

UNIVERSIDADE ESTADUAL DO OESTE DO PARANÁ, CAMPUS DE CASCAVEL

CENTRO DE CIÊNCIAS EXATAS E TECNOLÓGICAS

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AGRÍCOLA

**DIGESTÃO ANAERÓBIA DE DEJETO SUÍNO: POTENCIAL BIOQUÍMICO DE METANO E
A INFLUÊNCIA DE ESTRATÉGIAS OPERACIONAIS**

ANDRÉ CESTONARO DO AMARAL

Cascavel, 21 de julho de 2017

ANDRÉ CESTONARO DO AMARAL

**DIGESTÃO ANAERÓBIA DE DEJETO SUÍNO: POTENCIAL BIOQUÍMICO DE METANO E
A INFLUÊNCIA DE ESTRATÉGIAS OPERACIONAIS**

Tese de doutorado apresentado ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola em cumprimento parcial aos requisitos para a obtenção do título de Doutor em Engenharia Agrícola, área de concentração em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Airton Kunz

**Cascavel – Paraná – Brasil
Cascavel, 21 de julho de 2017**

Dados Internacionais de Catalogação-na-Publicação (CIP)

A512d

Amaral, André Cestonaro do

Digestão anaeróbia de dejetos suíno: potencial bioquímico de metano e a influência de estratégias operacionais. / André Cestonaro do Amaral. Cascavel, 2017.

63 f.

Orientador: Prof. Dr. Airton Kunz

Tese (Doutorado) – Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Campus de Cascavel, 2017.

Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola

1. Biogás. 2. Suíno - Esterco. I. Kunz, Airton. II. Universidade Estadual do Oeste do Paraná. III. Título.

CDD 20.ed. 665.7

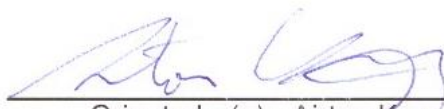
CIP-NBR 12899

Ficha catalográfica elaborada por Helena Soterio Bejio – CRB 9ª/965

ANDRÉ CESTONARO DO AMARAL

Digestão Anaeróbia de Dejeto Suíno: Potencial Bioquímico de Metano e a Influência de Estratégias Operacionais

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



Orientador(a) - Ailton Kunz

Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (Embrapa Suínos e Aves)



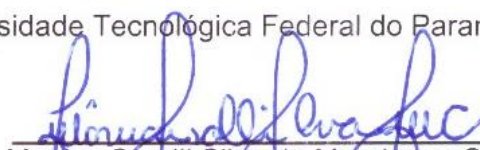
Marcelo Bortoli

Universidade Tecnológica Federal do Paraná - Campus Francisco Beltrão (UTFPR)



Morgana Suszek Gonçalves

Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR)



Monica Sarolli Silva de Mendonça Costa

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



Simone Damasceno Gomes

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

Cascavel, 21 de julho de 2017

BIOGRAFIA

André Cestonaro do Amaral possui graduação em Química pela Universidade Estadual do Centro-Oeste (2010) e mestrado na mesma instituição (2013), no programa de Química Aplicada, atuando principalmente em pesquisas sobre metais presentes em água residuária da suinocultura. Tem experiência na área de tratamento de efluentes, produção e purificação de biogás. Realizou doutorado, com bolsa Fundação Araucária – Fundação PTI, no Programa de Pós-Graduação de Engenharia Agrícola (PGEAGRI) da Universidade Estadual do Oeste do Paraná – UNIOESTE, na área de concentração de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental (RHESA), na linha de pesquisa de Saneamento Ambiental.

“De todas as forças do mundo, apenas o propósito pode derrotar qualquer situação adversa!”

Bruno Perin – A revolução das Startups

AGRADECIMENTOS

Ao meu pai, Armando, minha mãe, Nádia, e meu irmão, Bruno, pelo apoio e o incentivo que em mim depositaram;

À Ketlen, pelo carinho, o companheirismo, o apoio e a compreensão nos momentos de ausência;

Ao orientador, professor Dr. Airton Kunz, pela orientação, o apoio no desenvolvimento do trabalho, enorme contribuição com o meu aprendizado e a amizade;

Aos funcionários da Embrapa Suínos e Aves e aos professores e funcionários do departamento de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola da Unioeste, pelo apoio para a realização do trabalho e principalmente pela contribuição para o aprendizado;

Ao pessoal dos laboratórios LEAA e LEB da Embrapa Suínos e Aves, fundamentais na realização dos estudos;

Ao Centro Internacional de Energias Renováveis–Biogás – CIBiogás, parceria na realização de alguns experimentos.

A todos, MUITO OBRIGADO!

DIGESTÃO ANAERÓBIA DE DEJETO SUÍNO: POTENCIAL BIOQUÍMICO DE METANO E A INFLUÊNCIA DE ESTRATÉGIAS OPERACIONAIS

RESUMO GERAL

A produção de suínos no Brasil ocorre em escala industrial, com animais confinados e de forma estratificada, ou seja, têm-se grandes unidades produtoras, especializadas em etapas específicas da produção. Geralmente, essas unidades concentram grandes quantidades de animais em pequenas áreas territoriais e geram efluentes ricos em matéria orgânica, que precisam ser corretamente manejados. Este estudo foi dividido em duas etapas, sendo que na primeira objetivou-se determinar a influência da estratificação da produção de suínos na capacidade de produção de biogás, estudando também estratégias de separação de sólidos que contribuam para maior rendimento de metano. Para isso, foram coletadas amostras de duas unidades de gestações (GS-a e GS-b), duas unidades de maternidade (MS-a e MS-b), uma unidade de crechário (CS) e uma unidade de terminação (TS). Os testes de potencial bioquímico de biogás (PBB) foram realizados de acordo com procedimento padrão (VDI 4630). A fração de lodo sedimentado correspondeu de 20 a 30% do volume do efluente bruto, produzindo de 40 a 60% do volume de metano. A produtividade de metano da fração de lodo sedimentado é aproximadamente duas vezes maior do que a fração sobrenadante. Verificaram-se diferenças no rendimento de biogás entre o dejetos bruto proveniente das diferentes etapas da criação de suínos (GS-a: 326,4 e GS-b: 577,1; MS-a: 860,1 e MS-b: 479,2; CS -970,2; TS 474,5 mL_N biogás.gSV⁻¹). As diferenças apresentadas são relativas às diferentes estratégias adotadas nas diferentes fases de crescimento do suíno (nutrição, tecnificação da produção, etc.), mas também relacionadas ao manejo dos efluentes dentro das instalações. Na segunda etapa, buscou-se estudar a digestão anaeróbia em reator CSTR (do inglês "Continuous Stirred Tank Reactor") com o objetivo de verificar a influência de parâmetros do processo na capacidade de recuperação de metano e suas influências nas arqueas metanogênicas. Foram realizados experimentos em batelada (utilizando metodologia padronizada – VDI, 4630) e contínuos (em reator CSTR), com objetivo de atingir a maior produtividade e menor emissão de metano (gás de efeito estufa). Foram estudados parâmetros operacionais, como carga orgânica volumétrica (COV), tempo de retenção hidráulica (TRH), amônia livre e comunidade de arqueas. Observou-se que a COV de 1,06 kg_{SV}.m⁻³.d⁻¹ e TRH de aproximadamente 20 dias contribuem para melhor recuperação de metano, o que resulta em um ganho de produtividade em uma planta de biogás e redução nas emissões de metano. Os resultados de concentrações de amônia livre não apontam evidências de inibição ao processo de digestão anaeróbia, mas provavelmente influenciam a rota metanogênica preferencial (rota hidrogenotrófica). Adicionalmente, observou-se uma correlação entre a estabilidade do processo e o aumento na concentração de arqueas metanogênicas. Os resultados podem servir de subsídio para plantas de biogás em alcançar maior produtividade e menor emissão de metano.

Palavras-chave: PBM; biogás; dejetos suíno.

SWINE MANURE ANAEROBIC DIGESTION: BIOCHEMICAL METHANE POTENTIAL AND INFLUENCE OF OPERATIONAL STRATEGY

GENERAL ABSTRACT

Brazilian swine production presents industrial characteristics, with confined animals and stratified units, i.e., there are large production units specialized in specific stages of production. Generally, these units concentrate a large number of animals and generate effluents that must be correctly managed to avoid environmental impact. This study was divided in two stages, in which the first, aimed to determine the influence of simplified and cheap solid-liquid separation strategies and different manure from each swine production phases on biogas and methane yield. Samples were collected in two gestating sows house (GSH-a and GSH-b), two farrowing sows house (FSH-a and FSH-b), a nursery house (NH) and a finishing house (FH). Biochemical methane production (BMP) tests were performed according to international standard procedure (VDI 4630). The settled sludge fraction represents 20 to 30% of raw manure volume, producing 40 to 60% of the total methane yield. The methane potential of settled sludge fraction was about 2 times higher than the supernatant fraction. There are differences on biogas yield between the raw manure of different swine production phases (GSH-a 326.4 and GSH-b 577.1; FSH-a 860.1 and FSH-b 479.2; NH -970.2; FH 474.5 mL_Nbiogas.g_{VS}-1). The differences are relative to production phase (feed type, feeding techniques, etc.), but also to the management of the effluent inside the facilities (water management). In the second stage, the influence of anaerobic digestion key parameters on methane recovery capacity were studied, as well as archaea community in a Continuous Stirred Tank Reactor (CSTR) fed with swine manure were investigated. Batch (according VDI, 4630) and continuous (CSTR reactor) experiments were performed in order to define the highest methane productiveness and lower methane emission (a greenhouse gas). Organic loading rate (OLR), hydraulic retention time (HRT), free ammonia concentration and archaea community were investigated on operational parameters for process control. It was found that OLR of 1.06 kg_{VS}.m⁻³.d⁻¹ and HRT of around 20 days contribute to better methane recovery, which can result in higher biogas plant productivity and reduction of methane emissions. Results showed that there is no evidence of global anaerobic digestion inhibition due to the free ammonia concentration, but a probable influence on the main methanogenic metabolic pathway (hydrogenotrophic). Additionally, a correlation between the process stability and the increase in the number of methanogenic archaea was observed. These results can be used for biogas plants to achieve higher methane productiveness and lower methane emission.

Key-words: BMP; biogas; pig slurry.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Sistemas de produção de suínos adotados no Brasil, relacionando a etapa de produção e as unidades estratificadas. CC: Ciclo Completo; UPL: Unidade produtora de leitões; UPD: Unidade produtora de desmame; UC: Unidade de crechário; UT: Unidade de terminação.....	15
Figura 2. Ilustração das etapas de digestão anaeróbia.....	18
Figura 3. Influência da pressão parcial de hidrogênio na energia livre durante acidogênese e metanogênese a partir de dióxido de carbono e hidrogênio.....	21
Figura 4. Equilíbrio químico entre dióxido de carbono - bicarbonato – carbonato.....	22

ARTIGO 1: INFLUÊNCIA DAS ESTRATÉGIAS DE SEPARAÇÃO SÓLIDO-LÍQUIDO NO RENDIMENTO DE BIOGÁS A PARTIR DE EFLUENTES DA PRODUÇÃO ESTRATIFICADA DE SUÍNOS

Figura 1. Diferença entre produção de suínos em ciclo completo e estratificada. Suínos em fase reprodutiva englobam as fases de gestação e maternidade.....	33
Figura 2. Estratégia de separação sólido-líquido por peneiramento e sedimentação. Foram estudados Dejeito Bruto (DB), Sólido Retido na Peneira (SRP), Sobrenadante (SN) e Sólido Sedimentado (SSd).....	35
Figura 3. Amostras de dejeito suíno bruto coletadas nas diferentes fases da produção estratificada. Foram analisados potencial bioquímico de biogás (PBB), apresentados como a produção cumulativa durante o teste e a produção diária de biogás (PDB).....	40

ARTIGO 2: ESTUDO DA PERFORMANCE DE UM REATOR CSTR TRATANDO DEJETO SUÍNO

Figura 1. Potencial bioquímico de metano de cada amostra de dejeito suíno utilizado no estudo.....	52
Figura 2. Monitoramento do pH e relação ácidos orgânicos voláteis (AOV) e alcalinidade total (AT) no reator CSTR.....	54
Figura 3. Monitoramento da concentração de nitrogênio amoniacal total (NAT) e de amônia livre (AL) e no reator CSTR.....	55

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Indicadores de performance técnica do sistema de produção de suínos na região sul do Brasil.....16

Tabela 2. Quantidade de água consumida e dejetos gerados por animal por fase de produção em sistemas especializados.....17

Tabela 3. Requisitos ambientais dos microrganismos anaeróbios mesofílicos.....20

Tabela 4. Tempo de regeneração de diferentes microrganismos anaeróbios em comparação com microrganismos aeróbios.....23

ARTIGO 1: INFLUÊNCIA DAS ESTRATÉGIAS DE SEPARAÇÃO SÓLIDO-LÍQUIDO NO RENDIMENTO DE BIOGÁS A PARTIR DE EFLUENTES DA PRODUÇÃO ESTRATIFICADA DE SUÍNOS

Tabela 1. Balanço de massa em sólidos voláteis para todas as amostras de dejetos suíno estudados. DB foi considerado 100%.....37

Tabela 2. Características das amostras de dejetos suíno. Sólidos voláteis, potencial bioquímico de biogás e metano, balanço de metano e capacidade de produção de cada fração estudada.....38

Tabela 3. Produção diária de biogás (PDB) máxima, dia de ocorrência e o tempo de estabilização dos testes para as amostras e frações estudadas.....41

ARTIGO 2: ESTUDO DA PERFORMANCE DE UM REATOR CSTR TRATANDO DEJETO SUÍNO

Tabela 1. Condições operacionais do reator CSTR durante as cinco fases estudadas.....50

Tabela 2. PCR quantitativo em tempo real, sequência da sonda e tamanho dos fragmentos.....51

Tabela 3. Eficiência do reator CSTR na redução de sólidos voláteis e recuperação de metano em diferentes condições operacionais.....53

Tabela 4. Característica das concentrações de arqueas metanogênicas durante cada fase do estudo.....56

SUMÁRIO GERAL

1. INTRODUÇÃO / JUSTIFICATIVA.....	11
2. OBJETIVOS	13
2.1 Objetivo Geral	13
2.2 Objetivos específicos	13
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	14
3.1 Suinocultura	14
3.1.1 Sistema de produção de suínos	14
3.1.2. Efluentes suinícolas	16
3.2 Digestão anaeróbia	17
3.2.1 Parâmetros do processo	19
3.2.2 Potencial metanogênico específico	23
4. REFERÊNCIAS	28
ARTIGO 1: INFLUÊNCIA DAS ESTRATÉGIAS DE SEPARAÇÃO SÓLIDO-LÍQUIDO NO RENDIMENTO DE BIOGÁS A PARTIR DE EFLUENTES DA PRODUÇÃO ESTRATIFICADA DE SUÍNOS¹	32
1. Introdução	33
2. Material e métodos.....	35
2.1. Amostragem e estocagem	35
2.2 Potencial bioquímico de biogás (PBB)	36
2.3 Análise do biogás	36
2.4 Análise de sólidos	36
2.5 Análise estatística	37
2.6 Balanço de CH ₄	37
2.7 CPM (Capacidade máxima de produção de metano)	37
3. Resultados e discussão	37
3.1. Influência da separação sólido-líquido no rendimento de biogás/metano.....	37
3.2 Aspectos cinéticos	40
3.3 Influência da produção estratificada de suínos na produção de biogás/metano ...	42
4. Conclusões	43
5. Referências	44

ARTIGO 2: ESTUDO DA PERFORMANCE DE UM REATOR CSTR TRATANDO DEJETO SUÍNO²	47
1. Introdução	48
2. Material e métodos	49
2.1 Amostragem:	49
2.2 Testes em batelada:	50
2.2.1. Ensaio de Potencial Bioquímico de Metano (PBM):	50
2.3 Teste contínuo	50
2.3.1 Ensaio com reator CSTR:	50
2.3.2 Estratégia de partida:	50
2.3.3 Progressão de carga orgânica volumétrica (COV):	51
2.3.4 Monitoramento de biogás:	51
2.3.5 Eficiência do reator CSTR:	51
2.3.6 Técnicas analíticas:	51
2.3.7 Extração de DNA e análise de qPCR:	51
2.3.8 Análise estatística:	52
3. Resultados e discussão	53
3.1 Testes em batelada:	53
3.2 Testes contínuos:	53
3.2.1 Comportamento da comunidade de arqueas:	56
4. Conclusão	57
5. Referências	58
Conclusões gerais	62
Perspectivas de trabalhos futuros	63

INTRODUÇÃO / JUSTIFICATIVA

A suinocultura industrial é uma atividade de destacada importância econômica e social na região sul do Brasil, pois gera renda e empregos, assim como dá suporte para o desenvolvimento de um parque agroindustrial competitivo no cenário nacional e internacional.

A cadeia produtiva de suínos está organizada de acordo com as necessidades de mercado e com as características regionais. A segregação da produção de suínos em múltiplos sítios aumentou de importância no Brasil, por permitir a existência de unidades produtoras especializadas em determinada etapa da criação animal.

Os problemas ambientais intensificaram-se com a profissionalização do setor produtivo, o qual emprega um modelo de confinamento dos animais em unidades restritas, resultando em uma grande quantidade de suínos em pequenas áreas territoriais. Com isso, tem-se a geração de quantidades apreciáveis de efluentes.

Devido às altas concentrações de matéria orgânica e nutrientes, os efluentes da cadeia suinícola possuem elevado potencial poluidor. Em contrapartida, possuem elevado potencial de agregação à matriz energética renovável brasileira. Por isso, cresce a necessidade de alternativas para redução dos impactos (mitigação das emissões de GEE), tratamento e reaproveitamento dos resíduos. Cresce também o foco em aplicação de sistemas anaeróbios (biodigestores e usinas de biogás), pois, além de efetuar redução da concentração dos constituintes orgânicos, também permite o aproveitamento energético do metano.

É de grande importância mensurar o potencial bioquímico de metano dos efluentes da suinocultura de forma segura, para que possam ser utilizados como índices que indicam a produção de metano para os efluentes das diferentes etapas da produção animal. Para obtenção destes índices são necessários testes fermentativos padronizados.

São imprescindíveis para a realização de estudos de viabilidade e posterior dimensionamento de usinas ou unidades geradoras de biogás os estudos em escala de bancada. Dentre os vários modelos de biodigestores possíveis, os reatores CSTR (do inglês “Continuous Stirred Tank Reactor”) combinam inúmeras vantagens aos processos convencionais (ex. biodigestor de lagoa coberta), como possibilidade de aquecimento e agitação. Essas características colaboram com a possível maior produtividade de metano nesse modelo de biodigestor.

Esta tese objetivou determinar a influência da estratificação da produção de suínos na capacidade de produção de biogás, estudando também estratégias de separação de sólidos que contribuam para maior rendimento de metano. Ao estudar a digestão anaeróbia em reator CSTR, o objetivo foi verificar a influência de parâmetros do processo na capacidade de recuperação de metano e suas influências nas arqueas metanogênicas. Os

resultados obtidos poderão servir de subsídio para que as plantas de biogás alcancem maior produtividade e reduzam as emissões de GEE.

2. OBJETIVOS

1. 2.1 Objetivo Geral

Determinar a influência da estratificação da produção de suínos na capacidade de produção de biogás, estudando também estratégias de separação de sólidos que contribuam para maior rendimento de metano. Verificar a influência de parâmetros do processo de digestão anaeróbia na capacidade de recuperação de metano e suas influências nas concentrações de arqueas metanogênicas.

