010). Para as acetogênicas e arqueas metanogênicas, o pH ideal para o seu desenvolvimento é entre 6,7 e 7,5 (WELLINGER et al., 2008).

Uma forma do processo manter o pH estável é com a capacidade de tamponamento do meio, principalmente por bicarbonato e nitrogênio amoniacal total (NAT). Se o pH apresentar alterações drásticas em relação a sua faixa ideal, é uma resposta de distúrbios no reator e se fazem necessárias medidas de correção imediatas (BMVEL, 2010).

Uma medida de monitoramento e controle do tamponamento do reator é a relação alcalinidade intermediária (alcalinidade por bicarbonato) com a alcalinidade parcial (alcalinidade por ácidos voláteis). Essa relação AI/AP é uma resposta indireta de como está o reator e, com base no proposto por Mézes et al. (2011), podem ser tomadas decisões para a mitigação desses distúrbios (Tabela 2).

Tabela 2 Relações AI/AP e características do processo

Relação AI/AP	Característica
>0,4	Reator em sobrecarga
0,3-0,4	Faixa ótima
<0,2	Reator em subcarga

Fonte: Adaptado de Mézes et al. (2011).

O monitoramento dos ácidos graxos voláteis (AGV) como parâmetro de controle de processo é interessante, pois estes indicam o comportamento dos consórcios metanogênicos. Em casos de acumulação de AOV no reator, isso pode indicar principalmente sobrecarga ou inibição microbiológica (MADSEN et al., 2011; SHI et al., 2016).

Os ácidos intermediários no processo são degradados primeiro a acetato, para depois produzir metano (ΔG^0 -31,0 kJ). As taxas de conversão AGV para acetato variam na ordem de etanol (ΔG^0 +9,6 kJ) > ácido butírico (ΔG^0 +48,1 kJ) > ácido propiônico (ΔG^0 +76,1 kJ) (CHERNICHARO, 2007; WANG et al., 2009).

Madsen et al. (2011) relatou em seu estudo que concentrações de 2400, 2400 e 1800 mgL⁻¹ de etanol, ácido acético e butírico, respectivamente, não inibiram a atividade metanogênica. Mas, em relação ao ácido propiônico, uma concentração de 900 mgL⁻¹ já representou uma inibição do processo.

3.5.3 Amônia Livre

As bactérias participantes no processo fermentativo necessitam de nitrogênio como nutriente, mas, tendo em vista que o nitrogênio na digestão anaeróbia na sua maioria é convertido em amônia, este pode influenciar negativamente para uma via de inibição quando está sendo realizada a fermentação de resíduos com alto teor de nitrogênio, como é o caso dos resíduos de produção animal (YENIGUN; DEMIREL, 2013).

A temperatura e o pH são dois fatores que influenciam diretamente na forma que o nitrogênio amoniacal total está presente na fase aquosa. Ele pode estar na forma de íon amônio (NH₄⁺), o qual é inofensivo para o processo, ou na forma de amônia livre (NH₃) – este último é permeável à parede celular, realizando a desnaturação das células, por meio da troca iônica, retirando Ca²⁺ e Na⁺ da parede celular dos microorganismos metanogênicos e levando à falha no processo (DEUBLEIN; STEINHAUSER, 2011).

Com base no que foi citado anteriormente, é necessário um controle do processo, para que a forma que esteja presente em maior quantidade seja o íon amônio. Anthonisen et al. (1976) desenvolveram uma equação que, com base no NAT, temperatura e pH, permite estimar a amônia livre no substrato (Equação 1).

$$AL (NH_3) = \frac{17}{14} \times \frac{[N - NH_3] \cdot 10^{pH}}{e^{[6344/(273+T(^{\circ}C))]} + 10^{pH}} \quad \text{Eq.(1)}$$

O valor limite para inibição da digestão anaeróbia é bem diversificado na literatura. Alguns trabalhos apontam valores de 375 mg.L⁻¹ (RODRÍGUEZ et al., 2011) a 1000 mg.L⁻¹ (MOESTEDT et al., 2016). Essa amplitude de valores é influenciada principalmente pelas características dos substratos e das condições operacionais.

Moestedt et al. (2016) reportam a influência da carga de nitrogênio na inibição por amônia livre, independente da carga orgânica volumétrica de operação – indo contra algumas pesquisas que fazem questão do ajuste da relação C/N quando se trata de controle de inibição; assim, o que deve-se ter como principal fator de influência é o aporte de nitrogênio na alimentação do sistema.

Observando a influência do pH e da temperatura na concentração de amônia livre, estes podem ser usados como medidas de controle de AL no processo. Além dos citados anteriormente, existem outros meios de controlar a AL que foram reportadas anteriormente,

como: aclimação da microflora, diluição do conteúdo do reator, ajuste da relação C/N, imobilização de microorganismos e o stripping (CHEN et al., 2008).

3.6 MONODIGESTÃO X CODIGESTÃO

Com a necessidade de tratamento ou aproveitamento energético dos resíduos sólidos orgânicos, a codigestão anaeróbia destes com efluentes surge como uma via interessante, pois é uma tecnologia que reduz o volume desse material que seria descartado, evitando contaminação ambiental e disponibilizando uma fonte de energia renovável: o biogás (ESPOSITO et al., 2012).

Aplica-se a codigestão na maioria dos casos, a fim de encontrar uma sinergia entre os substratos, equilibrando fontes de proteína, lipídeos e carboidratos, mantendo a relação C/N em valores próximos a 30. É importante encontrar melhores proporções, pois favorece o equilíbrio dos nutrientes no sistema, o que conseqüentemente diminui problemas com inibição e melhora a produção de metano (MATA-ALVAREZ et al., 2011).

Zhao et al. (2014) reportam o aumento do rendimento em 26%, quando aplicado à codigestão de casca de arroz (resíduo lignocelulósico e alta relação C/N) e lodo de estação de tratamento de esgoto (relação C/N baixa). Aboudi et al. (2017) compararam a monodigestão de subprodutos da produção de açúcar de beterraba com a codigestão usando dejetos de suíno: a sinergia entre os substratos fez com que o rendimento de metano duplicasse.

Pode ser necessário a aplicação da codigestão de dois resíduos com relação C/N baixa, devido à necessidade de destinação de resíduos concentrados em uma mesma região, como é o caso desse trabalho (cama de frango e dejetos suíno), em que se tem substratos com relação C/N baixa, tomando como parâmetro da codigestão o aumento do teor de sólidos no processo e a utilização de um modelo de reator adequado (CSTR).

4 REFERÊNCIAS

ABOUDI, K.; ALVAREZ-GALLEGO, C. J.; ROMERO-GARCÍA L. I. Influence of total solids concentration on the anaerobic co-digestion of sugar beet by-products and livestock manures. **Science of the Total Environment**, v. 586, n. 15, p. 438-445, 2017.

ABPA – Associação Brasileira de Proteína Animal. **Relatório Anual 2016**, São Paulo. 2017.

WELLINGER, A.; MURPHY, J. P.; BAXTER, D. **Biogas handbook**. University of Southern Denmark Esbjerg, Niels Bohrs, 2008.

AMARAL, A. C.; KUNZ, A.; STEINMETZ, R.; CANTELLI, F.; SCUSSIATO, L. A.; JUSTI, K. C. Swine effluent treatment using anaerobic digestion at different loading rates. **Agricultural Engineering**, v. 34, p. 567-576, 2014.

ANTHONISEN, A. C.; LOEHR, R. C.; PRAKASAM, T. B. S.; SRINATH, G. Inhibition of nitrification by ammonia and nitrous acid. **Journal Water Pollution Control Federation**, v. 48, p. 835-852, 1976.

BMELV. **Guia Prático do Biogás: Geração e utilização**. 5. ed. 2010. Disponível em: <http://web-resol.org/cartilhas/giz_-_guia_pratico_do_biogas_final.pdf> Acesso em: 05 dez. 2017.

BOLAN, N. S.; SZOGI, A. A.; CHUASAVATHI, T.; SESHADRI, B.; ROTHROCK, M. J.; PANNEERSELVAM. P. Uses and management of poultry litter. **World's Poultry Science Journal**, v. 66, p. 673-698, 2010.