2. 2.2 Objetivos específicos

- Gerar informações metodológicas sobre ensaios cinéticos anaeróbios de efluentes suinícolas para que sirvam de subsídio na elaboração de índices de produção e valoração do potencial metanogênico;
- Avaliar a capacidade de produção de biogás de toda a cadeia de produção de suínos de forma estratificada (cada etapa da produção);
- Estudar a interferência de diferentes frações sólidas na capacidade e na cinética de produção de biogás;
- Operar reator anaeróbio de mistura completa alimentado com dejetos suínos, avaliando estratégias de melhoramento do processo;
- Avaliar o comportamento das arqueas metanogênicas em um reator CSTR tratando dejetos suínos.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3. 3.1 Suinocultura

Diversos atores e atividades desenvolvem-se em torno da suinocultura, como, por exemplo, o produtor de grãos e fábricas de rações, as agroindústrias de abate e processamento, o segmento de transporte e distribuição e o consumidor final. Essas atividades e seus respectivos encadeamentos produtivos contribuíram para o crescimento das regiões onde estão situados os principais polos suínos no Brasil. Estima-se que a cadeia suína seja responsável pela geração de aproximadamente 700 mil empregos diretos e indiretos e um mercado final de US\$ 11 bilhões (MIELE et al., 2013).

O Brasil é o quarto maior produtor mundial de carne suína, ($3,64 \times 10^6$ t – em equivalente carcaça, em 2016), atrás de China, União Europeia e Estados Unidos (ABPA, 2016). A produção de suínos encontra-se presente em todas as regiões brasileiras, sendo que a maior concentração de matrizes tecnificadas está na região Sul (48,6%), seguindo da região Sudeste (17,9%), Nordeste (15,4%), Centro-Oeste (14,1%) e Norte (4,0%) (IBGE, 2013).

O estado do Paraná é o terceiro maior produtor nacional de suínos, tendo 22 frigoríficos inscritos no SIF – Serviço de Inspeção Federal. Também possui 55 frigoríficos inscritos no SIP – Serviço de Inspeção Estadual. No Paraná é estimada a existência de aproximadamente 130.000 propriedades que possuem suínos; contudo, destes estima-se que apenas 31.000 têm produção regular e de caráter comercial (SEAB, 2013).

A produção de carne suína no Brasil apresentou profundas transformações organizacionais e tecnológicas nos últimos 30 anos. A grande evolução nas áreas de genética, nutrição e qualidade da carne foi acompanhada por três tendências determinantes: 1) aumento da escala de produção e concentração de animais nas unidades produtoras; 2) mudança no sistema produtivo, com a segregação da produção em múltiplos sítios; 3) evolução da fronteira agrícola para o Centro-Oeste, disponibilizando acesso quantitativo ao milho e à soja, que são os principais insumos na produção de ração (ABPA, 2016).

3.1.1 Sistema de produção de suínos

O conceito de “sistema” na suinocultura avalia a maneira como se organiza a produção animal. Os sistemas de produção de suínos podem ser classificados como Ciclo Completo em um único sítio (CC) ou produção distribuída em diversas unidades. A segregação da produção de suínos em diferentes sítios aumentou de importância no Brasil,

pois possibilita a existência de unidades especializadas em determinadas fases da produção. Dentre elas destacam-se: Unidade Produtora de Desmames (UPD), Unidade Produtora de Leitões (UPL), Unidade de Crechário (UC) e Unidade de Terminação (UT) (MIELE; MIRANDA, 2013).

A produção de suínos pode ser separada em quatro fases: 1) Gestação (fêmeas reprodutoras secas e durante o período de gestação); 2) Maternidade (fêmea em lactação e suínos recém-nascidos até o desmame, com aproximadamente 7 kg); 3) Crechário (suínos imediatamente após o desmame até completar 25 kg), e 4) Terminação (após a fase de creche até atingirem o peso necessário para o abate, aproximadamente 120 kg) (ABCS, 2011). A relação entre as unidades estratificadas e a etapa de crescimento do suíno é apresentada na Figura 1.

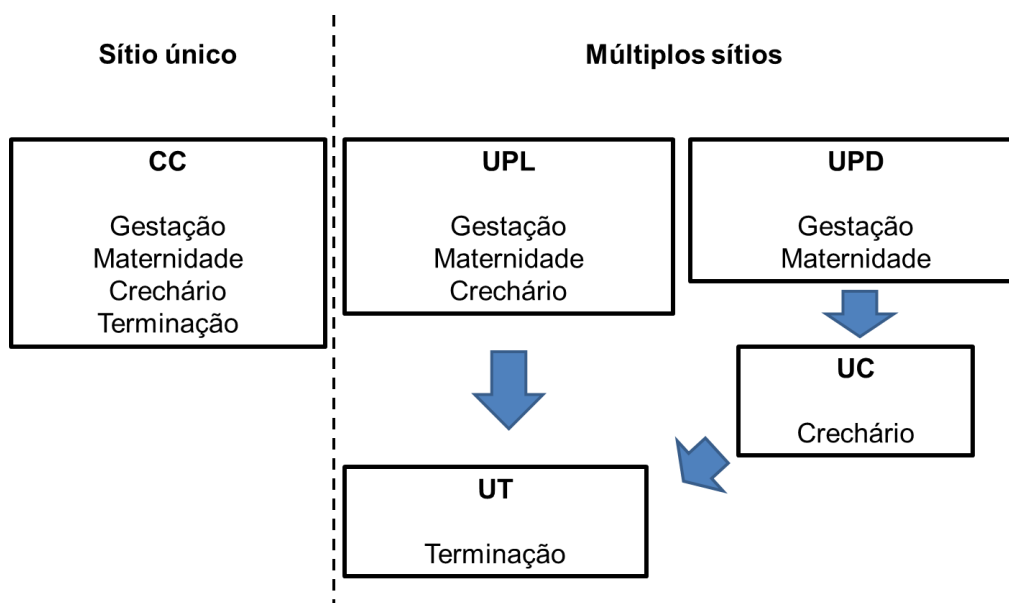


Figura 1 Sistemas de produção de suínos adotados no Brasil, relacionando a etapa de produção e as unidades estratificadas. CC: Ciclo Completo; UPL: Unidade produtora de leitões; UPD: Unidade produtora de desmame; UC: Unidade de crechário; UT: Unidade de terminação

Fonte: Adaptado de Miele e Miranda (2013).

A produção de leitões e os estágios de crescimento e terminação possuem indicadores de performance de produção baseados no sistema agroindustrial (Tabela 1).

Tabela 1 Indicadores de performance técnica do sistema de produção de suínos na região sul do Brasil

Produção de leitões	Característica	Crescimento/ Terminação	Característica
Leitões desmamado	25 por fêmea ano	Mortalidade	2,50%
Quantidade de ração	1050 kg/ano	Idade de abate	171 dias
Tempo de gestação	114 dias	Peso de abate	125 Kg
Tempo não produtivo	7 dias	Produção de carcaça	73,90%
Tempo de lactação	21 dias	Conversão alimentar	2,51 kg
Tempo de produtividade	2,5 anos		
Conversão alimentar	1,54 kg		

Fonte: Adaptado de Cherubini et al. (2014).

Diante de tantas possibilidades e variações na forma de produzir o suíno, é fundamental conhecer as características peculiares do dejetos produzido em cada etapa do crescimento animal.

3.1.2. Efluentes suinícolas

Os efluentes da suinocultura são potencialmente poluentes, pois apresentam altas concentrações de matéria orgânica, nutrientes e metais. Isso pode gerar grandes problemas ambientais, em virtude da elevada geração de efluentes, sendo que, na maioria dos casos, tem como destino final a disposição no solo (STEINMETZ et al., 2009).

Os efluentes suinícolas são constituídos por urina, fezes, desperdícios de água, restos de ração, resíduos de drogas antibióticas e microrganismos patogênicos. Considerando essas características, recomenda-se que esse material seja adequadamente gerenciado antes da aplicação no solo (VIANCELLI et al., 2012). No Brasil, a regulamentação da disposição final de efluentes em águas superficiais ocorre em esfera federal (CONAMA 430, 2011). A regulamentação para aplicação no solo é mais flexível, tendo grande diversidade regional. No Paraná, a aplicação do dejetos suíno no solo segue normatização do Instituto Ambiental do Paraná (IAP), na Instrução Normativa 105.006 de 2009. A quantidade de dejetos a ser aplicada no solo dependerá de pH, relação C/N, matéria orgânica total, carbono total, fósforo e potássio, assim como da existência ou não de sistemas de tratamento, das características do solo e culturas a serem plantas.

A prática adotada por aproximadamente 80% suinocultura sul brasileira tem sido a armazenagem dos efluentes líquidos em lagoas ou tanques abertos. Os 20% restantes utilizam biodigestores com queimadores para biogás. Em ambos os casos, tem-se a posterior aplicação do dejetos como fertilizante vegetal e condicionador do solo (CHERUBINI et al., 2014). Em regiões em que a geração de efluentes supera a capacidade de suporte do solo e/ou as recomendações dos órgãos de fiscalização ambiental, alternativas de tratamento ou exportação de nutrientes precisam ser adotadas (KUNZ et al., 2009; VIVAN et al., 2010).

A geração de efluentes (Tabela 2) nas diferentes etapas da criação dos suínos está diretamente vinculada ao manejo de água nas instalações. Segundo Perdomo et al. (2003), aproximadamente 17,3% da geração de efluentes líquidos dos sistemas produtivos podem ser evitadas com mínima manutenção dos sistemas de distribuição de água das instalações. O estágio de crescimento em que o animal se encontra e o tipo de bebedouro utilizado estão relacionados com o desperdício de água nas instalações e, conseqüentemente, com a diluição dos efluentes gerados (TAVARES et al., 2014).

Tabela 2 Quantidade de água consumida e dejetos gerados por animal por fase de produção em sistemas especializados

Sistema de produção de suíno	Consumo de água (L/animal.d)	Volume de dejetos (L/animal.d)
Ciclo completo	72,9	47,1
Unidade produtora de Leitões	35,3	22,8
Unidade produtora de Desmames	27,8	16,2
Unidade de Crechário	2,5	2,3
Unidade de Terminação	8,3	4,5

Fonte: Adaptado de IN 11 (2014), anexo 7.

Além da preocupação com a quantidade efluente e a concentração de poluentes, constata-se que uma fração significativa das emissões de gases de efeito estufa (GEE) é oriunda das atividades agropecuárias. Estas atividades são responsáveis por 37% das emissões antropogênicas de metano e 65% das emissões antropogênicas N_2O , sendo 30% das emissões de GEE atribuídos ao gerenciamento incorreto dos efluentes (RIAÑO; GARCIA-GONZALES, 2014). A geração e a emissão de GEE por suínos estão relacionadas ao confinamento dos animais, estocagem de efluentes, tratamento de efluentes e aplicação no solo (DONG et al., 2007).

Recentemente o Brasil se comprometeu com metas para mitigação das emissões antropogênicas de GEE, e uma das principais estratégias é a atuação sobre as emissões em todo o setor pecuário (BRASIL, 2008; BRASIL, 2010). Na suinocultura brasileira, a principal tecnologia utilizada visando a mitigação das emissões de GEE é a digestão anaeróbia (MIELE et al., 2013), a qual reduz emissões de metano e óxido nitroso proveniente da estocagem inadequada e da utilização de efluente não estabilizado como fertilizante (WELLINGER et al., 2013).

4. 3.2 Digestão anaeróbia

A digestão anaeróbia (Figura 2) é um processo metabólico complexo que requer condições rigorosamente anaeróbias (potencial de redução oxidação (P-RedOx) < - 200 mV) e depende da atividade conjunta de uma associação de microrganismos para transformar material orgânico em dióxido de carbono e metano. A digestão anaeróbia de matéria orgânica basicamente segue: hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese (AQUINO; STUCKEY, 2008).

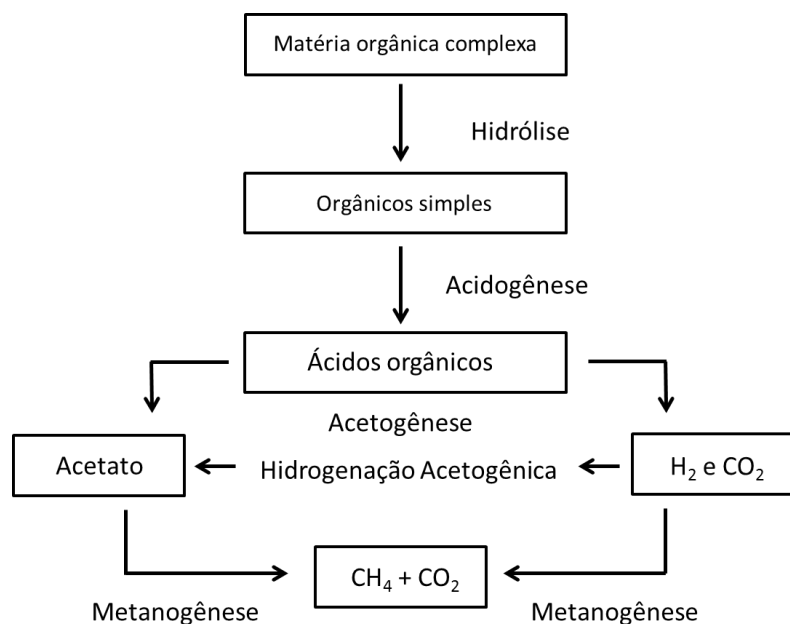


Figura 2 Ilustração das etapas de digestão anaeróbia
 Fonte: Adaptado de Sant'Anna Jr. (2013).

A etapa da hidrólise degrada desde materiais orgânicos insolúveis a compostos de alta massa molecular, como os lipídios, polissacarídeos, proteínas e ácidos nucleicos, em substâncias orgânicas solúveis (aminoácidos e ácidos graxos), pela ação de enzimas extracelulares excretadas pelas bactérias hidrolíticas. A importância da etapa de hidrólise na velocidade de degradação é dependente da característica do substrato envolvido. Quando a matéria orgânica presente é complexa e de difícil degradação, a hidrólise tem grande importância na velocidade global de degradação, podendo ser considerada como etapa limitante da reação (GERARDI, 2003).

Os componentes formados durante a hidrólise são ainda mais divididos durante a acidogênese (segunda etapa do processo) gerando ácidos carboxílicos de cadeia curta, os chamados ácidos voláteis (fórmico, acético, propiônico, butírico e valérico). Os ácidos voláteis são produzidos pelas bactérias acidogênicas juntamente com amônia, dióxido de carbono, sulfeto de hidrogênio e outros produtos secundários (TABATABAEI et al., 2010).

A terceira etapa da digestão anaeróbia é considerada crítica ao processo, sendo conduzida por um grupo de bactérias denominadas acetogênicas. As bactérias acetogênicas estabelecem relação de sintrofia com as arqueas metanogênicas e as bactérias homoacetogênicas. Nessa etapa, os ácidos de cadeia maior são transformados em ácidos com apenas um ou dois átomos de carbono (fórmico e acético), com concomitante produção de hidrogênio e dióxido de carbono. As bactérias homoacetogênicas consomem hidrogênio e gás carbônico para produção de acetato. Para que a bioreação de formação de ácidos de cadeia curta seja termodinamicamente favorável, esta deve ocorrer associada ao consumo de hidrogênio gasoso pelas arqueas metanogênicas e bactérias homoacetogênicas. A sintrofia entre organismos dos grupos microbianos distintos possibilita que ambos

apresentem crescimento, assegurando a viabilidade de produção de acetato a partir de ácidos orgânicos. (APPELS et al., 2008; SANT'ANNA Jr., 2013).

A etapa final, metanogênese, ocorre quando os microrganismos metanogênicos produzem metano através de dois grupos de arqueas metanogênicas: o primeiro grupo degrada acetato em metano e dióxido de carbono (metanogênicas acetoclásticas); já o segundo grupo usa o hidrogênio como doador de elétron e dióxido de carbono como aceptor para produzir metano (metanogênicas hidrogenotróficas) (CHERNICHARO, 2007). A contribuição na produção de metano de cada um dos dois grupos de arqueas é regida pelas condições em que o processo está submetido (TRH, carga orgânica, concentração dos substratos, etc.) (JANG et al., 2014).

Na presença de compostos com enxofre, surge a etapa da sulfetogênese. Nesta etapa, sulfatos, sulfitos e outros compostos sulfurados serão reduzidos a sulfeto, durante a oxidação de compostos orgânicos através da ação das bactérias redutoras de sulfato. Ao utilizarem compostos com enxofre como receptores de elétrons, essas bactérias competem por substrato com as arqueas metanogênicas, com ácidos graxos voláteis, hidrogênio, metanol, etanol, glicerol, açúcares, aminoácidos entre outros. Por utilizarem compostos intermediários da digestão anaeróbia, elas alteram a rota do metabolismo gerando menor quantidade de metano na constituição do biogás (CHERNICHARO, 2007, SANT'ANNA Jr., 2013).

3.2.1 Parâmetros do processo

Os processos de metabolismo dos microrganismos anaeróbios são dependentes de diversos fatores (Tabela 3). Com isso, para um ótimo processo de fermentação, múltiplos parâmetros devem ser considerados e controlados (DUBLEIN; STEINHAUSER, 2011).

Tabela 3 Requisitos ambientais dos microrganismos anaeróbios mesofílicos

Parâmetros	Hidrólise/Acidogênese	Metanogênese
Temperatura	25 - 35	32 – 42
pH	5,2 - 6,3	6,7 - 7,5
Relação C:N	10-45	20-30
Concentração de matéria seca (%)	<40	<30
Potencial Redox (mV)	+ 400 até – 300	<-250
Relação de C:N:P:S necessária	500 : 15 : 5 : 3	600 : 15 : 5 : 3
Elementos traços	-	Essencial: Ni, Co, Mo, Se

Fonte: Adaptado de Dublein e Steinhauser (2011).

3.2.1.1 Pressão parcial de hidrogênio

É necessária uma simbiose estreita entre os microrganismos produtores de H_2 e consumidores de H_2 . Em geral, para uma reação bioquímica ocorrer necessita ser exergônica, isso é, a energia livre de Gibbs deve ser negativa (SANT'ANNA Jr., 2013).

A concentração de hidrogênio deve ser bem balanceada, pois os microrganismos metanogênicos necessitam de hidrogênio para produção de metano (arqueas metanogênicas hydrogenotróficas). Por outro lado, a pressão parcial de hidrogênio deve ser baixa o suficiente para as bactérias acetogênicas não serem inibidas pelo excesso de hidrogênio, paralisando a produção dos ácidos de cadeia curta. A pressão parcial de hidrogênio máxima depende das espécies de microrganismos envolvidos e também das características do substrato. Para conversão anaeróbia do propionato via ácido acético e dióxido de carbono/hidrogênio para metano, a janela energética é especialmente pequena (Figura 3). Estas baixas pressões parciais só podem ser mantidas se o hidrogênio formado for rapidamente e efetivamente removido pelos microrganismos consumidores de hidrogênio (CHERNICHARO, 2007; DUBLEN; STEINHAUSER, 2011).

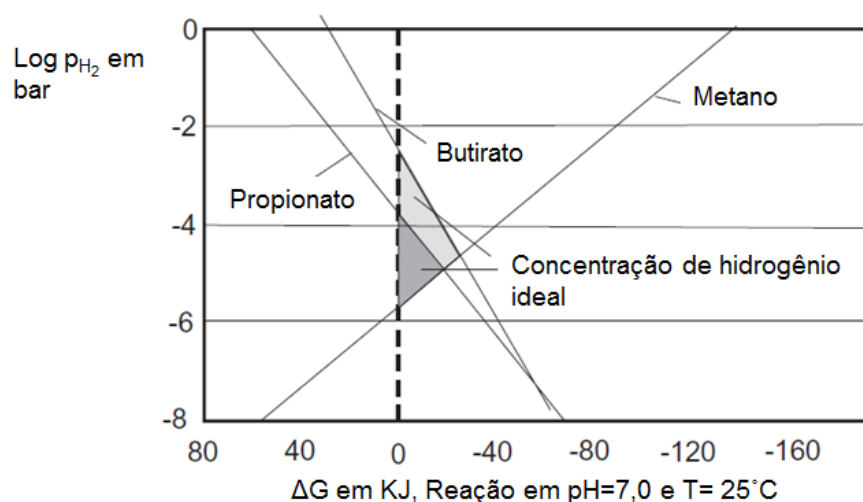


Figura 3 Influência da pressão parcial de hidrogênio na energia livre durante acidogênese e metanogênese a partir de dióxido de carbono e hidrogênio.

Fonte: Adaptado de Dublen e Steinhauser (2011).

3.2.1.2 Temperatura

A temperatura tem efeitos importantes nas propriedades físico-químicas de componentes encontrados nos substratos anaeróbios. Também influencia a velocidade de crescimento e o metabolismo dos microrganismos e com isso a dinâmica populacional em um biodigestor. As arqueas metanogênicas acetoclásticas são o grupo mais sensível ao aumento de temperatura. A temperatura tem um efeito significativo na pressão parcial de

hidrogênio em um biodigestor e, portanto, influencia a cinética do metabolismo sintrófico. Termodinamicamente observa-se que as reações endergônicas (em condições padrão), por exemplo, a quebra do propionato em acetato, dióxido de carbono e hidrogênio, se tornariam energeticamente mais favoráveis em altas temperaturas; entretanto, quando as reações são exergônicas (ex. metanogênicas hidrogenotróficas) são menos favorecidas em altas temperaturas (REHM et al., 2000).

O aumento de temperatura tem inúmeros benefícios, incluindo um aumento na solubilidade de compostos orgânicos, melhorando as velocidades de reações biológicas e químicas, e também um aumento na taxa de eliminação de patógenos (SOUZA et al., 2005). Porém, a temperatura influencia parâmetros como a dissociação da amônia, podendo ter um efeito inibitório. Em temperaturas mais elevadas, a concentração de amônia na forma não dissociada ($\text{NH}_{3(\text{aq})}$) aumenta, podendo causar falência no processo (NIU et al., 2014).

Os microrganismos mesofílicos têm sua temperatura ótima entre 32 e 42°C. As arqueas metanogênicas são sensíveis a mudanças rápidas de temperatura. Para evitar possíveis problemas, a temperatura do reator não deve variar bruscamente mais que 2 °C (DUBLEN; STEINHAUSER, 2011).

3.2.1.3 pH

Cada grupo de microrganismo tem um valor diferente de pH ótimo. As arqueas metanogênicas são extremamente sensíveis ao pH, com um valor ótimo entre 6,5 e 7,2 (BOE, 2006). Os microrganismos fermentativos são menos sensíveis e podem se adaptar a maiores variações de pH, entre 4,0 e 8,5 (HWANG et al., 2004). Em baixos valores de pH os principais produtos são os ácidos acético e butírico, enquanto que a pH próximos a 8,0, os principais produtos são os ácidos acético e propiônico (BOE, 2006). Os ácidos voláteis produzidos durante a biodigestão tendem a reduzir o pH do meio reacional. Esta redução é normalmente combatida pela atividade das arqueas metanogênicas, que também produzem alcalinidade na forma de dióxido de carbono, amônia e bicarbonato.

O pH do sistema é controlado pela concentração de dióxido de carbono na fase gasosa e HCO_3^- -alcalino na fase líquida (Figura 4). Durante a fermentação, o CO_2 é continuamente liberado com gás. Se o pH do sistema diminuir excessivamente, maior quantidade de CO_2 estará dissolvida no meio reacional. Se o pH do sistema aumentar, o CO_2 dissolvido formará ácido carbônico; assim, íons de hidrogênio serão liberados (DUBLEN; STEINHAUSER, 2011).

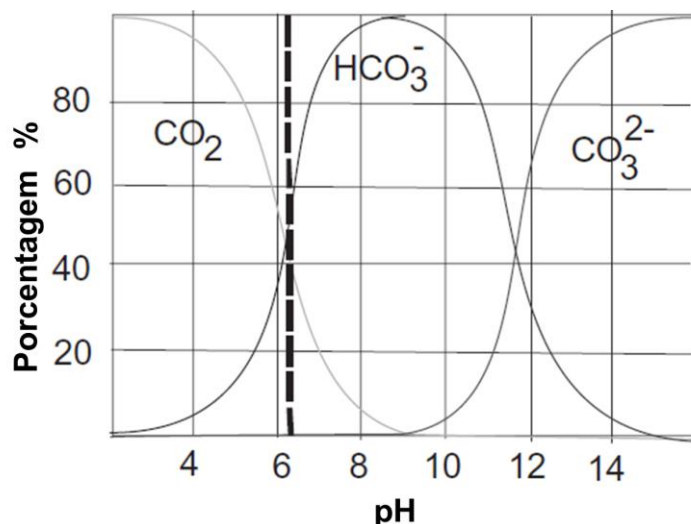


Figura 4 Equilíbrio químico entre dióxido de carbono - bicarbonato – carbonato.
Fonte: Adaptado de Dublen e Steinhauser (2011).

Em pH 4, todo CO_2 está como molécula livre; em pH 13, todo CO_2 está dissolvido na forma de carbonato no substrato. O ponto de equilíbrio entre as formas gasosas e solúveis no sistema é em pH 6,52 (Figura 4). Logo, o aumento do pH resultará em menor concentração de CO_2 na fase gasosa. Em concentrações de 2,5 - 5 g.L⁻¹, o bicarbonato tem forte efeito de tamponamento (DUBLEN; STEINHAUSER, 2011).

Um dos parâmetros monitorados é a relação entre o acúmulo de ácidos voláteis e a alcalinidade (capacidade de tamponamento do digestor), conhecida por AOV/AT (DROGS, 2013). O resultado é um valor simples dependente da relação destes dois parâmetros, sendo ácidos orgânicos voláteis (AOV) e a alcalinidade total (AT).

3.2.1.4 Concentração de microrganismos

Os microrganismos com atividade metanogênica geralmente possuem longo tempo de regeneração, ou seja, baixa velocidade de crescimento (Tabela 4).

Tabela 4 Tempo de regeneração de diferentes microrganismos anaeróbios em comparação com microrganismos aeróbios

Microrganismo anaeróbio	Tempo de regeneração
Bactérias hidrolíticas	<2 h
Bactérias acidogênicas	<2 4h
Bactérias acetogênicas	80-90 h
Arqueas matanogênicas	5-16 d
Microrganismos aeróbios	
E.Coli	20 min
Bactérias de lodo ativado	2 h

Fonte: Adaptado de Wellinger et al. (2013).

Para evitar a lavagem de biomassa no reator, o tempo de retenção de hidráulico deve ser superior ao tempo de regeneração dos microrganismos envolvidos no processo, principalmente em sistemas que não possuam retenção e retorno de biomassa.

Em comparação (Tabela 4), o tempo de regeneração das bactérias hidrolíticas e acidogênicas são significativamente menores do que os demais microrganismos, não havendo risco de lavagem destes no reator. A baixa velocidade de crescimento das arqueas metanogênicas significa que, para plantas de biogás, há necessidade de um longo período de “start up”. Isso ocorre pela necessidade de que a concentração desses microrganismos esteja satisfatória para a operação de planta.

O tempo de retenção hidráulico (TRH) descreve o tempo médio que o substrato permanece dentro do digestor, sendo calculado pela relação entre volume e vazão. Já o tempo de retenção de sólidos (TRS) é definido como a relação entre a quantidade de lodo anaeróbio existente no reator e a quantidade de lodo removida do sistema por dia (CHERNICHARO, 2007).

3.2.2 Potencial metanogênico específico

Para a geração de índices técnico-científicos confiáveis são necessários ensaios laboratoriais em condições controladas. A avaliação das composições química e física dos resíduos é uma das etapas imprescindíveis, porém são de extrema importância ensaios bioquímico-cinéticos adicionais.

Os testes cinéticos consistem em ensaios respirométricos. Esses testes geralmente envolvem a avaliação da taxa de produção de metano a partir da carga orgânica aplicada ou concentração de sólidos voláteis (SV) do inóculo ou do substrato.

Atividade Metanogênica Específica (AME): Este ensaio é principalmente utilizado para avaliar o desempenho dos microrganismos metanogênicos (ou inóculos). Segundo Aquino et al. (2007), a AME pode ser utilizada como um parâmetro de monitoramento da “eficiência” da população metanogênica presente em um reator biológico. Os trabalhos de Valcke e Verstraete (1983), De Zeeuw (1984) e Dolfing e Bloemen (1985) foram pioneiros no desenvolvimento e uso dos testes de AME como ferramenta de caracterização e avaliação de reatores anaeróbios em efluentes sanitários.

Todos os ensaios para determinação de AME disponíveis na literatura são baseados na medida da taxa de produção de metano em função da concentração de inóculo. Porém, não há metodologia padronizada para esse fim e, dependendo da metodologia, é extremamente difícil estabelecer relação entre resultados de AME nos trabalhos disponíveis na literatura. Apesar da AME ser um parâmetro bastante importante, os métodos disponíveis não possuem padronização e dificilmente podem ser utilizados para efetuar comparação entre experimentos.

Aquino et al. (2007) efetuaram revisão bibliográfica sobre as possíveis metodologias disponíveis. As diferenças metodológicas vão desde utilização ou não de meio de cultura para acondicionamento de inóculo, até formas de se medir os gases produzidos na digestão. As primeiras considerações sobre o teste foram feitas com base em ensaios em batelada por De Zeeuw (1984), que mediu a taxa de produção de metano de lodos a partir de uma carga orgânica e concentração de SV conhecidas. No estudo de De Zeeuw, o substrato aplicado variou de uma mistura de ácidos voláteis, normalmente acético, propiônico e butírico, até o uso de um só substrato, principalmente o acetato, além de adicionar soluções de metais à solução de nutrientes, garantindo que não houvesse limitações nutricionais para a produção de metano. Este método mede a produção de gás via deslocamento de líquido, usando uma solução de soda cáustica, em que o gás carbônico é dissolvido no meio, garantindo que o líquido produzido seja proveniente da quantidade de metano liberada pelo lodo.

Dolfing e Bloemen (1985) propuseram o método baseado na análise por cromatografia gasosa do metano, produzido no volume livre "headspace" de frascos de soro. Neste método, o gás é amostrado com uma seringa de trava, de modo a manter o gás na mesma pressão do frasco. No lodo adiciona-se a mistura de ácidos ou ácidos em separado (por exemplo, só acetato, propionato, etc) e uma solução tampão anaeróbia. O uso dos ácidos voláteis individualmente apresenta algumas vantagens, pois, através do conhecimento da degradação destes, pode-se estimar as taxas máximas de conversão de cada substrato e, com isso, obter informações sobre inibição ou limitação do processo por concentrações elevadas ou insuficientes de algum tipo de ácido. Além disso, ainda pode ser útil na identificação dos gêneros de bactérias presentes no lodo.

ISO 11734:1995 – Evaluation of "ultimate" anaerobic biodegradability of organic compounds in digested sludge – Method by measurement of the biogas production: Essa norma internacional apresenta a descrição de teste cinético padronizado para avaliação de compostos químicos orgânicos frente a microrganismos anaeróbios. O teste consiste na exposição do inóculo anaeróbio ao composto químico de interesse por um período superior a 60 dias. A avaliação da produção de biogás é efetuada através de medidas manométricas.

ASTM E2170-01(2008) – Determining anaerobic biodegradation potential of organic chemicals under methanogenic conditions: Similar a norma ISO, essa norma elaborada pelo órgão de metrologia dos E.U.A. também apresenta a descrição de teste cinético de degradação compostos químicos orgânicos frente a condições anaeróbias. O teste consiste na exposição do inóculo anaeróbio ao composto químico de interesse por um período entre 25 a 30 dias. A avaliação da produção de biogás é efetuada através de medidas manométricas. Ambas as normas ISO e ASTM são aplicadas principalmente na avaliação de substâncias usadas em medicamentos.

DIN 38414-8 – Determination of the amenability to anaerobic digestion: Esta norma alemã estabelece condições básicas para execução de ensaios cinéticos em batelada para avaliação da degradação anaeróbia de substratos orgânicos através de testes volumétricos de produção de biogás.

VDI 4630 - Fermentation of organic materials - Characterisation of the substrate, sampling, collection of material data and fermentation tests: Esta norma alemã é reconhecida na União Europeia e estabelece condições para execução de ensaios cinéticos em batelada, semicontínuos e contínuos para avaliação da degradação anaeróbia de substratos orgânicos. Trata-se de um aperfeiçoamento da norma DIN 38414-8 e é amplamente utilizado pela comunidade Europeia para avaliação de potencial metanogênico de diferentes substratos. Também é usada como referência para simulação de processos em escala de bancada para auxiliar operação de plantas de produção de biogás em grande escala.

A norma VDI 4630 é amplamente utilizada em trabalhos científicos, pois possibilita a comparação dos resultados obtidos com diferentes substratos e entre diferentes grupos de pesquisa.

3.2.2.1 VDI 4630

A norma alemã VDI 4630 (2006) estabelece regras e a necessidade de equipamentos para realização de testes de fermentação de materiais orgânicos. A realização de testes em batelada podem trazer informações sobre: a) possibilidade de produção de biogás e a degradabilidade biológica anaeróbia de determinado material ou mistura de materiais; b) avaliação qualitativa da velocidade de degradação do material em estudo; e c) avaliação do efeito inibitório do material investigado em um determinado intervalo de tempo.

Os testes em batelada não geram informações sobre: a) estabilidade do processo com reatores alimentados continuamente com o material investigado; b) produção de biogás em condições práticas diferentes das de realização do teste, devido a possíveis efeitos sinérgicos positivos ou negativos; c) mono-fermentação do substrato sob condições do processo; e d) limites de carga orgânica volumétrica.

Os resultados dos testes de fermentação dependem primeiramente da atividade do lodo (inóculo anaeróbio) utilizado. O inóculo geralmente é coletado em uma planta de biogás, com intuito de fornecer a maior diversidade de microrganismos anaeróbios possíveis. O inóculo deve conter uma concentração de matéria orgânica seca (sólidos voláteis) maior que 50% dos sólidos totais.

A fim de determinar a quantidade de substrato e inóculo utilizados no teste, devem ser consideradas algumas restrições: a) para prever inibições no ensaio em batelada, a

quantidade de substrato não deve superar a quantidade de inóculo ($SV_{\text{substrato}}/SV_{\text{inóculo}} \leq 0,5$); b) a produção de biogás a partir do substrato deve ser, no mínimo, 80% maior do que a contribuição do inóculo; e c) a concentração de sólidos no teste de batelada não deve exceder 10%, assegurando transferência de massa adequada durante o teste.

Para assegurar a atividade do inóculo anaeróbio utilizam-se materiais com capacidade de produção de biogás conhecida. Um possível material de referência é a celulose cristalina, que produz entre 740 mL_N/gSV_{adic.} e 750 mL_N/gSV_{adic.} Esses valores devem ser recuperados em no mínimo 80% em um teste controle. Atingindo esse valor de recuperação, garante-se que o inóculo possui atividade biológica satisfatória e é adequado para realização de testes de BMP.

3.2.3 Reator anaeróbio com mistura completa

O reator de mistura completa (CSTR – continuously stirred tank reactor) é a configuração mais utilizada em plantas de biogás, sendo aproximadamente 90% dos reatores erguidos ultimamente na Europa (SHAH et al., 2015). O CSTR é caracterizado por ter seu conteúdo em completa e perfeita homogeneização e mistura.

Vários métodos foram avaliados para aumentar a produção de biogás em reatores CSTR, entre eles a co-digestão de resíduos orgânicos, aumento no TRH, adição de carvão ativado para adsorver inibidores, pré-tratamentos para aumentar a biodegradabilidade de substratos recalcitrantes etc.(BOE; ANGELIDAKI, 2009).

Para reatores anaeróbios de mistura completa, o TRH e o TRS são iguais. O TRH do reator geralmente varia de 15 a 30 dias, fornecendo condições satisfatórias para a operação e a estabilidade do processo. Biorreatores de mistura completa sem recirculação de lodo são mais adequados para efluentes com altas concentrações de sólidos ou compostos orgânicos dissolvidos. Para elevar o TRS, a biomassa pode ser separada, sedimentando o lodo anaeróbio e retornando-o ao digestor de mistura completa. A separação de sólidos por gravidade é a técnica mais utilizada para essa configuração de reator (METCALF & EDDY INC., 2003).

Para tornar economicamente viável a operação de um reator CSTR (elevado investimento, quando comparado com tecnologias utilizadas no Brasil), tem-se a necessidade de um substrato com elevada concentração de sólidos voláteis (aproximadamente 5%). Porém, o dejetos suíno apresenta concentrações na faixa de 1 a 3% de SV (HAMELIN et al., 2011; DENG et al., 2012).

Para isso, diversas estratégias podem ser utilizadas: a) co-digestão com culturas energéticas para aumentar concentração de SV; b) separar, nas instalações, as fezes e urina, tornando o material sólido extremamente mais atrativo para a digestão anaeróbia; c)

concentrar os sólidos voláteis presentes no dejetos através de separação de fases (fração sólido – fração líquida); e d) aceitar o dejetos diluído e a menor capacidade de produção de biogás, compensando com digestores de maior volume e maior TRH (HAMELIN et al., 2011).

A co-digestão como estratégia de viabilidade de projeto pode ser vista negativamente pelo fato de que a mistura de diferentes substratos pode dificultar a obtenção de padrões ambientais para utilização do digestato no solo como fertilizante agrícola (DENG et al., 2012).

4. REFERÊNCIAS

ABATABAEI, M. B.; RAHIM, R. A.; ABDULLAH, N.; WRIGHT, A. D. Importance of the methanogenic archaea populations in anaerobic wastewater treatments. **Process Biochemistry**, v. 45, n. 8, p. 1214-1225, 2010.

ABPA – Brazilian Association of Animal Protein. **Annual Report**, 2016.

APHA – AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard methods for examination of water and wastewater**. 22nd. ed. Washington: APHA, 2012.

APPELS, L.; BAEYENS, J.; DEGREVE, J.; DEWIL, R. Principles and potential of the anaerobic digestion of waste-activated sludge. **Progress in energy and combustion science**, v. 34, p.755-581, 2008.

AQUINO, S. F.; STUCKEY, D. C. Integrated model of the production of soluble microbial products (SMP) and extracellular polymeric substances (EPS) in anaerobic chemostats during transient conditions. **Biochemical Engineering Journal**, v. 38, p.138-146, 2008

AQUINO, S.F.; CHERNICHARO, C.A.L.; FORESTI, E.; SANTOS, M.L.F.; MONTEGGIA, L.O. Metodologias para determinação da Atividade Metanogênica Específica (AME) em lodos anaeróbios. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.12, p.192-201, 2007.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE CRIADORES DE SUÍNOS – ABCS. **Manual brasileiro de boas práticas agropecuárias na produção de suínos**. Brasília, DF: ABCS, MAPA, Concórdia: Embrapa suínos e aves, 2011.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE CRIADORES DE SUÍNOS - ABCS. **Produção de suínos: teoria e prática**. Coordenação editorial ABCS. 1ª edição, Brasília, DF, 2014.

ASTM E2170-01. **Determining anaerobic biodegradation potential of organic chemicals under methanogenic conditions**. ASTM International. 2008, 5p.

BOE, K. **Online monitoring and control of the biogas process**. 2006. Tese (Doutorado). Institute of Environment & Resources. Technical University of Denmark, 2006.