BROOKS, J. P.; ADELI, A.; MCLAUGHLIN, M. R. Microbial ecology, bacterial pathogens, and antibiotic resistant genes in swine manure wastewater as influenced by three swine management systems. **Water Research**, v. 25, p. 96-103, 2014.

CHEN, Y.; CHENG, J. J.; CREAMER, K. S. Inhibition of anaerobic digestion process: a review. **Bioresource technology**, v. 99, n. 10, p. 4044-4064, 2008.

CHERNICHARO, C. A. L. **Reatores anaeróbios**. 2. ed. Minas Gerais: UFMG, 2007.

DEUBLEIN, D.; STEINHAUSER, A. **Biogas from Waste and Renewable Resources: an introduction**. Wiley-VCH, 2011.

ESPOSITO, G.; FRUNZO, L.; GIORDANO, A.; LIOTTA, F.; PANICO, A.; PIROZZI, F. Anaerobic co-digestion of organic wastes. **Reviews in Environmental Science and Bio/Technology**, v. 11, p. 325-341, 2012.

FATMA. **Instrução Normativa IN-11**. Portaria Inter setorial n01/04, de 14.11.2014. FATMA, Florianópolis [online]. Disponível em: <<http://www.fatma.sc.gov.br/conteudo/instrucoes-normativas>>. Acesso em: 21 nov. 2017.

JABŁOŃSKI, S.; ŁUKASZEWICZ, M.; RODOWICZ, P. Methanogenic archaea database containing physiological and biochemical characteristics. **International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology**, v. 65, n. 4, p.1360-1368, 2015.

MADSEN, M.; HOLM-NIELSEN, J.; ESBENSEN, K. H. Monitoring of anaerobic digestion processes: a review perspective. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 15, n. 6, p. 3141-3155, 2011.

MAO, C.; FENG, Y.; WANG, X.; REN, G. Review on research achievements of biogas from anaerobic digestion. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 45, p. 540-555, 2015.

MARCHIORO, V.; STEINMETZ, R. L. R.; AMARAL, A. C. do; GASPARETO, T. C.; KUNZ, A.; TREICHEL, H. Produção de biogás por digestão em fase sólida de cama de frango. In: V Simpósio Internacional sobre Gerenciamento de Resíduos Agropecuários e Agroindustriais. **Anais...** Foz do Iguaçu, 2017.

MATA-ALVAREZ, J.; DOSTA, J.; MACÉ, S.; ASTALS, S. Codigestion of solid wastes: A review of its uses and perspectives including modeling. **Critical Reviews in Biotechnology**, v. 31, , p. 99-111,2011.

MÉZES, L.; BIRÓ, G.; SULYOK, E.; PETIS, M.; BORBÉLY, J.; TAMÁS, J. **Novel Approach on the basis of FOS/TAC method.**, Analele Universității din Oradea, Fascicula Protectia Mediului, vol. 17, 2011.

MOESTED, J.; MULLER, B.; WESTERHOLM, M.; SCHNURER, A. Ammonia threshold for inhibition of anaerobic digestion of thin stillage and the importance of organic loading rate. **Microbial Biotechnology**, v. 9, p.180-194, 2016.

MURPHY, J.D.; BRAUN, R.; WEILAND, P.; WELLINGER, A. **Biogas from Crop Digestion**, IEA Bioenergy Task 37, 2011. Disponível em: <<http://www.iea-biogas.net/>>. Acesso em: 25 nov. 2017.

NIU, Q.; TAKEMURA, Y.; KUBOTA, K.; LI, Y.-Y. Comparing mesophilic and thermophilic anaerobic digestion of chicken manure: Microbial community dynamics and process resilience. **Waste Management**, v. 43, p. 114-122, 2015.

PALHARES, J. C. P. Uso da cama de frango na produção de biogás. Embrapa Suínos e Aves. **Circular Técnica**, 41. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2004. 12p.

RODRÍGUEZ, D. C.; BELMONTE, M.; PEÑUELA, G.; CAMPOS, J. L.; VIDAL, G. Behaviour of molecular weight distribution for the liquid fraction of pig slurry treated by anaerobic digestion. **Environmental Technology**, v. 32, p. 419-425, 2011.

SHAH, F. A.; MAHMOOD, Q.; SHAH, M. M.; PERVEZ, A.; ASAD, A. S. Microbial Ecology of Anaerobic Digesters: The Key Players of Anaerobiosis. **The Scientific World Journal**, v. 2014, p.1-21, 2014.

SHI, X.; LIN, J.; ZUO, J.; LI, P.; LI, X.; GUO, X. Effects of free ammonia on volatile fatty acid accumulation and process performance in the anaerobic digestion of two typical bio-wastes. **Journal of Environmental Sciences**, v. 55, p. 49-57, 2016.

SILVA, M. L. B. da; CANTÃO, M. E.; MEZZARI, M. P.; MA, J.; NOSSA, C. W. Assessment of Bacterial and Archaeal Community Structure in Swine Wastewater Treatment Processes. **Environmental Microbiology**, v. 70, n. 1, p. 77-87, 2014.

STEINMETZ, R. L. R.; KUNZ, A.; DRESSLER, V. L.; FLORES, E. M. M.; MARTINS, A. F. Study of metal distribution in raw and screened swine manure. **CLEAN: Soil, Air, Water**,v. 37, p. 239-244. 2009.

VIANCELLI, A; KUNZ, A.; STEINMETZ, R. L. R.; KICH, J. D.; SOUZA, C. K.; CANAL, C. W.; COLDEBELLA, A.; ESTEVES, P. A.; BARARDI, C. R. M. Performance of two swine manure

treatment systems on chemical composition and on the reduction of pathogens. **Chemosphere**, v. 90, n. 4, p. 1539-1544, 2013.

WANG, Y.; ZHANG, Y.; WANG, J.; MENG, L. Effects of volatile fatty acid concentrations on methane yield and methanogenic bacteria. **Biomass and Bioenergy**, v. 33, n. 5, p.848-853, 2009.

WILLIAMS, J.; WILLIAMS, H.; DINSDALE, R.; GUWY, A.; ESTEVES, S. Monitoring methanogenic population dynamics in a full-scale anaerobic digester to facilitate operational management. **Bioresouce Technology**, v. 140, p. 234-242, 2013.

YENIGÜN, O.; DEMIREL, B. Ammonia inhibition in anaerobic digestion: a review. **Process Biochemistry**, v. 48, n. 5-6, p. 901-911, 2013.

ZHAO, M.; YOUNGHUI, W.; CHENGMING, Z.; SHIZHONG, L.; ZHENXING, H.; RUAN, W. Synergistic and pretreatment effect on anaerobic Co-digestion from rice straw and municipal sewage sludge. **BioResources**, v. 9, n. 4, 2014.

ARTIGO: PROGRESSÃO DE CARGA EM REATOR CSTR NA CODIGESTÃO ANAERÓBIA DE DEJETO SUÍNO E CAMA DE FRANGO

RESUMO

Nesse estudo foi avaliada a influência da progressão de carga, utilizando cama de frango em reatores que já operam com dejetos suínos, em relação a parâmetros físico-químicos e operacionais. Tendo em vista o teor de sólidos da cama de frango, utilizaram-se reatores do modelo CSTR com volume útil de 12 L, o reator controle (R1) somente com dejetos suínos e o reator para codigestão dejetos suínos e cama de frango (R2). Foi possível notar que o incremento na produtividade de metano foi de até 56% nas COVs de 2,1 e 3,0 kgSV.m⁻³.d⁻¹ com base nos sólidos voláteis (SV) da cama de frango adicionados. A produtividade média de metano em R2 alcançou 0,54 L_N CH₄.L_{reator}⁻¹. d⁻¹ para as COVs de 3,0 e 4,5 kgSV.m⁻³.d⁻¹. Os valores de A/P e ácidos orgânicos de cadeia curta sofreram alterações a partir da carga 3,6, 3,0 e 4,5 kgSV.m⁻³.d⁻¹ (de valores próximos a 0,1 para 0,4), mas o pH do sistema se manteve estável devido à alcalinidade do dejetos suínos. O teor de sólidos totais (ST) limite em que o reator foi operado foi de 11,7% (m.v⁻¹). Nesse período houve formação de grande quantidade de espuma no sistema, o que levou a problemas operacionais devido à sobrecarga do reator. Tendo em vista a limitação de muitos reatores em operar com teores de sólidos maiores, o CSTR é uma opção importante para a codigestão anaeróbia da cama de frango e dejetos suínos, dois resíduos de cadeias agroindustriais relevantes no Brasil e no mundo.

Palavras-chave: Digestão anaeróbia; Mesofílico; Produção de biogás; Alto teor de sólidos.

1 INTRODUÇÃO

Dentre as carnes mais consumidas no mundo estão a carne suína (1^o lugar) e a de frango (2^o lugar), ambas cadeias produtivas que detêm o Brasil entre os maiores produtores no mundo (ABPA, 2017). Essa grande quantidade de carne produzida é possível principalmente pelo sistema de animais confinados (SPACs), que possibilitou a produção de animais para o abate em escala industrial. O confinamento de animais em um espaço reduzido colabora para um melhor aproveitamento da área e um maior retorno econômico. Mas, como principal revés desse sistema produtivo está a grande quantidade de resíduos gerados (Kunz, 2009).

Na criação de suínos e frango, existe a geração de grandes quantidades de dejetos suínos e cama de frango, respectivamente. Segundo Amaral et al. (2016), a característica do dejetos suínos se altera de acordo com o sistema de criação (alimentação, idade do animal, quantidade de água utilizada nos galpões), consequentemente influenciando na biodegradabilidade do material. A cama de frango é composta por material lignocelulósico, por exemplo: aparas de madeiras, que são colocadas nos galpões para reter umidade e dejeções dos animais. Ambos os resíduos têm como característica grande quantidade de

matéria orgânica, nutrientes e patógenos, sendo necessário um tratamento ou até mesmo um aproveitamento energético.

A digestão anaeróbia se torna uma possibilidade interessante de estabilização desse material, pois possibilita a produção de um biocombustível (metano), além da geração do biofertilizante.

Estudo mais recente reporta a influência do pré-tratamento térmico e o *stripping* na codigestão da cama de frango com dejetos de suíno. Essa técnica aumentou em 34% a produção de biogás, quando comparado com o reator sem pré-tratamento (Rodriguez-Verde et al., 2017). Contudo, quando se aplica em escala real, técnicas de pré-tratamento podem ter alto custos que inviabilizam sua aplicação, dependendo da escala da propriedade rural.

Um limitante dentro da digestão anaeróbia em via líquida é o teor de sólidos do sistema, tendo em vista que a cama de frango tem teor de sólidos próximo a 75%, sendo necessária a diluição com outros substratos líquidos. Dessa forma, surge a oportunidade da codigestão de dejetos de suínos e cama de frango. Um modelo de reator anaeróbio que pode trabalhar com alto teor de sólidos é o modelo CSTR, que possui sistema de agitação e aquecimento, dependendo das condições climáticas da região. Esse arranjo de reator opera em COVs de até $6 \text{ kg}_{\text{sv}}\text{m}^{-3}\text{reator}\cdot\text{d}^{-1}$ com teor de sólidos até 12% (Nie et al., 2015; Wellinger et al., 2008).

Um fator que viabiliza o uso simultâneo desses dois substratos (cama de frango e dejetos suíno) em um reator anaeróbio, principalmente no Brasil, é que a maior parte dessas produções se agrupam na região Sul do país (mais de 76%), o que facilita em termos de logísticas (ABPA, 2017). Explorando a necessidade dos produtores desses setores em ampliar a produtividade de metano, este estudo visa a avaliação da progressão de carga com adição de cama de frango em reatores que estejam operando com dejetos suíno, analisando a estabilidade do processo, produção de metano, possíveis inibidores e aspectos operacionais.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Coleta e características dos substratos

As amostras de dejetos suíno foram coletadas em uma Unidade Produtora de Desmamados (UPD), com 500 matrizes, localizada em Concórdia, Santa Catarina, Brasil (-27.221780, -52.039789). Todas as amostras foram coletadas com no máximo 7 dias de armazenamento nas calhas que direcionam o dejetos suíno para um biodigestor de lagoa coberta. Houve a necessidade de coletar 5 amostras de dejetos diferentes ao longo do experimento, devido à restrição de espaço para o congelamento das amostras em laboratório.

A cama de frango foi coletada em uma propriedade localizada em Jaborá, Santa Catarina, Brasil, com 7.000 frangos por lote, após a produção de 6 lotes (cada lote = 42 dias). O material de origem utilizado foi maravalha de *Pinus spp.* O sistema de produção é caracterizado como semiclimatizado (Mieli et al., 2010), com as dimensões do galpão de 12 m de largura por 100 m de comprimento.

As características das amostras utilizadas no experimento estão expostas na Tabela 1.

Tabela 1 Características dos substratos

Substratos	pH	Alcalinidade (mgCaCO ₃ L ⁻¹)	NAT (g _{N-NH₃} .L ⁻¹)	NT (g _N .L ⁻¹)	CT (g _C .L ⁻¹)	ST(%)	SV (%)
DS I	7,5	5773	1,4	2,4	17,6	4,7	3,3
DS II	7,8	7028	1,5	3,4	23,4	4,5	3,2
DS III	8,1	9502	1,6	4,4	20,2	4,6	3,3
DS IV	7,8	7010	2,2	2,9	17,6	4,4	3,2
DS V	6,9	7427	1,7	4,8	33,9	8,4	6,2
CF	8,4	-	4,3	21,5	240,3	74,6	47,7

DS = Dejeito suíno; CF= Cama de frango; NAT= Nitrogênio Amoniacal Total; NT=Nitrogênio Total; CT= Carbono Total; ST=Sólidos Totais (m/m); SV = Sólidos Voláteis (m/m).

2.2 Experimento CSTR

Para a etapa experimental com os reatores contínuos, foram utilizados 2 reatores modelo CSTR (Continuous Stirred Tank Reactor), nomeados de R1 e R2. Os reatores eram confeccionados em acrílico, com volume útil de 12 L, encamisado para que seja recirculada no seu exterior água com temperatura controlada em 37 ± 1 °C por banho termostático (JULABO, modelo M8).

As partidas dos reatores foram feitas com a mistura de inóculo proveniente de dois reatores CSTR em *stand by* operados anteriormente com dejeito suíno. Todos os reatores foram inicializados nas mesmas condições, operados somente com dejeito suíno a uma COV = 1,0 kgSV.m⁻³.d⁻¹. Quando o R1 e o R2 alcançaram condições estacionárias (critério em que a produtividade de biogás se mantivesse estável durante 5 dias, com uma variação de no máximo 10% entre as medidas), aumentou-se a carga apenas do R2, com a adição de cama de frango.

O reator 1 (R1) foi o controle, sendo operado somente com dejeito suíno, ao longo do experimento para analisar a contribuição da cama de frango na produção de biogás no R2. Manteve-se a COV em 1,0 kgSV.m⁻³.d⁻¹ na maior parte do experimento, sendo necessária uma mudança, devido à característica diferente do teor de sólidos voláteis do DS V utilizado na última fase do experimento. Para não alterar o TRH desse reator, aplicou-se um aumento

de COV para $2,0 \text{ kgSV.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$, para simular a contribuição de sólidos voláteis oriundos do DS no R2.

O reator 2 (R2) foi operado com dejetos suíno e cama de frango, e a progressão de carga realizou-se com o aumento de 20% da COV sempre que o reator alcançava uma condição estacionária de produção de biogás.

O aumento da COV no R2 foi aplicado pelo aumento da quantidade de cama de frango adicionada. O valor de SV adicionado do dejetos suíno permaneceu fixo até a COV de $3,6 \text{ kgSV.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$; a partir daí o aumento da carga respeitou um critério de manter o TRH anterior, pois como se operou o reator com efluente real, ocorreu uma variação alta no teor de SV deste, adotando-se, assim, a progressão de carga através apenas da troca do DS da alimentação, e não incrementando a quantidade de CF utilizada na carga anterior.

A COV de operação, o TRH e o dejetos utilizados para cada período do experimento estão na Tabela 2.

Tabela 2 TRH e dejetos utilizados para as respectivas COVs.