BOE, K.; ANGELIDAKI, I. Serial CSTR digester configuration for improving biogas production from manure. **Water research**, v. 43, p. 166-172, 2009.

BORTOLI, M. **Partida, operação e otimização de um sistema de nitrificação/desnitrificação visando à remoção de nitrogênio de efluente da suinocultura pelo processo Ludzack-Ettinger modificado**. 2010. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química e de Alimentos). Departamento de Engenharia Química e de Alimentos. Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, 2010.

BRASIL, COMITÊ INTERMINISTERIAL SOBRE MUDANÇA DO CLIMA. **Plano Nacional sobre mudança do clima**. Versão para consulta pública. 2008. 154p.

BRASIL, MINISTÉRIO DA CIÊNCIA E TECNOLOGIA. **Segunda comunicação nacional do Brasil à Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudanças no Clima**. 2010. 520p. Disponível em: <<http://www.mct.gov.br>>. Acesso em: 10 abr. 2017.

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

CHERUBINI, E.; Zanghelini, G. M.; Alvarenga, R. A. F.; Franco, D.; Soares, S. R. Life cycle assessment of swine production in Brazil: a comparison of four manure management systems. **Journal of Cleaner Production**, p. 1-10, 2014.

CONAMA (Brasil). Conselho Nacional de Meio Ambiente. **Resolução Nº 430, de 13 de maio de 2011**. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução no 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA.. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 16 maio 2011.

DENG, L.; CHEN, Z.; YANG, H.; ZHU, J.; LIU, Y.; LONG, Y.; ZHENG, D. Biogas fermentation of swine slurry based on the separation of concentrated liquid and low content liquid. **Biomass & Bioenergy**, v. 45, p. 187-194, 2012.

DIN 38414-8 – **German standard methods for the examination of water, wastewater and sludge. Sludge and sediments (group S)**. Determination of the amenability to anaerobic digestion (S 8). Deutsches Institut für Normung. 1985, 6p.

DOLFING, J.; BLOEMEN, G. B. M. Activity measurements as a tool to characterize the microbial composition of methanogenic environments. **Journal of Microbiological Methods**, v. 4, p. 1-12, 1985.

DONG, H.; ZHU, Z.; SHANG, B.; KANG, G.; ZHU, H.; XIN, H. Greenhouse gas emissions from swine barns of various production stages in suburban Beijing, China. **Atmospheric Environmental**, v. 41, p. 2391-2399, 2007.

DROGS, B. **Process monitoring in biogas plants**, IEA BIOENERGY, 2013.

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

GERARDI, M. H. **The microbiology of anaerobic digesters**. Wastewater microbiology series. New York: Ed. Wiley-Interscience, 2003.

HAMELIN, L.; WESNAES, M.; WENZEL, H.; PETERSEN, B. M. Environmental consequences of future biogas technologies based on separated slurry. **Environmental Science & Technology**, v. 45, p. 5869-5877, 2011.

HWANG M.H.; JANG, N.J.; HYUM, S.H.; KIM, I.S. Anaerobic bio-hydrogen production from ethanol fermentation: the role of pH. **Journal of Biotechnology**, v.111, p. 297-309, 2004.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Sidra**: Sistema de Tabelas Estatísticas. Disponível em: <<http://www.sidra.ibge.gov.br>>. Acesso em: 23 dez. 2014.

INTERNATIONAL Organization for Standardization. **International Standard ISO 11734: Water Quality – Evaluation of the ultimate anaerobic biodegradability of organic compounds in digested sludge- Method by measurement of the biogas production**, Geneva, 1995. 14 p.

JANG, H. M.; KIM, K. H.; HA, J. H.; PARK, J. M. Bacterial and methanogenic archaeal communities during the single-stage anaerobic digestion of high-strength food wastewater. **Bioresource Technology**, v. 165, p. 174-182, 2014.

KUNZ, A.; MIELE, M.; STEINMETZ, R. L. R. Advanced swine manure treatment and utilization in Brazil. **Bioresource Technology**, v. 100, n. 22, p.5485-5489, 2009

METCALF & EDDY INC. **Wastewater engineering: treatment and reuse**. 4.ed. Boston: McGraw-Hill, 2013.

MIELE, M.; MIRANDA, C. R. The development of Brazilian agribusiness meat and strategic options of small pig producers in Western of Santa Catarina State in the early 21st century. In: **The small rural production and development trends Brazilian agrarian: make time possible?** – Brasília: CGEE, 2013.

MIELE, M.; SANDI, A. J.; KUNZ, A. HENN, J. D. Impactos na infraestrutura de transporte na competitividade e nas emissões de gases de efeito estufa das exportações brasileiras de carne suína. In: TORRES, D. A. P.; LIMA FILHO, J. R. de; BELARMINO, L. C. (Ed.). **Competitividade de cadeias agroindustriais brasileiras**. Brasília: Embrapa, 2013.

NIU, Q.; HOJO, T.; QIAO, W.; QIANG, H.; LI, Y. Characterization of methanogenesis, acidogenesis and hydrolysis in thermophilic methane fermentation of chicken manure. **Chemical Engineering Journal**. v. 244, p. 587-596, 2014.

PARANÁ. SEAB – Secretaria de Estado da Agricultura e do Abastecimento. **Suinocultura - Análise da Conjuntura Agropecuária**. Disponível em: <http://www.agricultura.pr.gov.br/arquivos/File/deral/Prognosticos/SuinoCultura_2012_2013> Acesso em: 03 jan.2015.

PERDOMO, C. C.; OLIVEIRA, P. A. V.; KUNZ, A.; **Metodologia sugerida para estimar o volume e a carga de poluentes gerados em uma granja de suínos**. Comunicado Técnico 332, 2003.

REHM, H.J.; REED, G.; PÜHLER, A.; STADLER, P.J.W. **Biotechnology, vol. 11A: Environmental processes I**, 2nd ed. New York: Wiley, 2000.

RIÑO, B.; GARCIA-GONZALES, M. C. Greenhouse gas emissions of an on-farm swine manure treatment plant – comparison with conventional storage in anaerobic tanks. **Journal of Cleaner Production**, v. 103, p. 542-548, 2014. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.07.007>>. Acesso em: 17 jul. 2014.

SANT'ANNA JUNIOR, G. L. **Tratamento biológico de efluentes: fundamentos e aplicações**. Rio de Janeiro: Interciência, 2010.

SANTOS, G. P.; KUNZ, A.; STEINMETZ, R. L. R.; TAPPARO, D.; SCUSSIATO, L.; AMARAL, A. C. Determinação de sólidos em suspensão através do processo de centrifugação. In: 8 Jornada de iniciação científica. **Anais...** Concórdia SC, 2014.

SHAH, F. A.; MAHMOOD, Q.; RASHID, N.; PERVEZ, A.; RAJA, I. A.; SHAH, M. M. Co-digestion, pretreatment and digester design for enhanced methanogenesis. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 42, p. 627- 642, 2015.

SOUZA, C. F., LUCAS JÚNIOR, J.; FERREIRA, W. P. M. Biodigestão anaeróbia de dejetos de suínos sob efeito de três temperaturas e dois níveis de agitação do substrato: considerações sobre a partida. **Engenharia Agrícola**, v. 25, n. 2, p. 530-539, 2005.

STEINMETZ, R.L.R.; KUNZ, A.; AMARAL, A. C.; SOARES, H. M.; SCHMIDT, T.; WEDWITSCHKA, H. Suggested method for mesophilic inoculum acclimation to BMP assay. IN: XI Latin American Workshop and Symposium on Anaerobic Digestion. **Proceedings...** Havana, Cuba. 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-Journal**, v.37, n.3, p.239-244, 2009

TAPPARO, D.; KUNZ, A.; STEINMETZ, R.; AMARAL, A. C.; CHINI, A.; DIAS, J. R. Influência da matriz sólida na determinação de Al/AP em digestores anaeróbios. In: 8 Jornada de iniciação científica. **Anais...** Concórdia SC, 2014.

TAVARES, J. M. R.; BELLI FILHO, P.; COLDEBELA, A.; OLIVEIRA, P. A. V. The water disappearance and manure production at commercial growing-finishing pig farms. **Livestock Science**, v. 169, p. 146-154, 2014.

VALCKE, D.; VERSTRAETE, W. A Practical method to estimate the acetoclastic methanogenic biomass in anaerobic reactors. **Journal Water Pollution Control Federation**, v. 55, p. 1191-1195, 1983.

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

VIANCELLI, A.; GARCIA, L. A. T.; SCHIOCHET, M.; KUNZ, A.; STEINMETZ, R.; ZANELLA J. R. C.; ESTEVES, P. A.; BARARDI, C. R. M. Culturing and molecular methods to assess the infectivity of porcine circovirus from treated effluent of swine manure. **Research in Veterinary Science**, v. 93, p. 1520-1524, 2012.

VIVAN M.; KUNZ, A.; STOLBERG, J.; PERDOMO, C.; TECHIO, V. H. Eficiência da interação biodigestor e lagoas de estabilização na remoção de poluentes em dejetos de suínos. **Revista brasileira de engenharia agrícola e ambiental**, v.15, n.3, p. 320-325, 2010.

WELLINGER, A.; MURPHY, J.; BAXTER, D. **The biogas handbook: science, production and applications**. Cambridge, UK, 2013. 476 p.

ZEEUW, W. **Acclimatization of anaerobic sludge for UASB-reactor start-up**. 1984. Tese (Doutorado). Department of Water Pollution Control, Agricultural University, Wageningen, The Netherlands, 156p.

ARTIGO 1: INFLUÊNCIA DAS ESTRATÉGIAS DE SEPARAÇÃO SÓLIDO-LÍQUIDO NO RENDIMENTO DE BIOGÁS A PARTIR DE EFLUENTES DA PRODUÇÃO ESTRATIFICADA DE SUÍNOS¹

RESUMO

A produção brasileira de suínos tem aumentado a importância do Brasil no mercado global de carne suína, sendo o quarto maior produtor e exportador. A segregação da produção em múltiplos sítios tem aumentado, devido à possibilidade de unidades produtoras mais especializadas. Geralmente, essas unidades apresentam grande concentração de animais, gerando grandes volumes de efluentes que necessitam ser corretamente gerenciados para evitar impactos ambientais. Devido à biodegradabilidade do dejetos suíno, a digestão anaeróbia é uma alternativa interessante para o tratamento desse efluente. A baixa concentração de sólidos voláteis no dejetos sugere que técnicas de separação sólido-líquido possam ser utilizadas como ferramenta para aumentar a capacidade de produção de biogás. O presente estudo objetivou determinar a influência de estratégias de separação sólido-líquido simples e de baixo custo (baseadas em peneiramento e sedimentação) de efluentes provenientes de diferentes fases da criação de suínos (gestação, maternidade, crechário e terminação) no rendimento de biogás e metano. Foram coletadas amostras de duas unidades de gestações (GS-a e GS-b), duas unidades de maternidade (MS-a e MS-b), uma unidade de crechário (CS) e uma unidade de terminação (TS). Os testes de potencial bioquímico de biogás (PBB) foram realizados de acordo com procedimento padrão (VDI 4630). A fração de lodo sedimentado correspondeu de 20 a 30% do volume do efluente bruto, produzindo de 40 a 60% do volume de metano. A produtividade de metano da fração de lodo sedimentado é aproximadamente duas vezes maior do que a fração sobrenadante. Existem diferenças no rendimento de biogás entre o dejetos bruto proveniente das diferentes etapas da criação de suínos (GS-a: 326,4 e GS-b: 577,1; MS-a: 860,1 e MS-b: 479,2; CS - 970,2;

TS 474,5 mL_{N biogás}·g_{SV}⁻¹). As diferenças apresentadas são relativas às diferentes estratégias adotadas nas diferentes fases de crescimento do suíno (nutrição, tecnificação da produção, etc.), mas também relacionadas ao manejo dos efluentes dentro das instalações.

Palavras-chave: VDI 4630; separação sólido-líquido; dejetos suíno; produtividade de metano.

¹ Adaptado de: Amaral, A. C., Kunz, A., Steinmetz, R. L. R., Scussiato, L. A., Tápparo, D. C., Gaspareto, T. C. Influence of solid-liquid separation strategy on biogas yield from a stratified swine production system. **Journal of Environmental Management**, v.168, p. 229-235, 2016. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.12.014>

1. Introdução

O sistema de produção de suínos encontrado no Brasil separa os animais em quatro fases: 1) gestação (fêmeas gestantes, etapa com duração de 114 dias); 2) maternidade (fêmeas amamentando e leitões recém-nascidos até atingirem aproximadamente 7 kg – 21 a 28 dias); 3) crechário (leitões imediatamente após o desmame até atingir 25 kg – 35 a 42 dias); e 4) terminação (leitões de 25 kg até atingirem peso de abate, aproximadamente 120 kg – 90 a 105 dias). O processo de produção é organizado de acordo com as necessidades do mercado consumidor e características regionais (Dias et al., 2011). A segregação da produção de suínos em múltiplos sítios tem aumentado de importância devido à possibilidade de maior especialização do setor produtivo. Dentre as possibilidades de estratificação tem-se: unidade produtora de desmamados, unidade produtora de leitões, crechário, terminação e unidade de creche e terminação combinadas. Pode-se também encontrar todas as etapas em um mesmo sítio, sendo chamado de produção em ciclo completo. A relação entre as unidades estratificadas e o estágio da produção que envolve está apresentada na Figura 1.

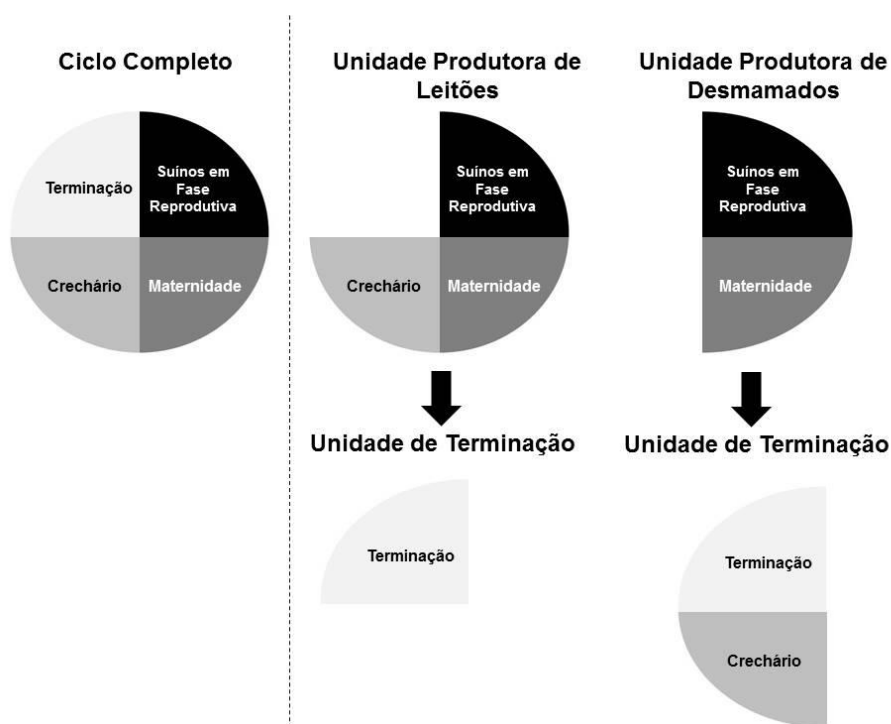


Figura 1. Diferença entre produção de suínos em ciclo completo e estratificada. Suínos em fase reprodutiva englobam as fases de gestação e maternidade.

A característica dos efluentes da suinocultura é função da idade do suíno, dieta (nutrição, antibióticos etc.) e fatores relacionados às instalações (Brooks et al., 2014). A variabilidade no potencial metanogênico dos efluentes pode ser associada a diferenças nas

práticas de produção como nutrição, desperdício de ração e gerenciamento de resíduos (Gopalan et al., 2012).

No Brasil, as estratégias de gerenciamento de dejetos suíno são baseadas basicamente na estocagem em lagoas e posterior aplicação no solo (Kunz et al., 2009-a). A digestão anaeróbia tem sido intensificada nos últimos anos, principalmente utilizando biodigestores de lagoa coberta, revestidos por geomembranas, devido ao baixo custo e à fácil operação. No entanto, esses biodigestores apresentam limitações ao processo, suportando baixas cargas orgânicas volumétricas (aproximadamente $0,5 \text{ kgSV m}^{-3} \text{ d}^{-1}$), altos tempos de retenção hidráulicos (>30 dias), baixa concentração de sólidos voláteis ($<3\% \text{ m.v}^{-1}$) e baixo rendimento de biogás ($0,36 \text{ m}^3 \cdot \text{kg}_{\text{SV}}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$) (Bortoli et al., 2009; Vivan et al., 2010).

A geração de biogás pode aumentar pelo uso de digestores de maior tecnologia, aumento na concentração de sólidos dos substratos, por exemplo, codigestão (Fierro et al., 2014; Zhang et al., 2015) ou utilização de processos de separação sólido-líquido, como separadores mecânicos ou peneiras (Deng et al., 2012; Hjorth et al., 2010; Sutaryo et al., 2013). A concentração de sólidos totais tipicamente encontrada em dejetos suíno está na faixa de 1 a 2% (m.v^{-1}). Águas residuárias com baixa concentração de matéria orgânica podem render pouco biogás e necessitar de reatores maiores, com maior tempo de retenção hidráulica para compensar o volume de gás (Hamelin et al., 2011).

Técnicas de separação ou concentração de sólidos em efluentes podem contribuir positivamente para melhorar a produção de biogás e metano (Popovic et al., 2012). Os melhores resultados têm sido encontrados quando utilizadas tecnologias comerciais, como: a) prensa parafuso, b) sistemas de floculação utilizando polímeros e c) centrífugas (Sommer et al., 2015). Essas tecnologias requerem altos investimentos, podendo ser proibitiva economicamente para várias escalas de produção.

A técnica de sedimentação por gravidade é uma opção atrativa para separação de sólidos, devido ao baixo custo e à simplicidade tecnológica, podendo ser operada em modo contínuo ou em batelada (Ford e Fleming, 2002). Em estudos de laboratório, utilizando efluentes com concentração de sólidos totais entre 2 e 4% ($\% \text{ m.v}^{-1}$), observou-se a sedimentação completa em 1 hora. Para efluentes com 6% ($\% \text{ m.v}^{-1}$) de sólidos totais, o tempo para sedimentação foi superior a 4 horas. O longo tempo de sedimentação também foi observado para efluentes com baixa concentração de sólidos totais ($0,5 \% \text{ m.v}^{-1}$).

Portanto, esse estudo objetiva determinar a influência de estratégias de separação sólido-líquido simplificadas e de baixo custo (baseadas em peneiramento e sedimentação) de dejetos suíno proveniente de diferentes etapas da produção animal (gestação, maternidade, crechário e terminação) no rendimento de biogás e metano utilizando metodologia padronizada.

2. Material e métodos

2.1. Amostragem e estocagem

Foram coletadas amostras representativas de efluentes (10 L) das etapas de gestação suína (GS-a), maternidade suína (MS-a) e crechário suíno (CS) em uma unidade produtora de leitões com capacidade de 5900 reprodutores, localizada em Serranópolis do Iguaçu, Paraná, Brasil. As amostras foram coletadas com 15 (GS-a), 15 (MS-a) e 40 (CS) dias de estocagem dentro das instalações. Coletou-se amostra (10 L) de uma unidade de terminação de suínos (TS) com capacidade de 5000 animais. O tempo de retenção do efluente dentro das instalações foi de 24h. Essa unidade está localizada em São Miguel do Iguaçu, Paraná, Brasil. Também foram coletadas amostras em uma unidade produtora de desmamados, das fases de gestação suína (GS-b) e maternidade suína (MS-b). Ambas as amostras foram coletadas diretamente dentro das instalações, com 7 dias de estocagem. Esta unidade produtora está localizada em Concórdia, Santa Catarina, Brasil.