COV	TRH (Dias)	Dejetos Suíno	Percentual de cama na alimentação (V/V)
1	32	DSI	0%
1,2	31,7	DSI	0,9%
1,4	31,3	DSII	2,2%
1,7	30,8	DSII	3,6%
2,1	30,2	DSII	5,3%
2,5	29,6	DSII	7,3%
2,5*	29,6	DSIII	7,3%
3	28,9	DSIII	9,5%
3*	27,9	DSIV	11,6%
3,6	27,1	DSIV	11,6%
4,5	28,1	DSV	12,0%

* Troca de dejetos durante a operação do reator durante a COV.

2.3 Ensaio de Potencial Bioquímico de Metano (PBM)

Os ensaios de potencial bioquímico de metano das proporções entre substratos foram realizados em regime de alimentação em batelada (Volume do reator = 250 mL), em condições mesofílicas ($37 \pm 1 \text{ }^\circ\text{C}$) e em triplicata, com base na norma internacional VDI 4630 (2006). A produção de metano foi mensurada por meio de tubos eudiômetros, sendo monitoradas a temperatura e a pressão do experimento. Como amostra positiva utilizou-se celulose microcristalina de alta pureza (Sigma-Aldrich).

O inóculo anaeróbio mesofílico aclimatado para os testes de PBM foi preparado a partir de partes iguais de: a) lodo anaeróbio de reator UASB alimentado com dejetos suínos; b) lodo anaeróbio de reator UASB de indústria de gelatina; e c) esterco bovino fresco. Duas semanas antes do teste o inóculo foi aclimatado (37 ± 1 °C) em reator de mistura completa e alimentado com amostra estudada a $0,3 \text{ kgSV} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ durante 7 dias consecutivos. Em seguida, este permaneceu 7 dias sem alimentação, com a finalidade de reduzir a contribuição de biogás proveniente do inóculo (Steinmetz et al., 2016).

2.4 Recuperação de metano

A recuperação de metano nos CSTRs foi avaliada com base na Equação 1.

$$\text{Recuperação de Metano (\%)} = \frac{RM}{PBM}$$

Em que,

RM = Rendimento de metano nos testes contínuos ($\text{m}^3_{\text{NCH}_4} \cdot \text{kgSV}_{\text{adic}}^{-1}$);

PBM = Potencial bioquímico de metano no teste em batelada ($\text{m}^3_{\text{NCH}_4} \cdot \text{kgSV}_{\text{adic}}^{-1}$).

2.5 Métodos analíticos

A análise dos ácidos orgânicos de cadeia curta foi realizada por cromatografia gasosa (Varian CP-3800 Walnut Creek, CA, USA), utilizando-se a metodologia descrita por Bortoli (2014).

A análise de nitrogênio amoniacal foi realizada pelo método de análise de injeção em fluxo no sistema multicanal FIALab-2500, conforme descrito por APHA (2012).

Para a estimativa da amônia livre utilizou-se metodologia proposta por Anthonisen et al. (1976).

Para a análise de sólidos totais e voláteis, carbono total e nitrogênio total utilizou-se procedimento descrito em APHA (2012).

As determinações de pH foram realizadas com potenciômetro (marca HANNA, modelo HI 98183) com eletrodo de pH e calibrado segundo os procedimentos descritos em APHA (2012).

A relação Al/AP das amostras foram analisadas, utilizando titulador automático (Mehonom 848 Titrimo Plus), com base em APHA (2012) e Liebetrau, Pfeiffer e Thran (2016).

Para avaliar a composição do biogás foram efetuadas as determinações de CH_4 utilizando-se sensor infravermelho e eletroquímico (Geotech, Biogas 5000).

2.6 Análise estatística

Os dados de recuperação de metano foram submetidos a análise de variância utilizando o software R. Realizou-se teste de Tukey para determinar a diferença significativa entre os dados obtidos com 95% de confiança ($p < 0,05$).

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Rendimento e produtividade de metano

Para avaliação da eficiência do reator em relação à produção de metano, foi comparado o PBM para cada período com o rendimento de metano nos reatores CSTR, tendo, assim, a recuperação de metano nos reatores 1 e 2 (Tabela 3).

Tabela 3 Recuperação de Metano para os reatores de monodigestão (R1) e codigestão (R2).

Reator	COV	Alimentação	PBM	RM	Recuperação de metano (%)
R1 (DS)	1,0	DSI	0,169	0,159	93 ^a
	1,0	DSII	0,186	0,141	91 ^a
	1,0	DSIII	0,355	0,320	90 ^a
	1,0	DSIV	0,344	0,330	96 ^a
	2,0	DSV	0,290	0,269	92 ^a
R2 (DS+CF)	1,2	DSI + CF	0,156	0,151	96 ^a
	1,4	DSII + CF	0,157	0,143	91 ^a
	1,7	DSII + CF	0,145	0,138	94 ^a
	2,1	DSII + CF	0,135	0,128	94 ^a
	2,5	DSII + CF	0,127	0,118	92 ^a
	2,5*	DSIII + CF	0,197	0,180	91 ^a
	3	DSIII + CF	0,178	0,172	96 ^a
	3*	DSIV + CF	0,175	0,170	97 ^a
	3,6	DSIV + CF	0,160	0,112	69 ^b
4,5	DSV + CF	0,174	0,125	71 ^b	

DS = Dejeito suíno; CF = Cama de frango; PBM= Potencial Bioquímico de Metano ($m^3_{N\ CH_4}.kgSV_{adic}^{-1}$); RM = Rendimento de metano ($m^3_{N\ CH_4}.kgSV_{adic}^{-1}$); COV = Carga Orgânica Volumétrica ($kgSV.m^{-3}.d^{-1}$).

* Troca de dejeito durante a COV.

Em relação ao rendimento de metano no R1, obteve-se o rendimento maior no período que esteve operando com o DSIII e o DSIV, $0,320$ e $0,330 \text{ m}^3_{\text{N CH}_4} \cdot \text{kgSV}_{\text{adic}}^{-1}$, respectivamente. Os menores rendimentos foram obtidos no período que operou com o DSI e com o DSII, $0,141$ e $0,159 \text{ m}^3_{\text{N CH}_4} \cdot \text{kgSV}_{\text{adic}}^{-1}$, respectivamente. Os valores estão dentro do esperado com base nos testes de PBM. Em relação à recuperação de metano, o reator de monodigestão manteve-se acima dos 90% ao longo de todo experimento.

Entre as COVs de $1,2$ e $2,5 \text{ kgSV} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$, quando alimentado com os DSI e DSII, o rendimento do R2 foi diminuindo aos poucos até $0,118 \text{ m}^3_{\text{N CH}_4} \cdot \text{kgSV}_{\text{adic}}^{-1}$. O aumento da quantidade de cama de frango fez com que o rendimento fosse diminuindo. Isso acontece porque a CF tem um PBM menor que todos os dejetos utilizados ao longo do experimento.

Quando ocorreu a troca de DS durante a COV $2,5$ o rendimento aumentou de $0,118$ para $0,180 \text{ m}^3_{\text{N CH}_4} \cdot \text{kgSV}_{\text{adic}}^{-1}$, justificado com base no PBM do DSIII, que é aproximadamente 90% maior que o DSII. O rendimento de metano decresceu entre as cargas de $2,5$ e $4,5$, tendo como base o PBM (que não houve grande variações entre os DSIII, DSIV e DSV). Foi possível observar que o incremento de cama de frango influenciou negativamente no rendimento de metano, pois quando esteve nas cargas $3,6$ e $4,5 \text{ m}^3_{\text{N CH}_4} \cdot \text{kgSV}_{\text{adic}}^{-1}$ a recuperação de metano esteve próxima a 70%, valor inferior às demais cargas do experimento.

Com base na VDI 4630, considera-se satisfatória a recuperação de 80% do metano com base no PMB. Sendo assim, para o R2 apenas os períodos das COVs $3,6$ e $4,5 \text{ m}^3_{\text{N CH}_4} \cdot \text{kgSV}_{\text{adic}}^{-1}$ não cumpriram esse padrão.

A produtividade de metano no reator controle (R1), teve algumas variações ao longo do experimento, principalmente devido às diferenças nas características dos DS coletados e dos PBM, já apresentados anteriormente (Figura 1).