As unidades produtoras de suínos em que foram coletadas as amostras não utilizam nenhum material de cama durante a produção.

A estratégia de separação de sólidos e as frações estudadas está apresentada na Figura 2.

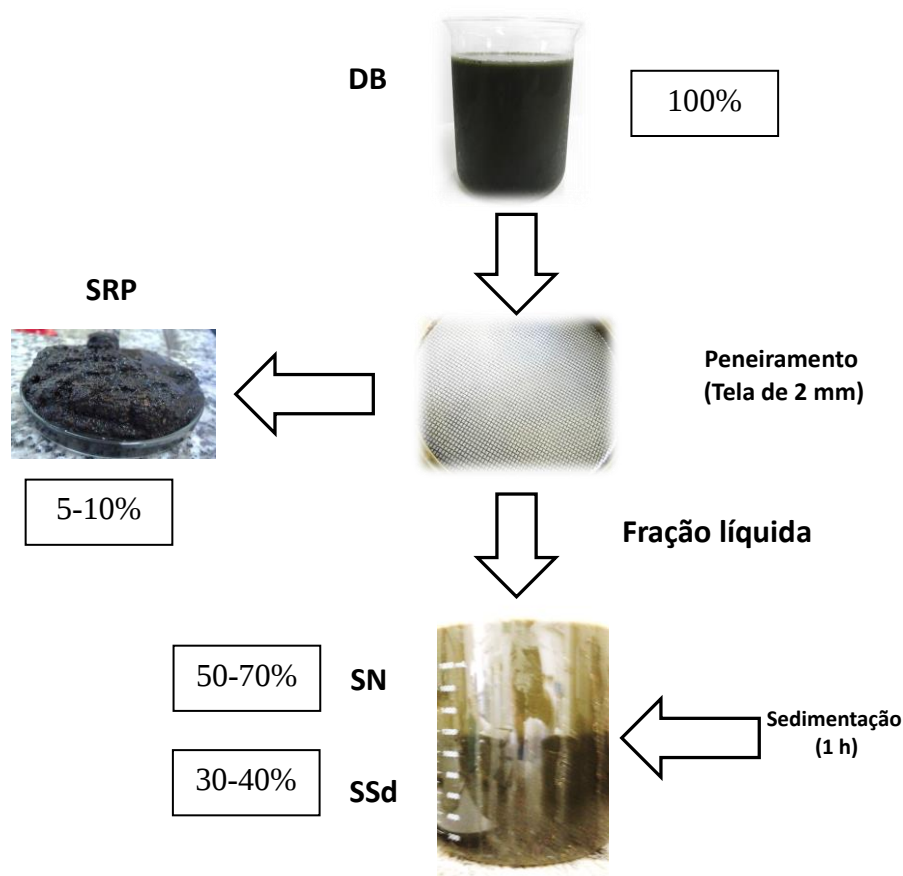


Figura 2. Estratégia de separação sólido-líquido por peneiramento e sedimentação. Foram estudados Dejeto Bruto (DB), Sólido Retido na Peneira (SRP), Sobrenadante (SN) e Sólido

Sedimentado (SSd). São apresentadas as médias de porcentagens (v/v) encontradas para cada fração.

2.2 Potencial bioquímico de biogás (PBB)

Os experimentos de digestão anaeróbia foram realizados em triplicata, com temperaturas mesofílicas, seguindo as condições propostas pela VDI 4630 (2006). Os testes foram conduzidos utilizando reatores de 250mL e o volume de gás foi medido com tubos eudiômetros graduados. A produção de biogás foi monitorada diariamente pelo deslocamento da coluna de líquido selante (DIN 38414-8, 1985) no tubo eudiômetro, e o volume foi corrigido às condições normais (273,15K e 1013hPa). Todas as amostras de Dejeito Bruto (DB), Sólido Retido na Peneira (SRP), Sobrenadante (SN) e Sólido Sedimentado (SSd) foram submetidas ao teste de PBB.

O inóculo mesofílico foi preparado pela mistura de lodo anaeróbio de um biodigestor operado com dejeito suíno e esterco bovino fresco (1:1 v.v⁻¹) (De Bona et al., 2015). O inóculo foi preparado duas semanas antes de iniciar o teste, passando por um período de aclimação (37 ± 1 °C) em um reator de mistura completa e alimentado por 7 dias consecutivos com uma carga orgânica volumétrica de $0,5 \text{ kg}_{\text{SV}} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$. Após essa etapa, o inóculo permaneceu 7 dias sem alimentação, a fim de consumir ao máximo o substrato presente, reduzindo a linha base de biogás no teste de PBB (Steinmetz et al., 2014). O teste de PBB é considerado finalizado quando a produção diária for inferior a 1% do volume total produzido pela amostra (VDI 4630, 2006).

O resultado desse teste foi interpretado como “rendimento de biogás”, expresso em $\text{mL}_{\text{Nbiogás}} \cdot \text{g}_{\text{SVadic}}^{-1}$ (Kunz et al., 2016).

2.3 Análise do biogás

Para avaliar a composição do biogás (CH₄ e CO₂), as amostras foram analisadas utilizando o equipamento Dräger X-am® 700.

2.4 Análise de sólidos

Os sólidos totais, fixos e voláteis foram analisados de acordo com APHA (2012). As amostras foram secas a 105 °C para determinação de sólidos totais (ST) e calcinados a 550 °C para determinação dos sólidos fixos (SF) e sólidos voláteis (SV).

2.5 Análise estatística

As tabelas apresentam as médias e desvios padrão dos experimentos realizados em triplicata. Todas as análises estatísticas foram realizadas utilizando o software GraphPad Prism ver. 3.02. Valores de P abaixo de 0,05 foram considerados como indicador de diferença estatística.

2.6 Balanço de CH₄

A produção de metano (CH₄) proveniente do dejetos bruto foi quantificada. A partir desse valor, relacionando a quantidade de massa de SV presente em cada fração e o potencial de PBM, foi calculado o quanto de metano é derivado de cada fração estudada.

2.7 CPM (Capacidade máxima de produção de metano)

Com base na concentração de sólidos voláteis e o valor do teste de PBM de cada fração, foi calculado o quanto de metano é produzido com 1 metro cúbico da fração.

3. Resultados e discussão

3.1. Influência da separação sólido-líquido no rendimento de biogás/metano

A primeira proposta desse estudo foi determinar e entender a influência da separação sólido-líquido no rendimento de biogás/metano. Para investigar o impacto das diferentes frações sólidas e sobrenadantes no rendimento de biogás/metano, foi realizado um balanço de massa de sólidos voláteis para todas as amostras (Tabela 1). A concentração de SV no dejetos bruto (DB) foi considerada 100% e a contribuição de cada fração está listada na Tabela 1.

Tabela 1. Balanço de massa em sólidos voláteis para todas as amostras de dejetos suíno estudadas. DB foi considerado 100%

Amostra	GS-a	GS-b	MS-a	MS-b	CS	TS
DB $\%(\text{m.m}^{-1})$	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00
SRP $\%(\text{m.m}^{-1})$	5,94	21,50	15,35	19,95	15,75	11,83
SSd $\%(\text{m.m}^{-1})$	69,50	48,90	53,66	62,86	18,90	52,06
SN $\%(\text{m.m}^{-1})$	25,74	29,60	30,54	16,81	67,98	34,63

$X/X_0 \times 100$, onde $X_0 = \text{DB}$, $X = \text{DB, SRP, SSd e SN}$. Onde DB: Dejetos Bruto; SRP: Sólido Retido na Peneira; SSd: Sólido Sedimentado e SN: Sobrenadante.

Para quase todas as amostras (84%), a fração SSd apresenta a maior contribuição de SV em DB, entre 49 e 69%. Esse efeito não foi observado na amostra CS, possivelmente relacionado à elevada diluição do dejetos ($3,8 \text{ kg}_{\text{SV}}.\text{kg}^{-1}$) e o tempo armazenado nas calhas (40 dias). Para efluentes muito diluídos ($<0,5\%$ matéria seca), a sedimentação é mais lenta, presumidamente porque partículas pequenas são sedimentadas mais lentamente quando estão em baixa concentração (Hjorth et al., 2010). O tempo em que o dejetos permanece dentro das instalações impacta na degradação do dejetos, uma vez que o ambiente é anaeróbio durante a estocagem. Analisando a estocagem de dejetos bovino a 20°C , Bowne et al. (2015) observou que o potencial de produção de biogás decresce linearmente $0,6 \text{ m}^3_{\text{biogás}}.\text{t}^{-1}_{\text{dejetos}}.\text{semana}^{-1}$. Esse efeito pode ser intensificado no dejetos suíno, uma vez que é mais biodegradável do que dejetos bovino (Liu et al., 2009).

O volume da fração SSd representa entre 20 e 30% do DB, colaborando com aproximadamente 40-60% do total de metano em quase todas amostras, exceto CS (por motivos previamente discutidos). O rendimento de metano reflete os volumes de metano produzidos por cada fração (Tabela 2). Para fração SSd, 1 m^3 pode produzir 1,15 a $10,6 \text{ m}^3$ de metano, com média de $5,6 \text{ m}^3 \pm 3,3$. Já 1 m^3 da fração SN pode produzir entre 0,5 e $5,8 \text{ m}^3$ de metano, com média de $3,1 \text{ m}^3 \pm 2,0$. Ou seja, o potencial de produtividade de metano para fração SSd é aproximadamente duas vezes maior do que para fração SN. Embora a fração SN apresente matéria orgânica mais biodisponível e maior valor de PBB ($\text{Nm}^3.\text{kg}_{\text{SV}}$), ela apresenta baixa concentração de SV. Utilizando separação por sedimentação, Deng et al. (2012) estudaram fração líquida concentrada (similar ao SSd) e fração sobrenadante, e observaram que a fração concentrada representava 18% do volume e continha 61% do carbono biodisponível, representando 60% do potencial de produção de biogás.

Tabela 2. Características das amostras de dejetos suíno. Sólidos voláteis, potencial bioquímico de biogás e metano, balanço de metano e capacidade de produção de cada fração estudada

Amostra	Fração	SV (% m.v ⁻¹)	PBB (m ³ _N Biogás.kgSV ⁻¹)	DP	PBM (m ³ _N CH ₄ .kgSV ⁻¹)	Balanço de CH ₄ (m ³ _N)	CMPM (m ³ _N CH ₄ .m ⁻³ fração)
GS-a	DB	0,50	326,4 ^a	5	169,73	0,86	0,86
	SRP	13,98	387,5	26	175,54	0,05	24,54
	SSd	0,78	278,8	12	147,76	0,52	1,15
	SN	0,26	405,7	19	200,82	0,26	0,53
GS-b	DB	2,31	577,1 ^e	28	309,90	7,15	7,15
	SRP	13,99	475,4	4	237,70	1,17	33,25
	SSd	3,29	429,2	5	178,55	2,02	5,88
	SN	0,99	900,1	12	581,98	3,96	5,76
MS-a	DB	0,61	860,1 ^b	12	567,67	3,44	3,44
	SRP	9,29	245,3	9	113,57	0,11	10,55
	SSd	0,90	730,5	18	493,09	1,60	4,44
	SN	0,33	1156,9	15	736,95	1,36	2,43
MS-b	DB	2,61	479,2 ^f	25	250,14	6,53	6,53
	SRP	13,72	534,1	3	257,97	1,34	35,39
	SSd	3,28	475,7	4	246,89	4,05	8,11
	SN	1,06	523,9	12	309,29	1,36	3,27
CS	DB	0,38	970,2 ^c	5	642,27	2,45	2,45
	SRP	16,97	550,1	5	304,21	0,18	51,62
	SSd	0,62	893,2	11	592,19	0,43	3,69
	SN	0,23	1086,4	14	650,75	1,69	1,48
TS	DB	2,12	474,5 ^d	10	302,73	6,42	6,42
	SRP	15,03	562,0	8	279,31	0,70	41,99
	SSd	3,68	467,5	4	287,51	3,18	10,59
	SN	1,47	522,5	4	342,24	2,51	5,03

*a,b,c,d, e e f indicam diferença estatística significativa (p<0,05); **DP**: desvio padrão; **PBM**: Potencial bioquímico de metano; **Balanço de CH₄**: Contribuição de metano de cada fração (DB = SRP + SSd + SN); **CMPM**: Capacidade máxima de produção de metano para cada fração. Amostras: Gestação Suína (GS-a e GS-b), Maternidade Suína (MS-a e MS-b) Crechário Suíno (CS) e Terminação Suína (TS). Frações: Dejetos Brutos (DB), Sólido Retido na Peneira (SRP), Sobrenadante (SN) e Sólido Sedimentado (SSd).

A fração SRP apresenta concentração de SV entre 10 e 17%, podendo ser empregada como substrato para digestão seca (*dry digestion*). Chen et al. (2015) alcançaram rendimento de biogás de 0,665 L.g_{SV}⁻¹ usando dejetos suíno com concentração de 20% de ST (m.v⁻¹).

Para todas as amostras estudadas, a fração SN apresentou maior PBM (Tabela 6), indicando que essa fração apresenta carbono mais biodisponível do que as demais (Rico et al., 2012). Sommer et al. (2015) mostraram que o sobrenadante da separação sólido-líquido por prensa parafuso e centrifugação apresentam concentrações de ácidos voláteis 16 e 31% maiores do que a fração sólida. Também foi observada a baixa concentração de lignina, hemicelulose e celulose (>80g.kg⁻¹), comparada com fração sólida (<280g.kg⁻¹) (carbono mais recalcitrante).

As características da fração SN indicam que esta pode ser tratada em reatores de alta vazão, consequentemente, alta carga orgânica volumétrica (COV) e baixo TRH (tempo de retenção hidráulica), por exemplo, em reatores UASB (do inglês “Upflow Anaerobic Sludge Blanket”). Bergland et al. (2015) investigaram o tratamento de sobrenadante de dejetos suíno em um reator UASB e obtiveram elevado rendimento de biogás ($0,42 \text{ g}_{\text{DQOmetano}} \cdot \text{g}^{-1}_{\text{DQOdejetos}}$), quando operado com TRH de 42 a 17h. Com isso, pode-se reduzir o tamanho da planta de biogás, comparado a utilização de outros modelos de biodigestores (ex.: Lagoa Coberta). Gonzalez-Fernandez et al. (2008) alcançaram 90% da produção de metano de uma amostra de sobrenadante de dejetos suíno durante os primeiros 15 dias, enquanto que para a amostra da fração sólida levou 24 dias, demonstrando a diferença na biodisponibilidade da matéria orgânica entre as frações.

3.2 Aspectos cinéticos

Os aspectos cinéticos dos testes de PBB para todas as amostras são apresentados na Tabela 3 e na Figura 3. Esses resultados apresentam a diferença na degradabilidade dos sólidos voláteis das diferentes frações em cada amostra e o contraste entre as amostras de dejetos das diferentes estratificações da produção de suínos.

Os estudos cinéticos de DB mostram que GS-a, TS, GS-b e MS-b atingiram a produção diária de biogás máxima (PDB) durante o primeiro dia de teste, enquanto que as amostras MS-a e CS alcançaram o PDB máximo durante o terceiro dia de teste, o que indica uma fase *lag*, possivelmente devido a limitações na etapa de hidrólise. Esse fenômeno pode ser atribuído à subsequente degradação de macromoléculas insolúveis, como as proteínas (Xie et al., 2011), devido a diferentes estratégias nutricionais e habilidades metabólicas em diferentes etapas da produção suinícola (Zhang et al., 2014).

A fração SRP apresentou o menor PDB, comparada com as demais frações estudadas para todas as amostras (Tabela 3). Essa fração contém partículas sólidas, com diâmetro maior do que 2,0 mm, o que pode indicar a presença de macromoléculas orgânicas, como resíduos alimentares e alimentos não digeridos, dificultando o processo de digestão anaeróbia. Existem algumas alternativas disponíveis comercialmente para aumentar o PDB de substratos, como ultrassom, tratamento térmico, micro-ondas ou pré-tratamentos físico-químicos. Essas técnicas procuram reduzir o tamanho das partículas, aumentando a solubilização e biodegradabilidade (Carlsson et al., 2012).

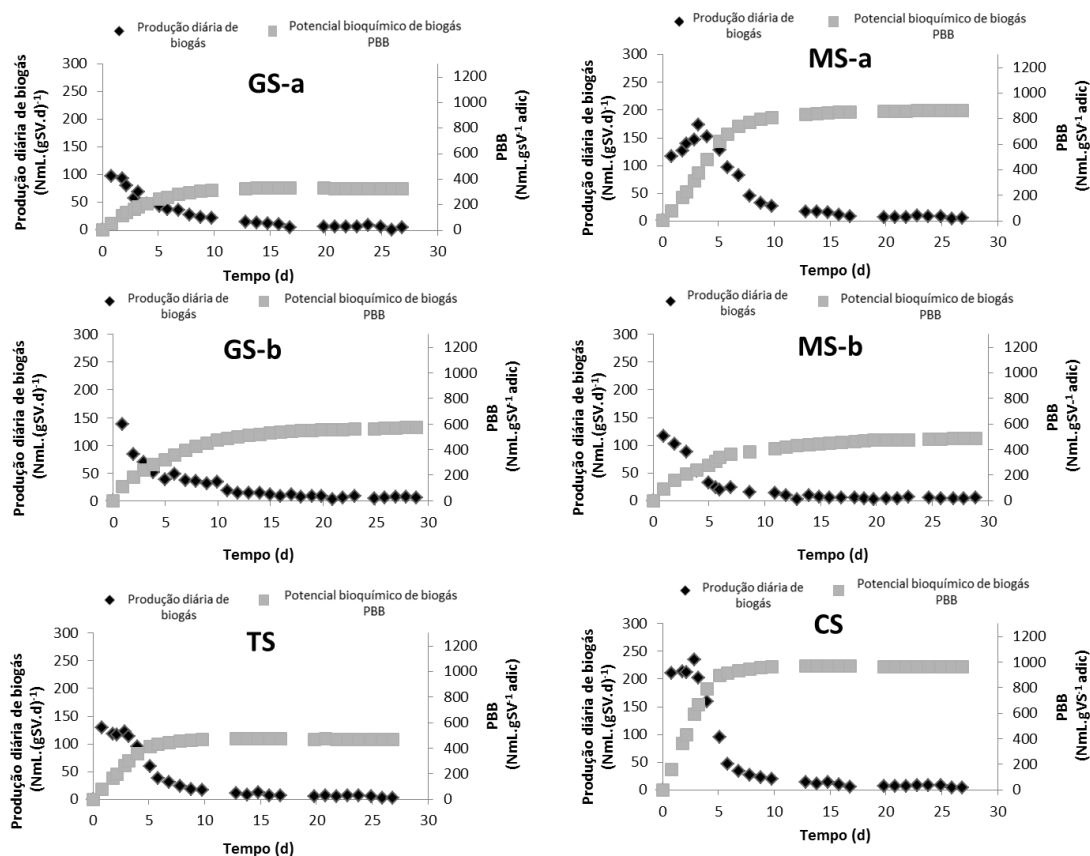


Figura 3. Amostras de dejetos suíno bruto coletadas nas diferentes fases da produção estratificada. Foram analisados potencial bioquímico de biogás (PBB), apresentados como a produção cumulativa durante o teste e a produção diária de biogás (PDB).

A estabilização de todos os testes ocorreu entre os dias 17 e 32 (Tabela 3 e Figura 3). Para todas as amostras estudadas, a fração SN foi estabilizada mais rapidamente. Consequentemente, o tamanho da planta de biogás para tratar a fração SN pode ser reduzida comparada às frações SRP e SSd (requer menor TRH).

Tabela 3. Produção diária de biogás (PDB) máxima, dia de ocorrência e o tempo de estabilização dos testes para as amostras e frações estudadas

Amostra	Fração	PDB máxima (mL _N Biogás·gSV ⁻¹ ·d ⁻¹)	Dia	Tempo de estabilização do teste (d)
GS-a	DB	95,89	1	21
	SRP	35,89	1	27
	SSd	90,57	1	21
	SN	78,58	1	20
GS-b	DB	138,5	1	29
	SRP	80,66	9	25
	SSd	123,82	1	32
	SN	229,30	1	24
MS-a	DB	171,50	3	21
	SRP	58,60	1	26
	SSd	168,24	3	27
	SN	277,39	2	17
MS-b	DB	117,25	1	21
	SRP	91,82	1	29
	SSd	117,11	1	27
	SN	150,38	1	21
CS	DB	234,46	3	20
	SRP	124,24	1	27
	SSd	245,79	3	21
	SN	201,59	1	17
TS	DB	129,25	1	21
	SRP	82,47	2	26
	SSd	123,37	1	21
	SN	115,90	3	17

PDB Máxima Produção diária de biogás máxima; **Dia:** Dia de ocorrência da produção máxima diária; **Tempo de estabilização do teste:** Quando a produção diária de biogás for igual ou inferior a 1% do volume total produzido. Amostras: Gestação Suína (GS-a e GS-b), Maternidade Suína (MS-a e MS-b) Crechário Suíno (CS) e Terminação Suína (TS). Frações: Dejeito Bruto (DB), Sólido Retido na Peneira (SRP), Sobrenadante (SN) e Sólido Sedimentado (SSd).

3.3 Influência da produção estratificada de suínos na produção de biogás/metano

Observou-se diferença significativa ($p < 0,05$) no rendimento de biogás entre as amostras de dejeito suíno provenientes das diferentes etapas da produção estratificada de suínos. A diferença na biodisponibilidade dos sólidos voláteis (Tabela 2) para os micro-organismos anaeróbios entre as diferentes amostras refletem as diferentes estratégias nutricionais e a digestibilidade dos nutrientes, bem como as diferenças no manejo dos dejetos nas instalações (Brooks et al., 2014; Gopalan et al., 2013).

A concentração de sólidos voláteis no DB nas amostras GS-a, MS-a e CS foram menores que as indicadas na literatura, 1-2% (Deng et al., 2012). Esses dados indicam problemas no manejo dos dejetos, sugerindo o uso excessivo de água nas instalações

(desperdícios em bebedouros e lavagens) (Tavares et al., 2014). Outro fator relacionado é o elevado tempo de retenção dentro das instalações (15, 15 e 40 dias, respectivamente), o que favorece a degradação parcial da matéria orgânica, causando diminuição na concentração de sólidos voláteis (Kunz et al., 2009-b). Observou-se também que essas amostras apresentaram menor Capacidade Máxima de Produção de Metano (CMPM) do DB comparado às demais amostras devido à alta diluição.

O dejetos suíno muito diluído contém pouco carbono para garantir que a produção de metano seja economicamente atrativa, necessitando compensar com a utilização de biodigestores maiores e com maior tempo de retenção hidráulica (Hamelin et al., 2011). Os longos tempos de estocagem do dejetos dentro das instalações contribuem para redução dos sólidos voláteis no dejetos. Popovic e Jensen (2012) observaram a redução de 40% na concentração de sólidos voláteis quando o tempo de estocagem excedeu 8 semanas. Esses resultados indicam a necessidade de melhorias no gerenciamento de dejetos para as amostras GS-a, MS-a e CS.

O rendimento de biogás mostrou-se diferente entre as amostras estratificadas de dejetos suíno (Tabela 2 e Figura 2). A diferença no rendimento de biogás das amostras pode ser atribuída a diferenças nas técnicas nutricionais aplicadas na produção suinícola. O desperdício de ração em leitões desmamados (etapa de creche) pode chegar a 15%, devido à ineficiência da absorção de nutrientes pelo animal, causando conversão alimentar baixa. Suínos adultos (reprodutores) e suínos em terminação apresentam desempenhos superiores de aproveitamento nutricional (Shi e Noblet, 1993).

4. Conclusões

A separação de sólidos por peneiramento e sedimentação é uma possibilidade interessante, pois as frações apresentam diferentes rendimentos de biogás e metano. A fração sobrenadante apresenta maior biodegradabilidade da matéria orgânica do que as demais frações estudadas e alcança maiores rendimentos de biogás e metano ($0,406 - 1,157 \text{ Nm}^3_{\text{biogas}} \cdot \text{kgSV}^{-1}$), enquanto que a fração de lodo sedimentado contém a maior concentração de sólidos voláteis, porém apresenta menor rendimento de biogás ($0,279 - 0,893 \text{ Nm}^3_{\text{biogas}} \cdot \text{kgSV}^{-1}$) devido à dificuldade de degradação (aspectos cinéticos).

Existem diferenças no rendimento de biogás e metano entre os diferentes efluentes da produção estratificada de suínos. Essa diferença é relacionada às diferentes etapas da produção animal (nutricionais e conversão alimentar) e ao gerenciamento dos dejetos dentro das instalações.

Agradecimentos

Eletrosul Centrais Elétricas S.A., Uirapuru Transmissora de Energia S.A. Chamada Nº 1110130054 (Nº 14/2012 – ANEEL), Rede BiogasFert, CIBlogás-ER, Fundação PTI, Fundação Araucária e CNPq.

5. Referências

- APHA – American Public Health Association, 2012. Standard methods for examination of water and wastewater. 22st. Ed. Washington: APHA.
- Bergland W. H., Dinamarca, C., Toradzadegan, C., Nordgard, A. S. R., Bakke, I., Bakke, R., 2015. High rate manure supernatant digestion. *Water Res.* 76, 1-9.
- Bortoli, M., Kunz, A., Soares, H.M., 2009. Comparative between UASB reactor and biodigester for generation of biogas in the treatment of swine manure. In: I International symposium on agricultural and agroindustrial waste management - I Sigera.
- Brooks, J. P., Adeli, A., McLaughlin, M. R., 2014. Microbial ecology, bacterial pathogens, and antibiotic resistant genes in swine manure wastewater as influenced by three swine management systems. *Water res.* 25, 96-103.
- Browne, J. D., Gilkinson, S. R., Frost, J. P., 2015. The effects of storage time and temperature on biogas production from dairy cow slurry. *Biosystems Engineering.* 129, 48-56,
- Carlsson, M., Lagerkvist, A., Morgan-Sagastume, F., 2012. The effects of substrate pre-treatment on anaerobic digestion systems: A review. *Waste Management.* 32, 1634-1650.
- Chen, C., Zheng, D., Liu, G. J., Deng, L. W., Long, Y., Fan, Z. H., 2015. Continuous dry fermentation of swine manure for biogas production. *Waste management.* 38, 436 -442.
- De Bona, E., Steinmetz, R. L. R., Milani, L. M., Somer, J. G., Menegol, T., Trindade, E. M., Kunz, A. Produção e aclimação de inóculo para ensaio PME. IN: IV International symposium on agricultural and agroindustrial waste management - IV Sigera. 2015.
- Deng, L., Chen, Z., Yang, H., Zhu, J., Liu, Y., Long, Y., Zheng, D., 2012. Biogas fermentation of swine slurry based on the separation of concentrated liquid and low content liquid. *Biomass & Bioenergy.* 45, 187-194.
- Dias et al., 2011. Brazilian manual of good agricultural practices in swine production. Brasília, DF: ABCS; MAPA; Concórdia: Embrapa Swine and Poltry.
- DIN 38414-8, 1985. German standard methods for the examination of wate, waste water and sludge. Sludge and sediments (group S). Determination of the amenability to anaerobic digestion (S 8). Deutsches Institut für Normung. 6p.
- Fierro, J., Martínez, E. J., Morán, A., Gomez, X., 2014. Valorization of used cooking oil sludge by co-digestion with swine manure. *Waste management,* 34, 1537-1545.
- Ford, M., Fleming, R., 2012. Mechanical Solid-Liquid Separation of Livestock Manure – Literature review. Ridgetown College - University of Guelph.

- Gonzalez-Fernandez, C., Nieto-Diez, P. P., León-Cofreces, C., García-Encina P. A., 2008. Solids and nutrients removals from the liquid fraction of swine slurry through screening and flocculation treatment and influence of these processes on anaerobic biodegradability. *Bioresource Technology*. 99, 6233-6239.
- Gopalan, P., Jensen P. D., Batstone, D. J., 2013. Anaerobic digestion of swine effluent: impact of production stages. *Biomass & bioenergy*. 48, 121-129.
- Hamelin, L., Wesnaes, M., Wenzel, H., Petersen, B. M., 2011. Environmental consequences of future biogas technologies based on separated slurry. *Environ. Sci. Technol.* 45, 5869-5877, 2011.
- Hjorth, M., Christensen, K. V., Christensen, M. L., Sommer, S. G., 2010. Solid-liquid separation of animal slurry in theory and practice: a review. *Agron. Sustain.* 30, 153-180.
- Konrad, O., Koch, F. F., Lumi, M., Tonetto, J. F., Bezama, A., 2014. Potencial of biogas production from swine manure supplemented with glycerine waste. *Eng. Agric. Jaboticabal*. 34, 844-853.
- Kunz, A., Miele, M., Steinmetz, R. L. R., 2009-a. Advanced swine manure treatment and utilization in Brazil. *Bioresource Technology*. 100, 5485-5489.
- Kunz, A., Stienmetz, R. L. R., Ramme, M. A., Coldebella, A., 2009-b. Effect of storage time on swine manure solid separation efficiency by screening. *Bioresource Technology*. 100, 1815- 1818.
- Kunz, A., Amaral, A. C., Steinmetz, R. L. R., 2016. Padronização de uso das unidades de medida em processos de produção de biogás. Comunicado técnico 537, Embrapa Suínos e Aves.
- Liu, K., Tang, Y.Q., Matsui, T., Morimura, S., Wu, X. L., Kida, K., 2009. Thermophilic anaerobic co-digestion of garbage, screened swine and dairy cattle manure. *Journal of Bioscience and Bioengineering*. 107, 54-60.
- Miele, M., Miranda, C. R., 2013. The development of Brazilian agribusiness meat and strategic options of small pig producers in Western of Santa Catarina State in the early 21st century. IN: The small rural production and development trends Brazilian agrarian: Make time possible? – Brasília.
- Ndegwa, P.M., Zhu, J., Luo, A. 2001. Effects of solid levels and chemical additives on removal of solids and phosphorus in swine manure. *J. Environ. Eng.* 127, 1111-1115.
- Noorollahi, Y., Kheirrouz, M., Asl, H. F., Yousefi, H., Hajinezhad, A., 2015. Biogas production potential from livestock manure in Iran. *Renew. and Sustainable Energy Res.* 50, 748-754.
- Pham, C. H., Triolo, J. M., Cu, T. T. T., Pedersen, L., Sommer, S. G., 2013 Validation and recommendation of methods to measure biogas production potential of animal manure. *Asian Australas. J. Anim. Sci.* 26, 864-873.
- Pimentel-Gomes, F., 2009. Curso de estatística experimental, 15. Ed. Piracicaba: FEALQ.
- Popovic, O., Jensen, L. S., 2012. Storage temperature effects distribution of carbon, VFA, ammonia, phosphorus, copper and zinc in raw pig slurry and its separated liquid fraction. *Water research*. 36, 3849-3858.
- Rico, C., Rico, J. L., García, H., García, P. A., 2012. Solid-liquid separation of dairy manure: Distribution of components and methane production. *Biomass & Bioenergy*. 39, 370-377.

- Shi, X. S., Noblet, J. 1993. Contribution of the hindgut to digestion of diets in growing pigs and adult sows: Effect of diet composition. *Livest. Prod. Sci.* 34, 237-252.
- Sommer, S. G., Hjorth, M., Leahy, J. J., Zhu, K., Christel, W., Sorensen, C. G., Sutaryo., 2015 Pig slurry characteristic, nutrient balance, and biogas production as affected by separation and acidification. *Journal of agricultural science.* 153, 177-191.
- Sutaryo, S., Ward, A. J, Moller, H. B., 2013. Anaerobic digestion of acidified slurry fractions derived from different solid–liquid separation methods. 130, 495-501.
- Steinmetz, R. L. R., Kunz, A., Amaral, A. C., Soares, H. M., Schimidt, T., Wedwitschka, H., 2014. Suggested method for mesophilic inoculum acclimation to BMP assay. IN: XI Latin American workshop and symposium on anaerobic digestion. XI DAAL, Havana, Cuba.
- Tavares, J. M. R. Belli Filho, P., Coldebela, A., Oliveira, P. A. V., 2014. The water disappearance and manure production at commercial growing-finishing pig farms. *Livest. Science.* 169, 146-154.
- 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.
- Vivan, M, Kunz, A., Stolberg, J., Perdomo, C., Techio, V. H., 2010. Efficiency of biodigester and stabilization pond interaction in removal of swine manure pollutants. *Rev. Bras. Eng. Agríc. Ambient.* 15, 320-325.
- Zhang, T., Mao, C., Zhai, N., Wang, X., Yang, G., 2015. Influence of initial pH on thermophilic anaerobic co-digestion of swine manure and maize stalk. *Waste Management.* 35, 119-126.
- Xie, S., Lawlor, P. G., Frost, J. P., Hu, Z., Zhan, X., 2011. Effect of pig manure to grass silage ratio on methane production in batch anaerobic co-digestion of concentrated pig manure and grass silage. *Bioresource Technology.* 102, 5728-5733.

ARTIGO 2: ESTUDO DA PERFORMANCE DE UM REATOR CSTR TRATANDO DEJETO SUÍNO²

RESUMO

No presente estudo foi investigada a influência de parâmetros chave na capacidade de recuperação de metano e nas características da biomassa (comunidade de arqueas) em um reator CSTR (do inglês “Continuous Stirred Tank Reactor”) alimentado com dejetos suínos. Foram realizados experimentos em batelada (testes de potencial bioquímico de metano – VDI 4630, 2006) e contínuos (reator CSTR – 12 L), com objetivo de atingir a maior produtividade de metano e, conseqüentemente, a menor concentração de metano residual no digestato. Foram estudados parâmetros operacionais como carga orgânica volumétrica (COV), tempo de retenção hidráulica (TRH), amônia livre e comunidade de arqueas. Observou-se que a COV de $1,06 \text{ kg}_{\text{SV}}.\text{m}^{-3}.\text{d}^{-1}$ e TRH de aproximadamente 20 dias contribuem para a melhor recuperação de metano, o que resulta em um ganho de produtividade em uma planta de biogás e redução nas emissões de metano. Os resultados de concentrações de amônia livre não apontam evidências de inibição ao processo de digestão anaeróbia, mas provavelmente influenciam a rota metanogênica preferencial, neste estudo, a rota hidrogenotrófica. Adicionalmente, existe relação entre a estabilidade do processo e o enriquecimento da biomassa com o crescimento das arqueas. Os resultados podem servir de subsídio para plantas de biogás alcançarem maior produtividade e menor emissão de metano.

Palavras Chave: Biogás; Metano; Arqueas Metanogênicas;

² Adaptado de: Amaral, A.C., Tapparo, D. C., Steinmetz, R. L. R., Gaspareto, T. C., Mezzari, M. P., Kunz, A. **Enhancement of CSTR reactor performance treating swine manure.** Submetido à revista Renewable Energy, 09/05/2017 (artigo em revisão - RENE-D-17-01391).

1. Introdução

O Brasil é o quarto maior produtor ($3.643.000 \text{ ton.ano}^{-1}$) e exportador ($555.000 \text{ ton.ano}^{-1}$) de carne suína, apresentando características de produção industrial e estratificada [1]. A produção suinícola industrial ($2.100.300$ reprodutores) é caracterizada pela elevada concentração de suínos, os quais geram elevados volumes de efluentes ($47 \text{ L}_{\text{reprodutor}}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$) e alta demanda de energia. Os efluentes caracterizam-se como restos de fezes e urina, misturados com água de lavagem das instalações, restos da alimentação, medicamentos não processados, matéria orgânica e nutrientes. Devido aos riscos ambientais e à saúde associados com o descarte incorreto dos efluentes da produção suinícola, o gerenciamento e tratamento é extremamente necessário para prevenir impactos negativos [2, 3, 4].

Várias alternativas estão disponíveis para o tratamento de efluentes com elevada concentração de matéria orgânica, como tratamento físico-químico, processos aeróbios (nitrificação/desnitrificação), compostagem e digestão anaeróbia, etc., [5]. Dentre as possibilidades, a digestão anaeróbia tem sido aceita por usuários devido ao baixo custo de implantação, operação e manutenção, e a produção de metano (biocombustível) [6]. Portanto, a utilização de dejetos suínos na produção de energia limpa e renovável contribui para a proteção ambiental, especialmente em vistas às emissões de metano, que é um gás de efeito estufa (GEE), e redução na demanda energética. As emissões cumulativas de GEEs produzidos pelos suínos e efluentes nas instalações são estimados em aproximadamente $4,87 \text{ kg CO}_{2\text{equiv.}} \text{ por kg de carcaça}$, podendo ser reduzido em até 40% com melhorias no gerenciamento dos efluentes [7].

O potencial metanogênico de dejetos suínos pode ser bastante variado, uma vez que depende de vários fatores, como: concentração de matéria orgânica, tempo de retenção nas calhas (dentro das instalações) e a fase de produção em que o animal se encontra [8, 9]. Amaral et al. (2016) [9] estudaram o Potencial Bioquímico de Metano (PBM) do dejetos suínos em diferentes fases da produção e encontraram valores entre $0,170$ e $0,642 \text{ m}^3_{\text{NCH}_4} \cdot \text{kg}_{\text{SV}}^{-1}$ ¹_{adic.}, indicando ser um potencial biocombustível.

Existem diferentes arranjos tecnológicos de sistemas de tratamento anaeróbio, sendo desenvolvidos em função do tipo de substrato e capacidade de investimento. Dentre as possibilidades, reatores CSTR (do inglês “Continuous Stirred Tank Reactor”) combinam várias vantagens sobre outras tecnologias (ex.: biodigestores de lagoa coberta), especialmente a possibilidade de operação com elevadas cargas orgânicas volumétricas (COV) (1 a $4 \text{ kg}_{\text{SV}} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$), permitindo o uso de uma grande variedade de substratos [10].

A configuração de reatores CSTR é a mais utilizada nas plantas de biogás, representando aproximadamente 90% dos reatores construídos na Europa [11]. Para tornar economicamente viável a operação de reatores CSTR (investimento superior ao modelo de

lagoa coberta), tem-se a necessidade de substratos com elevada concentração de sólidos voláteis (SV), de aproximadamente 5%. Uma possibilidade de alcançar essas concentrações é realizar a recirculação de lodo, uma vez que o dejetos suíno apresenta concentrações de 1 a 3% de SV [12,13].

Para que o processo de digestão anaeróbia apresente o menor impacto ambiental possível é necessário alcançar a máxima degradação do substrato e o mínimo de metano residual, a fim de evitar a sua emissão (GEE) a partir do digestato [14]. O potencial residual de metano mostra a diferença entre o potencial de produção de metano comparado com o volume produzido em uma planta de biogás. A emissão de metano pelo digestato ocorre quando o processo de digestão anaeróbia é ineficiente para degradar o substrato [15]. Os parâmetros-chaves para otimização da conversão são relacionados à composição do substrato, tempo de retenção hidráulica (TRH), COV e estabilidade do processo [14, 16].