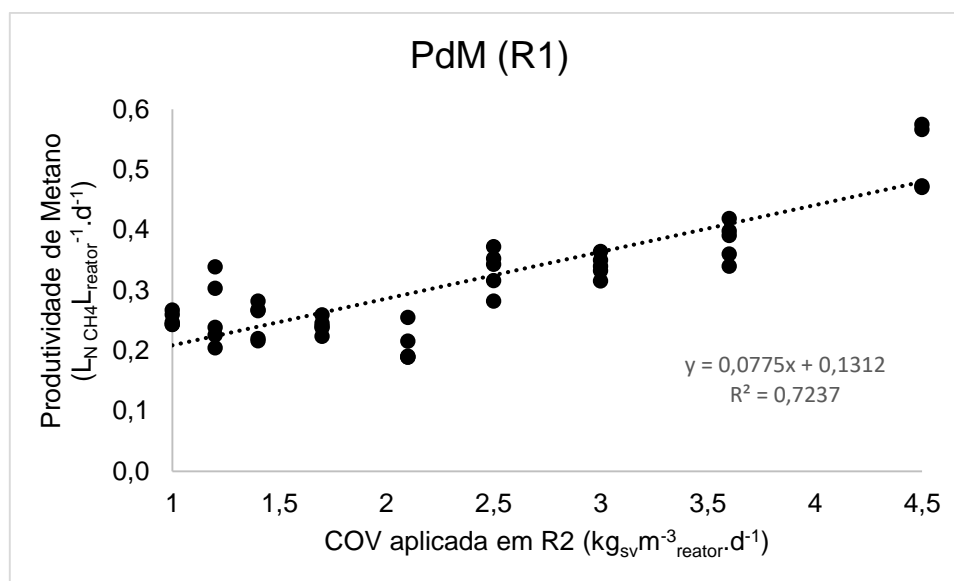


Figura 1. Produtividade de Metano (PdM) para o R1, no período que foi aplicado as COVs em R2.

Mesmo mantendo a carga de dejetos suíno fixa (COV 1,0) em R1, durante o período em que no R2 teve a operação até a carga de $3,6 \text{ m}^3_{\text{N CH}_4} \cdot \text{kgSV}_{\text{adic}}^{-1}$, os valores de produtividade se alteraram a partir da COV de $2,5 \text{ m}^3_{\text{N CH}_4} \cdot \text{kgSV}_{\text{adic}}^{-1}$, quando teve o início da alimentação com o dejetos III, que possui um potencial maior que os anteriores, a produtividade do reator aumentou de 0,21 para $0,33 \text{ L}_{\text{N CH}_4} \cdot \text{L}_{\text{reator}}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$, o que significa um incremento de 57% na produtividade do reator.

No final do experimento, para simular a contribuição do dejetos suíno no R2, o R1 teve um aumento da COV de 1,0 para $2,0 \text{ m}^3_{\text{N CH}_4} \cdot \text{kgSV}_{\text{adic}}^{-1}$, o que representou um incremento médio de produtividade de metano em 42%.

Na Figura 2 está representada a produtividade de metano para o R2.

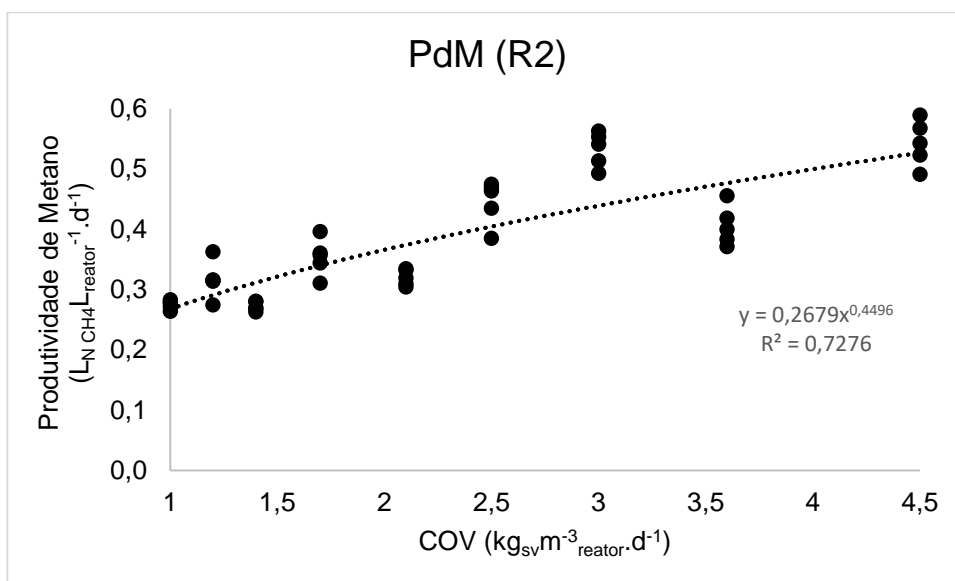


Figura 2. Produtividade de Metano (PdM) para o R2.

A produtividade até a COV de 2,1 apresentou poucas alterações, tendo como maior produtividade média $0,35 \text{ L}_{\text{N CH}_4} \cdot \text{L}_{\text{reator}}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ na COV 1,7, para essa primeira parte do experimento. Quando se utilizou o dejetos 3 na codigestão com a cama de frango, houve um incremento de 40% e a produtividade média desse período foi de $0,45 \text{ L}_{\text{N CH}_4} \cdot \text{L}_{\text{reator}}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$.

Com o aumento da COV para 3 alcançou-se produtividade média de $0,53 \text{ L}_{\text{N CH}_4} \cdot \text{L}_{\text{reator}}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$. Na carga de 3,5, a produtividade caiu para $0,41 \text{ L}_{\text{N CH}_4} \cdot \text{L}_{\text{reator}}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$, representando uma possível limitação do sistema a essa carga. Mesmo com uma queda na PdM, o fato de que o sistema não oscilava o valor de produtividade de biogás no período de 5 dias, continuou-se com a progressão de carga. Quando foi realizado o aumento de carga para 4,5, a produtividade média aumentou novamente para $0,54 \text{ L}_{\text{N CH}_4} \cdot \text{L}_{\text{reator}}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$.

Quando comparado com os dados do R1, as melhores fases de PdM em R2 foram as COV de 2,1 e 3,0, que incrementaram 56% de metano com base na adição de cama de frango.

3.2 Amônia Livre

Em relação ao nitrogênio no sistema anaeróbio, a amônia livre em altas concentrações se torna um problema para o sistema, devido a sua permeabilidade à parede celular dos microorganismos, que levam as células a falha, podendo, assim, inibir o processo dentro dos reatores (Chen et al., 2008). As concentrações de nitrogênio amoniacal total (NAT) e amônia livre estão apresentados na Figura 3.

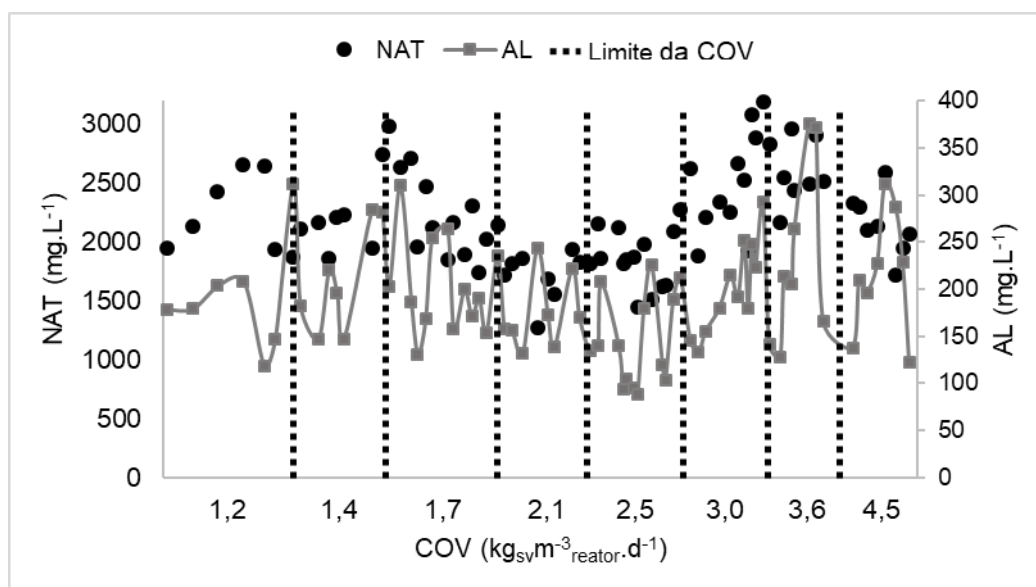


Figura 3. Concentração de nitrogênio amoniacal total (NAT) e amônia livre (AL).