Contribuições adicionais podem ser feitas na tentativa de esclarecer os efeitos dos parâmetros do processo na seleção e no crescimento de micro-organismos específicos, que interferem na qualidade do inóculo. A rota metabólica em que os micro-organismos estão envolvidos pode ser dividida em quatro etapas sucessivas: hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese. Para a digestão anaeróbia de dejetos suínos, a etapa de metanogênese é a mais sensível, devido à elevada biodegradabilidade do efluente [17,18].

Os micro-organismos metanogênicos, classificados como arqueas, são estritamente anaeróbios e podem produzir metano por rota metabólica autotrófica ou heterotrófica. As arqueas metanogênicas hidrogenotróficas transformam hidrogênio e dióxido de carbono em metano, enquanto que as arqueas metanogênicas acetoclásticas usam ácido acético como substrato [6]. O nível de contribuição de cada rota metabólica na produção de metano é função do tipo de substrato e modelo de biodigestor, uma vez que temperatura, pH e concentração de amônia podem interferir nas dinâmicas populacionais, prejudicando a metanogênese [17, 18].

Sendo assim, o objetivo desse estudo foi avaliar a influência do tempo de retenção hidráulica e a prevalência e a diversidade de arqueas metanogênicas na capacidade de recuperação de metano em um reator CSTR alimentado com dejetos suínos. Os resultados servirão como subsídio para plantas de biogás alcançarem maior produtividade e menor emissão de metano.

2. Material e métodos

2.1 Amostragem: Amostras representativas (15L) de efluente de suínos reprodutores em fase de gestação foram coletadas em uma Unidade produtora de desmamados, com 500 reprodutores, localizada em Concórdia, Santa Catarina (-27.221780,

-52.039789). Todas as amostras foram coletadas com 7 dias de estocagem dentro das instalações.

2.2 Testes em batelada:

2.2.1. Ensaios de Potencial Bioquímico de Metano (PBM): Os experimentos de digestão anaeróbia em batelada foram realizados em temperatura mesofílica, em acordo com VDI 4630 [15]. Os testes foram realizados em reatores de 500 mL e o volume de metano produzido foi medido usando o equipamento AMPTS II (do inglês “Automatic Methane Potential Test System”) (Bioprocess Control AB, Suécia). Os testes de PBM foram realizados para todas as amostras coletadas em cada fase do estudo (Tabela 1).

O inóculo mesofílico foi preparado misturando-se volumes iguais de três fontes de micro-organismos, sendo: a) lodo anaeróbio de um reator UASB tratando dejetos suínos; b) lodo anaeróbio de um reator UASB tratando efluente da produção de gelatina; e c) dejetos bovinos frescos. Duas semanas antes do teste, a biomassa foi misturada e aclimatada ($37^{\circ}\text{C} \pm 1$) em um reator CSTR, alimentado com COV de $0,3 \text{ kg}_{\text{sv}} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ por 7 dias consecutivos. Depois disso, o inóculo foi mantido por 7 dias sem alimentar, a fim de reduzir sua contribuição de biogás no teste [19]. A produção de biogás foi considerada estabilizada quando o volume diário produzido foi igual ou inferior a 1% do total [15].

2.3 Teste contínuo

2.3.1 Ensaios com reator CSTR: O reator CSTR utilizado foi construído em acrílico, com volume de trabalho de 12 L. Esse reator é encamisado, permitindo a circulação de água a temperatura controlada. O controle de temperatura foi realizado com banho termostático (JULABO, modelo M8), mantendo a temperatura na faixa mesofílica ($37^{\circ}\text{C} \pm 1$). O reator foi alimentado de maneira intermitente, sendo uma vez ao dia.

2.3.2 Estratégia de partida: Como fonte de inóculo, foram utilizados 6L de efluente de um reator UASB operado com dejetos suínos [2] e 6L de um biodigestor de lagoa coberta, operado em uma unidade produtora de suínos comerciais. Ambos os inóculos foram misturados e adicionados ao reator CSTR e aclimatados a 37°C . Depois de um dia, foi iniciada a progressão de carga orgânica.

2.3.3 Progressão de carga orgânica volumétrica (COV): A progressão de COV foi realizada por meio da redução do TRH no reator CSTR, como mostrado na Tabela 1. A fase V foi realizada com recirculação de lodo. Para isso, o efluente do reator foi sedimentado por 30 minutos e 0,2 L de lodo foi coletado e misturado com substrato (0,4 L) e adicionado ao reator CSTR.

Tabela 1. Condições operacionais do reator CSTR durante as cinco fases estudadas

Fases	Duração da fase (d)	TRH (d)	Vazão (L.d ⁻¹)	Sólidos voláteis (g.kg ⁻¹)	Carga orgânica volumétrica (g _{sv} .L ⁻¹ .d ⁻¹)
I	22	35	0,34	21,92	0,621
II	23	30	0,40	21,92	0,731
III	40	25	0,48	14,00	0,560
IV	50	20	0,6	21,28	1,064
V	25	20	0,6	16,12	0,806

2.3.4 Monitoramento de biogás: A produção de biogás foi medida utilizando o equipamento Miligascounter (Ritter, MGC-1 V3.3 PMMA). A concentração de metano foi medida utilizando o equipamento BIOGAS 5000 (Geotech).

2.3.5 Eficiência do reator CSTR: A eficiência do reator CSTR foi calculada com base na comparação entre a produtividade de metano no reator e o valor do teste de PBM, como expresso na Equação 1:

$$\text{Recuperação (\%)} = \frac{PMC}{PBM} \times 100 \quad \text{Equação 1}$$

Onde,

PMC = Produtividade de metano no reator CSTR (m³_{N CH₄}.kg_{SVadic}⁻¹);

PBM = Potencial bioquímico de metano das amostras estudadas (m³_{N CH₄}.kg_{SVadic}⁻¹).

2.3.6 Técnicas analíticas: As análises de sólidos voláteis e amônia foram realizadas de acordo com procedimentos descritos em APHA [23]. As relações entre ácidos orgânicos voláteis e Alcalinidade (AOV/AT) foram realizadas como descrito por Liebetrau [24].

2.3.7 Extração de DNA e análise de qPCR: O DNA genômico foi extraído do lodo do reator CSTR em cada fase do estudo (250 mg) usando o Kit de Isolamento de DNA PowerSoil (MoBio Laboratórios Inc.), de acordo com as instruções do fabricante. A concentração das Arqueas totais (ARC) e das ordens metanogênicas dominantes dos biogestores – Methanosarcinales (MSL) e Methanomicrobiales (MMB) [20] foram

estimadas pela análise de PCR quantitativo real-time (qPCR) com um conjunto de primers e sondas descritos na Tabela 2. As curvas padrões foram preparadas por uma série de diluições (10^{10} a 10^3 cópias do gene em μL^{-1}) de DNA plasmidial recombinante contendo as sequências clonadas de interesse como previamente descrito [21] e amplificadas utilizando o sistema de PCR Real Time QuantStudioTM 6 Flex (Applied Biosystems®). Todos os conjuntos de primers utilizados eram adequados para a aplicação do *SYBR green*, com exceção da família MMB, devido ao potencial de reação cruzada com outros grupos metanogênicos que não eram de interesse [22]. As reações de mistura do *SYBR green* foram feitas utilizando o Kit QuantiFast® SYBR® Green PCR (Qiagen), e as reações da sonda Taqman utilizando o Kit GoTaq® Probe PCR System (Promega). A reação de PCR foi feita de acordo com o protocolo do fabricante com a concentração final de primers a 250 nmol.L^{-1} e de sondas a 125 nmol.L^{-1} . A amplificação foi feita em uma condição de duas fases de ciclo térmico (QuantStudioTM 6 Flex Real-Time PCR System, Applied Biosystems®) tanto para SYBR (5 min a 95°C seguido por 40 ciclos de 10 s a 95°C e 30 s a 60°C) e Taqman (2 min a 95°C seguido por 40 ciclos de 15 s a 95°C e 1 min a 55°C). Todos os cDNA de interesse foram analisados em triplicatas.

Tabela 2. PCR quantitativo em tempo real, sequência da sonda e tamanho dos fragmentos

Alvo	Primers/ Sondas	Sequência (5'– 3')	Tamanho (pb)
Arquea	ARC787 – F	ATTAGATACCCSBGTAGTCC	273
	ARC1059 -R	GCCATGCACCWCCTCT	
<i>Methanosarcinales</i>	MSL812 – F	GTAAACGATRYTCGCTAGGT	354
	MSL1159 - R	GGTCCCCACAGWGTACC	
<i>Methanomicrobiales</i>	MMB749 - T	TYCGACAGTGAGGRACGAAAGCTG	506
	MMB282 - F	ATCGRTACGGGTTGTGGG	
	MMB832 - R	CACCTAACGCRCATHGTTTAC	

A letra ao lado do nome do *Prime* indica sua função, sendo F: *Forward*, R: *Reverse*, T: *Taqman*.

2.3.8 Análise estatística: A recuperação de metano e os dados de abundância dos genes foram submetidos a análise de variância (ANOVA – 1 fator) utilizando o software OriginPro 8© OriginLab Corporation. Teste de Tukey foi realizado para determinar a diferença significativa entre os dados obtidos (por pares) com 95% de confiança ($p < 0,05$).

3. Resultados e discussão

3.1 Testes em batelada: Para estimar a eficiência de recuperação de metano do reator CSTR, a primeira etapa do estudo foi a realização do teste de PBM dos substratos utilizados no teste contínuo subsequente, para as fases I a V (Figura 1).

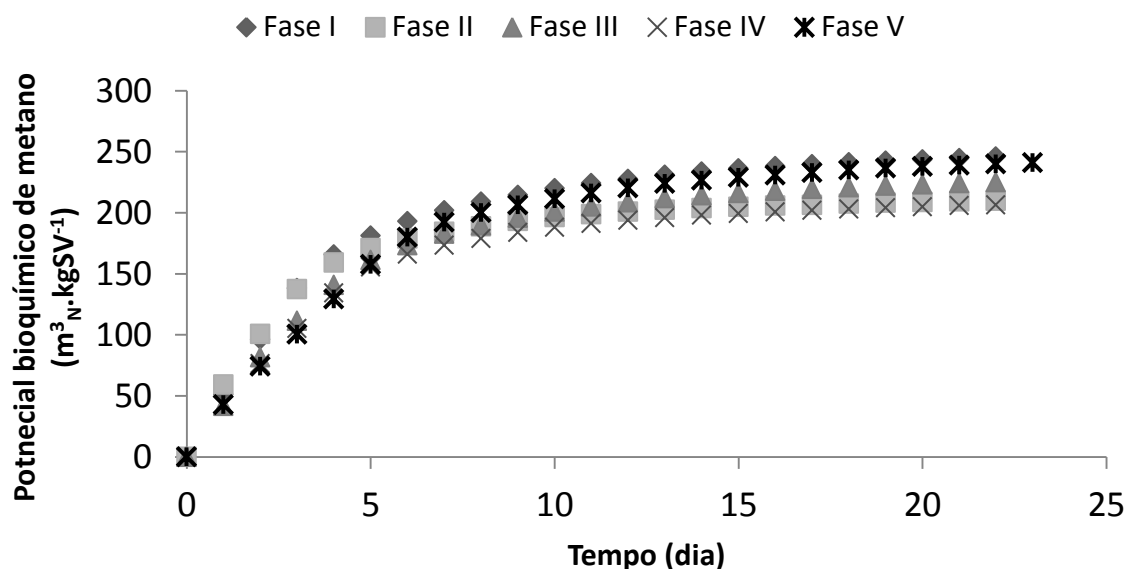


Figura 1. Potencial bioquímico de metano de cada amostra de dejetos suíno utilizado no estudo.

A estabilização dos testes de PBM (Figura 1) ocorreram nos dias 19 (fase I), 19 (fase II), 19 (fase III), 17 (fase IV) e 25 (fase V) [15], alcançando valores no teste de PBM de $0,243 \pm 0,03$, $0,243 \pm 0,01$, $0,258 \pm 0,01$, $0,202 \pm 0,02$, e $0,240 \pm 0,01 \text{ m}^3 \text{N}_{\text{metano}} \cdot \text{kgSV}^{-1}$, respectivamente. Esses valores são consistentes com a literatura, em que os testes de PBM estabilizam entre 21 e 30 dias e o rendimento de metano está próximo a 0,170 e 0,642 $\text{m}^3 \text{N}_{\text{metano}} \cdot \text{kgSV}^{-1}$, para teste de PBM [9]. Foram utilizados os resultados dos testes de PBM como um valor de referência para calcular a recuperação de metano no reator CSTR, como descrito na seção 2.3.5 (Equação 01).

3.2 Testes contínuos: O balanço de sólidos voláteis nos diferentes TRH e COV e a recuperação de metano durante as cinco fases estudadas são apresentadas na Tabela 3.

Durante a fase I, o reator CSTR mostrou maior capacidade de mineralização de matéria orgânica, como evidenciada pela remoção de 62% dos sólidos voláteis (SV) [25], porém, a recuperação de metano foi a menor entre todas as fases estudadas, apenas 55% (Tabela 3). Esse fato pode ser relacionado a aclimação dos micro-organismos no início da operação do reator, onde a concentração de biomassa foi menor do que as fases posteriores, levando a diminuição da eficiência de produção de metano [26]. A Figura 2

mostra que nos primeiros 20 dias (fase I) de operação do reator existiram grande variação nos valores da relação AOV/AT, 0,300 a 0,100, indicando instabilidade no digestor [27]. A baixa recuperação de metano durante a fase I pode aumentar as emissões de metano (GEEs) durante a estocagem do substrato [14].

Tabela 3. Eficiência do reator CSTR na redução de sólidos voláteis e recuperação de metano em diferentes condições operacionais

Fase	Entrada SV ⁻¹ (g.kg ⁻¹)	Saída SV ⁻¹ (g.kg ⁻¹)	Redução SV (%)	TR H (d)	COV (kgSV.m ⁻³ .d ⁻¹)	RB (m ³ .kgSV _{adíc} ⁻¹)	RM (m ³ .kgSV _{adíc} ⁻¹)	PBM (m ³ .kgSV _{adíc} ⁻¹)	Rec. (%)
I	21,92	8,18	62,67	35	0,621	0,229	0,133	0,243	54,70 ^a
II	21,92	12,21	44,28	30	0,731	0,361	0,209	0,243	86,13 ^{b,c}
III	14,00	9,50	32,16	25	0,560	0,379	0,220	0,258	85,29 ^{b,c}
IV	21,28	10,05	52,76	20	1,064	0,315	0,183	0,202	90,52 ^c
V	16,12	12,11	24,85	20	0,806	0,344	0,200	0,240	83,15 ^b

*a, b e c indicam diferença estatística significativa (p<0,05). RB: Rendimento de biogás; RM: Rendimento de metano; Rec: Recuperação de metano.

Além da possível instabilidade indicada pela variação dos valores da relação AOV/AT nas fases I, II e III (Figura 2), foi observada diminuição da concentração da população de arqueas (Tabela 4). No entanto, esse fato foi seguido pelo aumento na recuperação de metano, alcançando 86,13% (fase II) e 85,29% (fase III), indicando adaptação dos micro-organismos existentes às condições operacionais do reator [6,17].

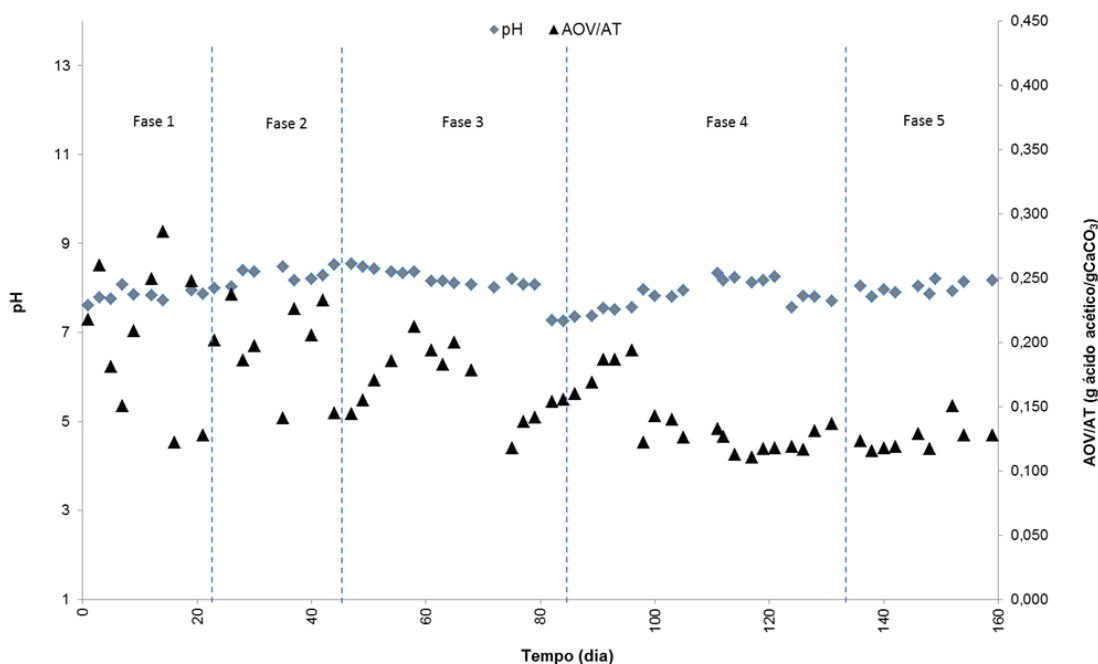


Figura 2. Monitoramento do pH e relação ácidos orgânicos voláteis (OAV) e alcalinidade total (AT) no reator CSTR.

Durante a fase IV, foi alcançada a maior recuperação de metano (Tabela 3), coincidindo com a maior concentração das arqueas metanogênicas (Tabela 4). Em um contexto geral, isso significa que o mesmo volume de efluente pode ser digerido em um reator com 60% do tamanho, quando comparado com a fase I. Uma vez que 70-80% dos custos de uma planta de biogás estão relacionados ao tamanho do reator [28], essa redução é crucial para a economia de um sistema em grande escala.

Na fase V, entre os dias 135 e 160, a recirculação de lodo foi realizada. Era esperado um aumento na concentração de arqueas e na recuperação de metano, uma vez que a recirculação de lodo deveria aumentar a degradação da matéria orgânica e evitar a perda de micro-organismos. No entanto, foi observada a diminuição na recuperação de metano (Tabela 3) e na concentração de arqueas (Tabela 4). A razão, provavelmente, é devido ao efeito da relação substrato/micro-organismo, uma vez que a diminuição da disponibilidade de substrato pode afetar negativamente a atividade dos micro-organismos anaeróbios [29]. Para efluentes com elevada concentração de substrato (elevada concentração de sólidos recalcitrantes), é possível que a recirculação de lodo apresente efeitos positivos. Tratando lodos da produção de papel, rico em fibras, e lodo ativado (codigestão, COV $4 \text{ kg}_{\text{SV}}.\text{m}^{-3}.\text{d}^{-1}$) em reator CSTR com recirculação de lodo, Ekstrand et al. (2016) aumentaram em 2,4 vezes a produção diária de metano [30].

Durante as fases IV e V, o reator apresentou maior estabilidade no processo de digestão anaeróbia, indicado pela menor variação nos resultados da relação AOV/AT, com média de 0,125 (Figura 2). Esse valor indica que o reator pode suportar um aumento na COV [27]. No entanto, devido à baixa concentração de sólidos no substrato (1 a 2%), seria

necessário diminuir o TRH. A diminuição do TRH a valores abaixo dos atingidos na estabilização dos testes de PBM (seção 3.1) pode levar a um aumento nas emissões de metano a partir do digestato [14]. Para aumentar a concentração de SV, uma possibilidade é a codigestão com outros substratos.

O documento VDI 4630 [15] indica como satisfatória a recuperação de mais de 80% do potencial de um substrato padrão (ex.: celulose microcristalina). Usando essa mesma metodologia (Equação 1), foi considerada a recuperação como satisfatória para as fases II, III, IV e V.

O valor médio da concentração de nitrogênio amoniacal total (NAT) durante todas as fases do estudo foi de $2,24 \pm 0,30 \text{ g N-NH}_3\cdot\text{L}^{-1}$ e o valor médio da concentração de amônia livre (AL) foi de $147 \pm 22,57 \text{ mg N-NH}_3\cdot\text{L}^{-1}$ (Figura 3). Não foi observada inibição na produção de metano pelo excesso de amônia livre, apesar da concentração média ser próxima aos limites recomendados pela literatura, de 100 a $300 \text{ mg N-NH}_3\cdot\text{L}^{-1}$ [31]. Observa-se na Figura 3 que não ocorrem grandes variações na concentração de amônia livre (desvio padrão $\pm 22,57$), indicando aclimação dos micro-organismos às características do substrato [32].

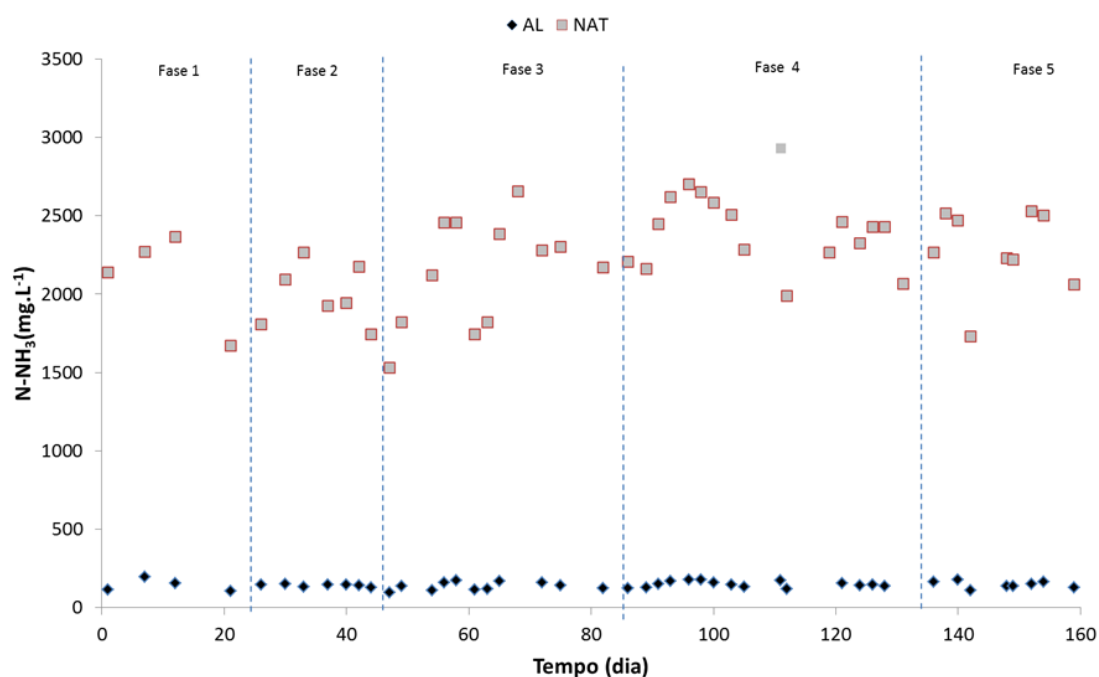


Figura 3. Monitoramento da concentração de nitrogênio amoniacal total (NAT) e de amônia livre (AL) e no reator CSTR.

3.2.1 Comportamento da comunidade de arqueas: As análises de 16S rDNA revelaram diferenças na composição da comunidade de micro-organismos entre todas as fases estudadas (Tabela 4).

Tabela 4. Característica das concentrações de arqueas metanogênicas durante cada fase do estudo

	Fase I	Fase II	Fase III	Fase IV	Fase V
Arquea (cópias gene.g⁻¹)	6,95x10 ^{11a}	3,24x10 ^{11b}	5,31x10 ^{11a,b}	1,11x10 ^{12c}	5,95x10 ^{11a,b}
<i>Methanosarcinales</i> (cópias gene.g⁻¹)	2,54x10 ^{10a,b}	1,16x10 ^{10a}	1,63x10 ^{10a,b}	5,16x10 ^{10b}	1,74x10 ^{10a,b}
<i>Methanomicrobiales</i> (cópias de gene.g⁻¹)	6,33x10 ^{10a}	1,39x10 ^{10a}	4,66x10 ^{10a}	8,28x10 ^{10b}	7,73x10 ^{10a}

*Na mesma linha, a, b e c significam diferença estatística significativa ($p < 0,05$).

A produção de metano no reator CSTR alimentado com dejetos suíno foi predominantemente associada com a redução do CO₂ com H₂ por arqueas metanogênicas hidrogenotróficas, corroborando com estudos prévios [17]. Isso não é surpresa, pois existe uma viabilidade termodinâmica superior do metabolismo hidrogenotrófico, determinado pela energia livre de Gibbs (ΔG^0 -135,6 kJ.mol⁻¹) [6].

As arqueas *Methanobacteriales* são um grupo estritamente hidrogenotrófico, usando H₂, ácido fórmico, CO ou álcoois secundários para reduzir CO₂ a CH₄, enquanto que as *Methanosarcinales* são versáteis metabolicamente, sendo capazes de produzir metano a partir de acetato (metabolismo acetoclástico) ou via rota hidrogenotrófica [6].

Além do que, a predominância das metanogênicas hidrogenotróficas pode ser explicada pelos efeitos inibitórios das altas concentrações de amônia (Figura 3) nas arqueas metanogênicas acetoclásticas (*Methanosarcinales*). A inibição da metanogênese tem sido relatada em concentrações próximas a 100 mgN.L⁻¹. Williams et al. [33] relataram que, nessa concentração, as arqueas metanogênicas acetoclásticas diminuem de concentração, enquanto que ordens como *Methanobacteriales* aumentam, resultando em uma troca na predominância de arqueas metanogênicas acetoclásticas para arqueas metanogênicas hidrogenotróficas. Tais relações competitivas provavelmente são comuns em processos anaeróbios e a troca da rota dominante pode ocorrer na mesma frequência de mudanças operacionais do reator [34].

4. Conclusão

O aumento na COV de 0,560 para 1,06 kgSV.m⁻³.d⁻¹ e a diminuição do TRH de 35 para 20 dias contribuíram para a melhor recuperação de metano, o que resulta em um ganho de produtividade na planta de biogás e reduz as emissões de metano (GEE). Os valores de pH e a relação AOV/AT ao longo do experimento mostraram a estabilidade do processo de monodigestão no reator CSTR. Não ocorreram evidências de inibição global do

processo de digestão anaeróbia devido à concentração de amônia livre, mas que provavelmente influencie a rota metabólica principal (hidrogenotrófica). Existe relação entre a estabilidade do processo e o aumento na concentração das arqueas metanogênicas (Fase IV). Nas configurações estudadas, a recirculação de lodo concentrado no reator não melhora o processo de digestão anaeróbia.

Os resultados são altamente significativos para o sistema proposto quando o objetivo for a produção de metano, uma vez que é possível trabalhar com baixo TRH (20 dias) e alcançar valores satisfatórios de recuperação de metano. Isso indica um aumento na capacidade de produção de metano utilizando uma planta de digestão anaeróbia menor.

Agradecimentos

Eletrosul Centrais Elétricas S.A., Uirapuru Transmissora de Energia S.A. Chamada No. 1110130054 (No 14/2012 – ANEEL), Rede BiogasFert, CIBlogás-ER, Fundação PTI, Fundação Araucária e CNPq.

5. Referências

- 1- ABPA – Brazilian Association of Animal Protein. Annual Report, 2016.
- 2- Kunz, A., Miele, M., Steinmetz, R.L.R. Advanced swine manure treatment and utilization in Brazil. *Bioresour. Technol.*, 100 (2009) 5485-5489. <http://doi.org/10.1016/j.biortech.2008.10.039>
- 3- Viancelli, A., Garcia, L. A. T., Schiochet, M., Kunz, A., Steinmetz, R. L. R., Zanella J. R. C., Esteves, P. A., Barardi, C. R. M. Culturing and molecular methods to assess the infectivity of porcine circovirus from treated effluent of swine manure. *Research in Veterinary Science*, 93 (2012) 1520-1524. <http://doi.org/10.1016/j.rvsc.2012.02.005>
- 4- Steinmetz, R.L.R., Gressler, V., Kunz, A., Soares, H. M. Tetracycline compounds interference and persistence in co-digestion of animal manure and cellulosic wastes. In: *Symposium and Workshop Latin American Anaerobic Digestion*, Cusco, Peru. 2016.
- 5- Loyon, L. Overview of manure treatment in France. *Waste Management* (2016). <http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2016.11.040>.
- 6- Deublein, D., Steinhauser, A. *Biogas from Waste and Renewable Resources: an introduction*. Wiley-VCH, Weinheim, 2011.
- 7- Philippe F. X., Nicks, B. Review on greenhouse gas emissions from pig houses: Production of carbon dioxide, methane and nitrous oxide by animals and manure. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 119 (2015) 10-25. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2014.08.015>
- 8- Gopalan, P., Jensen, P. D., Batstone, D. J. Anaerobic digestion of swine effluent: Impact

- of production. Stages. Biomass & Bioenergy, 48 (2013) 121-120.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.biombioe.2012.11.012>
- 9- Amaral, A. C., Kunz, A., Steinmetz, R. L. R., Scussiato, L. A., Tapparo D. C., Gaspareto, T. C. Influence of solid-liquid separation strategy on biogas yield from a stratified swine production system. Journal of Environmental Management. 168 (2016) 229-235.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.12.014>
 - 10- Lukehurst C., Bywater A. Exploring the bioviability of small scale anaerobic digesters in livestock farming. IEA Bioenergy, 2015.
 - 11- Shah, F. A., Mahmood, Q., Rashid, N., Pervez, A., Raja, I. A., Shah, M. M. Co-digestion, pretreatment and digester design for enhanced methanogenesis. Renewable and Sustainable Energy Reviews 42 (2015) 627-642.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.rser.2014.10.053>
 - 12- Metcalf & Eddy Inc. Wastewater engineering: treatment and reuse. 4.ed. McGraw-Hill, Boston, 2013.
 - 13- Deng, L., Chen, Z., Yang, H., Zhu, J., Liu, Y., Long, Y. Zheng, D. Biogas fermentation of swine slurry based on the separation of concentrated liquid and low content liquid. Biomass & Bioenergy, 45 (2012) p. 187-194.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.biombioe.2012.06.004>
 - 14- Ruile, S., Schmitz, S., Monch-Tegeder, M., Oechsner, H. Degradation efficiency of agricultural biogas plants – A full-scale study. Bio resource Technology, 178 (2015) 341-349. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2014.10.053>
 - 15- VDI-Society Energy and Environment. VDI 4630: Fermentation of organic materials – characterization of the substrate, sampling, collection of material data, fermentation tests. 2006
 - 16- Hernandez, M., Rodríguez, M. Hydrogen production by anaerobic digestion of pig manure: Effect of operating conditions. Renewable Energy. 53 (2013) 187-192.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.renene.2012.11.024>.
 - 17- Silva, M. L. B., Cantão, M. E., Mezzari, M. P., Ma, J. Nossa, C. W. Assessment of Bacterial and Archaeal Community Structure in Swine Wastewater Treatment Processes. Microbial Ecology. 70 (2015) 77-87. DOI: 10.1007/s00248-014-0537-8
 - 18- Zhou, J., Zhang, R., Liu, F., Young, X., Wu, X., Zheng, T., Jiang, M., Jia, H. Biogas production and microbial community shift through neutral pH control during the anaerobic digestion of pig manure. Bioresource Technology. 217 (2016) 44-49.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2016.02.077>
 - 19- Steinmetz, R. L. R, Mezzari, M. P., Silva, M. L. B., Kunz, A., Amaral, A. C., Tapparo, D. C., Soares, H. M. Enrichment and acclimation of an anaerobic mesophilic microorganism's inoculum for standardization of BMP assays. Bioresource Technology. 219 (2016) 21-28.

- 20- <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2016.07.031>
- 21- . Song M., Shin, S.G., Hwang S. Methanogenic population dynamics assessed by real-time quantitative PCR in sludge granule in upflow anaerobic sludge blanket treating swine wastewater. *Bioresour. Technol.*, 101 (2010), S23-S28. <http://dx.doi.org.ez103/10.1016/j.biortech.2009.03.054>
- 22- Mezzari, M. P., da Silva M.L.B., Nicoloso, R. S., Ibelli, A.M.G., Bortoli, M., Viancelli, A., Soares H.M. Assessment of N₂O emission from a photobioreactor treating ammonia-rich swine wastewater digestate *Bioresour. Technol.*, 149 (2013) 327-332. <http://dx.doi.org.ez103/10.1016/j.biortech.2013.09.065>.
- 23- Reitschuler, C., Lins, P., Illmer, P. Primer evaluation and adaption for cost-efficient SYBR green-based qPCR and its applicability for specific quantification of methanogens *World J. Microbiol. Biotechnol.*, 30 (2014) 293-304. <http://dx.doi.org.ez103/10.1007/s11274-013-1450-x>.
- 24- APHA – AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. Standard methods for examination of water and wastewater. 22st. ed. APHA, Washington, 2012.
- 25- Liebetrau J., Pfeiffer D., Thran D. Collections onf methods for biogas: Methods to determine parameters for analysis purposes and parameters that describe process in the biogas sector. *Biomass Energy Use*. 7 (2016).
- 26- 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* 34 (2014) 567-576. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-69162014000300019>
- 27- Goberna M., Gadermair M., Franke-Whittle I.H., Garcia C., Wett B., Insam H., Start-Up strategies in manure-fed biogas reactors: Process parameters and methanogenic communities.. *Biomass & Bioenergy*, 75 (2015) 46-56. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biombioe.2015.02.003>
- 28- Lili, M., Biró, G., Sulyok, E., Petis, M., Borbély, J., Tamás, J. Novel approach on the basis of FOS/TAC method. *Risk Factors Environ. Food Saf.*, 713–718, 2011.
- 29- Abbasi, T., Tauseef, S. M., Abbasi, S. A. Anaerobic digestion for global warming control and energy generation—an overview. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*. 16 (2012) 3228-3242. <http://doi.org/10.1016/j.rser.2012.02.046>
- 30- Pérez, M., Romero, L. I., Sales, D. Anaerobic thermophilic fluidized bed treatment of industrial wastewater: effect of F:M relationship. *Chemosphere*. 38 (1999) 3443-3461. [https://doi.org/10.1016/S0045-6535\(98\)00556-6](https://doi.org/10.1016/S0045-6535(98)00556-6)
- 31- Ekstrand, E., Karlsson, M., Truong, X., Bjorn, A., Karlsson, A., Svensson, B., Ejlertsson, J. High-rate anaerobic co-digestion of kraft mill fibre sludge and activated sludge by CSTRs with sludge recirculation. *Waste Management*. 56 (2016) p. 166-172. <http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2016.06.034>
- 32- Yenigun, O., Demirel, B. Ammonia Inhibition in anaerobic digestion. A Review. *Process*

- Biochemistry. 48 (2013) 901-911. <http://doi.org/10.1016/j.procbio.2013.04.012>
- 33- Chen, Y., Cheng, J.J., Creamer, K.S.. Inhibition of anaerobic digestion process: A review. *Bioresour. Technol.* 99 (2008) 4044-4064. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2007.01.057>
- 34- Williams, J., Williams, H., Dinsdale, R., Guwy, A., Esteves, S. Monitoring methanogenic population dynamics in a full-scale anaerobic digester to facilitate operational management. *Bioresour. Technol.* 140 (2013) 234-242. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2013.04.089>
- 35- De Vrieze, J., Raport, L., Willems, B., Verbrugge, S., Volcke, E., Meers, E., Angenent, L. T., Boon, N. Inoculum selection influences the biochemical methane potential of agro-industrial substrates. *Microb. Biotechnol.* 8 (2015) 776-786. <http://dx.doi.org/10.1111/1751-7915.12268>.

Conclusões gerais

Os efluentes da produção suinícola apresentam altas concentrações de matéria orgânica, o que torna a digestão anaeróbia uma alternativa competitiva para o seu tratamento/estabilização. A capacidade de produção de metano do efluente suinícola está relacionada com o manejo do dejetos na propriedade (diluição, tempo de retenção nas calhas antes do tratamento, estágio da produção em que o animal se encontra, etc.), bem como o nível de tecnologia aplicada (modelo de biodigestor, separação de sólidos, pré-tratamentos etc.).

Além da matéria orgânica, que é o substrato para produção do metano, o efluente suinícola também é composto por materiais inorgânicos (areia, restos de ração, etc.), caracterizados como sólidos fixos. Esse tipo de sólido não contribui para a produção de metano e tende a assorear o biodigestor, diminuindo o tempo de retenção hidráulico. Nesses casos, o processo bioquímico de digestão anaeróbia é afetado negativamente, sendo extremamente necessário fazer o correto manejo do lodo presente no biodigestor.

Uma opção barata para o gerenciamento de sólidos em sistemas anaeróbios é a utilização de técnicas de sedimentação. Nesse cenário, ocorre a separação em duas frações, sendo sobrenadante e lodo sedimentado. A fração sobrenadante geralmente contém o maior volume (60 a 70%), baixa concentração de sólidos voláteis, porém, altamente biodisponível. Ou seja, facilmente transformado a metano. Nesse caso, a utilização de biodigestores de lagoa coberta (BLC) para o seu tratamento é bastante recomendado.

A fração de lodo sedimentado contém menor volume (30 a 40%) e elevada concentração de sólidos voláteis, porém é um material de mais difícil degradação. Com isso, indica-se a utilização de reatores com maior tecnologia, como reatores CSTR (do inglês Continuous Stirred Tank Reactor), equipados com sistema de agitação e aquecimento da biomassa. Assim, tem-se maior produção de metano a partir da fração contendo matéria orgânica mais recalcitrante.

A utilização de técnicas de separação de sólidos leva a um aumento na capacidade de produção de metano de uma unidade produtora de suínos. A combinação de separação de sólidos e biodigestores de maior tecnologia aplicada pode diminuir o tamanho da planta de tratamento.

A utilização de reatores CSTR no tratamento de dejetos suíno combina a vantagem de menores tempos de retenção hidráulica (menores plantas de biogás) e a elevada recuperação de metano (próximo a 90% do potencial bioquímico de metano). Tem-se uma relação entre a estabilidade do processo de digestão anaeróbia e o aumento na concentração das arqueas metanogênicas, observando também que a rota metabólica da metanogênese é influenciada pelos parâmetros operacionais.

Perspectivas de trabalhos futuros

- Estudar a digestão anaeróbia de dejetos suínos em reator de duas fases;
- Avaliar a possibilidade de codigestão de dejetos suínos com outros substratos disponíveis na propriedade, com objetivo de aumentar a carga orgânica volumétrica e a produção de biogás;
- Quantificar a influência da temperatura na digestão anaeróbia por meio da avaliação da produtividade de biogás em função da progressão de temperatura em testes com alimentação contínua, buscando a melhor relação entre investimento em temperatura x produtividade de biogás;
- Avaliar parâmetros experimentais visando a produção de biogás com maior concentração de metano.