Um valor padrão para a inibição por amônia livre na digestão anaeróbia é difícil de se apontar. Alguns reportam de 375 mg.L^{-1} (Rodríguez et al., 2011) a 1000 mg.L^{-1} (Moestedt et al., 2016), e essa diversidade é influenciada principalmente pela diferença de substratos e condições operacionais, assim como o desenvolvimento de resistência dos microorganismos no sistema.

Neste trabalho, o reator 1 teve como maior valor ao longo do experimento 298 mg.L^{-1} , e uma média de 173 mg.L^{-1} (dados não mostrados). Já para o reator 2, o maior valor foi de 376 mg.L^{-1} , durante a carga de 3,6, carga esta que teve um rendimento e uma recuperação de metano baixos, assim podendo ser indício de um início de inibição por amônia livre.

3.3 Relação AI/AP e ácidos orgânicos de cadeia curta

A determinação da relação AI/AP é um parâmetro importante para a avaliação da estabilidade do reator. Ao longo do experimento, o R1 manteve-se próximo a $0,12 \text{ mg}_{\text{HAc}} \cdot \text{mg}_{\text{CaCO}_3}^{-1}$ (dados não mostrados). Em relação ao R2, ao longo da progressão de carga não houve algumas alterações, da COV de 1,2 até $2,5 \text{ m}^3_{\text{N CH}_4} \cdot \text{kgSV}_{\text{adic}}^{-1}$, se manteve constante com valores médios próximos de $0,12 \text{ mg}_{\text{HAc}} \cdot \text{mg}_{\text{CaCO}_3}^{-1}$.

Com o aumento da carga para 3, a relação Al/AP começou a subir gradualmente, tendo como pico $0,37 \text{ mg}_{\text{HAc}} \cdot \text{mg}_{\text{CaCO}_3}^{-1}$ no final da carga de 3,6. Com o aumento da carga para 4,5, a relação diminuiu 0,21, justificado principalmente pelo início da alimentação com o DSV, em que optou-se por aumento de carga apenas pela troca com o DSV.

Quando o experimento foi finalizado por limitantes operacionais devido à formação de espuma, o Al/AP estava em $0,32 \text{ mg}_{\text{HAc}} \cdot \text{mg}_{\text{CaCO}_3}^{-1}$.

Tomando como base metodologia descrita por Mézes et al. (2011), o R2 estaria operando na sua faixa ideal ($0,3$ a $0,4 \text{ mg}_{\text{HAc}} \cdot \text{mg}_{\text{CaCO}_3}^{-1}$) no momento que o reator parou a operação por motivo já relatado anteriormente. Porém, vale ressaltar que essas faixas de controle do sistema com base na relação Al/AP podem variar de acordo, principalmente, com o substrato utilizado. As Condições de Al/AP e pH estão na Figura 4.

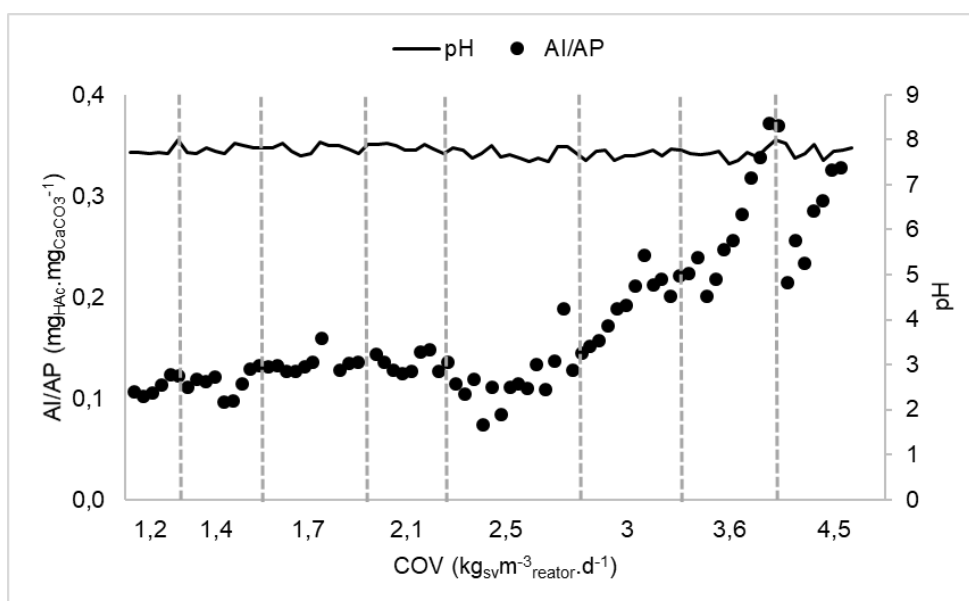


Figura 4. Relação Al/AP e pH ao longo da progressão de carga em R2.

O pH do sistema (R2) se manteve muito estável, com uma média de 7,75, dentro do esperado, tendo em vista que o dejetos suíno na codigestão anaeróbia auxilia com o fornecimento de alcalinidade para o sistema. Segundo Fang e Zang (2015), para um sistema que tenha 35% de CO_2 (valor similar à média encontrada ao longo do experimento) no biogás, é necessário um fornecimento de alcalinidade em torno $2200 \text{ mg}_{\text{CaCO}_3}^{-1}$, para que o pH se mantenha em 7,0. Observando principalmente os dejetos utilizados, o que continha a menor alcalinidade foi o DSI com $5773 \text{ mg}_{\text{CaCO}_3}^{-1}$, justificando o sistema estar em patamares sempre acima de 7 no pH.

Esse efeito tampão do uso do dejetos suíno na digestão anaeróbia muitas vezes acaba não expondo a presença de ácidos orgânicos de cadeia curta, quando se toma como base somente a relação Al/AP.

Sendo assim, uma análise dos ácidos orgânicos de cadeia curta na progressão de carga auxilia no levantamento de dados (Figura 5).

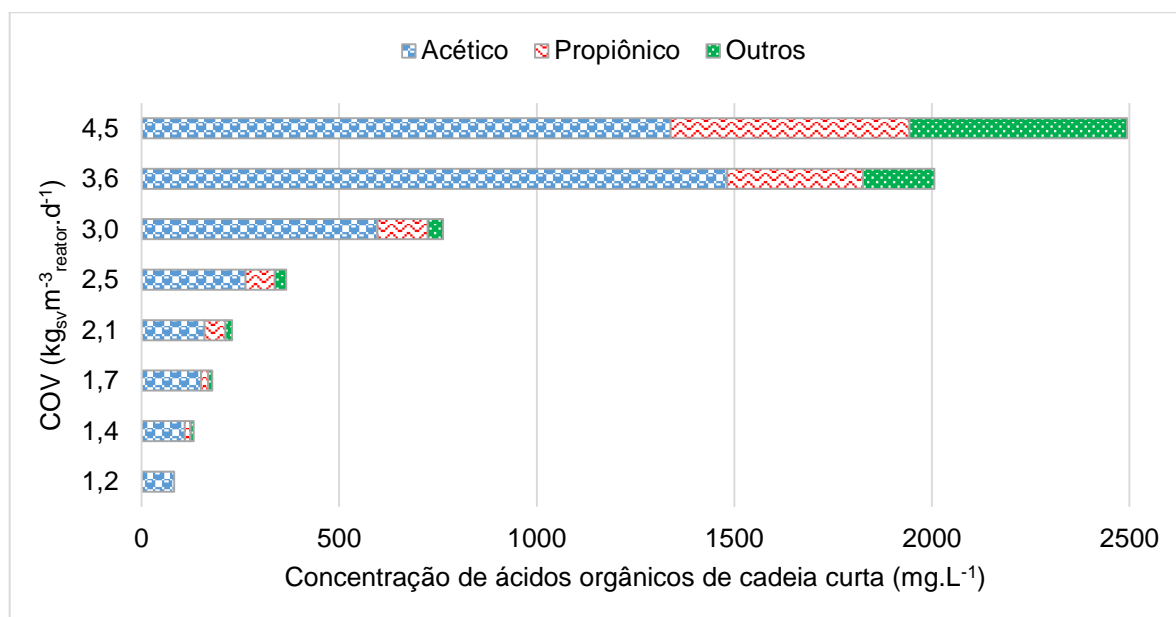


Figura 5. Concentração de ácidos orgânicos de cadeia curta em R2.

É possível constatar o aumento da concentração de ácidos orgânicos no reator. Tal comportamento se assemelha com o gráfico da relação AI/AP, onde as COVs 3,6 e 4,5 tiveram uma concentração maior do que as demais. As concentrações de ácido acético nessas cargas foram de, respectivamente, 1482 e 1339 mg.L⁻¹. Em relação ao propiônico, a concentração ficou em 344 mg.L⁻¹ para a COV de 3,6 e 605 mg.L⁻¹ para a COV de 4,5. Em relação aos outros ácidos (Iso-butírico, butírico, Isovalérico, Valérico e Isocapróico), as concentrações foram baixas, dado que a soma deles apresentou uma concentração de 505 mg.L⁻¹.

Os valores para o R1 (controle) não sofreram alterações ao longo do experimento, tendo como valor médio 115 mg.L⁻¹ para ácido acético e 22 mg.L⁻¹ para os demais.

Esse aumento na concentração de ácido acético ao longo da progressão de carga pode ser justificado, principalmente, pelo favorecimento da rota hidrogenotróficas na biodigestão anaeróbia de dejetos de suíno (Amaral et al., 2017; Silva et al., 2014).

Com base na literatura na digestão anaeróbia, a inibição por ácidos orgânicos de cadeia curta pode ocorrer nas seguintes faixas: 2400 mg.L⁻¹ de ácido acético e para o propiônico 900 mg.L⁻¹ (Madsen et al., 2011).

3.4 Aumento do teor de sólidos e formação de espuma

Com a progressão da carga orgânica volumétrica no reator, houve consequentemente um aumento do teor de sólidos. Foi possível constatar uma queda do rendimento ao decorrer do experimento (conforme seção 3.1).

Mesmo com um aumento na produtividade de metano no R2, a diminuição do teor de metano, quando comparado ao R1 (reator controle), demonstra uma limitação do processo,

e conseqüentemente da tecnologia (reator CSTR), para a codigestão de cama de frango e de dejetos de suíno, a partir da COV de 4,5.

Segundo a literatura, reatores CSTR conseguem operar com teores de sólidos de até 12% (Wellinger et al., 2008). O R2 no final de sua operação esteve com valores próximos a 11,7%, o que demonstra que o sistema alcançou o limite tecnológico do reator.

Pode-se observar na Figura 6 que a influência do aumento da quantidade de cama de frango no reator influenciou negativamente na remoção de sólidos voláteis, o que pode ser justificado pois a CF tem como material de origem a maravalha, que na sua composição possui compostos lignocelulósicos de difícil de degradação.

Como a característica do reator é homogeneizar o conteúdo do sistema (substrato e micro-organismos), esse material, que necessitaria de um tempo maior de retenção no sistema, acaba sendo descartado na saída do CSTR, justificando essa diminuição da remoção de SV.

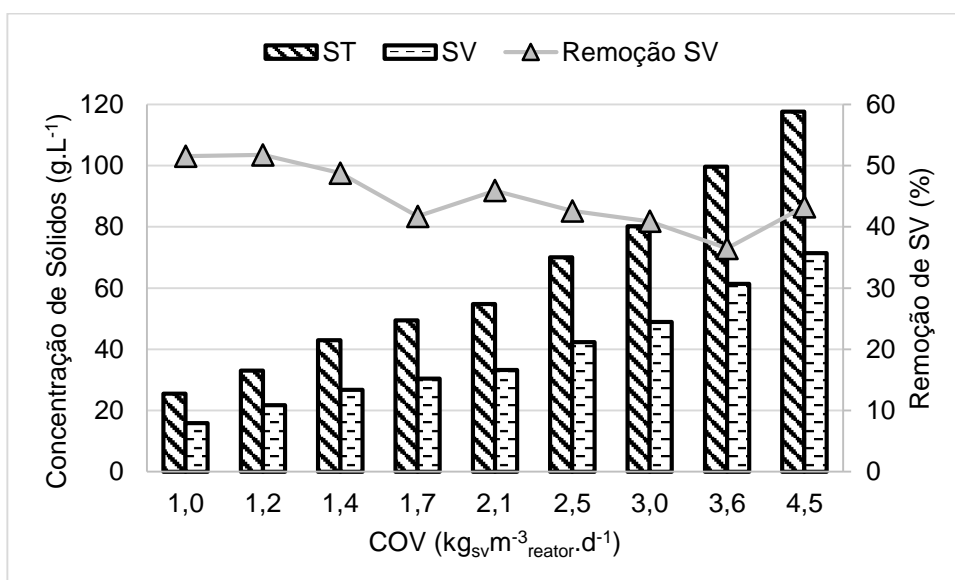


Figura 6. Concentração de sólidos ao longo do experimento e eficiência de remoção de sólidos voláteis em R2.

Um fator determinante para o fim da operação do R2 foi a formação de espuma, durante a COV de 4,5. Com a formação de grande quantidade de espuma, o *headspace* de 3 L foi todo preenchido, o que levou ao entupimento das saídas de gás do reator, devido ao alto teor de sólidos. Isso fez com que o digestato transbordasse pela saída do agitador, perdendo aproximadamente 2/3 do volume útil do reator. Suhartini et al. (2014) relatam problemas de formação de espuma, em que a tubulação de gás fica entupida, aumentando a pressão no interior do reator e transbordando alimentação onde tenha escape.

Na Figura 7 é possível constatar o aumento do nível da espuma no reator, alcançado as saídas de gás que se localizam na tampa.

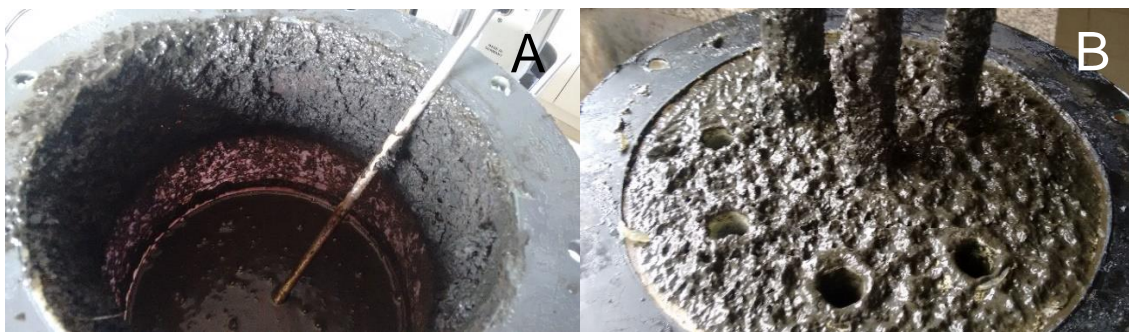


Figura 7. Aumento do nível do reator pela formação de espuma. **A.** acúmulo de sólidos na borda superior. **B.** Acúmulo de sólidos na tampa e saídas de gases.

A grande quantidade de espuma geralmente representa um desequilíbrio do sistema a altas cargas orgânicas. Alguns estudos reportam a formação de espuma em COVs de 5 (Suhartini et al., 2014) e 7,2 kgSV.m⁻³. Reator⁻¹ d⁻¹ (Ganidi et al., 2009). Segundo levantamento feito com reatores em escala real, 94% apresentaram problemas de formação de espuma. Em alguns casos (19%) essa formação acontece no tanque de armazenamento, principalmente pela característica como a concentração de NAT (Kougias et al., 2014b).

Mas o principal fator de formação de espuma é realmente a sobrecarga nos reatores (44%), tendo como medida adotada na maioria das vezes a redução do volume e da COV do reator (Kougias et al., 2014b), pois representa uma ação de menor custo que as demais, como uso de antiespumante.

Outro fator importante é a temperatura dos reatores, pois a digestão anaeróbia na faixa termofílica tem menos problemas com formação de espuma que reatores mesofílicos. Isso pode ocorrer devido a melhor hidrólise dos substratos (Suhartini et al., 2014), além da menor tensão superficial, que facilita a mistura da espuma da superfície com o conteúdo do reator (Ganidi et al., 2009).

Tendo em vista as características operacionais do presente trabalho e o que é reportado na literatura, um conjunto de fatores pode ter influenciado nessa formação de espuma. Dentre eles estão a COV e a concentração de sólidos, além da carga de nitrogênio e a temperatura de operação.

A agitação dos reatores pode influenciar nessa formação de espuma, mas se fazem necessárias mais pesquisas que avaliem o tempo e a velocidade de agitação com essa limitação de processo (Ganidi et al., 2009).

Sendo assim, a aplicação de reatores CSTR é interessante para o aproveitamento energético da cama de frango e de dejetos suíno, mas deve-se respeitar a limitação do reator. A COV de 3,0 operou com uma maior recuperação de metano do que as cargas posteriores, com uma produtividade semelhante às cargas maiores. O digestato nessa carga está mais estabilizado, o que se torna interessante para um posterior aproveitamento agrícola, tendo em vista que o material de origem teve sua maior parte degradada.

Os resultados alcançados são importantes devido ao fato de que esse modelo de reator a nível de Brasil ainda não é tão difundido, e a possibilidade do tratamento dos resíduos de duas cadeias importantes no setor agropecuário brasileiro amplia um horizonte para o aproveitamento energético pelos produtores rurais.

4 CONCLUSÃO

Com a progressão de carga no reator utilizando o incremento da cama de frango em reatores que já operam com dejetos suíno, foi possível constatar a produtividade média de metano 0,53 nas COVs de 3,0 e 4,5 $\text{kgSV}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$. Em relação ao incremento de produtividade de metano com base na cama de frango adicionada, as COVs de 2,1 e 3,0 $\text{kgSV}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$ apresentaram um aumento de 56%. A COV de 3,0 apresentou uma melhor estabilidade de processo do que cargas posteriores quando avaliado o rendimento de metano e inibidores químicos.

5 REFERÊNCIAS

Associação Brasileira de Proteína Animal [ABPA]. 2017. Relatório Anual 2016, São Paulo, SP, Brasil.

Amaral, A. C. 2017. Digestão anaeróbia de dejetos suíno: potencial bioquímico de metano e a influência de estratégias operacionais. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola). Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel, PR, Brasil.

Anthoniesen, A. C.; Loehr, R. C.; Praksam, T. B. S.; Srinath, G. 1976. Inhibition of nitrification by ammonia and nitrous acid. *Journal Water Pollution Control Federation* 48: 835-852.

American Public Health Association [APHA]. 2012. Standard methods for examination of water and wastewater. 22ed. APHA, Washington, DC, USA.

Bortoli, M. 2014. Desnitrificação em dejetos frescos de suínos com vistas ao reúso de efluentes da suinocultura. Tese (Doutorado em Engenharia Química) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, SC, Brasil.

Chen, Y.; Cheng, J. J.; Creamer, K. S. 2008. Inhibition of anaerobic digestion process: a review. *Bioresource technology* 99: 4044-4064.

Fang, H. H. P.; Zhang, T. 2015. *Biotechnology Environmental Protection and Resource Recovery*. Imperial College Press, London, UK.

Ganidi, N.; Tyrell, S.; Cartmel, E. 2009. Anaerobic digestion foaming causes – a review. *Bioresource Technology* 100: 5546-5554

Jiménez, J.; Puebla, Y.; Ortiz M. E.; Sagastume, J. M.; Guerra, G.; Noyola, A. 2015. Optimization of the specific methanogenic activity during the anaerobic co-digestion of pig manure and rice straw, using industrial clay residues as inorganic additive. *Chemical Engineering Journal* 259: 703-714.

Khoufi, S.; Louhici, A.; Sayadi, S. 2015. Optimization of anaerobic co-digestion of olive mill wastewater and liquid poultry manure in batch condition and semi-continuous jet-loop reactor. *Bioresource Technology* 182: 67-74.

Kougias, P. G.; Boe, K.; Thong, S.; Kristensen, L. A.; Angelidaki, I. A. 2014b. Anaerobic digestion foaming in full-scale biogas plants: a survey on causes and solutions. *Water Science & Technology* 69: 889-895.

Kougias, P. G.; Kotsopoulos, T. A.; Martzopoulos, G. A. 2014a. Effect of feedstock composition and organic loading rate during the mesophilic co-digestion of olive mill wastewater and swine manure. *Renewable Energy* 69: 202-207

Kunz, A.; Miele, M.; Steinmetz, R. L. R. 2009. Advanced swine manure treatment and utilization in Brazil. *Bioresource Technology* 100: 5485-5489.

Liebetrau, J., Pfeiffer, D., Thran, D. 2016. Collections of methods for biogas: Methods to determine parameters for analysis purposes and parameters that describe process in the biogas sector. *Biomass Energy Use* 7.

Madsen, M.; Holm-Nielsen, J. B.; Esbensen, K. H. 2011. Monitoring of anaerobic digestion processes: A review perspective. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 15: 3141-3155.

Meneses-Reyes, J. C.; Eugenio, G. H.; Huber, D. H.; Balagurusamy, N.; Solares, T. E. 2017. Biochemical methane potential of oil-extracted microalgae and glycerol in co-digestion with chicken litter. *Bioresource Technology* 224: 373-379.

Miah, M. R.; Rahman, A. K. M. L.; Akanda, M. R.; Pulak, A. Rout, M. A. 2016. Production of biogas from poultry litter mixed with the co-substrate cow dung. *Journal of Taibah University for Science* 10: 497-504.

Miele, M.; Abreu, P. G.; Abreu, V. M. N.; Jaenisch, F. R. F.; Martins, F. M.; Mazzuco, H.; Sandi, A. J.; Santos Filho, J. I.; Trevisol, I. M. 2010. Coeficientes técnicos para o cálculo do custo de produção de frango de corte. Comunicado Técnico 483, Embrapa Suínos e Aves, Brasília, DF, Brasil.

Riaño, B.; Molinuevo, B.; García-González, M.C. Potential for methane production from anaerobic co-digestion of swine manure with winery wastewater. 2011. *Bioresource Technology* 102: 4131-4136.

Rodriguez-Verde, I.; Regueiro, L.; Lema, J. M.; Carballa, M. 2017. Blending based optimisation and pretreatment strategies to enhance anaerobic digestion of poultry manure. *Waste management* 71: 521-531.

Silva, M. L. B. da; Cantão, M. E.; Mezzari, M. P.; M, J.; Nossa, C. W. 2014. Assessment of Bacterial and Archaeal Community Structure in Swine Wastewater Treatment Processes. *Environmental Microbiology* 70: 77-87.

Steinmetz, R. L. R.; Mezzari, M. P.; Silva, M. L. B.; Kunz, A.; Amaral, A. C.; Tápparo, D. C.; Soares, H. G. 2016. Enrichment and acclimation of an anaerobic mesophilic microorganism's inoculum for standardization of BMP assays. *Bioresource technology* 219: 21-28.

Suhartini, S.; Heaven, S.; Banks, C. J. 2014. Comparison of mesophilic and thermophilic anaerobic digestion of sugar beet pulp: Performance, dewaterability and foam control. *Bioresource technology* 152: 202-211.

VDI 4630. 2006. Fermentation of Organic Materials – Characterization of the Substrate, Sampling, Collection of Material Data, Fermentation Tests. The Association of German Engineers, Düsseldorf, Germany.

Wang, M.; Zhang, X.; Zhou, J.; Yuan, Y.; Dai, Y.; Li, D.; Li, Z.; Liu, X.; Yan, Z. 2017. The dynamic changes and interactional networks of prokaryotic community between co-digestion and mono-digestions of corn stalk and pig manure. *Bioresource Technology* 225: 23-33.

FUTUROS TRABALHOS

Para trabalhos futuros, a avaliação de diferentes tipos de tratamento (químico, físico e térmico) é importante para ver a influência no rendimento e na produtividade de metano. Estratégias de operação como TRH devem ser estudadas mais a fundo na codigestão de dejetos suíno e cama de frango. Também recomenda-se a avaliação de outros possíveis inibidores como o H_2S , e da influência na comunidade microbiana, além de estudar conjuntos de medidas que mitiguem a formação de espuma em reatores anaeróbios, como modelos de hastas, tempo e velocidade de agitação, principalmente na codigestão de resíduos da produção animal.